



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD BIÓTICA DE LA COMUNIDAD DE ALGAS PERIFÍTICAS DE LA CIÉNAGA DE ZAPATOSA, DEPARTAMENTO DE CESAR Y MAGDALENA, COLOMBIA

Mayra Camila Guerrero Lizarazo

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá, Colombia
2022

EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD BIÓTICA DE LA COMUNIDAD DE ALGAS PERIFÍTICAS DE LA CIÉNAGA DE ZAPATOSA, DEPARTAMENTO DE CESAR Y MAGDALENA, COLOMBIA

Mayra Camila Guerrero Lizarazo

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título
de:

Magister en Ciencias Biología

Director (a):

Biólogo Ph. D. Gabriel Antonio Pinilla Agudelo

Línea de Investigación:

Limnología, Bioindicadores

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá, Colombia

2022

A mis padres y mentores

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.



Mayra Camila Guerrero Lizarazo

Fecha 10/11/2022

Agradecimientos

Este proyecto no habría sido posible sin el apoyo de la Fundación Natura y de todos sus funcionarios, quienes realizaron el proyecto GEF Magdalena- Cauca Vive, del cual hizo parte la Universidad Nacional de Colombia. El desarrollo del Piloto de Monitoreo de Aplicaciones de Indicadores Bióticos en el complejo cenagoso de Zapatosa, a cargo de la Fundación Natura, facilitó el muestreo y el desarrollo de este proyecto. Agradezco a Wilmer Estupiñan por su colaboración en la producción del mapa final presentado con la escala de colores del IIB, tanto en el incluido en este documento, como en el desarrollado para su consulta digital. De manera personal, quiero destacar el apoyo del director de la tesis, Gabriel Antonio Pinilla, por ser un mentor con una pedagogía que me permitió aprender y comprender los errores que tuve, por nunca darse por vencido y siempre estar no solo de manera académica, sino también como una persona que se preocupa por el bienestar de los demás. A mis padres gracias por siempre apoyarme y brindarme las herramientas como persona para luchar por mis sueños. Los reconocimientos no estarían completos sin decirle gracias a la bióloga Mónica Tatiana López, por transmitirme y contagiarme de ese amor tan grande que ella tiene por el estudio de las comunidades microalgales.

Resumen

EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD BIÓTICA DE LA COMUNIDAD DE ALGAS PERIFÍTICAS DE LA CIÉNAGA DE ZAPATOSA, DEPARTAMENTO DE CESAR Y MAGDALENA, COLOMBIA

La comunidad de microalgas es un conjunto de organismos pertenecientes al escalón trófico de los productores, los cuales se han utilizado como bioindicadores desde el siglo XIX. Esta comunidad se caracteriza por su rápida reproducción, corto ciclo de vida y fáciles métodos de colecta, y aunque taxonómicamente es un grupo complicado de manejar, se han evaluado otros atributos como las medidas morfológicas y los rasgos funcionales, los cuales permiten hacer una rápida y eficiente valoración de estos organismos y dar solución a los posibles inconvenientes por la falta de experticia en los aspectos taxonómicos. En este trabajo se desarrolló una herramienta de evaluación de la salud ecosistémica, basada en la composición y en las características biológicas y ecológicas de la comunidad de algas perifíticas, para determinar su integridad biótica y valorar el estado ecológico del Complejo Cenagoso de Zapatosa (CCZ). Para ello, se analizó la composición de la comunidad de las algas perifíticas en la ciénaga de Zapatosa, se evaluaron algunos aspectos de su morfología funcional y se seleccionaron las variables funcionales más apropiadas para la elaboración de un índice de integridad biótica (IIB) de estas microalgas en el CCZ. Los análisis matemáticos y estadísticos mostraron que los atributos seleccionados fueron apropiados para el desarrollo del IIB y que este se correlacionó con las variables ambientales evaluadas. Con los resultados del IIB se discriminaron las condiciones ecológicas de las distintas zonas del CCZ. Sin embargo, el índice propuesto es una primera aproximación, que debe seguir desarrollándose para lograr una herramienta de gestión y predicción acertada, teniendo en cuenta los cambios estacionales en la hidrología del CCZ.

Palabras clave: Perifiton, Índice de idoneidad biológica, morfología algal, morfometría algal, Complejo Cenagoso de Zapatosa

Abstract

Evaluation of the biotic integrity of the community of periphytic algae of the Zapatosa Swamp, Department of Cesar and Magdalena, Colombia

The microalgae community is a group of organisms belonging to the trophic level of producers, which have been used as bioindicators since the 19th century. This community is characterized by its rapid reproduction, short life cycle and easy collection methods, and although taxonomically it is a complicated group to manage, other attributes such as morphological measurements and functional traits have been evaluated, which allow a quick and efficient assessment of these organisms and provide a solution to the possible drawbacks due to the lack of expertise in taxonomic aspects. In this work, an ecosystem health assessment tool was developed, based on the composition and biological and ecological characteristics of the periphytic algal community, to determine its biotic integrity and assess the ecological status of the Zapatosa Cenotage Complex (CCZ). For this purpose, the composition of the periphytic algal community in the Zapatosa marsh was analyzed, some aspects of its functional morphology were evaluated and the most appropriate functional variables were selected for the elaboration of a index of biotic integrity (IBI) of these microalgae in the CCZ. Mathematical and statistical analyses showed that the selected attributes were appropriate for the development of the IBI and that it correlated with the environmental variables evaluated. With the results of the IBI, the ecological conditions of the different zones of the CCZ were discriminated. However, the proposed index is a first approximation, which must be further developed to achieve an accurate management and prediction tool, taking into account seasonal changes in the hydrology of the CCZ.

Keywords: Periphyton, Index of biotic integrity, algal morphology, algal morphometry, Zapatosa Cenotage Complex.

Contenido

	Pág.
Resumen	IX
Lista de figuras	XIII
Lista de tablas	XV
Introducción	1
Marco teórico	3
Estrés ambiental sobre la biota	3
Biomonitoreo y bioindicadores	6
Índices de Integridad Biológica (IIB).....	11
Antecedentes y estado del arte.....	15
Metodología	19
Área de estudio.....	19
Trabajo de campo.....	20
Análisis de laboratorio.....	24
Análisis numérico y estadístico	26
Descripción general de la comunidad de ficoperifítica	26
Análisis de las variables funcionales de la comunidad de ficoperifiton y selección de atributos representativos	27
Elaboración del Índice de Integridad Biológica de la comunidad de ficoperifiton	28
Comparación del IIB y el índice ICA de 7 variables.....	30
Resultados	31
Caracterización ambiental.....	31
Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables abióticas	32
Composición, abundancia, diversidad y descripción general de los rasgos funcionales de la comunidad perifítica	33
Análisis Multidimensional no Métrico (NMDS) y dendograma de la comunidad de algas perifíticas	36
Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de las matrices biológicas y las variables ambientales.	38
Caracterización de los rasgos funcionales: Box-plots y correlaciones basadas en los datos crudos	44
Caracterización de los rasgos funcionales: Box-plots y correlaciones basadas en la Media Ponderada de la Comunidad (MPC).....	49
Construcción del Índice de Integridad Biótica de la comunidad de algas perifíticas: selección de atributos mediante el Índice Señal-Ruido	54

Construcción de Índice de Integridad Biótica de la comunidad de algas perifíticas: Eficiencia Discriminativa (ED) de los atributos candidatos.....	55
Construcción del Índice de Integridad Biótica de la comunidad de algas perifíticas: estandarización y puntuación de los atributos seleccionados	56
Construcción del Índice de Integridad Biótica de la comunidad de algas perifíticas: establecimiento de las escalas de calificación del IIB del Ficoperifiton del CCZ.	60
Aplicación del IIB a los sitios muestreados en el CCZ	60
Comparación del IIB y el índice ICA de 7 variables	63
Discusión.....	67
Características ambientales del CCZ	67
La comunidad de microalgas perifíticas del CCZ.....	68
El índice de integridad biótica del ficoperifiton de la CCZ	70
Comparación del IIB con el ICA.....	76
Conclusiones y recomendaciones	79
Anexos.....	81
Anexo 1	81
Anexo 2	84
Anexo 3	87
Anexo 4	89
Anexo 5	91
Anexo 6	93
Anexo 7	95
Anexo 8	97
Anexo 9	98
Anexo 10	100
Anexo 11	101
Anexo 12	103
Anexo 13	104
Anexo 14	105
Anexo 15	106
Anexo 16	107
Bibliografía	109

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1. Mapa de los puntos de muestreo en los ambientes lénticos de la ciénaga de zapatosa. La nomenclatura de las estaciones corresponde a la utilizada por la fundación natura.	21
Figura 2. Fotografías de la colecta de sustratos con perifiton realizada en el piloto de monitoreo en el complejo cenagoso de zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021.....	24
Figura 3. Análisis de Componentes Principales. Los tres primeros ejes tienen un porcentaje de explicación de 59,44%. PC1:21,76%; PC2:19,86%; PC3:17,81%. Se tuvieron en cuenta 11 de las 28 variables ambientales evaluadas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.	32
Figura 4. Análisis Multidimensional no Métrico. Stress:0,114. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.	36
Figura 5. Clúster (Método Ward) de abundancias de los taxones de algas perifíticas del CCZ.....	37
Figura 6. Análisis de Correspondencia Canónica. Axis1: 37,57%; Axis2: 28,93%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y la abundancia absoluta de taxones de algas perifíticas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.	38
Figura 7. Análisis de Correspondencia Canónica. Axis1:57,87%; Axis2:15,96%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y dimensión lineal máxima de las algas perifíticas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.	39
Figura 8. Análisis de correspondencia canónica. Axis1:54,24%; Axis2:16,28%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y biovolumen de las algas perifíticas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.....	40
Figura 9. Análisis de Correspondencia Canónica. Axis1:49,07%; Axis2:18,11%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y área superficial. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.	41
Figura 10. Análisis de Correspondencia canónica. Axis1:31,63%; Axis2:29,61%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y la relación área superficial/biovolumen de las algas perifíticas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.	42
Figura 11. Análisis de Correspondencia Canónica. Axis1:61,34%; Axis2:19,2%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y la abundancia absoluta de otras características funcionales no numéricas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.....	43

- Figura 12.** Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las medidas morfológicas. A. Dimensión lineal máxima. B. Biovolumen. C. Área superficial. D. Índice área superficial/biovolumen. 45
- Figura 13.** Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las características morfofuncionales no numéricas. A. Exoesqueleto de sílice. B. Formación de filamentos. C. Mucílago. D. Formación de colonias. E. Presencia de aerotopos. F. Flagelos 46
- Figura 14.** Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las medidas ponderadas de los atributos morfológicos. A. Dimensión lineal máxima. B. Biovolumen. C. Área superficial. D. Índice área superficial/biovolumen. 49
- Figura 15.** Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las medias ponderadas de las características no numéricas. A. Exoesqueleto de sílice. B. Formación de filamentos. C. Mucílago. D. Formación de colonias. E. Presencia de aerotopos. F. Flagelos..... 51
- Figura 16.** Box-plots comparativos de la señal-ruido de las medidas morfológicas. Dlm: dimensión lineal máxima. Biov.: biovolumen. Área sup.: área superficial. As/v: índice área superficial/biovolumen..... 54
- Figura 17.** Box-plot comparativo de la señal-riudo de las características morfofuncionales. Exo.: exoesqueleto de sílice. Form. Fil.: formación de filamentos. Mucilago. Aerotopos. Flagelos. 55
- Figura 18.** Mapa de las zonas de muestreo con el código de clasificados por color de acuerdo con la escala establecida en la tabla 10. Consulta web: <https://arcg.is/0KiHb1> 62

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1. Ubicación y características generales de los lugares de muestreo en el complejo cenagoso de Zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021. El uso circundante se refiere a la condición observada en los alrededores del área al momento del muestreo. Se incluyen las abreviaturas de los sitios.....	22
Tabla 2. Especificaciones de los análisis fisicoquímicos y de coliformes realizados por el laboratorio certificado por el Ideam.....	23
Tabla 3. Sustratos y áreas muestreadas de los lugares de colecta en el complejo cenagoso de zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021. Se indican entre paréntesis las abreviaturas que representan cada sitio.....	25
Tabla 4. Índices de diversidad para la comunidad de ficoperifiton de las zonas lénticas muestreadas en el complejo cenagoso de Zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.....	34
Tabla 5. Correlación de Spearman entre los promedios de los datos crudos y los valores de los tres primeros ejes del PCA. El triángulo superior de datos corresponde a la probabilidad y el inferior a los valores de correlación.....	48
Tabla 6. Correlación de Spearman entre los promedios de la MPC y los valores de los tres primeros ejes del PCA. El triángulo superior de datos corresponde a la probabilidad y el inferior a los valores de correlación.	53
Tabla 7. Cálculo de la eficiencia discriminativa para las variables de dimensión lineal máxima, biovolumen, área superficial, exoesqueleto de sílice, formación de filamentos, mucilago, formación de colonias, aerotopos y flagelos.....	56
Tabla 8. Valores máximos de los datos crudos de cada variable por lugar de muestreo. Se incluye el valor del percentil del 5% del total de datos de cada atributo. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.....	58
Tabla 9. Atributos estandarizados por sitios. Se incluye los promedios del conjunto de atributos por lugar de muestreo. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.....	59
Tabla 10. Escala de clasificación del índice de integridad biótica de la comunidad de perifiton del CCZ.	60
Tabla 11. Atributos por sitio estandarizados y promedio de los datos por lugar clasificados por color de acuerdo con la escala establecida en la tabla 10. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.....	61
Tabla 12. Comparación entre los resultados del IIB y los resultados del ICA. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.....	64

Introducción

Para el desarrollo de la especie y de la sociedad humana, los ecosistemas acuáticos han jugado un papel importante para su sobrevivencia y desarrollo. La curiosidad, la capacidad de asociación y raciocinio, y el pasar información de generación en generación, han permitido generar conocimiento, comprender lo que nos rodea y producir lo que llamamos ciencia y su aplicación para el beneficio propio.

Las ciénagas son ecosistemas palustres, es decir, un sistema pantanoso que controla las inundaciones (amortiguación), los cuales por sus características y propiedades únicas se han convertido en ambientes importantes y de gran valor económico, social y ecológico para las sociedades humanas asentadas en sus zonas circundantes. Sin embargo, presentan diferentes problemáticas relacionadas con el uso del suelo por parte de los humanos, con la pesca y con la introducción de especies, entre otras actividades, todo lo cual ha afectado el equilibrio a los diferentes cambios en los factores reguladores del sistema (el cual es muy sensible), tanto internos como externos, de manera que las transformaciones en el paisaje y el uso del suelo para las actividades antrópicas han modificado de manera considerable su funcionamiento (Barbour et al., 1999; Gerritsen et al., 2000; Markert et al., 2003; Stribling et al., 1998), acelerado su colmatación y degradación.

Dada la gran importancia de los servicios ecosistémicos que prestan estos sistemas, se ha generado la necesidad por parte de la comunidad, no solo de comprender cómo funcionan, sino de integrar diferentes conocimientos para la gestión y supervisión de su estado ecológico. Actualmente, el país no cuenta con una estrategia específica de supervisión y gestión para diferentes cuerpos de agua, como las ciénagas.

Para este caso específico se escogió la ciénaga de Zapatosa, la cual es un sistema léntico de gran importancia ecológica, social y cultural para el país, sobre todo para el departamento del Cesar. Por ello, se busca realizar un primer acercamiento integral que

incluya diferentes conocimientos (biológicos, químicos, físicos, matemáticos, estadísticos, entre otros), a fin de comprender el funcionamiento único de esta ciénaga y generar estrategias de gestión que permitan aprovechar al máximo sus servicios y alargar su vida útil, a partir del entendimiento de su salud ecosistémica.

Se quiso desarrollar una herramienta basada en la composición y en las características biológicas y ecológicas de la comunidad de algas perifíticas para determinar su integridad biótica y valorar el estado ecológico de la ciénaga de Zapatosa, para lo cual se planteó primero, analizar la composición de la comunidad de las algas perifíticas, evaluar algunos aspectos de su morfología funcional y tercero seleccionar las variables funcionales de estos organismos que fueran más apropiadas para la elaboración de un índice de integridad biótica de esta comunidad en la ciénaga de Zapatosa. Lo anterior con el fin de implementar una estrategia de evaluación basada en el índice de integridad biológica de dichas microalgas. Para lograr este objetivo, se realizó un análisis exhaustivo de la estructura de esta comunidad, se evaluó su relación con las variables químicas y físicas en diferentes puntos del sistema y se integraron y analizaron estos resultados para obtener una ecuación que permitiera establecer el estado ecológico de la comunidad. Dicha ecuación o índice posibilita realizar una evaluación rápida de las condiciones de integridad de la comunidad de algas y conocer la salud del ecosistema, con lo cual se facilita la supervisión y gestión de esta ciénaga.

Se partió de la suposición de que, del conjunto de variables de la comunidad de algas perifíticas, aquellas de mayor variabilidad y que describirían mejor el estado del ecosistema serían las de tipo morfofuncional, las cuales reflejarían los cambios en la concentración de oxígeno disuelto, la transparencia, la temperatura y el pH, dado que los aspectos funcionales del ficoperifiton responden directamente a las condiciones fisicoquímicas del sistema.

Esta investigación hizo parte de un convenio de trabajo entre la Universidad Nacional de Colombia y la Fundación Natura (2020-2021), el cual tuvo como objetivo general asesorar a esta institución en la selección de indicadores biológicos para la elaboración de un sistema de biomonitoreo de los ecosistemas acuáticos continentales del país.

Marco teórico

Estrés ambiental sobre la biota

Los cuerpos de agua, tanto oceánicos como continentales (lóticos y lénticos), siempre han sido sinónimos de vida y por esta razón su estudio y comprensión han sido de vital importancia para la sobrevivencia del ser humano.

Se ha establecido que los factores físicos de los sistemas naturales causan estrés a los organismos que los habitan (Hellawell, 1986). Esta situación de estrés es el motor en los procesos de adaptación y evolución en cada nivel de organización biológica. Normalmente, varios factores de estrés actúan simultáneamente (Markert et al., 2003), de forma que el equilibrio de un sistema es dinámico oscila en diferentes amplitudes (Hellawell, 1986). De esta manera, el medio ambiente “selecciona” la diversidad y la abundancia de las comunidades que hacen parte del sistema, además de influir en la distribución de sus especies. Así, en los componentes biológicos se reflejan los aspectos de la variación de la calidad del medio físico (Hellawell, 1986; Karr et al., 1986). Si el estrés es el cambio de estado de un sistema biótico o abiótico ante las condiciones de una “fuerza” aplicada, la tensión es la respuesta a dicho estrés (Markert et al., 2003).

Cada hábitat es diferente y presenta sus propias oportunidades de explotación por organismos adecuadamente adaptados. Cada uno de estos estilos de vida u “ocupaciones” de los organismos representa un nicho diferente dentro de un hábitat dado, de forma que la estructura de las comunidades refleja la estructura del hábitat. En un hábitat diverso se podría esperar que la amplia variedad de oportunidades que se explotarían proporcionaría una amplia gama de nichos y, por lo tanto, una multiplicidad de especies (Hellawell, 1986).

Además de la amplia gama de tensiones naturales encontradas por los organismos en sus hábitats, las actividades humanas y la manipulación del medio ambiente han generado otras perturbaciones, unas similares a las naturales, pero en diferente grado o magnitud, y otras de un tipo completamente ajeno al entorno normal (Hellawell, 1986). Sin embargo, los factores de estrés y las limitaciones que estos causan tienen el carácter de ser señales externas en términos de la teoría de la información y son registradas por los organismos afectados para responder mediante las reacciones de estrés y tensión adecuadas (Markert et al., 2003).

Cuando un organismo se somete a un factor de estrés, se encuentra en un estado de tensión; se dice que dicha tensión es elástica siempre y cuando sea completamente reversible. Más allá de este umbral, la tensión será solo parcialmente reversible, o totalmente irreversible, en cuyo caso se llama tensión plástica o permanente (Markert et al., 2003). La resistencia al estrés tiene dos componentes principales: primero, las propiedades internas innatas de un organismo, que se oponen al estrés por medio de una tensión específica y segundo, el sistema de reparación que invierte la tensión (Markert et al., 2003). Si se mantiene un pequeño estrés con la correspondiente tensión elástica durante algún tiempo, es posible que ocurran dos tipos de adaptación (Markert et al., 2003). En el primero, la tensión puede eventualmente disminuir a un valor constante, lo que lleva a una adaptación elástica (capacidad); en el segundo tipo de adaptación, la tensión resultante puede permanecer elevada y constante y en este caso los cambios secundarios inducidos en el organismo pueden conducir a una adaptación plástica (resistencia) (Markert et al., 2003).

La adaptación en una especie puede ser estable, surgida a lo largo de un gran número de generaciones, o inestable, dependiendo de la etapa de desarrollo del organismo y de los factores ambientales a los que ha estado expuesto. Esta adaptación inestable es importante tanto para las tensiones elásticas como para las plásticas (Markert et al., 2003). Adicionalmente, en la resistencia elástica y en la plástica, un organismo puede estar sujeto a cambios dependiendo de su potencial de adaptación. En este contexto, las muestras biológicas del medio ambiente de interés se utilizan y analizan como posibles

representaciones de entidades mayores (poblaciones, comunidades o ecosistemas) o de comportamientos ambientales similares o relacionados (Markert et al., 2003).

La contaminación, la fragmentación, la pérdida de hábitats, la intensificación de la agricultura y la presión demográfica, provocan cambios drásticos en la diversidad biológica, cuyas modificaciones afectan de manera considerable los diferentes sistemas ecológicos que albergan la vida en el planeta tierra, lo cual representa un paso irreversible en la mayoría de los casos (Markert et al., 2003). Los ecosistemas acuáticos sometidos a estrés experimentan cambios, tanto en su estructura como en su función; sin embargo, varios estudios han registrado que los cambios estructurales tienen una mayor sensibilidad al estrés (Markert et al., 2003).

La contaminación surge como consecuencia de las actividades humanas y se manifiesta como un mal para otros organismos. Por consiguiente, este es un término con una visión claramente antropocéntrica (Hellawell, 1986). Con base en esto, se han clasificado los diferentes tipos de contaminación acuática en física (calor, sólidos en suspensión, modificación de la estructura hidrológica, construcción de embalses, transferencia de aguas entre cuencas) y químicas (desechos tóxicos, residuos de silvicultura y otros vertimientos orgánicos, metales pesados, cambios de pH). Sin embargo, algunas de estas perturbaciones pueden verse amortiguadas por las dinámicas propias del cuerpo de agua, como lo son la mezcla y la dilución (Hellawell, 1986).

Las sustancias químicas constituyen la mayor carga contaminante de los ecosistemas naturales (Hellawell, 1986). Aunque los cambios debidos a la exposición a químicos o sustancias tóxicas depende de la concentración y de la duración de la exposición, hay diferentes factores propios del sistema que también influyen, como los niveles de oxígeno y dióxido de carbono, la temperatura, la salinidad, la dureza y el pH. Además, se pueden formar complejos o moléculas que originan otras sustancias distintas, que pueden ser aún más tóxicas, pero también pueden amortiguar los efectos de los componentes originales (Hellawell, 1986). Cuando se produce algún evento catastrófico, como una contaminación accidental muy grave de un curso de agua, la velocidad de recuperación del sistema

depende en gran medida de la tasa a la que el hábitat se recoloniza desde las zonas no afectadas (Hellawell, 1986). Además, para el estrés químico la recuperación de los ecosistemas acuáticos depende principalmente del grado de acumulación de los respectivos químicos en el medio ambiente y de la tasa de flujo biológico (Markert et al., 2003).

Se puede decir que la salud de un ecosistema sea terrestre o acuático, se afecta cuando se supera su capacidad de absorción del estrés. Aun así, el concepto de salud ambiental de los ecosistemas acuáticos considera que es posible evaluar esta condición mediante el seguimiento biológico, para lo cual se utilizan organismos como herramientas de diagnóstico (Markert et al., 2003).

Biomonitoreo y bioindicadores

Se tiene claridad en que las características de los sistemas bióticos están determinadas por las propiedades eco-fisiológicas inherentes, las dinámicas de las poblaciones que lo conforman y las reacciones de estrés con respecto a los cambios físicos y químicos en las condiciones del lugar (Markert et al., 2003). Esto permite hacer uso de los sistemas biológicos como monitores o indicadores de salud ambiental (Hellawell, 1986). Así, los indicadores biológicos permiten conocer la existencia de situaciones de estrés ambiental, lo cual es un paso o requisito previo para su solución o mejora (Markert et al., 2003).

El uso directo de los bienes y servicios ecosistémicos, así como los cambios realizados a los ecosistemas con el fin de mejorar el suministro a las distintas poblaciones humanas, han impactado el funcionamiento de los diferentes ecosistemas implicados. Además, el reconocimiento de la irreversibilidad del impacto humano atrae cada vez más la atención hacia los procesos del ecosistema como punto de partida para la evaluación ecológica. Como premisa, se puede decir que prevenir el deterioro de los ecosistemas siempre es mejor que curar los daños. La idea sería que las “señales de alerta temprana” en los ecosistemas, basadas en bioindicadores, no solo mostraran los niveles iniciales del daño, sino que también pudieran dar elementos para desarrollar estrategias de control y asumir medidas de precaución (Markert et al., 2003).

Ante la situación de estrés y de cambios señalada, surge la bioindicación surge como una respuesta a la problemática de deterioro de los ecosistemas acuáticos. La bioindicación se define como el análisis de la estructura de información de los sistemas vivos, con el fin de determinar la calidad del medio ambiente o para evaluar los peligros y riesgos ambientales.

El concepto de indicadores incluye los análisis de la presencia-ausencia de los taxones y la búsqueda de relaciones de la abundancia, la biomasa o el crecimiento de las especies (en el presente trabajo, de algas) con los impactos ambientales; de esta manera, se pueden detectar los síntomas específicos de estrés (Markert et al., 2003; Wolterbeek et al., 1996).

Los individuos o las poblaciones se han tomado como bioindicadores. En ambos casos, los organismos tienden a variar en sus respuestas anatómicas y fisiológicas ante las condiciones ambientales (como ocurre en peces, algunos moluscos, etc.), lo que lleva generalmente a que se presenten problemas de interpretación. Por otra parte, el uso de las comunidades proporciona una mejor base comparativa para monitorear los cambios en su estructura en entornos contaminados o estresados. Los cambios funcionales están casi invariablemente acompañados de cambios estructurales. Los bioindicadores proporcionan información de la condición del ecosistema, para lo cual generalmente se requieren comparaciones con un estado de referencia que tenga un buen funcionamiento ecológico (Hellawell, 1986; Markert et al., 2003).

Aunque los términos de bioindicadores y biomonitores están fuertemente asociados hay una diferencia conceptual entre estos dos conceptos. Los primeros son organismos, partes de ellos o comunidades de especies que reflejan información cualitativa sobre la calidad del ambiente. Los biomonitores, por otro lado, son organismos específicos que contiene información cuantitativa sobre la calidad del medio ambiente. De esta manera, un biomonitor siempre es un bioindicador, pero no todos los bioindicadores tienen la capacidad de ser biomonitores (Markert et al., 2003).

Con los datos e información obtenidos por medio de la bioindicación se hacen comparaciones con el conocimiento ya establecido. La complejidad de la interpretación aumenta con la complejidad y dinámica del sistema. Bajo esta premisa, los taxones indicadores se utilizan para dilucidar los efectos de los cambios ambientales, como la alteración del hábitat, la fragmentación y el cambio climático sobre una determinada escala. De esta manera, la bioindicación y el biomonitoreo proporcionan información sobre el grado de contaminación o degradación de los ecosistemas (Kerans, B. L.; Karr, 1994; Markert et al., 2003).

En un sentido ecológico general, la bioindicación se basa en organismos o grupos de organismos adecuados para determinar cualitativa y cuantitativamente el estado del medio ambiente, es decir, se refiere frecuentemente a la detección de los estresantes ambientales antropogénicos mediante los organismos (Markert et al., 2003). Lo anterior, sumado a los conocimientos previamente generados, permite predecir los cambios probables que ocurrirán en la biota cuando se proponen modificaciones a las configuraciones fluviales existentes o a los regímenes de caudales. Esto permite hacer comparaciones entre las faunas esperadas y las reales y, por tanto, estimar el grado de cambio que puede ser

atribuible a la contaminación o a otro tipo de estrés (Hellawell, 1986). Es decir, la bioindicación posibilita distinguir las cadenas de causa-efecto, en las que la perturbación humana cambia la dirección de las variables abióticas, las cuales a su vez afectan a las características bióticas estructurales y funcionales del ecosistema (Markert et al., 2003).

Las características estructurales de un ecosistema fluvial se describen por la diversidad, la abundancia y la distribución espacial de las especies; además, los procesos y estructuras dominantes son la base de los posibles indicadores (Markert et al., 2003). En este marco, los indicadores ideales deben tener algunas características específicas, tales como (Hellawell, 1986):

- Ser fácilmente identificables.
- Poder muestrearse fácilmente.
- Tener distribución cosmopolita.
- Asociarse con abundantes datos auto-ecológicos.
- Tener importancia ecológica como recurso, molestia o plaga.
- Acumular contaminantes fácilmente.
- Ser fácilmente cultivables en el laboratorio.
- Tener baja variabilidad genética en la comunidad biológica.

La evaluación de la influencia de la sociedad humana sobre los sistemas acuáticos utilizando las características de la biota residente tiene una larga historia (Kerans, B. L.; Karr, 1994). Desde 1980 se consideraba a “la fuente bioindicativa de información” como uno de los pilares de vigilancia ambiental moderna, ya que “la bioindicación es el desglose del contenido de la información de los biosistemas, haciendo posible evaluar áreas enteras” (Markert et al., 2003). Desde entonces, el uso de monitores biológicos ha resultado ser muy atractivo, ya que los organismos están continuamente expuestos a todas las variaciones en la calidad ambiental y su respuesta es integral, es decir, reflejan los impactos ecológicos de picos y valles o de niveles sostenidos de disturbio, con lo cual señalan las consecuencias ecológicas de la variabilidad ambiental. Para los temas de gestión de los ecosistemas, los bioindicadores proporcionan información sobre la ocurrencia de procesos y estructuras de los sistemas (Hellawell, 1986; Markert et al., 2003).

Con base en lo anterior, la idea de que los organismos pueden proporcionar una indicación de la calidad de su medio ambiente es generalizada y básicamente sólida. No obstante, los términos “indicador” o “especie indicadora” pueden utilizarse y entenderse de diferentes maneras (Hellawell, 1986):

- Especies con requisitos particulares con respecto a los nutrientes o a los niveles de oxígeno.
- Especies que sufren estrés fisiológico (tasa de crecimiento, deterioro de la capacidad reproductiva, comportamiento modificado- biosensor).
- Organismos bioacumuladores de sustancias.

Por las características anteriormente nombradas, en los ecosistemas acuáticos se han usado como bioindicadores bacterias, protozoos, algas, macroinvertebrados, macrófitas y peces. Sin embargo, los más recomendados son las algas y los macroinvertebrados (Hellawell, 1986), ya que son susceptibles a las influencias tanto del macro como del microambiente (Karr et al., 1986). En el caso de la comunidad de algas perifíticas (llamadas también ficoperifiton), su valor como biomonitores de las aguas dulces ha sido reconocido desde mediados del siglo XIX (Cohn (1853), citado por Markert et al., 2003). Algunas características que convierten a las algas perifíticas en buenos indicadores se resumen en los siguientes aspectos (Hellawell, 1986):

- Son organismos sedentarios, lo cual asegura que los resultados se refieren al área de estudio.
- Estos organismos se encuentran abundantemente en los sistemas acuáticos y tienen una distribución amplia, lo que facilita las comparaciones entre diferentes zonas.
- Son fáciles de coleccionar y brindan una muestra abundante y robusta.

Las algas son “bioacumuladores”, especialmente útiles cuando se concentran niveles muy bajos de una sustancia. Constituyen la comunidad más útil como indicadora en el contexto de la eutrofización, pero se han empleado también para detectar la contaminación orgánica debido a su bien documentada tolerancia. Adicionalmente, por su respuesta fotosintética y respiratoria ante factores como el enriquecimiento de nutrientes o los contaminantes, la comunidad perifítica es muy útil para evaluar la calidad del agua. La evaluación del crecimiento saludable de las diferentes especies suele ser un mejor indicador que su mera presencia (Markert et al., 2003). Siguiendo esta idea, Reynolds (Reynolds, 1980) estudió la hipótesis de que las asociaciones algales en un sistema abierto y cambiante no se definen a través de las especies sino de los grupos funcionales de algas, ya que las adaptaciones a los factores limitantes pueden favorecer a ciertos morfotipos (Markert et al., 2003).

El uso de las algas bentónicas para la clasificación de las corrientes de agua tiene una larga tradición. El fitoplancton ha sido ampliamente descuidado en los ríos, lo que es la

situación opuesta a la de los lagos. Igualmente, se sabe que el perifiton es un componente importante de la zona litoral de los lagos y embalses (Markert et al., 2003).

Para analizar un determinado sistema (según el objetivo que se tenga), se evalúan uno o varios de sus atributos. Adicionalmente, dependiendo del atributo del sistema que se desee evaluar, hay diferentes bioindicadores y métodos de evaluación (Markert et al., 2003):

- **Productividad:** está determinada por los procesos del ciclo de recursos, como la entrada, el procesamiento y la retención de materia orgánica. El indicador de biomasa de algas sería el adecuado, ya que esta biomasa es el resultado de la entrada y el procesamiento de nutrientes. La concentración de clorofila es una medida de dicha biomasa.
- **Estructura:** describe la diversidad de especies, su abundancia y su distribución espacial en un ecosistema.
- **Medio abiótico:** el potencial de productividad y de diversidad, abundancia y salud de las especies está determinado en gran medida por las condiciones abióticas, a saber, la dinámica hidrológica y morfológica, la diversidad y conectividad de los hábitats, el aporte de nutrientes y la calidad física y química del agua y los sedimentos.

Teniendo en cuenta los atributos evaluados, los bioindicadores proporcionan información para la gestión de los ecosistemas (Markert et al., 2003). Algunos aspectos aportados por los bioindicadores son: descripciones de los procesos y la estructura del ecosistema; relaciones de la red alimentaria y la producción de biomasa; procesos como la migración de los peces en los ríos o la eutrofización en los lagos; la condición del ecosistema en comparación con un nivel de referencia de funcionamiento ecológico; y relaciones de causa-efecto dentro de un ecosistema. El conocimiento de estas relaciones es necesario para definir medidas de rehabilitación eficaces (Markert et al., 2003).

Existen ventajas y desventajas con el uso de bioindicadores para la gestión de los ecosistemas. Como se mencionó, estos proporcionan información sobre aspectos estructurales y funcionales, pero la medición de su abundancia puede ser más difícil y larga que la vigilancia mediante indicadores abióticos. Esta desventaja se aplica especialmente a las especies móviles, como peces depredadores, mamíferos, macroinvertebrados e insectos. Adicionalmente, hay riesgo de que la gestión se centre en la conservación de un pequeño número de especies en lugar del funcionamiento general del sistema (Markert et al., 2003).

Teniendo en cuenta todo lo expuesto, se establece que los parámetros de salud de los ecosistemas están estrechamente vinculados a las condiciones de los organismos expuestos a las zonas vigiladas. Esto hace de la especie indicadora un “biosensor”, como ocurre en los bioensayos para medir la contaminación ambiental (Markert et al., 2003). En el ámbito de las medidas de prevención para la protección de la vida acuática, los bioindicadores son una ayuda muy importante para dar cumplimiento a las acciones basadas en el principio de precaución (Markert et al., 2003).

Índices de Integridad Biológica (IIB)

En los bioindicadores es posible medir varios aspectos, tales como la composición, la riqueza y la abundancia. Sin embargo, una manera más eficiente de obtener información de la biota como indicadora es valorarla a través de índices de integridad biológica. A continuación, se explica este concepto y su utilidad para conocer el estado ecológico de los ambientes acuáticos.

Es claro que existen fuertes afectaciones de los sistemas naturales por influencia de las sociedades humanas. Con base en ese hecho, se puede deducir que los sistemas que poseen integridad biótica son aquellos capaces de resistir o recuperarse rápidamente de la mayoría de las perturbaciones naturales y sobreponerse a varios disturbios importantes de origen antrópico. Sin embargo, dicha integridad no está necesariamente correlacionada con los servicios ecosistémicos que brindan los sistemas naturales, e incluso en algunos sistemas el incremento de la producción biológica a gran escala puede indicar una pérdida de integridad (Karr et al., 1986).

En un sentido amplio, un sistema biológico se considera saludable cuando puede realizar su potencial inherente, su condición es estable, se conserva su capacidad de auto-reparación cuando se perturba y se necesita un apoyo externo mínimo para su gestión. En el caso de los sistemas acuáticos, la integridad biótica se mantiene si la composición, la estructura y la función no se han visto perjudicadas por las actividades humanas. Estas alteran el patrón del paisaje temporal y espacial, lo que afecta profundamente las biotas de estos ambientes acuáticos. Por tal razón, una solución apropiada ante un conjunto dado de perturbaciones de la calidad del agua puede ser el desarrollo de un hábitat acuático que sea estructuralmente adecuado para sostener una biota rica y diversa (Karr et al., 1986).

Por lo tanto, al buscar una mejora en la integridad biológica de un cuerpo de agua, se deben tener los medios para identificar los procesos perturbados (Karr et al., 1986). Para ello se han usado medidas de diversidad comunitaria, generalmente en forma de índices, para obtener una estimación de la intensidad de la perturbación ambiental (Hellawell, 1986).

Al elaborar y utilizar un nuevo índice se deben tener en cuenta los siguientes puntos: primero, la necesidad de pluralismo, ya que, se necesitan múltiples puntos de vista para formar una imagen adecuada de los sistemas complejos; segundo, la necesidad de integración, puesto que las múltiples visiones requieren integrarse; y tercero, estas medidas integradas deberían reflejar la salud del sistema (esta no se puede cuantificar con precisión, pero es un concepto necesario) (Kerans, B. L.; Karr, 1994; Markert et al., 2003). La ventaja de un Índice de Integridad Biológica (IIB) es la capacidad de integrar la información de los niveles individual, poblacional, comunitario, zoogeográfico y ecosistémico en un único índice de base ecológica que refleja la calidad del recurso hídrico. Se basa en la observación directa y puede utilizarse para examinar un gran número de áreas de muestreo y para determinar tendencias. De esta forma, el IIB permite evaluar el éxito de los programas de gestión de los recursos hídricos (Karr et al., 1986; Stribling et al., 1998).

Un IIB se basa en múltiples parámetros, un requisito cuando el sistema a evaluar es complejo; incorpora el juicio profesional de manera sistemática y sólida, pero también establece criterios cuantitativos que permiten determinar lo que es excelente y lo que está en mal estado (Karr et al., 1986; Kerans, B. L.; Karr, 1994; Wolterbeek et al., 1996). Adicionalmente al no existir una variable o indicador general que permita describir y evaluar el funcionamiento ecológico en su totalidad, es necesario describir los diferentes elementos del ecosistema (Markert et al., 2003). Es decir, las métricas o atributos seleccionados para el índice final deben incluir aquellos aspectos que producen la mayor eficacia de clasificación general y que contengan la información ecológica más apropiada de acuerdo con el objetivo que se tenga (Stribling et al., 1998). Esto es importante porque, dependiendo de los métodos que se elijan, la estructura y el estado real de la comunidad biótica presente o las tendencias del estado de dicha comunidad a lo largo del tiempo pueden ser malinterpretadas (Barbour et al., 1999). Por este motivo, las métricas del IIB evalúan los atributos que se correlacionan con la integridad biótica, concepto abstracto que no puede medirse directamente. Individualmente, cada atributo proporciona información sobre una característica específica del lugar de muestreo y en conjunto caracterizan la integridad biótica subyacente de ese sitio (Karr et al., 1986).

El IIB, como cualquier otra herramienta, debe usarse apropiadamente. Está diseñado para utilizarse solo cuando el objetivo es monitorear la integridad biótica en sitios específicos. Es adecuado para examinar un gran número de sitios a fin de identificar los que requieren atención y para evaluar las tendencias a lo largo del tiempo en un lugar individual, así como para examinar el impacto de acciones humanas específicas sobre los recursos hídricos. Adicionalmente, se recomienda complementar estas evaluaciones con bioensayos y validaciones utilizando conjuntos de datos adicionales (Kerans, B. L.; Karr, 1994).

Con base en lo anterior, se han definido seis criterios que los programas de biomonitoreo deben satisfacer para que sean válidos (Herricks & Schaeffer, 1985; Karr et al., 1986):

1. La medida debe ser biológica.
2. La medida debe ser interpretable en varios niveles tróficos o proporcionar una conexión con otros organismos no involucrados directamente en la vigilancia.
3. La medida debe ser sensible a las condiciones ambientales que se vigilan.
4. El espectro de respuesta de la medida debe ser adecuado para la aplicación prevista.
5. La medida debe ser reproducible y precisa dentro de límites definidos y aceptables para los datos recogidos en el espacio y en el tiempo.
6. La variabilidad de la medida debe ser baja.

De acuerdo con los criterios mencionados, el IIB permite establecer funciones de valor y proporciona un vínculo explícito entre la información fáctica (por ejemplo, el valor indicador) y el juicio de valor humano (“bueno” o “malo”) en la forma de una representación matemática. La selección de una referencia absoluta o relativa depende del objetivo de la evaluación y de la disponibilidad de los datos sobre los niveles de referencia; a menudo se utilizan referencias relativas cuando no se dispone de datos suficientes. Sin embargo, para interpretar el significado de una puntuación de valor adecuadamente, se debe tener claras las condiciones de referencia, que son las que permiten comprender los cambios generados en el sistema y sus consecuencias (Markert et al., 2003). El desarrollo de un indicador biológico requiere una definición objetiva de las condiciones de referencia y de las medidas que se utilizan para describir la biota que es capaz de sobrevivir y reproducirse en estas condiciones (Stribling et al., 1998). La selección de los niveles de referencia mencionados para los indicadores depende del objetivo de la evaluación (eficacia de la política, evaluación del estado de los ecosistemas) y, como se mencionó, de la disponibilidad de datos sobre los estados de referencia (Markert et al., 2003).

Actualmente, se utilizan varias aproximaciones para establecer las condiciones de referencia en la evaluación de los ecosistemas (Markert et al., 2003):

- El primer tipo de condición de referencia se basa en un ecosistema “no perturbado” que tiene características hidrológicas, geomorfológicas y ecológicas auténticas comparables al ecosistema que se va a evaluar.
- El segundo tipo de condición de referencia se refiere a un análisis histórico de las características del ecosistema en una fase previa a la “perturbación”. Esta

aproximación tiene la desventaja de que puede resultar en un objetivo inalcanzable, porque muchos efectos humanos son irreversibles.

- El tercer tipo corresponde a los niveles de referencia de los efectos basados en el riesgo de su impacto ecológico como, por ejemplo, el umbral de nutrientes en un lago poco profundo que determina la transición entre un estado oligotrófico y otro eutrófico.

Sin embargo, se debe tener en cuenta que la calidad de los datos también depende de la estandarización de los procedimientos. El diseño y la ejecución del programa de muestreo a menudo eclipsan la importancia de la estandarización, especialmente cuando se muestrean ecosistemas complejos e imprevisibles. Cada esfuerzo que se realiza en un monitoreo debe considerarse como una oportunidad para mejorar la capacidad interpretativa o predictiva (Herrick & Schaeffer, 1985).

Para desarrollar adecuadamente un IIB es necesario seguir 5 pasos (Markert et al., 2003):

1. El funcionamiento del ecosistema se describe sobre la base de teorías y conceptos ecológicos.
2. Se definen los procesos y estructuras dominantes del funcionamiento del sistema.
3. Se seleccionan bioindicadores que proporcionen información sobre la productividad y la estructura de los ecosistemas.
4. Se definen los factores abióticos reguladores y las presiones humanas relacionadas para describir las relaciones de causa y efecto.
5. Los niveles de referencia para el bioindicador se discuten para evaluar la condición de los ecosistemas.

Dadas las características anterior mente descritas de cómo influye el ambiente en los organismos, para el proceso de elaboración de un IIB se realiza la agregación de diferentes variables bióticas en un único valor, que permite acercarse a la medición del funcionamiento ecológico del sistema. Esto implica pasos de selección, ponderación (valoración), escalado (transformación de los indicadores en medidas adimensionales) y manipulación matemática. Se debe tener presente que, si los indicadores son interdependientes, solo se deben agregar aquellos que se relacionen más directamente con el objetivo de la selección. Al respecto, los recientes avances en el análisis estadístico multivariado de ordenación han mejorado mucho la comprensión de las relaciones entre la distribución de las especies y las variables ambientales, lo que ha facilitado el desarrollo e implementación de los IIB (Markert et al., 2003). La integración de atributos funcionales y estructurales que constituyen la base del IIB, es un elemento común a los enfoques de

bioevaluación rápida (Barbour et al., 1999) y hacen posible el uso de esta herramienta desde una perspectiva política y social adecuada y fácilmente interpretable.

Los IIB bentónicos (referidos a comunidades como el perifiton y los macroinvertebrados) ofrecen muchas oportunidades para la coordinación de la cooperación entre las entidades gestoras de los recursos hídricos. Estos índices son valiosos para determinar prioridades de restauración de las cuencas hidrográficas, debido a que permiten determinar directamente la calidad de los ecosistemas acuáticos y miden su degradación biológica, en este caso del ensamble bentónico. Los IIB han demostrado ser un componente integral en las estrategias de acción para la restauración de cuencas hidrográficas (Stribling et al., 1998).

Una vez que se entiende la relación entre el hábitat y el potencial biológico, los impactos sobre la calidad del agua pueden discriminarse objetivamente de los efectos puramente ecológico. Así, los esfuerzos de control y rehabilitación pueden centrarse en la causa más importante de deterioro (Barbour et al., 1999).

Antecedentes y estado del arte

En Colombia se han realizado desde el siglo pasado varios trabajos con respecto a la composición y variaciones de las comunidades perifíticas en distintos tipos de cuerpos de aguas continentales y en diferentes épocas climáticas. Dentro de los ambientes estudiados se destacan las ciénagas, ya que son cuerpos de agua importantes como zonas de amortiguación, reservas hídricas y áreas de actividad económica para las poblaciones humanas que las rodean. A continuación, se mencionan las publicaciones más relevantes sobre perifiton en sistemas cenagosos y pantanosos del país.

Uno de los trabajos más representativos en Colombia se realizó en los complejos cenagosos de Arcial-Porro-Cintura y Baño-Charco Pescao-Pantano Bonito por Álvarez (2008, citado por Montoya Moreno & Aguirre, 2013), en el cual se hizo la caracterización preliminar de la comunidad perifítica asociada a las plantas acuáticas en la zona litoral. Previamente, en 2001, Báez-Polo y Hernández-Jiménez (citados por Montoya Moreno & Aguirre, 2013), evaluaron la composición de especies y la variación temporal de las comunidades perifíticas en substratos artificiales (placas de vidrio de 76 x 26 mm) en la ciénaga de Pajalal, entre julio de 1999 y octubre del 2000.

En el departamento de Chocó, en la ciénaga de Plaza Seca, Maturana *et al.* (2001, citados por Montoya Moreno & Aguirre, 2013) hicieron el primer trabajo sobre perifiton en esta región del país, en el cual evaluaron la variación de la estructura del ensamblaje ficoperifítico asociado a *Nhymphoides* sp. Después, Abuhatab y Asprilla (2006, citados por Montoya Moreno & Aguirre, 2013) estudiaron la variación espacio temporal del ficoperifiton

en el Cerro Las Mojarras y en la misma región en la cuenca del río San Juan. Durante este mismo año Arcos-Pulido y Gómez Prieto (2006) analizaron durante siete meses en el humedal Jaboque, por medio de colonización de sustratos artificiales, siete zonas distribuidas entre áreas con mayor intervención antrópica y localidades con menor intervención, lo que les permitió comparar la composición de las distintas comunidades. Por otra parte, Martínez *et al.* (2008, citados por Montoya Moreno & Aguirre, 2013) evaluaron la composición y distribución del ensamblaje ficoperifítico en diferentes ecosistemas de la cuenca del río San Juan.

A partir de las investigaciones del grupo Gaia de la Universidad de Antioquia en la Ciénaga de Ayapel, se han realizado algunas publicaciones sobre el perifiton de este sistema cenagoso, como las de Montoya-Moreno y Aguirre (2008; 2009). Estos autores discuten sobre la asociación de las algas perifíticas con las raíces de macrófitas en la Ciénaga de Paticos, la dinámica del perifiton asociado a las macrófitas en la Ciénaga de Escobillitas y la relación de estas características con los pulsos de inundación (Montoya Moreno & Aguirre, 2013).

Específicamente, Montoya-Moreno (2011) evaluó las variaciones espaciales y temporales de la estructura de la comunidad de algas epifíticas asociadas a raíces de macrófitas en 14 sitios del sistema de lagos de inundación de Ayapel. Como resultado, se publicó un libro didáctico derivado de la investigación “Efecto del pulso de inundación sobre la dinámica algal epifítica en un sistema de lagos de planicie de inundación tropicales (Ciénaga de Ayapel-Colombia)” (Montoya Moreno & Aguirre, 2013).

Para los humedales urbanos de Bogotá, Castro-Roa y Pinilla-Agudelo (2014) elaboraron un índice de condiciones limnológicas basado en las diatomeas perifíticas, el cual permitió caracterizar el estado ecológico de estos ecosistemas, desde condiciones de mal funcionamiento hasta aquellas que mostraron un mejor estado de los humedales.

En el departamento de Magdalena en la ciénaga Cerro de San Antonio, Osorio-Ávila y Manjarres-García (2015) evaluaron la estructura y ensamble de la comunidad de ficoperifiton, teniendo en cuenta la preferencia o agregación en diferentes especies de macrófitas. Siguiendo esta misma línea De La Hoz-Barrientos y Osorio-Ávila (2016) evaluaron la composición y estructura del ensamble de la comunidad de ficoperifiton asociado a las raíces de macrófitas en la ciénaga de Chilloa.

Para la región de la Orinoquia, Lozano *et al.* (2019) evaluaron la influencia de la zona riparia de los cuerpos de agua en la estructura de la comunidad de ficoperifiton en 30 humedales de la zona periurbana de Villavicencio, Meta; en ese estudio se encontró que el tipo de cobertura de la zona riparia influye en la composición y diversidad de las diatomeas.

Aunque se refiere a riachuelos y no a ambientes lénticos, vale la pena destacar un estudio realizado en la reserva La Planada en el municipio de Ricaurte, departamento de Nariño, puesto que es el primer trabajo en Colombia en el cual se evaluaron algunos atributos de la ecología funcional de la comunidad de algas perifíticas (Guerrero Lizarazo et al., 2021). Dichas variables funcionales pueden ser de utilidad en la construcción de un IIB para este grupo de organismos.

En resumen, en el país se han hecho diferentes estudios de comunidades perifíticas, pero no se ha desarrollado hasta ahora ninguna aproximación a un índice de integridad biológica con la información brindada por esta comunidad.

Metodología

Área de estudio

La ciénaga de Zapatosa es una depresión cóncava con una profundidad máxima de doce metros. Por su ubicación geográfica, es el mayor reservorio de agua dulce del país y la mayor trampa de sedimentos de la planicie inundable del río Cesar y del río Magdalena. Estacionalmente, es una zona de amortiguamiento del río Magdalena (Rangel-Ch., 2012).

El río Cesar nace en las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta y parte importante de su cauce es alimentado por los ríos que nacen en la Serranía de Perijá. Esta corriente da origen a la ciénaga de Zapatosa, que a su vez es responsable de buena parte de la dinámica hídrica del sistema geográfico del nororiente colombiano. En época de caudales altos el río Magdalena irrumpe en la ciénaga y hace retroceder el caudal del río Cesar, arrastrando juveniles de especies acuáticas importantes para la repoblación natural del complejo cenagoso de Zapatosa (CCZ) (Rangel-Ch., 2012).

El espejo de agua es dinámico y depende directamente de la carga de sedimentos y del caudal que arrastran estacionalmente los ríos. En la época seca, la ciénaga se contrae porque el río Magdalena recibe el agua almacenada en la planicie de inundación por medio de canales y zonas de menor consolidación de sedimentos. En la época de lluvias, la ciénaga recibe aguas de los ríos Magdalena y Cesar por migraciones del cauce y por inundaciones, lo cual ocasiona un mayor aporte de sedimentos (Rangel-Ch., 2012).

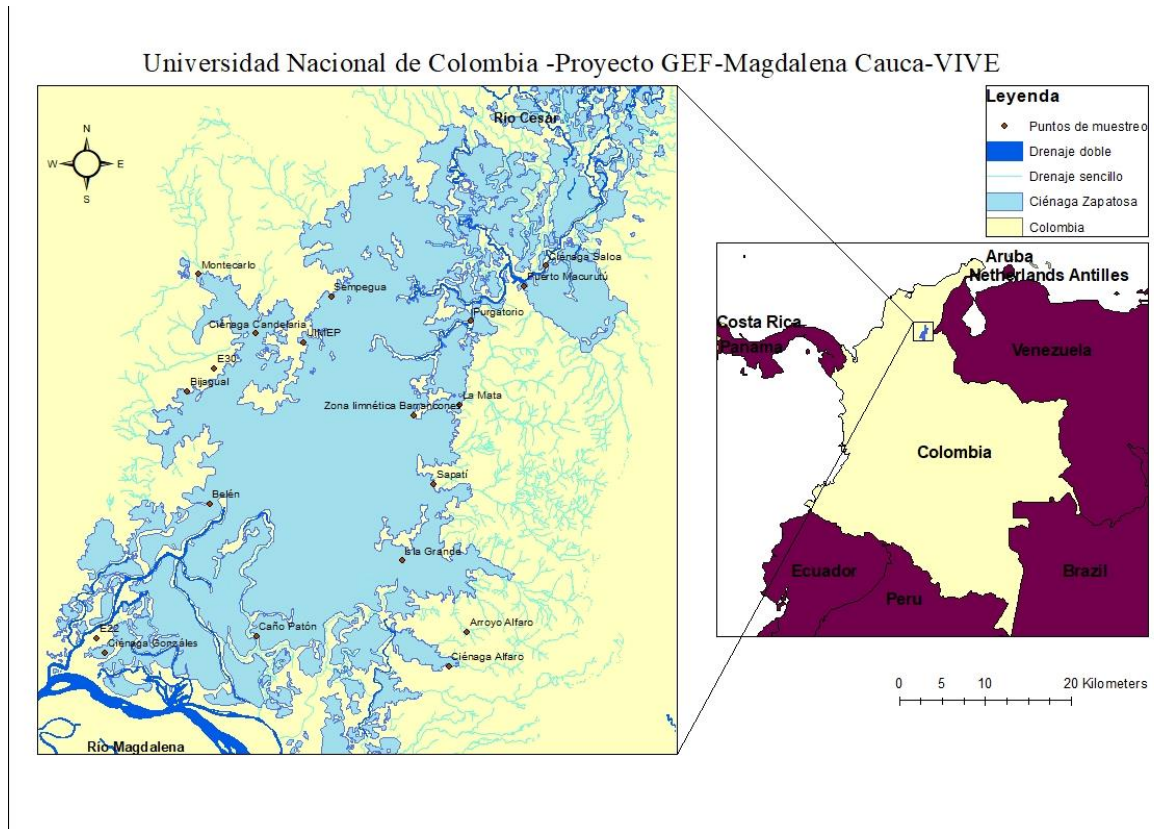
El patrón climático en la zona es bimodal-tetraestacional, con un ciclo mayor que se inicia en septiembre y que conduce a un ciclo de caudales altos en el período octubre-diciembre; el otro periodo de niveles altos ocurre en mayo-julio, pero es notablemente menor. Esto se ve reflejado en la capacidad de embalse de la ciénaga, que, en abril de un año de caudales y lluvias normales, llega a 241.632.120 m³ de agua, los cuales ocupan una superficie de 21.669 hectáreas. En un año excesivamente húmedo como 2007 (pluvial), en el mismo mes de abril el volumen de agua que se embalsó fue casi cuatro veces mayor (927.259.567

m3). En el periodo de máximo llenado de ese año, la capacidad de embalse fue diez veces mayor que el volumen que se acumula para la misma época en un año normal (Rangel-Ch., 2012).

Trabajo de campo

Los muestreos de los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas de la CCZ se realizaron entre el 15 y el 28 de julio de 2021. Los puntos de muestreo se seleccionaron con base en diferentes criterios: áreas de mayor riqueza de especies ícticas de acuerdo con el conocimiento de los pescadores locales; análisis con herramientas cartográficas y sistemas de información geográfica (ArcGIS) para valorar los usos del suelo y las coberturas vegetales mejor conservadas, así como la cercanía o lejanía a comunidades humanas. De esta manera, se buscó que las zonas para la toma de muestras representaran diferentes condiciones ambientales y por lo tanto de salud ecológica para la comunidad de ficoperifiton y de las demás comunidades muestreadas durante este ejercicio piloto, es decir, lugares de contraste en la calidad de agua. Se realizó la recolección de muestras en 19 zonas de muestreo dentro del CCZ, dos de las cuales (el Arroyo Alfaro y Montecarlo) se ubican en una zona lótica, pero para la época de muestreo presentaron características de sistemas lénticos. Del resto de lugares, diecisiete fueron sistemas lenticos en zona litoral. En la Figura 1 se muestran los lugares de muestreo del piloto y en la Tabla 1 se indican sus coordenadas y algunas características generales de las condiciones que los circundaban.

Figura 1. Mapa de los puntos de muestreo en los ambientes lénticos de la ciénaga de zapatosa. La nomenclatura de las estaciones corresponde a la utilizada por la fundación natura.



Nombre de la fuente: Fundación Natura, Proyecto GEF Magdalena Cauca Vive, 2021.

Tabla 1. Ubicación y características generales de los lugares de muestreo en el complejo cenagoso de Zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021. El uso circundante se refiere a la condición observada en los alrededores del área al momento del muestreo. Se incluyen las abreviaturas de los sitios

Lugar	Sistema	Coordenadas	Altitud (m.s.n.m)	Usos circundantes
Ciénaga González (CG)	Léntico	N 9°00'33,0" W 73°56'19,2"	28	Natural
Montecarlo (M)	Lótico (léntico para el momento del muestreo)	N 9°12'10,2" W 73°53'28,0"	22	Ganadería Natural
Belén (B)	Léntico	N 9°05'17,3" W 73°53'18,7"	26	Natural Ganadería
Bijagual (BJ)	Léntico	N 9°08'44,1" W 73°54'01,1"	26	Ganadería Natural
Ciénaga Candelaria (CC)	Léntico	N 9°10'20,4" W 73°51'42,00"	30	Ganadería Natural
Sempegua (S)	Léntico	N 9°11'29,1" W 73°49'22,40"	29	Natural
Ciénaga Saloa (CS)	Léntico	N 9°12'25,5" W 73°42'46,5"	26	Natural
Zona limnetica- Barrancones (ZL-B**)	Léntico	N 9°07'50,1" W 73°46'49,9"	33	Ganadería Natural
La Mata (LM)	Léntico	N 9°08'08,60" W 73°45'25,9"	23	Ganadería
Ciénaga Alfaro (C-AL)	Léntico	N 9°01'11,00" W 73°45'11,4"	35	Natural Agricultura
Sapatí (SAP)	Léntico	N 9°05'42,91" W 73°46'14,40"	25	Ganadería Natural
E 22	Léntico	N 8°59'19,2" W 73°58'08,3"	28	Natural
E 30	Léntico	N 09° 09'16,4" W 73° 52'58,5"	26	Natural Otras: Balneario
UIMEP	Léntico	N 09°10'4,3" W 73° 50'13,2"	33	Ganadería Agricultura Natural
Arroyo Alfaro (AA)	Lótico (léntico para el momento del muestreo)	N 9°00'07,70" W 73°45'45,34"	31	Ganadería
Puerto Macurutu (PM)	Léntico	N 09° 11'47,4" W 73° 43'26,4"	26	Ganadería Residencial
Purgatorio (PU)	Léntico	N 09° 10'43,4" W 73° 45'05,1"	28	Ganadería Agricultura Natural
Isla Grande (IG)	Léntico	N 9° 03'22,5" W 73° 47'12,1"	30	
Caño Patón (CP)	Léntico	N 9° 01'03,6" W 73° 51'40,8"		Ganadería

Nombre de la fuente: Autor

Para el trabajo de campo se midieron las siguientes variables in situ: profundidad media, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, temperatura del agua, pH y

conductividad eléctrica, para lo cual se emplearon sondas multiparamétricas marca HYDROLAB y HANNA. Se midió la velocidad del viento con un anemómetro digital, se determinó en los ambientes lóticos la velocidad de la corriente y el caudal y se registró en las zonas lénticas la transparencia con un disco Secchi. Se tomaron muestras de agua de cada zona en recipientes que se conservaron refrigerados y se llevaron a un laboratorio certificado para realizar análisis de carbono orgánico total (COT), ortofosfatos, calcio, demanda biológica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO), turbiedad, hierro, magnesio, sílice, nitrógeno total, nitratos, fósforo total, fosfatos, sulfatos, sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST), dureza total, alcalinidad y coliformes fecales y totales. Las muestras de agua correspondieron a la integración de las profundidades sub-superficial, mitad de la zona fótica y aproximadamente 50 cm antes del fondo. En la Tabla 2 se hace referencia a las especificaciones del análisis del laboratorio certificado.

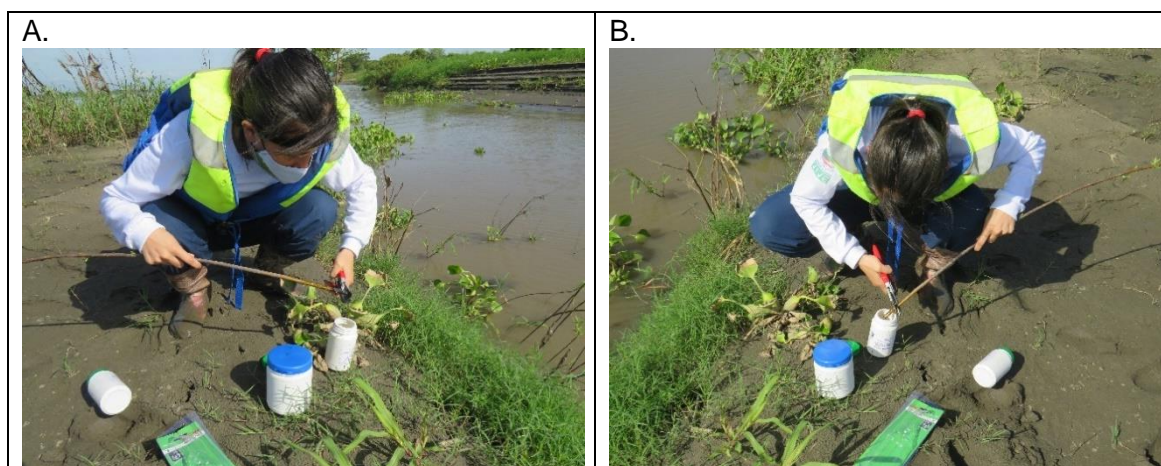
Tabla 2. Especificaciones de los análisis fisicoquímicos y de coliformes realizados por el laboratorio certificado por el Ideam

Variables físicas y químicas		
Variable y unidad de medición	Método-técnica	**LCM
Carbono Orgánico Total (COT) mg/L	EPA 415.1 – Combustión infrarrojo	2,00
Fósforo reactivo total (leído como Ortofosfatos) mg PO4/L	SM 4500-P E - Acido ascórbico	0,153
Calcio mg Ca/L	SM 3030 K / SM 3111 D - Espectrométrico	0,5000
Demanda Química de Oxígeno (DQO) mg O2/L	SM 5220 C - Reflujo cerrado - Volumétrico	20,0
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) mg O2/L	SM 5210 B / SM 4500-O G - Incubación 5 días	2,00
Turbiedad NTU	SM 2130 B - Nefelométrico	0,500
Hierro mg/L	SM 3030 K / SM 3111 B - Espectrométrico	0,1000
Magnesio mg Mg/L	SM 3030 K / SM 3111 B - Espectrométrico	0,1000
Sílice mg SiO2/L	SM 3111 D - Espectrométrico	1,0696
Nitrógeno Total Kjeldahl mg N/L	SM 4500-Norg C / SM 4500-NH3 B,C - Volumétrico	2,00
Nitratos mg NO3/L	J Rodier, 9 Ed. 2011 - Fotométrico	0,886
Fósforo Total mg P/L	SM 4500-P B,E - Fotométrico	0,075
Fosfatos mg PO4/L	SM 4500-P E - Fotométrico	0,153
Sulfatos mg SO4/L	SM 4500-SO4 E - Turbidimétrico	10,0
Sólidos Disueltos mg/L (SDT)	SM 2540 C - Gravimétrico	5,00
Sólidos Suspendidos Totales mg/L (SST),	SM 2540 D - Gravimétrico	5,00
Dureza Total mg CaCO3/L	SM 2340 C - Volumétrico - EDTA	0,500
Alcalinidad total mg CaCO3/L	SM 2320 B - Volumétrico	0,500
Variables microbiológicas		
Variable y unidad de medición	Método-técnica	LCM
Coliformes Termotolerantes (Fecales) NMP/100mL	SM 9221 E - Número más probable	1,8
Coliformes Totales NMP/100 mL (A)	SM 9221 B - Número más probable	1,8

Nombre de la fuente: Laboratorio Nancy Flores

Para la colecta del perifiton se siguieron los procedimientos establecidos por el IDEAM (2017), consistentes en seleccionar el sustrato más representativo y tomar fragmentos de este para preservarlos completamente; luego, en el laboratorio, se rasparon y se determinaron sus áreas. En el CCZ se utilizaron principalmente trozos de madera de plantas sujetas al sustrato y con exposición al sistema hídrico a muestrear; estos fragmentos se cortaron y se preservaron directamente en un frasco plástico con solución Transeau (agua destilada, etanol 90% y formol al 40%, en proporciones 6:3:1). En algunos casos se seleccionaron hojas o tallos de plantas flotantes, o rocas dependiendo de la disponibilidad del sustrato en cada lugar. La Figura 2. Fotografías de la colecta de sustratos con perifiton realizada en el piloto de monitoreo en el complejo cenagoso de zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021. muestra algunos momentos del muestreo en campo del perifiton.

Figura 2. Fotografías de la colecta de sustratos con perifiton realizada en el piloto de monitoreo en el complejo cenagoso de zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021.



Nombre de la fuente: Fundación Natura, Proyecto GEF Magdalena Cauca Vive, 2021.

Análisis de laboratorio

En la **Tabla 3** se indican los sustratos y las áreas muestreadas para cada punto, las cuales se determinaron en el laboratorio midiendo con el programa Image J las superficies colectadas (Rueden et al., 2017).

Tabla 3. Sustratos y áreas muestreadas de los lugares de colecta en el complejo cenagoso de zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021. Se indican entre paréntesis las abreviaturas que representan cada sitio.

Zona	Sustrato muestreado	Área muestreada(cm^2)
Ciénaga González (CG)	Planta flotante	116,4
Montecarlo (M)	Planta flotante	369,7
Belén (B)	Madera	50
Bijagual (BJ)	Planta flotante	275,06
Ciénaga Candelaria (CC)	Madera	69,4
Sempegua (S)	Madera	32,7
Ciénaga Saloa (CS)	Madera	21,8
Zona limnetica- Barrancones (ZL-B**)	Madera	39,6
La Mata (LM)	Madera	30,8
Ciénaga Alfaro (C-AL)	Madera	25,3
Sapatí (SAP)	Piedra	108,3
E 22	Planta flotante	208,4
E 30	Madera	32,4
UIMEP	Madera	31,3
Arroyo Alfaro (AA)	Madera	20,01
Puerto Macurutu (PM)	Madera	31,3
Purgatorio (PU)	Madera	22,9
Isla Grande (IG)	Madera	25,9
Caño Patón (CP)	Madera	34,09

Nombre de la fuente: Autor.

Para la identificación taxonómica de los individuos y la toma de fotografías para las mediciones morfométricas (dimensión lineal máxima, área, relación superficie-volumen S/V) y biovolumen de las algas, se evaluaron cuatro láminas portaobjetos por cada sitio, mediante un microscopio con cámara integrada perteneciente a los laboratorios 101 y 152 del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. El cálculo del área superficial, la S/V y el biovolumen se basó en los trabajos de Hillebrand et al. (1999) y Sun & Liu (2003); también se determinó el índice de área superficial/volumen (Lewis, 1976). Se empleó el programa ImageJ (Rueden et al., 2017) para tomar estas medidas morfométricas en al menos 20 individuos de cada taxón. La clasificación taxonómica se realizó hasta el nivel de género, para lo cual se utilizaron claves locales y regionales como las publicadas por Necchi (2016), Bicudo y Menezes (2006) y Dos Santos (2016), y claves más generales como la Wehr et al. (2015), entre otras.

El conteo de los organismos se realizó en un microscopio invertido en el Laboratorio de Limnología del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, para lo cual se utilizó la técnica de sedimentación en cámaras de sedimentación tipo Utermöhl (Lund et al., 1958). Los resultados se expresaron en individuos por cm², para lo cual se empleó la siguiente ecuación (Pinilla, 2017):

$$Indvs. mL^{-1} = \frac{N * At}{Af * F * V} \quad (1)$$

donde:

N: número de organismos contados.

At: área de la base de la cámara de sedimentación en cm².

Af: área de un campo de observación en el aumento de 40X en cm².

F: número de campos contados.

V: volumen de la muestra sedimentada (mL).

Los resultados de la anterior ecuación se dividieron por el área muestreada (Tabla 3) para obtener finalmente la densidad de algas en individuos por cm² de sustrato

Análisis numérico y estadístico

Descripción general de la comunidad de ficoperifítica

Para la descripción general de la información biótica se calcularon los índices ecológicos de diversidad (dominancia de Simpson, riqueza de Margalef, diversidad de Shannon y equitatividad de Pielou) de las comunidades de cada sitio de muestreo de muestreo, teniendo en cuenta la totalidad de taxones hallados en el estudio.

Dado que los análisis de ordenamiento requieren tener un número de variables igual o menor al número de lugares evaluados (Kenkel, 2006) se hizo una selección de las variables ambientales más representativas (variables tomadas in situ y fisicoquímicas y microbiológicas de laboratorio). Para ello se seleccionaron aquellas variables no redundantes, que tuvieran una alta explicación y que describieran el mayor porcentaje de la varianza de los datos. Para esta selección previa de las variables fisicoquímicas se siguieron dos pasos: 1) cálculos de la correlación de Spearman para eliminar las variables que covariaban, es decir, que tuvieran correlaciones mayores a 0,8; 2) cálculo del

coeficiente de variación ((desviación estándar/promedio) *100) para excluir las variables con coeficientes menores al 20%.

Las variables ambientales seleccionadas se emplearon para realizar otros análisis multivariados que permitieron cruzar información biótica y abiótica. Uno de ellos fue el análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés), el cual facultó identificar gráficamente los agrupamientos de lugares, de acuerdo con sus condiciones ambientales. Este análisis también dejó ver los gradientes ambientales que se forman en la distribución de los sitios de muestreo. Así, el PCA permitió determinar los puntos de referencia, los sitios con mayor contaminación y los lugares de calidad intermedia.

De manera similar a lo mencionado para las variables abióticas, para reducir el ruido generado por un alto número de géneros identificados, se realizó una selección previa de los taxones que representaran la mayor información del conjunto de datos biológicos, para lo cual se siguieron los siguientes dos pasos: 1) se eliminaron los géneros presentes en un solo lugar de muestreo; 2) se calculó del coeficiente de variación para suprimir los géneros con coeficientes menores al 100%. Con la matriz biótica se realizó un análisis multidimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés) y un análisis clúster de clasificación (método de agrupamiento Ward), a fin de detectar los patrones de organización de los sitios con base en su composición de ficoperifiton.

El análisis de correspondencia canónica (CCA por sus siglas en inglés) permite explorar las relaciones entre las variables ambientales y la composición y abundancia de las algas perifíticas, tanto desde el punto de vista taxonómico como desde las diferentes variables morfofuncionales (dimensión lineal máxima, biovolumen, área superficial, índice área superficial/volumen y otras características morfofuncionales). Para este análisis de CCA basado en las variables morfofuncionales, se emplearon los mismos géneros que se identificaron en común con los géneros identificados en los datos de abundancias.

Los anteriores análisis se realizaron mediante el programa PAST (Hammer Oyvind, 2021).

Análisis de las variables funcionales de la comunidad de ficoperifiton y selección de atributos representativos

Se tuvo en cuenta la propuesta de Biggs et al. (1998) para seleccionar los rasgos funcionales del ficoperifiton del CCZ. Se incluyeron rasgos asociados a la adaptación al disturbio (presencia o ausencia de valvas o exoesqueleto de sílice, organización o no en filamentos, formación o no de colonias, presencia o ausencia de mucilago, presencia o ausencia de aerotopos y presencia o ausencia de flagelos) y rasgos asociados al uso de los recursos (dimensión lineal máxima, relación superficie/volumen, biovolumen). Se realizó a una primera aproximación a la selección de los rasgos más representativos

mediante box-plots basados en los promedios de las variables anteriormente mencionadas por lugar; también se realizaron correlaciones de Spearman entre los valores promedios por lugar y los ejes de ordenación del PCA de las variables abióticas. En una segunda instancia, se evaluó la variación e importancia de cada uno de estos rasgos funcionales en los sitios muestreados del CCZ mediante el cálculo de la media ponderada de la comunidad (MPC) de cada atributo, la cual está basada en las abundancias de los taxones. La MPC mide la respuesta de la comunidad como la suma de las respuestas de sus individuos, lo cual permite detectar cual es el valor del rasgo más esperado en un individuo seleccionado aleatoriamente de dicha comunidad (Breitschwerdt et al., 2018; Garnier et al., 2004). La ecuación utilizada fue la siguiente (Hulshof et al., 2013):

$$MPC_k = \sum p_i x_i \quad (2)$$

Donde p_i es la abundancia relativa de la especie i y x_i es el valor del rasgo funcional de la especie i en el sitio k . Con los valores de MPC de los rasgos funcionales en cada punto de muestreo, se realizaron graficas de box-plot y correlaciones de Spearman con los datos MPC y los ejes de ordenación del PCA de las variables abióticas.

En una tercera instancia, se utilizó el índice señal-ruido (promedio del atributo/valor individual del atributo en cada sitio, Wolterbeek et al., 1996) de las variables morfométricas y funcionales por lugar; los resultados se graficaron por medio de box-plots y se realizaron correlaciones de Spearman entre los valores de la señal-ruido y los ejes de ordenación del PCA de las variables abióticas.

Elaboración del Índice de Integridad Biológica de la comunidad de ficoperifiton

Este proceso incluyó la escogencia de los sitios de referencia (descrita arriba), la selección de los atributos más representativos de la integridad biológica en la comunidad de ficoperifiton mediante la graficación con box-plot de los atributos, de la MPC y de la señal-ruido y el cálculo de correlaciones con los ejes de ordenación del PCA de las variables abióticas (como se indicó anteriormente), la calificación de los atributos seleccionados mediante puntajes otorgados al comparar los sitios alterados con los sitios de referencia y la puntuación final del IIB mediante la agregación de los atributos.

Adicionalmente, para la selección de los atributos de ficoperifiton que mejor expresaran el gradiente de estrés, se siguieron las indicaciones de Barbour et al. (1999) y de Gerritsen et al. (2000), consistentes en comparar la variabilidad de cada atributo en los sitios de referencia con respecto a los sitios alterados mediante la técnica de box-plots, lo cual ayudó a seleccionar las variables que indicaban cambios entre las dos situaciones.

También se calculó la Eficiencia Discriminativa (ED) de cada atributo de la siguiente manera:

$$ED = 100x \frac{a}{b} \quad (3)$$

Donde a corresponde al número de sitios impactados con un valor del atributo por debajo del percentil 25 en las localidades de referencia **si el atributo disminuye con la perturbación**, o al número de sitios impactados con un valor del atributo por encima del percentil 75 en las localidades de referencia **si el atributo aumenta con la perturbación**, y b es el número total de sitios impactados. Valores cercanos al 100% de ED del atributo indican que dicha variable es una métrica adecuada para integrar el IIB.

La estandarización y puntuación de los atributos seleccionados se realizó mediante el cálculo de las siguientes ecuaciones:

Para los atributos que decrecen con la perturbación:

$$Puntaje = \left(100 * \left(\frac{X}{X_{95} - X_{min}} \right) \right) \quad (4)$$

Donde X es el valor del atributo en cada sitio, X95 es el percentil 95 de los valores del atributo en todos los sitios y Xmin el valor mínimo registrado de ese atributo.

Para los atributos que aumentan con la perturbación:

$$Puntaje = \left(100 * \left(\frac{(X_{max} - X)}{(X_{max} - X_5)} \right) \right) \quad (5)$$

Donde X es el valor del atributo en cada sitio, X5 es el percentil 5 de los valores del atributo en todos los sitios y Xmax el valor máximo registrado para ese atributo. El valor final del IIB del ficoperifiton para cada sitio es el promedio de la sumatoria de todos los atributos y varía entre 0 y 100 (Gerritsen et al., 2000).

Las escalas del índice se establecieron con base en los percentiles 75 y 25 del IIB de las localidades de referencia, de la siguiente manera: valores > al percentil 75 corresponden a sitios con alta integridad biológica de la comunidad; entre los percentiles 50 y 75, sitios con moderada integridad biológica; entre los percentiles 25 y 50, lugares con mala integridad biológica; y las localidades con valores del IIB < al percentil 25 tienen una pésima integridad biológica.

Comparación del IIB y el índice ICA de 7 variables

El Índice de Calidad del Agua (ICA) es un índice asociado a la intervención antrópica y presenta una clasificación de 0 a 1. Al ser uno de los índices más utilizados para la gestión de los cuerpos de agua en Colombia se realizó una comparación de este índice y el IIB. En este se tuvieron en cuenta las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del cuerpo de agua (INDICADORES - IDEAM, n.d.). Los datos del ICA se compararon con los datos del IIB desarrollado y se observaron sus diferencias en las zonas evaluadas.

Resultados

Caracterización ambiental

La tabla de los resultados obtenidos para todas las variables evaluadas se encuentra en el Anexo 1. De manera general, las distintas zonas estudiadas en el CCZ presentaron un comportamiento similar en variables como la temperatura, que osciló entre 29,3 °C y 33,7 °C, el pH, cuyo promedio fue de 6,9 con variaciones entre un mínimo de 4,4 en el sitio E22 y un máximo de 8,07 en E30, y la conductividad eléctrica, que tuvo un promedio de 123,36 $\mu\text{S/cm}$. El Arroyo Alfaro fue el único lugar que tuvo una conductividad relativamente baja, con 68 $\mu\text{S/cm}$. Igualmente, la demanda química de oxígeno presentó el mismo valor de 20mg O₂/L para todos los lugares muestreados. De la misma manera, los fosfatos y el fósforo total presentaron las mismas concentraciones para todos los lugares muestreados, con registros de 0,153 mg PO₄/L para los dos casos. Los nitratos tuvieron una concentración generalizada de 0,886 mg NO₃/L, exceptuando la Ciénaga González, que tuvo una concentración de 1,28 mg NO₃/L y la Zona Litoral Barrancones, que llegó a 0,896 mg NO₃/L. La concentración de nitrógeno total fue de 2 mg N/L en todos los lugares y la cantidad de sólidos disueltos tuvo un promedio de 97,24 mg/L, con un valor mínimo en Arroyo Alfaro de 57,5 mg/L y una concentración máxima en Puerto Macurutú de 126 mg/L.

La Ciénaga Alfaro fue la localidad con la mayor abundancia de coliformes totales, pero a su vez registró la menor concentración de coliformes termo tolerantes (fecales). El Caño Patón fue el lugar más turbio y por consiguiente con mayor cantidad de sólidos suspendidos; también presentó la mayor cantidad de coliformes termo tolerantes, la mayor concentración de oxígeno disuelto más elevada y, por ende, la saturación de oxígeno más alta. El Arroyo Alfaro sobresalió por ser el único lugar en el que se encontró la mayor concentración de fósforo total y de carbono orgánico, en comparación al resto de lugares; adicionalmente, fue el sitio de menor alcalinidad. Por el contrario, el Puerto Macurutú fue la zona de alcalinidad más elevada, con la mayor concentración de sólidos disueltos y la menor cantidad de sólidos suspendidos totales.

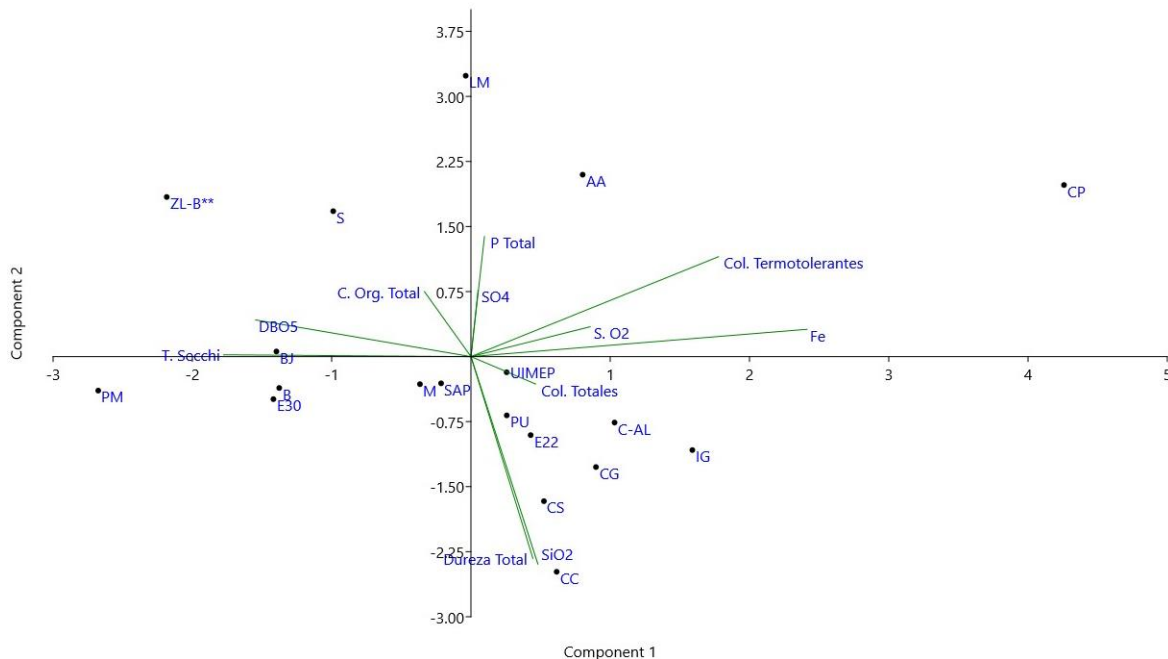
Durante la fase de campo, en varios de los sitios de colecta cercanos a la costa del sistema cenagoso, se visualizó un uso intensivo de suelo en actividades de ganadería y de agricultura. Además, se detectaron grandes tapetes de jacinto de agua (*Eichhornia* spp.)

en el espejo de agua, los cuales se acumularon en las zonas litorales de la ciénaga, de acuerdo con la acción predominante del viento.

Análisis de Componentes Principales (PCA) de las variables abióticas

Como se describió en la metodología, se hizo una depuración previa de dos pasos para eliminar las variables muy correlacionadas y aquellas con coeficientes de variación bajos (menores al 20%). De 28 variables fisicoquímicas evaluadas en campo y laboratorio se seleccionaron 11, con las cuales se realizó el PCA.

Figura 3. Análisis de Componentes Principales. Los tres primeros ejes tienen un porcentaje de explicación de 59,44%. PC1:21,76%; PC2:19,86%; PC3:17,81%. Se tuvieron en cuenta 11 de las 28 variables ambientales evaluadas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.



Nombre de la fuente: Autor.

El PCA (**Figura 3**) permite visualizar 5 grupos de estaciones claramente diferenciados. Un primer grupo estuvo constituido por el Caño Patón y el Arroyo Alfaro, los cuales presentaron una alta concentración de coliformes termotolerantes y de fósforo total; el Caño Patón tuvo, además, una elevada concentración de hierro, en comparación con el Arroyo Alfaro. Un segundo grupo lo conformaron las estaciones UIMEP, Purgatorio, E22, Ciénaga Alfaro, Ciénaga González, Ciénaga Candelaria, Ciénaga Saloa e Isla Grande,

todas ellas con mayor dureza total, más sílice y una concentración no muy alta de coliformes totales. Un tercer grupo asoció a los sitios Zona Litoral Barrancones y Sepegua, los cuales presentaron tendencia a una alta concentración de carbono orgánico total y una mayor demanda biológica de oxígeno. Sin embargo, la Zona Litoral Barrancones mostró también una mayor transparencia. Un cuarto grupo correspondió a los lugares Montecarlo y Sapatí, los cuales se ubicaron opuestos a las mayores cantidades de coliformes fecales y fósforo total. El quinto grupo estuvo constituido por las localidades Puerto Macurutú, Belén, Bijagual y E30, las cuales tuvieron aguas con buena transparencia, pero con tendencia a mayores demandas biológicas de oxígeno.

De acuerdo con este análisis, los sitios que, desde el punto de vista fisicoquímico, se pueden considerarse como localidades de referencia son Puerto Macurutú, Belén, Bijagual y E30. Las estaciones más contaminadas son el Arroyo Alfaro, el Caño Patón, la Zona Litoral Barrancones y Sempegua. Las demás localidades se encuentran en una posición intermedia en el gradiente de deterioro.

Composición, abundancia, diversidad y descripción general de los rasgos funcionales de la comunidad perifítica

La tabla de abundancias absolutas (ind/cm²) se presenta en el Anexo 2. En total, para todos los sitios evaluados se encontraron 75 géneros. De ellos, *Aulacoseira* y *Oscillatoria* estuvieron presentes en los 19 lugares de muestreo. Los géneros que mostraron la mayor variación de sus abundancias entre lugares fueron *Aulacoseira*, *Cosmarium*, *Eunotia*, *Fragilaria*, *Nitzschia*, *Pinnularia* y *Trachelomonas*, los cuales, de manera general, se hallaron en más de la mitad de los lugares. En cambio, el género *Ulnaria*, aunque tuvo abundancias con un gran coeficiente de variación, solo se halló en seis de las 19 localidades.

De manera general, las comunidades evaluadas mostraron una alta heterogeneidad y una gran variabilidad en su estructura. Sin embargo, el Caño Patón y UIMEP fueron dos sitios que presentaron géneros con una notoria dominancia de *Nitzschia*, para el primer caso, y *Aulacoseira* para el segundo. Sin embargo, estos son lugares con una equitatividad y una dominancia dentro del promedio.

El Arroyo Alfaro y la estación E30 presentaron la mayor riqueza de géneros (30 y 32 correspondientemente), con una baja dominancia y una alta diversidad, lo cual se vio reflejado en una riqueza de Margalef y una equitatividad relativamente altas. Por su parte, los sitios La Mata, Zonal litoral Barrancones, Puerto Macurutú y Sapatí presentaron la menor cantidad de taxones; sin embargo, no fueron los puntos con menor cantidad de individuos y esto se vio reflejado en índices de dominancia mayores. El punto con menor

cantidad de individuos fue E22, a pesar de lo cual presentó una riqueza dentro del promedio, pero con la menor equitatividad registrada.

Tabla 4. Índices de diversidad para la comunidad de ficoperifiton de las zonas lénticas muestreadas en el complejo cenagoso de Zapatosa. 15 al 28 de julio de 2021. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.

Sitio	Número de géneros	Número de Individuos	Dominancia de Simpson	Diversidad de Shannon	Riqueza de Margalef	Equitatividad de Pielou
CG	23	972751	0,1103	2,489	1,596	0,7939
B	14	5125377	0,3091	1,672	0,8414	0,6335
BJ	28	272648	0,1501	2,494	2,157	0,7484
CC	22	780769	0,1799	2,245	1,548	0,7263
S	16	2350315	0,2439	1,803	1,022	0,6503
CS	18	5634916	0,2065	2,1	1,094	0,7264
LM	12	9026771	0,2688	1,64	0,6868	0,66
ZL-B	12	6904449	0,3086	1,42	0,6985	0,5716
SAP	12	827371	0,251	1,675	0,8073	0,674
C-AL	13	18466702	0,2738	1,768	0,7172	0,6894
E 22	17	16805	0,3179	1,499	1,644	0,5292
E30	30	267820	0,1313	2,415	2,32	0,7101
UIMEP	21	568966	0,2404	1,987	1,509	0,6527
PM	12	1814470	0,3644	1,439	0,7633	0,579
PU	21	129169	0,1904	2,171	1,699	0,7129
IG	21	193126	0,2088	2,195	1,643	0,7209
CP	24	181841	0,236	2,043	1,899	0,643
M	26	255281	0,1477	2,516	2,008	0,7723
AA	32	21303207	0,1158	2,653	1,837	0,7655

Nombre de la fuente: Autor

Las características morfofuncionales por taxón se detallan en el Anexo 3. En general, el 53,6 % de los taxones (22 géneros) presentan mucílago, el 44 % (18 géneros) pueden formar colonias, el 39 % (16 géneros) tienen exoesqueleto de sílice, el 19,5 % (8 géneros) tienen la capacidad de formar filamentos, el 12,2 % (5 géneros) presentan aerotopos y el 7,3 % (3 géneros) poseen flagelos. Las abundancias absolutas de las algas con las diferentes características morfofuncionales por sitio se consignan en el Anexo 8. La presencia de flagelos fue el atributo con menor abundancia de individuos en casi todos los lugares, exceptuando Sapatí y Puerto Macurutú, sitios que presentaron también una menor abundancia de organismos con exoesqueleto de sílice. Adicionalmente, en Purgatorio, Caño Patón y E22 ocurrió la menor abundancia de individuos con aerotopos. Al parecer, las características morfofuncionales se distribuyeron de forma heterogénea en los distintos puntos de muestreo; sin embargo, los organismos más comunes fueron los que pueden formar filamentos y los que presentan aerotopos en su estructura.

En las fotografías obtenidas para el procesamiento morfológico se identificaron 93 géneros en el conjunto de lugares evaluados. De estos 93 géneros solo se compartieron 35 taxones con los géneros cuantificados en el microscopio invertido, los cuales hicieron parte de la matriz de abundancia. De estos géneros a los que se les tomaron las medidas morfológicas, dos géneros (*Gomphoneis* y *Pandorina*) se presentaron en un solo lugar, por lo cual se eliminaron de las matrices de análisis multivariado. En total, las medidas morfofuncionales se realizaron en 33 géneros.

Los resultados de las medidas morfofuncionales se presentan en el Anexo 4 (dimensión lineal máxima), el Anexo 5 (biovolumen) y el Anexo 6 (área superficial). El índice de área superficial/volumen (Lewis, 1976) se muestra en el Anexo 7. En promedio, la Ciénaga Alfaro fue el lugar con algas de mayor dimensión lineal máxima (25,2 μ), en contra posición con el E22, que en promedio tuvo los taxones con la menor dimensión lineal máxima (3,54 μ). Sin embargo, el sitio que presentó individuos con la menor dimensión lineal máxima absoluta fue Sempegua, con un registro de 0,4 μ . El punto E22 mostró la menor variación en los datos de dimensión lineal máxima, mientras que Montecarlo fue el de mayor variación en esta característica.

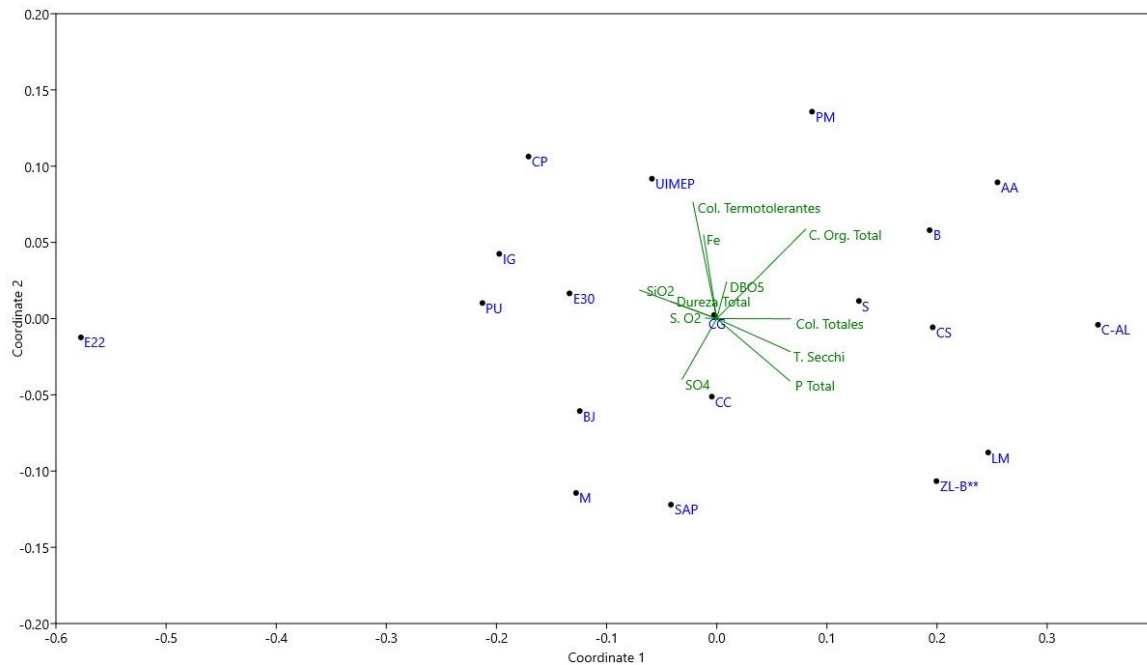
Para el biovolumen y el área superficial, Montecarlo presentó en promedio los mayores valores, así como las medidas absolutas más altas de estas dos métricas, con registros absolutos máximos de 5796,9 μ^3 (biovolumen) y 2349 μ^2 (área superficial), los cuales correspondieron al género de *Oedogonium*. En contraposición, Bijagual tuvo los menores promedios, con un registro máximo de 40,3 μ^2 de área superficial (siendo el menor registro entre los máximos alcanzados por lugar) y un biovolumen máximo de 29,9 μ^3 (que estuvo entre los valores más bajos registrados). Aunque Bijagual no presentó los registros mínimos absolutos, si tuvo una baja variabilidad en sus datos.

Consecuentemente, el índice de área superficial/volumen presentó un máximo en Montecarlo de 28,7. En promedio, este lugar alcanzó el dato más alto de este índice (algas con tendencia a ser grandes y planas), mientras que la Ciénaga Alfaro tuvo el menor registro, con un valor de 6,37 (algas con tendencia a ser esféricas y pequeñas).

Análisis Multidimensional no Métrico (NMDS) y dendograma de la comunidad de algas perifíticas

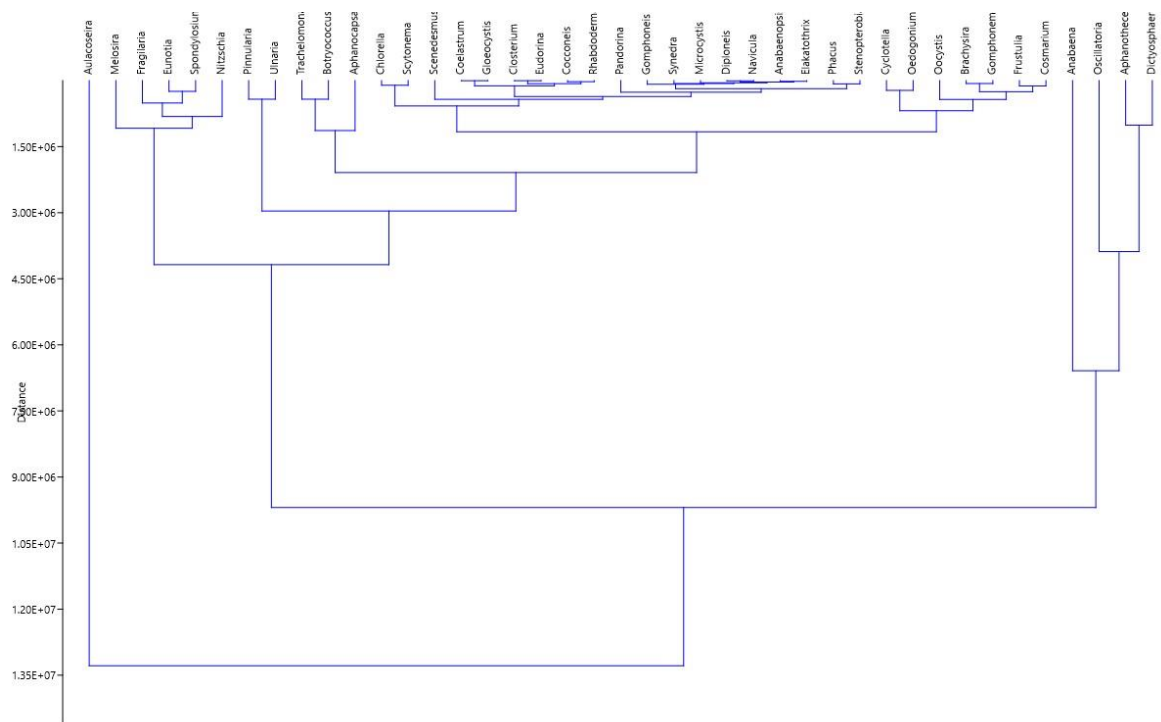
Para estos siguientes análisis se tuvieron en cuenta las 11 variables ambientales evaluadas en el análisis anterior (PCA) y las abundancias absolutas de los taxones por lugar.

Figura 4. Análisis Multidimensional no Métrico. Stress:0,114. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.



Nombre de la fuente: Autor

Figura 5. Clúster (Método Ward) de abundancias de los taxones de algas perifíticas del CCZ.



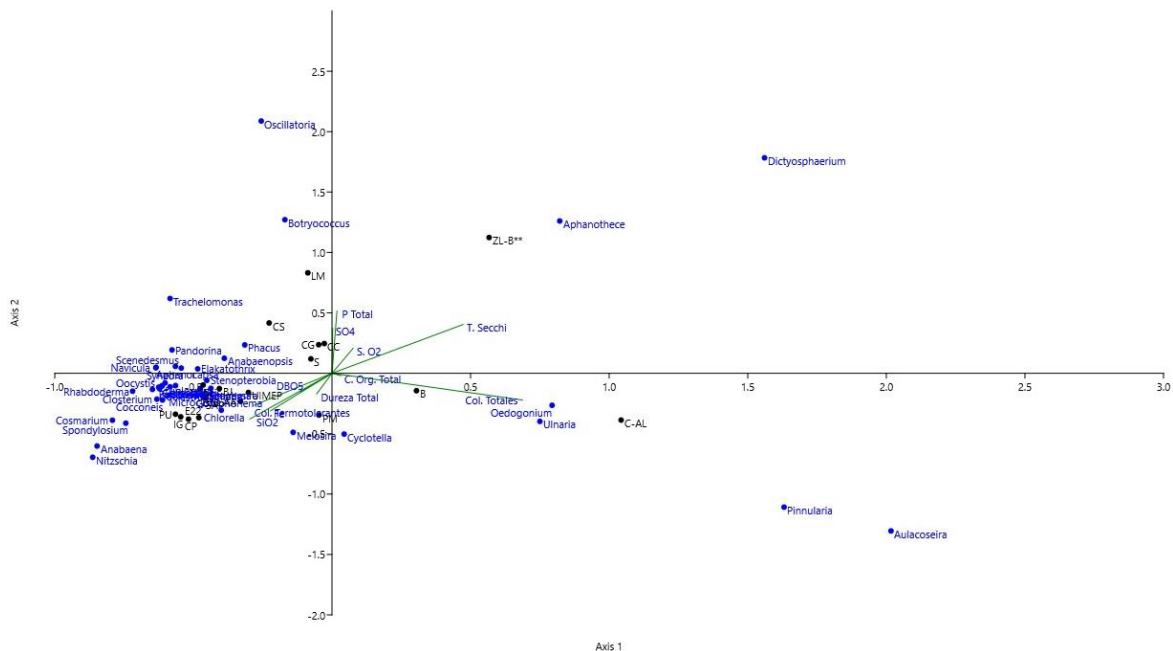
Nombre de la fuente: Autor

De acuerdo con lo observado en la Figura 4, se nota un patrón de organización de los sitios con base en su composición de ficoperifiton, según el cual se conforman dos grandes grupos de estaciones. El primer grupo está constituido por las localidades UIMEP, Ciénaga Candelaria, Sapatí, Montecarlo, Bijagual, E30, E22, Purgatorio, Isla Grande y Caño Patón (región de la izquierda de la FIGURA 4), las cuales se ven influenciadas por una mayor mineralización de sus aguas. El segundo grupo corresponde a los sitios Sempegua, Zona Litoral Barrancones, La Mata, Ciénaga Saloa, Ciénaga Alfaro, Belén, Arroyo Alfaro y Puerto Macurutú (zona a la derecha de la Figura 4), en los que se presentó una mayor carga de materia orgánica y de coliformes totales. El dendrograma de la Figura 5 permite ver que los generos *Chlorella*, *Scytonema*, *Scenedesmus*, *Coelastrum*, *Gloeocystis*, *Closterium*, *Eudorina*, *Cocconeis*, *Rhabdoderma*, *Pandorina*, *Gomphoneis*, *Synedra*, *Microcystis*, *Diploneis*, *Navicula*, *Anabaenopsis*, *Elakatothrix*, *Phacus* y *Stenopterobia* constituyen un conjunto muy cercano de taxones, todos ellos con mayor representación en la mayor parte de las estaciones del primer grupo detectado por el NMDs (Isla Grande, E30, Purgatorio, E22, Montecarlo, Caño Patón y Bijagual). De esta manera, se puede inferir que dichos géneros de algas perifíticas podrían preferir las condiciones más mineralizadas de estos lugares,

Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de las matrices biológicas y las variables ambientales.

Para los siguientes análisis se tuvieron en cuenta las 11 variables ambientales evaluadas en el análisis de componentes principales (PCA) reseñado anteriormente y las variables de la composición y abundancia de las algas perifíticas, tanto desde el punto de vista taxonómico como desde las diferentes variables morfofuncionales.

Figura 6. Análisis de Correspondencia Canónica. Axis1: 37,57%; Axis2: 28,93%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y la abundancia absoluta de taxones de algas perifíticas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.

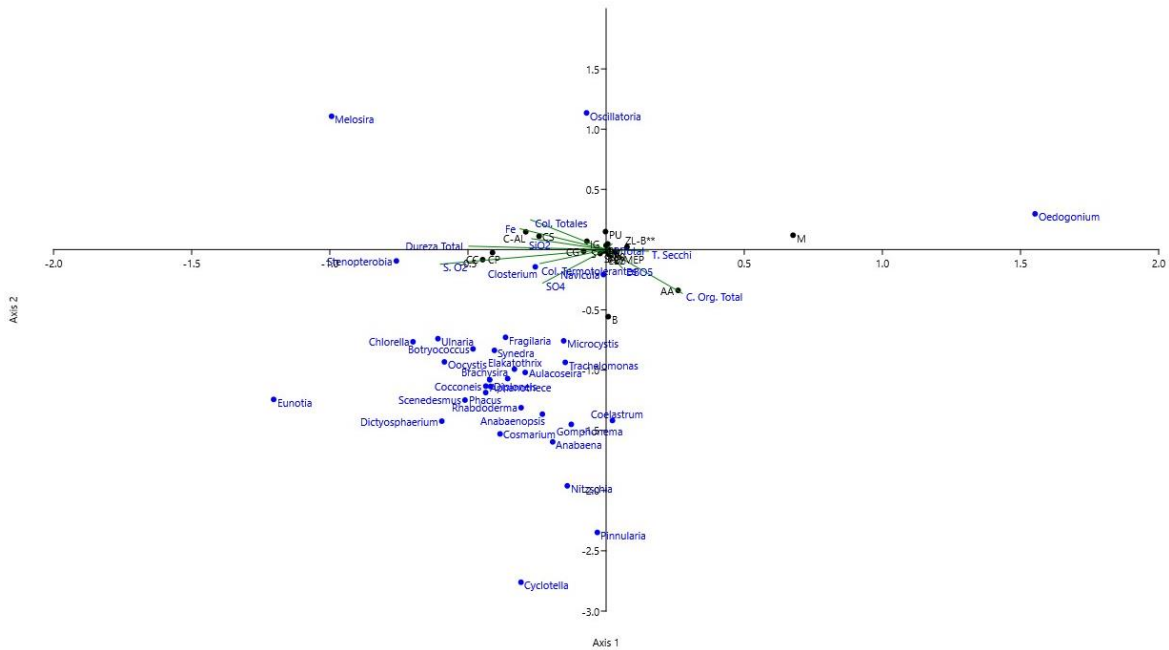


Nombre de la fuente: Autor

En la Figura 6 se observa que la mayoría de los datos de la abundancia absoluta por taxón se relacionan con un mayor grado de mineralización del agua, representada por variables como dureza y sílice. La mayor abundancia de individuos de los géneros *Aulacoseira*, *Pinnularia*, *Oedogonium* y *Ulnaria* se asocia a la alta concentración de coliformes totales, lo cual está relacionado a un enriquecimiento de materia orgánica. La densidad numérica de los géneros de *Aphanothece* y *Dictyosphaerium* esta influenciada por una transparencia

alta y la abundancia de los géneros de *Oscillatoria* y *Botryococcus* es afín a las mayores concentraciones de fósforo total y sulfatos.

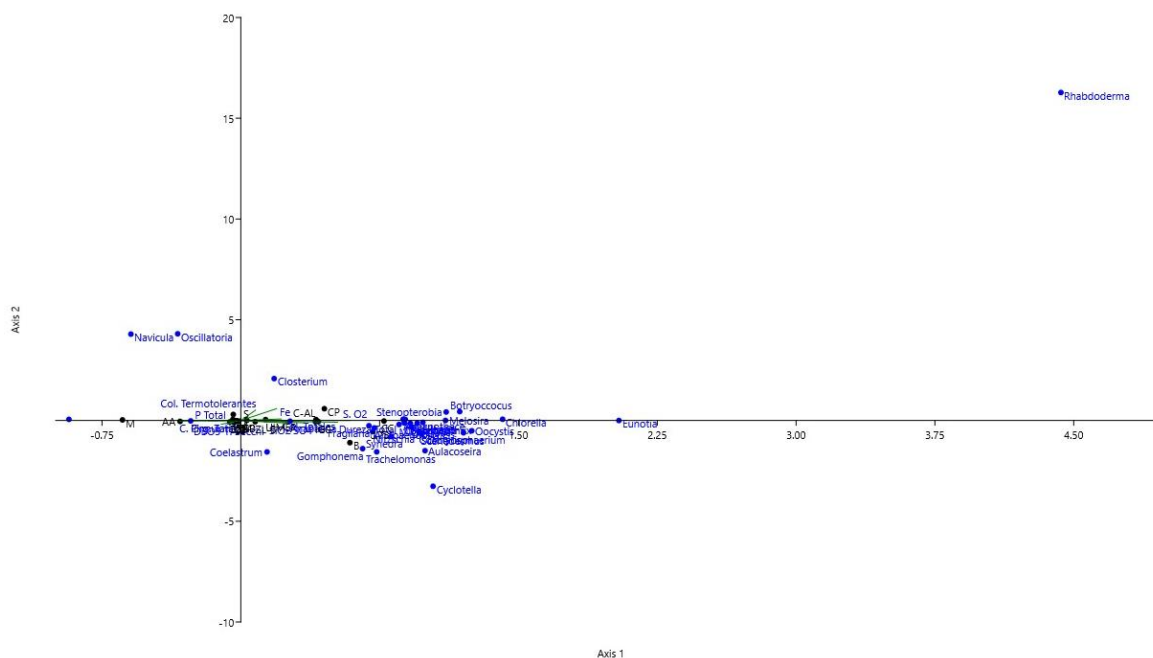
Figura 7. Análisis de Correspondencia Canónica. Axis1:57,87%; Axis2:15,96%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y dimensión lineal máxima de las algas perifíticas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.



Nombre de la fuente: Autor

La Figura 7 deja ver que gran parte de los datos de la dimensión lineal máxima por taxón se ven influenciados por una alta concentración de coliformes fecales y sulfatos y por una mayor saturación de oxígeno disuelto. Difieren de esta tendencia tres géneros: *Oedogonium*, que tiene una mayor dimensión lineal máxima en ambientes con baja mineralización (estación Montecarlo); *Oscillatoria*, que presenta una mayor dimensión lineal en lugares con una baja concentración de carbono total y bajos sulfatos (estación Purgatorio); y *Melosira*, que se ve favorecido en una dimensión lineal máxima en sitios con alta mineralización y mayor concentración de materia orgánica (Ciénagas Alfaro y Saloa).

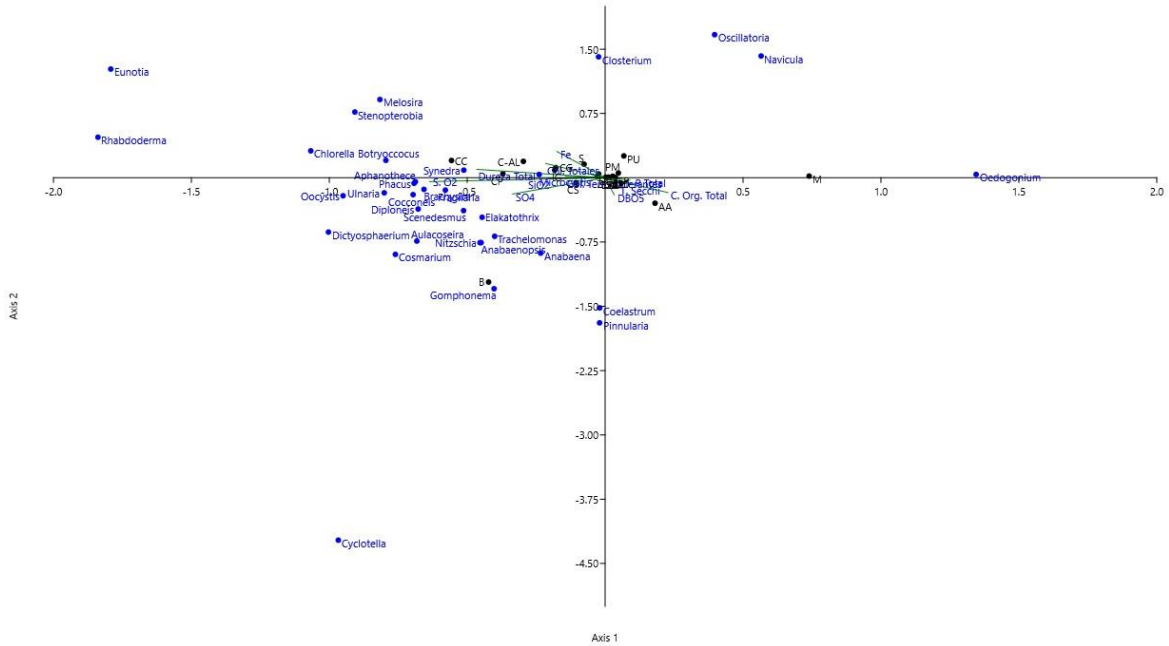
Figura 8. Análisis de correspondencia canónica. Axis1:54,24%; Axis2:16,28%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y biovolumen de las algas perifíticas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.



Nombre de la fuente: Autor

En cuanto al biovolumen, la Figura 8 muestra una tendencia clara en la que la mayoría de los taxones se ven favorecidos por un mayor enriquecimiento con materia orgánica y un grado de mineralización más alto. Sin embargo, los géneros de *Rhabdoderma* y *Closterium* aumentan su biovolumen donde las concentraciones de hierro y azufre son predominantes (Ciénaga Alfaro y Caño Patón), mientras que los taxones *Navicula* y *Oscillatoria* tiene mayor biovolumen cuando las concentraciones de coliformes fecales y fósforo total son más altas (Arroyo Alfaro y Montecarlo).

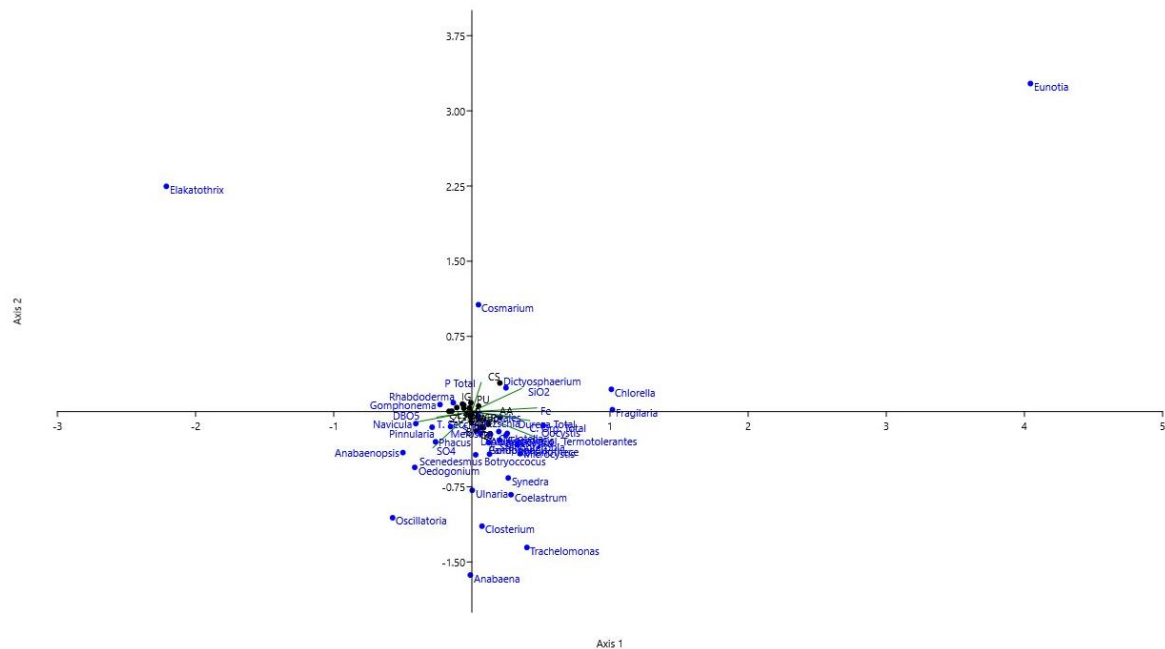
Figura 9. Análisis de Correspondencia Canónica. Axis1:49,07%; Axis2:18,11%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y área superficial. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.



Nombre de la fuente: Autor

En la Figura 9 se observa que el área superficial presenta un patrón general similar al de los atributos de dimensión lineal máxima y biovolumen, es decir, el agrupamiento de la mayoría de los taxones hacia los sitios donde las condiciones de mineralización son más elevadas. Sin embargo, el género *Oedogonium* parece estar influenciado por una mayor cantidad de carbono orgánico (Montecarlo), mientras que las áreas superficiales de los taxones *Closterium*, *Oscillatoria*, y *Navicula* se ubican en condiciones de bajo grado de mineralización del agua (estaciones Puerto Macurutú y Purgatorio).

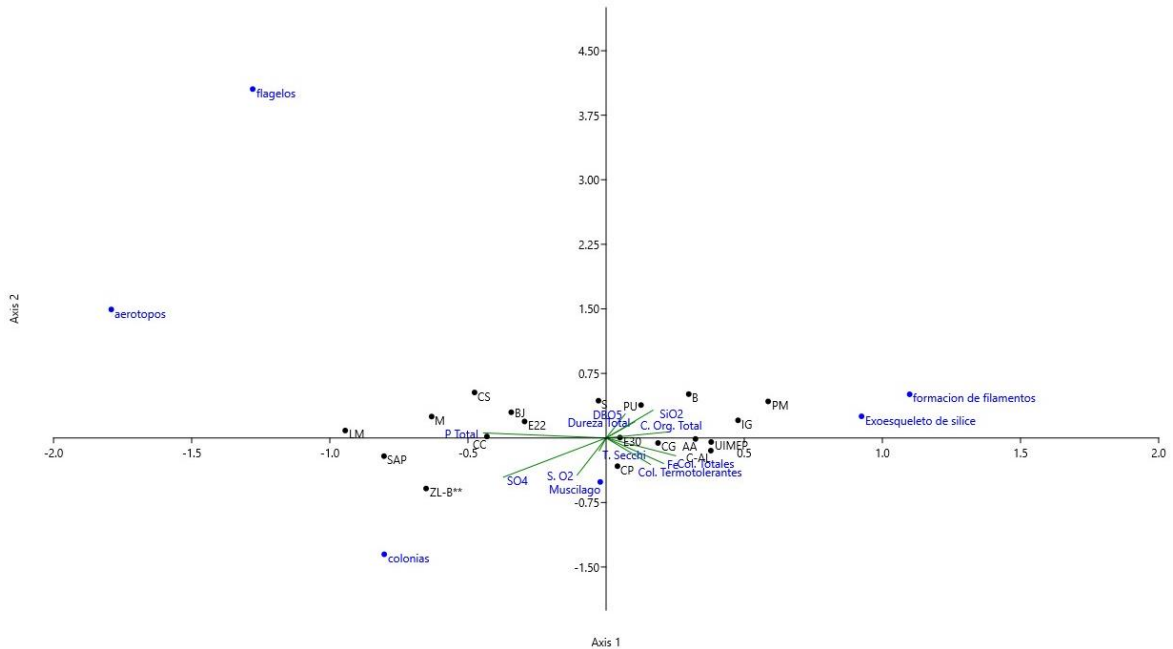
Figura 10. Análisis de Correspondencia canónica. Axis1:31,63%; Axis2:29,61%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y la relación área superficial/biovolumen de las algas perifíticas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.



Nombre de la fuente: Autor

Para el caso de la relación área superficial/biovolumen, la Figura 10 muestra que este atributo varió poco, dado que todos los géneros conformaron una nube central de puntos. Sin embargo, se resaltan tres taxones que se alejan de la nube central: el género *Eunatea* se ve favorecido por mayores concentraciones de sílice y de fósforo total (Ciénaga Saloa y Arroyo Alfaro); el género *Cosmarium* se asocia a una mayor cantidad de fósforo total (p.e. Ciénaga Saloa); y el taxon *Elakatothrix* se relaciona con lugares con baja mineralización (p.e. Isla Grande)

Figura 11. Análisis de Correspondencia Canónica. Axis1:61,34%; Axis2:19,2%. Teniendo en cuenta 11 de 28 variables ambientales evaluadas y la abundancia absoluta de otras características funcionales no numéricas. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.



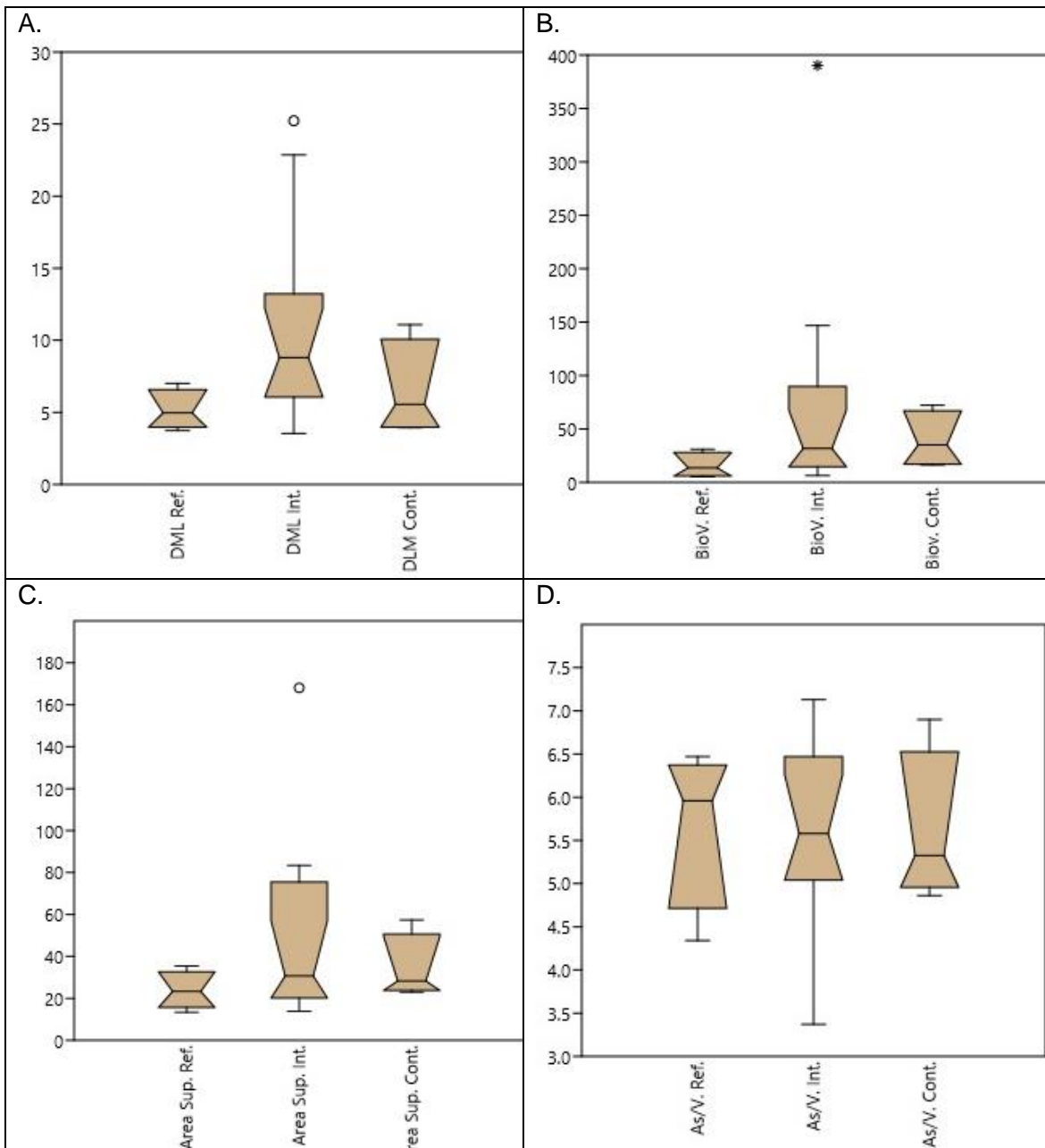
Nombre de la fuente: Autor

En la Figura 11 se muestra la relación de las abundancias absolutas de otras características funcionales no numéricas (adimensionales) con las variables ambientales. Los atributos de formación de filamentos y de presencia de exoesqueleto de sílice están muy asociados a las concentraciones de sílice y de carbono orgánico, en especial en los sitios Puerto Macurutú e Isla Grande. La presencia de flagelos y de aerotopos se relacionan la concentración de fósforo total en las estaciones La Mata, Montecaló y Ciénaga Saloa. Por su parte, la capacidad de formar colonias y la producción de mucílago se asocian a la concentración de sulfatos y a la saturación de oxígeno en Sapatí y en Zona Limnética-Barrancones.

Caracterización de los rasgos funcionales: Box-plots y correlaciones basadas en los datos crudos

Para este análisis se utilizaron los promedios de los atributos de los sitios, agrupados por estaciones de referencia, estaciones con contaminación media y estaciones de mayor grado de deterioro, los cuales se encuentran en el Anexo 9. La clasificación en estos tres grupos se hizo de acuerdo con los resultados del PCA (**Figura 3**), como se señaló en el capítulo correspondiente. Los lugares de referencia (Ref. en la Figura 12) son Puerto Macurutú, Belén, Bijagual y E30; los lugares intermedios (Int. en la Figura 12) son Ciénaga González, Ciénaga Candelaria, Ciénaga Saloa, La Mata, Sapatí, Ciénaga Alfaro, E22, UIMEP, Purgatorio, Isla grande y Montecarlo; y los lugares contaminados (Cont. en la Figura 12) son Sempegua, Zona Litoral Barrancones, Caño Patón y Arroyo Alfaro. De esta manera, se compararon los tres grupos de estaciones para cada característica morfofuncional evaluada.

Figura 12. Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las medidas morfológicas. A. Dimensión lineal máxima. B. Biovolumen. C. Área superficial. D. Índice área superficial/biovolumen.

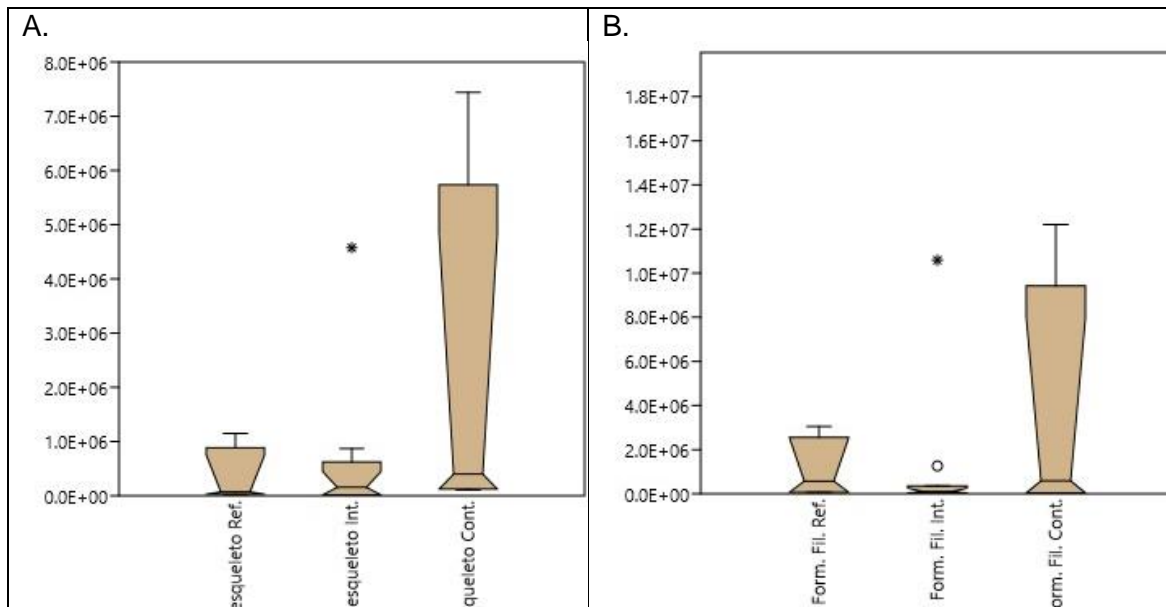


Nombre de la fuente: Autor

La comparación de los promedios de las medidas morfológicas por lugares que se observa en la Figura 12 permite ver las diferencias y similitudes de cada atributo entre los tres grupos de estaciones. La dimensión lineal máxima muestra una tendencia a ser diferente estadísticamente entre los lugares intermedios y los lugares de referencia, lo cual es

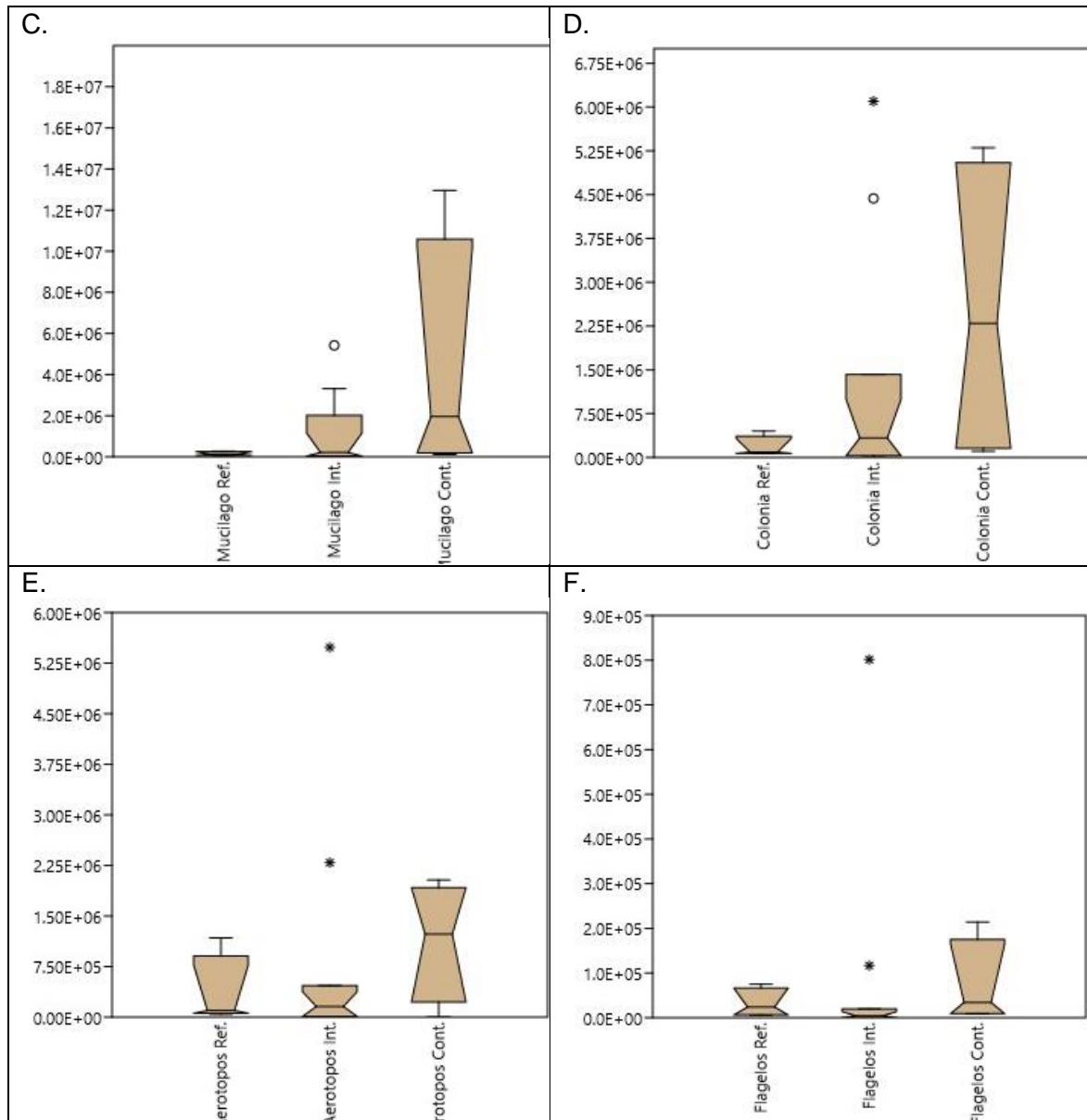
observable en la diferencia entre sus medinas. El biovolumen también tiende a ser diferente estadísticamente entre los lugares de referencia y los sitios contaminados, como entre los lugares de referencia y las localidades intermedias; sin embargo, los conjuntos de sitios intermedios y contaminados no presentan una diferencia significativa en este atributo. El área superficial de las algas en los lugares de referencia tiende a diferenciarse de los otros dos conjuntos de estaciones. Por su parte, el atributo de la relación área superficial/biovolumen no presenta diferencias estadísticas entre los tres conjuntos de estaciones. En términos amplios, es notable la falta de contraste más claros en estos atributos entre los grupos de estaciones.

Figura 13. Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las características morfofuncionales no numéricas. A. Exoesqueleto de sílice. B. Formación de filamentos. C. Mucílago. D. Formación de colonias. E. Presencia de aerotopos. F. Flagelos



Nombre de la fuente: Autor

Figura 13 (Continuación). Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados e las características morfofuncionales no numéricas. A. Exoesqueleto de sílice. B. Formación de filamentos. C. Mucílago. D. Formación de colonias. E. Presencia de aerotopos. F. Flagelos



Nombre de la fuente: Autor

Como se observa en la Figura 13, la presencia de exoesqueleto de sílice muestra una leve diferencia entre los grupos de sitios, con una tendencia a tener una mayor representación en las estaciones contaminadas. La formación de filamentos también tiende a ser mayor en los lugares contaminados, pero no tuvo diferencias estadísticas entre los tres conjuntos de sitios, por lo que no es un atributo que permita diferenciar los lugares de referencia de

aquellos disturbados. La presencia de mucílago es una variable que tiende a ser estadísticamente menor en los sitios de referencia, mientras que es notablemente mayor en los lugares más contaminados. La capacidad de los organismos para formar colonias y la presencia de aerotopos no tuvieron diferencias estadísticas claras entre los agrupamientos de sitios, pero muestran cierta tendencia a tener valores más altos en los lugares disturbados. La presencia de flagelos es una variable que tiende a ser diferente en los sitios intermedios con respecto a los lugares contaminados, pero no se distingue de la respuesta de este atributo de aquella que muestran las estaciones de referencia. Nuevamente, se resalta la carencia de discordancias más fuertes en estos atributos entre los tres grupos de estaciones.

Para el análisis de correlación de Spearman se utilizaron los datos de las 3 tablas del Anexo 9 y el valor de los tres primeros ejes que dio como resultado el PCA (ver los datos utilizados en el Anexo 10).

Tabla 5. Correlación de Spearman entre los promedios de los datos crudos y los valores de los tres primeros ejes del PCA. El triángulo superior de datos corresponde a la probabilidad y el inferior a los valores de correlación.

	PC 1	PC 2	PC 3	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
PC 1		0,21	0,69	0,28	0,17	0,28	0,20	0,32	0,94	0,85	0,78	0,40	0,19
PC 2	-0,29		0,62	0,32	0,32	0,41	0,80	0,78	0,73	0,20	0,30	0,29	0,03
PC 3	-0,09	0,12		0,28	0,51	0,26	0,94	0,24	0,06	0,47	0,73	0,43	0,89
Dimensión lineal máxima	0,26	-0,24	-0,26		1,16E-07	4,50E-08	0,74	0,39	0,57	0,47	0,20	0,71	0,81
Biovolumen	0,32	-0,24	-0,16	0,90		7,07E-13	0,52	0,23	0,82	0,57	0,30	0,96	0,48
Área Superficial	0,25	-0,20	-0,27	0,91	0,98		0,36	0,17	0,48	0,43	0,22	0,76	0,72
As/V	-0,31	0,06	0,01	-0,08	-0,16	-0,22		0,34	0,54	0,46	0,45	0,70	0,67
Exoesqueleto de sílice	0,23	0,07	-0,28	0,21	0,28	0,33	-0,23		0,0001	0,0005	0,0008	0,004	0,50
Formación de Filamentos	0,02	0,08	-0,44	0,14	0,05	0,17	-0,15	0,76		0,001	0,006	0,003	0,07
Mucilago	0,04	0,31	-0,18	0,18	0,14	0,19	-0,18	0,71	0,67		1,72E-11	1,77E-06	0,06
Formación de Colonias	0,07	0,25	-0,08	0,30	0,25	0,30	-0,18	0,70	0,60	0,97		3,89E-06	0,10
Aerotopos	-0,20	0,26	-0,19	0,09	0,01	0,07	0,09	0,62	0,64	0,86	0,85		0,01
Flagelos	-0,31	0,50	-0,03	-0,06	-0,17	-0,09	-0,10	0,16	0,41	0,44	0,38	0,56	

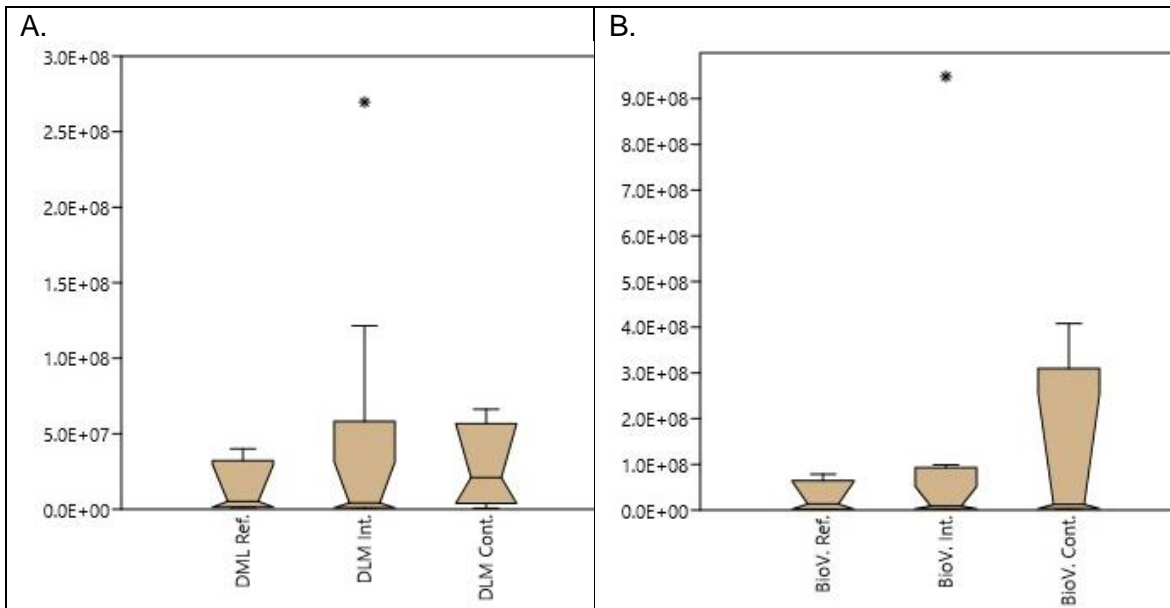
Nombre de la fuente: Autor

El análisis de correlación de Spearman estableció una relación estadísticamente significativa de 0,5 ($p=0,03$) entre la presencia de flagelos y el segundo eje del PCA (Tabla 5). Este eje del ordenamiento está asociado positivamente con la concentración de coliformes fecales y con el hierro. Ninguna de las otras variables evaluadas mostró una

Caracterización de los rasgos funcionales: Box-plots y correlaciones basadas en la Media Ponderada de la Comunidad (MPC)

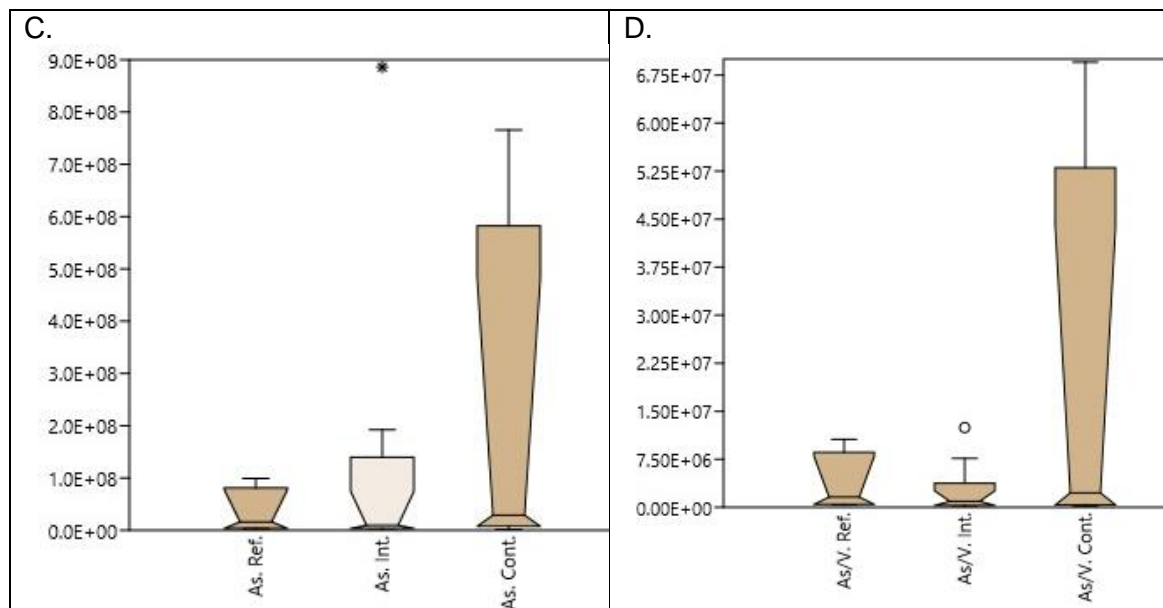
Se siguió el mismo procedimiento indicado atrás con el cual se analizaron las variables crudas, es decir, los datos de la media ponderada de cada atributo (Anexo 11) se agruparon por estaciones de referencia (Ref.), intermedia (Int.) y contaminada (Cont.), a fin de hacer las comparaciones en la respuesta de estas medias ponderadas ante los diferentes grados de deterioro de los sitios de muestreo.

Figura 14. Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las medidas ponderadas de los atributos morfológicos. A. Dimensión lineal máxima. B. Biovolumen. C. Área superficial. D. Índice área superficial/biovolumen.



Nombre de la fuente: Autor

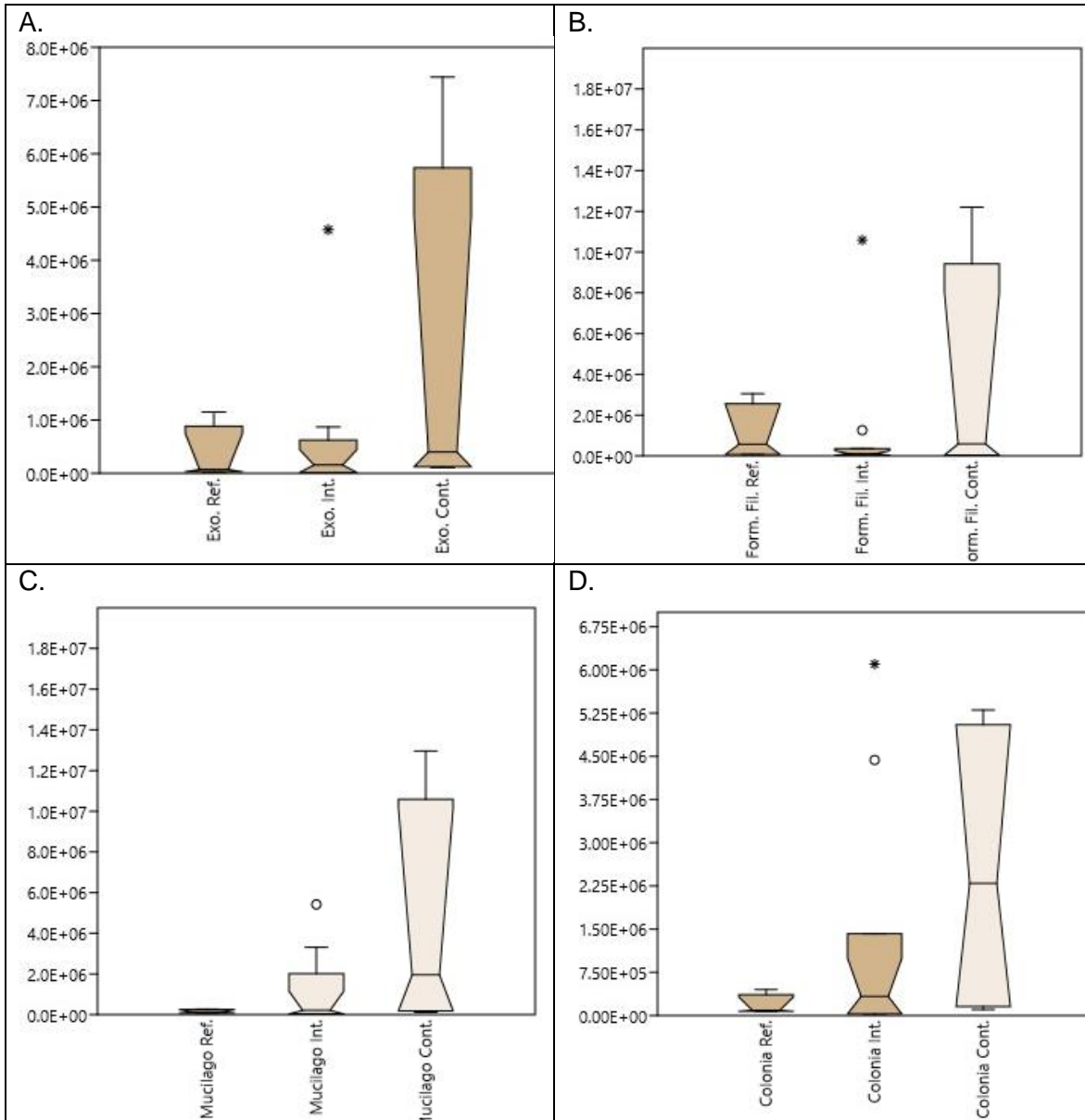
Figura 14 (Continuación). Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las medidas ponderadas de los atributos morfológicos. A. Dimensión lineal máxima. B. Biovolumen. C. Área superficial. D. Índice área superficial/biovolumen.



Nombre de la fuente: Autor

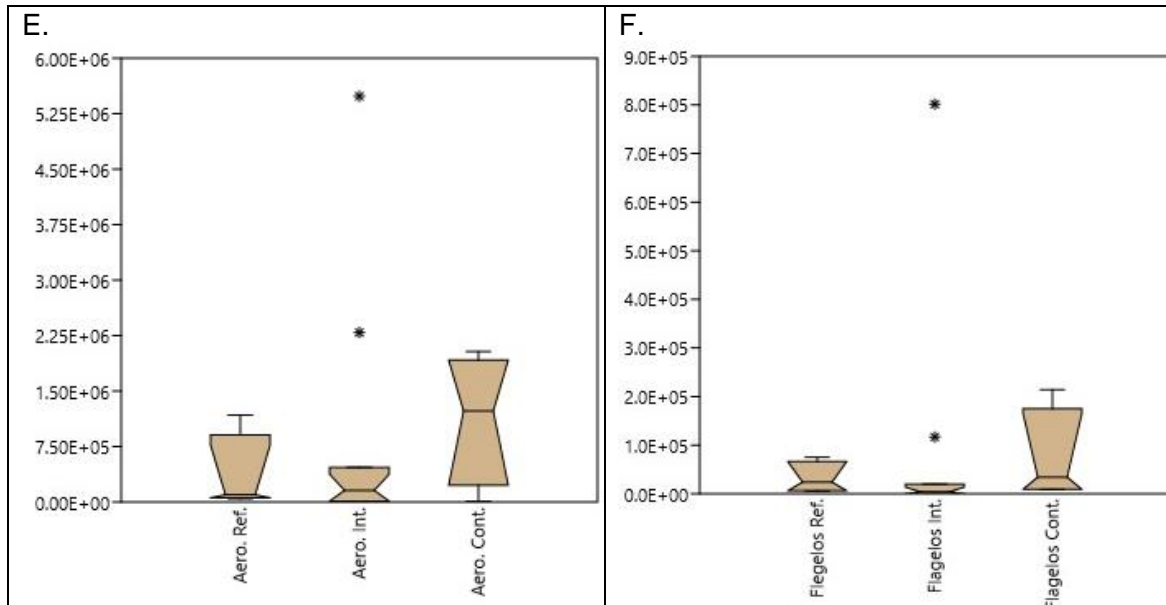
La Figura 14 permite señalar que las medias ponderadas de las variables morfológicas de las algas perifíticas en los lugares de referencia y en las estaciones intermedias, tienden a ser diferentes en magnitud en comparación con las medias ponderadas de los sitios contaminados. En estos últimos, todos los atributos (excepto la dimensión lineal máxima) presentan de manera general una variabilidad más amplia. Sin embargo, no se detectan diferencias estadísticas en ningún atributo, lo que indica que estas características, calculadas como medias ponderadas, no permitan diferenciar las condiciones de mayor o menor grado de deterioro de las estaciones de muestreo.

Figura 15. Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las medias ponderadas de las características no numéricas. A. Exoesqueleto de sílice. B. Formación de filamentos. C. Mucílago. D. Formación de colonias. E. Presencia de aerotopos. F. Flagelos



Nombre de la fuente: Autor

Figura 15 (Continuación). Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y contaminados de las medias ponderadas de las características no numéricas. A. Exoesqueleto de sílice. B. Formación de filamentos. C. Mucílago. D. Formación de colonias. E. Presencia de aerotopos. F. Flagelos



Nombre de la fuente: Autor

Para el caso de las medidas de las variables no numéricas (Figura 15), se nota también una tendencia general a que dichos atributos tengan mayor magnitud y variabilidad en los sitios contaminados. Aun así, se observa que las medianas de las variables (presencia del exoesqueleto de sílice, presencia de mucílago, formación de colonias y presencia de aerotopos) tienden a ser menores en los lugares de referencia. La posibilidad de los organismos para formar filamentos, así como la presencia de flagelos es estadísticamente menor y diferente en los sitios de disturbio intermedio con respecto a los otros dos conjuntos de lugares. La ocurrencia de mucílago es también estadísticamente menor, pero en los sitios de referencia. A pesar de estas tendencias generales, se puede decir las medias ponderadas de estos atributos no numéricos no presentan cambios muy contrastantes entre los conjuntos de estaciones con mayor o menor contaminación.

Para el análisis de correlaciones de Spearman se utilizaron los datos de las 3 tablas del Anexo 11 y el valor de los tres primeros ejes resultantes del PCA (ver datos utilizados en el Anexo 12).

Tabla 6. Correlación de Spearman entre los promedios de la MPC y los valores de los tres primeros ejes del PCA. El triángulo superior de datos corresponde a la probabilidad y el inferior a los valores de correlación.

	PC 1	PC 2	PC 3	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación De Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
PC 1		0,14	0,58	0,88	0,83	0,89	0,91	0,37	0,99	0,90	0,85	0,36	0,17
PC 2	-0,35		0,59	0,61	0,82	0,61	0,91	0,78	0,77	0,19	0,29	0,27	0,04
PC 3	-0,13	0,13		0,29	0,35	0,31	0,21	0,27	0,11	0,51	0,86	0,58	0,94
Dimensión lineal máxima	-0,04	0,12	-0,25		6,87E-09	7,07E-13	1,79E-07	0,0003	1,43E-06	4,51E-07	9,19E-07	8,20E-07	0,06
Biovolumen	0,05	0,06	-0,23	0,93		2,64E-11	4,68E-06	0,004	1,96E-06	1,02E-05	2,58E-05	6,63E-05	0,04
Área Superficial	-0,03	0,13	-0,24	0,98	0,96		6,13E-06	0,002	1,52E-05	1,34E-07	3,07E-07	1,03E-06	0,03
As/V	0,03	0,03	-0,30	0,90	0,85	0,84		8,20E-07	5,54E-09	0,0001	0,0003	0,0003	0,22
Exoesqueleto de sílice	0,22	0,07	-0,26	0,73	0,62	0,66	0,88		0,0001	0,0006	0,0007	0,004	0,50
Formación de Filamentos	-0,002	0,07	-0,38	0,87	0,86	0,82	0,93	0,76		0,001	0,005	0,003	0,08
Mucilago	0,03	0,32	-0,16	0,88	0,83	0,90	0,76	0,71	0,67		1,09E-11	1,59E-06	0,06
Formación de Colonias	0,04	0,26	-0,04	0,87	0,81	0,89	0,73	0,70	0,61	0,97		4,27E-06	0,10
Aerotopos	-0,22	0,26	-0,13	0,88	0,78	0,87	0,73	0,62	0,64	0,87	0,85		0,01
Flagelos	-0,33	0,47	-0,02	0,43	0,48	0,49	0,29	0,16	0,41	0,44	0,39	0,56	

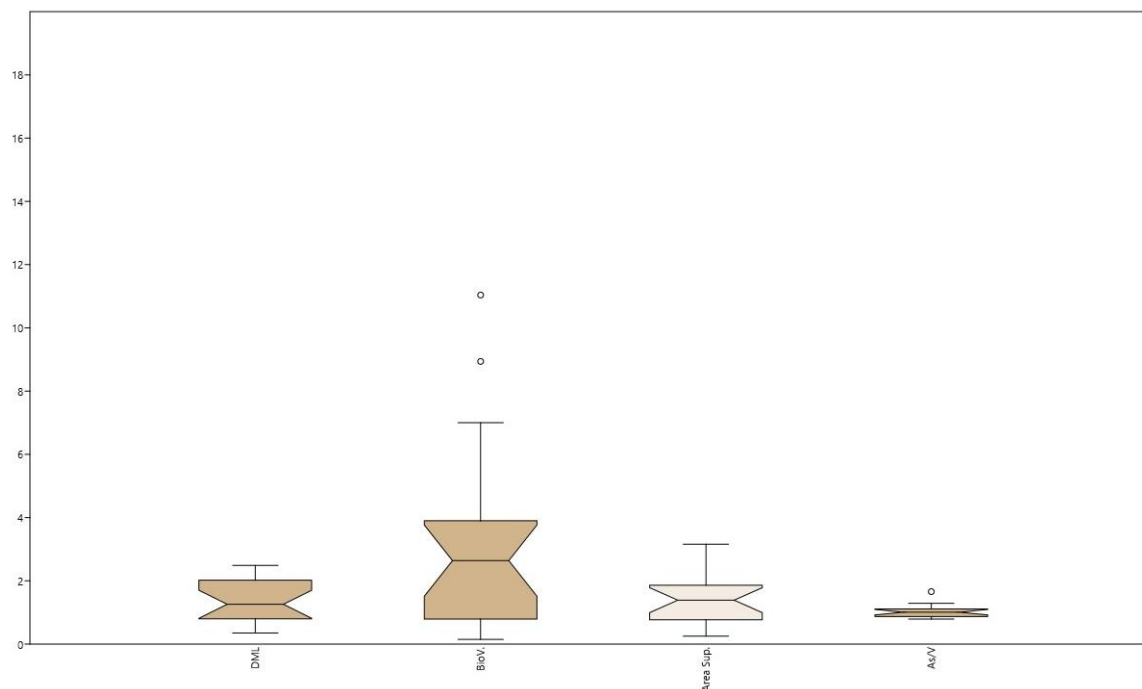
Nombre de la fuente: Autor

De manera similar a como ocurrió con el análisis basado en los datos crudos de los atributos de la comunidad de algas perifíticas (Tabla 5), el análisis de Spearman con las variables transformadas a la media ponderada (Tabla 6) solo arrojó una correlación significativa de 0,47 ($p=0,04$) entre la presencia de flagelos y el segundo eje del PCA, el cual, como se señaló anteriormente, se encuentra asociado positivamente con la concentración de coliformes fecales y con la cantidad de hierro. Las demás variables evaluadas no tuvieron correlaciones estadísticamente significativas con los ejes ambientales evaluados.

Construcción del Índice de Integridad Biótica de la comunidad de algas perifíticas: selección de atributos mediante el Índice Señal-Ruido

Para este análisis se usaron los datos de índice señal-ruido (Anexo 13), el cual se calculó con base en los promedios de las variables morfofuncionales crudas (sin transformar mediante la MPC) de cada sitio de muestreo. Como se recordará, el objetivo de esta técnica es detectar que atributos de la comunidad de ficoperifiton muestran variaciones más amplias al compararse entre sí

Figura 16. Box-plots comparativos de la señal-ruido de las medidas morfológicas. Dlm: dimensión lineal máxima. Biov.: biovolumen. Área sup.: área superficial. As/v: índice área superficial/biovolumen.

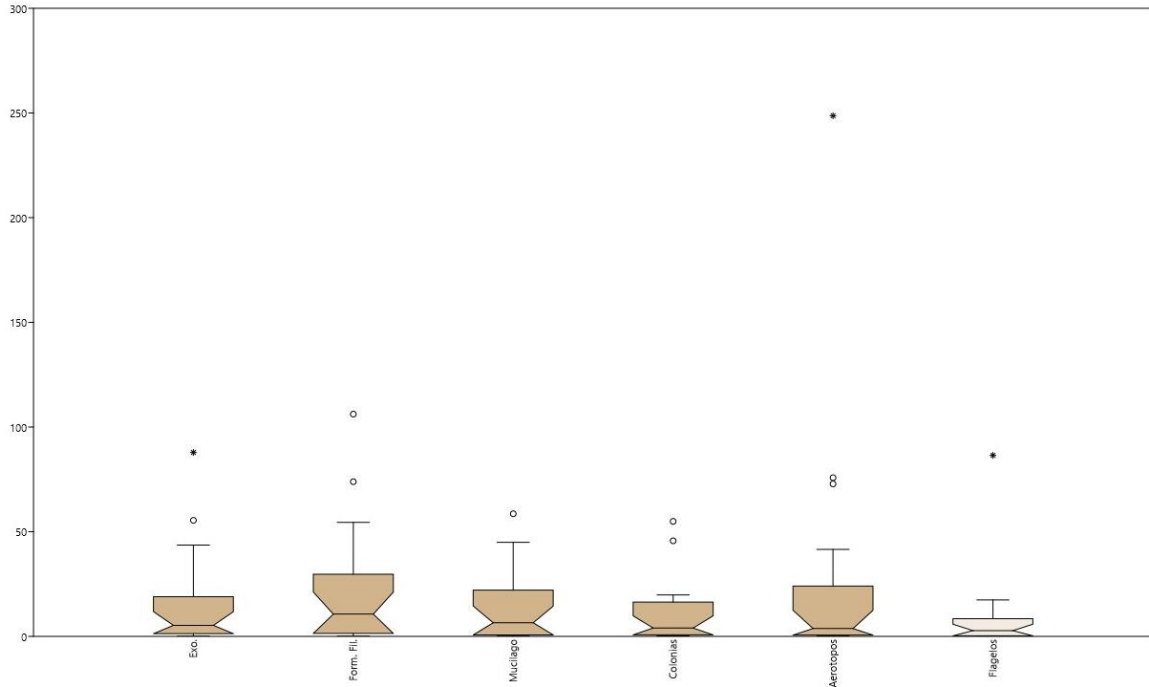


Nombre de la fuente: Autor

En la FIGURA 16 se muestra la comparación del índice señal-ruido de las medidas morfológicas. Se observa que el biovolumen tiene la variación más amplia de todos los atributos, seguido por la dimensión lineal máxima y por el área superficial. El índice área/biovolumen presenta una variabilidad mínima comparada los demás atributos, por lo que se considera que no es una variable útil para la elaboración del índice de integridad biótica de la comunidad de ficoperifiton del CCZ.

Para la anterior comparación entre las características morfológicas se decidió retirar los datos del lugar E22, ya que presentaron valores atípicos que desvían los análisis y que no permite evaluar adecuadamente los atributos considerados.

Figura 17. Box-plot comparativo de la señal-riudo de las características morfocionales. Exo.: exoesqueleto de sílice. Form. Fil.: formación de filamentos. Mucilago. Aerotopos. Flagelos.



Nombre de la fuente: Autor

En la Figura 17 se realizó la comparación de la señal ruido de las características morfológicas. Se observa que todos los atributos considerados presentan una variabilidad suficiente para realizar con ellos los análisis posteriores.

Construcción de Índice de Integridad Biótica de la comunidad de algas perifíticas: Eficiencia Discriminativa (ED) de los atributos candidatos

La eficiencia discriminativa se calculó para todas las variables con base en los datos crudos, excepto para la razón de área superficial/biovolumen. Este atributo se descartó debido a que en el análisis del índice señal-ruido mostramos una variabilidad muy baja.

Los datos utilizados para estos cálculos se encuentran en el Anexo 13. En el presente caso, al revisar los resultados de los análisis de box-plot, tanto para los datos crudos como

para los transformados a la MPC, se observó que todos los atributos considerados tendieron a aumentar su valor a medida que incrementó el gradiente de contaminación. Por esta razón, en la ecuación para calcular la Eficiencia Discriminativa (ver el capítulo de Metodología en el subcapítulo de Elaboración del Índice de Integridad Biológica de la comunidad de ficoperifiton) el parámetro a se asumió como el número de sitios impactados con un valor del atributo por encima del percentil 75 en las localidades de referencia y b correspondió al número total de sitios impactados. Los resultados de estos cálculos se consignan en la.

Tabla 7. Cálculo de la eficiencia discriminativa para las variables de dimensión lineal máxima, biovolumen, área superficial, exoesqueleto de sílice, formación de filamentos, mucilago, formación de colonias, aerotopos y flagelos.

Nombre del atributo	Comportamiento del atributo con el incremento en el deterioro	Percentil 75 en las localidades de referencia	Ecuación usada para calcular la Eficiencia Discriminativa	Eficiencia Discriminativa (%)
Dimensión lineal máxima	Aumenta	5,69	$(2/4)*100$	50
Biovolumen	Aumenta	21,92	$(2/4)*100$	50
Área Superficial	Aumenta	26,91	$(2/4)*100$	50
Exoesqueleto de sílice	Aumenta	356440,93	$(2/4)*100$	50
Formación de Filamentos	Aumenta	1562621,63	$(1/4)*100$	25
Mucilago	Aumenta	195868,19	$(3/4)*100$	75
Formación de Colonias	Aumenta	187280,82	$(3/4)*100$	75
Aerotopos	Aumenta	368544,43	$(3/4)*100$	75
Flagelos	Aumenta	48660,36	$(2/4)*100$	50

Nombre de la fuente: Autor

Los valores cercanos al 100% de ED de un determinado atributo indican que dicha variable es una métrica adecuada para integrar el IIB. Como se nota en la Tabla 7, la única variable que tuvo un valor de ED bajo (del 25%) fue la formación de filamentos. Por esta razón, esta característica no se tuvo en cuenta para hacer parte del IIB del ficoperifiton del CCZ.

Construcción del Índice de Integridad Biótica de la comunidad de algas perifíticas: estandarización y puntuación de los atributos seleccionados

De acuerdo con los resultados de los análisis anteriores, los atributos seleccionados para la elaboración del índice fueron: dimensión lineal máxima, biovolumen, área superficial, exoesqueleto de sílice, presencia de mucilago, formación de colonias, ocurrencia de aerotopos y presencia de flagelos.

Para la estandarización de estos atributos, cuyos valores particulares son diferentes en cada variable, se utilizaron los datos crudos, es decir los promedios generales por sitio de cada variable (Anexo 14). Como todas las ocho variables seleccionadas aumentan a medida que se incrementa la contaminación de los sitios de muestreo, de las dos opciones de estandarización (ver el capítulo de Metodología en el subcapítulo de Elaboración del Índice de Integridad Biológica de la comunidad de ficoperifiton) se utilizó la siguiente ecuación:

$$\mathbf{Puntaje} = \left(100 * \left(\frac{(X_{max}-X)}{(X_{max}-X_5)} \right) \right) \quad (5)$$

En esta fórmula, X_{max} es el valor máximo que tiene la variable en el conjunto de todos los sitios y X_5 corresponde al valor del percentil del 5% de dicho atributo. Los datos utilizados para la estandarización se muestran en la

Tabla 8.

Tabla 8. Valores máximos de los datos crudos de cada variable por lugar de muestreo. Se incluye el valor del percentil del 5% del total de datos de cada atributo. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.

Lugar	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área superficial	Exoesqueleto de sílice	Mucilago	Formación de colonias	Aerotopos	Flagelos
B	7,01	30,88	35,46	1150086,36	275020,65	450033,79	1175088,23	75005,63
BJ	3,74	5,16	13,32	52715,12	64530,57	64530,57	98159,18	8179,93
E30	4,68	18,93	24,05	91892,45	72841,58	83487,65	43704,95	5603,20
PM	5,25	8,14	22,60	19939,30	169484,04	99696,49	99696,49	39878,60
CG	12,22	146,91	75,47	623564,32	307625,07	365824,40	157969,63	0,00
CC	4,36	14,62	20,19	296253,74	210423,22	332247,19	321172,28	0,00
CS	13,22	72,94	54,93	870435,36	2015745,05	1420184,01	2290619,38	801716,78
LM	6,06	6,37	13,79	155634,08	3307224,16	4435571,22	5486101,25	116725,56
SAP	6,17	21,59	28,25	9888,97	507633,88	662561,10	468077,99	19777,94
C-AL	25,23	89,67	83,37	4574322,36	5421419,09	6099096,48	338838,69	0,00
E 22	3,54	10,05	16,38	392,53	1570,12	1046,75	65,42	654,22

UIMEP	10,12	55,40	46,03	219239,74	170519,80	165299,80	19139,98	10439,99
PU	8,06	21,25	30,29	15672,81	34670,17	23271,75	10923,48	14722,95
IG	8,80	31,73	30,65	35689,04	26591,84	27991,41	10496,78	4198,71
M	22,86	390,32	168,06	50720,33	34658,89	65091,09	98904,65	845,34
S	4,07	18,35	22,97	624992,28	413727,29	308094,79	889073,53	8802,71
ZL-B**	11,08	72,12	57,39	174796,35	3495927,02	5302155,99	1573167,16	58265,45
CP	7,05	51,74	30,54	104523,86	114122,99	105590,43	3199,71	10132,41
AA	3,95	16,40	26,08	7440069,55	12953214,60	4282054,41	2033975,85	214102,72
Máximo	25,23	390,32	168,06	7440069,55	12953214,60	6099096,48	5486101,25	801716,78
Percentil 5%	3,72	6,25	13,74	8939,33	24089,66	21049,25	2886,28	0

Nombre de la fuente: Autor

Los resultados de la estandarización transforman todos los atributos a una escala 0-100, como se observa en la TABLA 9. Adicionalmente, en esta tabla se incluye el promedio de la calificación de los ocho atributos para cada lugar.

Tabla 9. Atributos estandarizados por sitios. Se incluye los promedios del conjunto de atributos por lugar de muestreo. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.

Lugar	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	Exoesqueleto de sílice	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos	Promedio
B	84,74	93,59	85,92	84,64	98,06	92,94	78,62	90,64	88,65
BJ	99,91	100,28	100,28	99,41	99,69	99,28	98,26	98,98	99,51
E30	95,57	96,70	93,32	98,88	99,62	98,97	99,26	99,30	97,70
PM	92,92	99,51	94,26	99,85	98,88	98,71	98,23	95,03	97,17
CG	60,52	63,38	60,00	91,73	97,81	94,33	97,17	100,00	83,12
CC	97,07	97,82	95,83	96,13	98,56	94,88	94,20	100,00	96,81
CS	55,84	82,64	73,31	88,41	84,60	76,98	58,28	0,00	65,01
LM	89,15	99,97	99,97	98,03	74,61	27,37	0,00	85,44	71,82
SAP	88,64	96,01	90,60	99,99	96,26	89,45	91,52	97,53	93,75
C-AL	0,00	78,28	54,88	38,56	58,25	0,00	93,87	100,00	52,98
E 22	100,00	99,01	98,29	100,00	100,00	100,00	100,05	99,92	99,84
UIMEP	70,27	87,20	79,08	97,17	98,87	97,63	99,70	98,70	91,08
PU	79,85	96,10	89,28	99,91	99,92	99,96	99,85	98,16	95,38

IG	76,40	93,37	89,04	99,64	99,98	99,89	99,86	99,48	94,71
M	11,05	0,00	0,00	99,44	99,92	99,28	98,25	99,89	63,48
S	98,38	96,85	94,02	91,71	96,99	95,28	83,84	98,90	94,50
ZL-B**	65,82	82,85	71,72	97,77	73,15	13,11	71,36	92,73	71,06
CP	84,56	88,16	89,12	98,71	99,30	98,61	99,99	98,74	94,65
AA	98,97	97,36	92,01	0,00	0,00	29,90	62,96	73,29	56,81

Nombre de la fuente: Autor

Construcción del Índice de Integridad Biótica de la comunidad de algas perifíticas: establecimiento de las escalas de calificación del IIB del Ficoperifiton del CCZ.

De acuerdo con lo sugerido por Gerritsen et al. (2000), y teniendo en cuenta los promedios de los atributos estandarizados para cada sitio de muestreo, se calcularon los percentiles del 25%, 50% y 75% para obtener las escalas de clasificación del IIB. Los cálculos dieron como resultado: P25: 71,43; P50: 93,75; y P75: 96,09. De acuerdo con estos datos se establecieron cuatro clases para los valores del IIB, como se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10. Escala de clasificación del índice de integridad biótica de la comunidad de perifiton del CCZ.

Rango de valor	Color	Clasificación de integridad
$0 \leq \text{IIB} \leq 71,43$	Rojo	Baja integridad biótica
$71,43 < \text{IIB} \leq 93,75$	Amarillo	Regular integridad biótica
$93,75 < \text{IIB} \leq 96,09$	Verde	Moderada integridad biótica
$\text{IIB} > 96,09$	Azul	Alta integridad biótica

Nombre de la fuente: Autor

Aplicación del IIB a los sitios muestreados en el CCZ

Teniendo en cuenta la clasificación se procedió a clasificar los lugares muestreados.

Como se observa en la Tabla 11, el IIB desarrollado permitió clasificar los diferentes sitios del complejo cenagoso de Zapatosa en un gradiente que va desde los sitios más conservados y con mejor estado de salud ecosistémica, hasta aquellos lugares donde las condiciones de contaminación implican un mayor deterioro, y por lo tanto la salud del ecosistema es mala. Aquellos sitios con una alta integridad biológica del ficoperifiton son Bijagual, E30, E22, Puerto Macurutú y Ciénaga Candelaria, los cuales se caracterizan por ser zonas con una alta mineralización, además de presentar un alto porcentaje de zona natural alrededor del cuerpo de agua. Por el contrario, las estaciones en donde la integridad biológica de las algas perifíticas es baja son Ciénaga Saloa, Ciénaga Alfaro, Montecarlo, Zona Limnética Barrancones y Arroyo Alfaro; en ellas se presentan actividades humanas como la ganadería intensiva y el establecimiento de grandes urbes (en el caso de Ciénaga y Arroyo Alfaro).

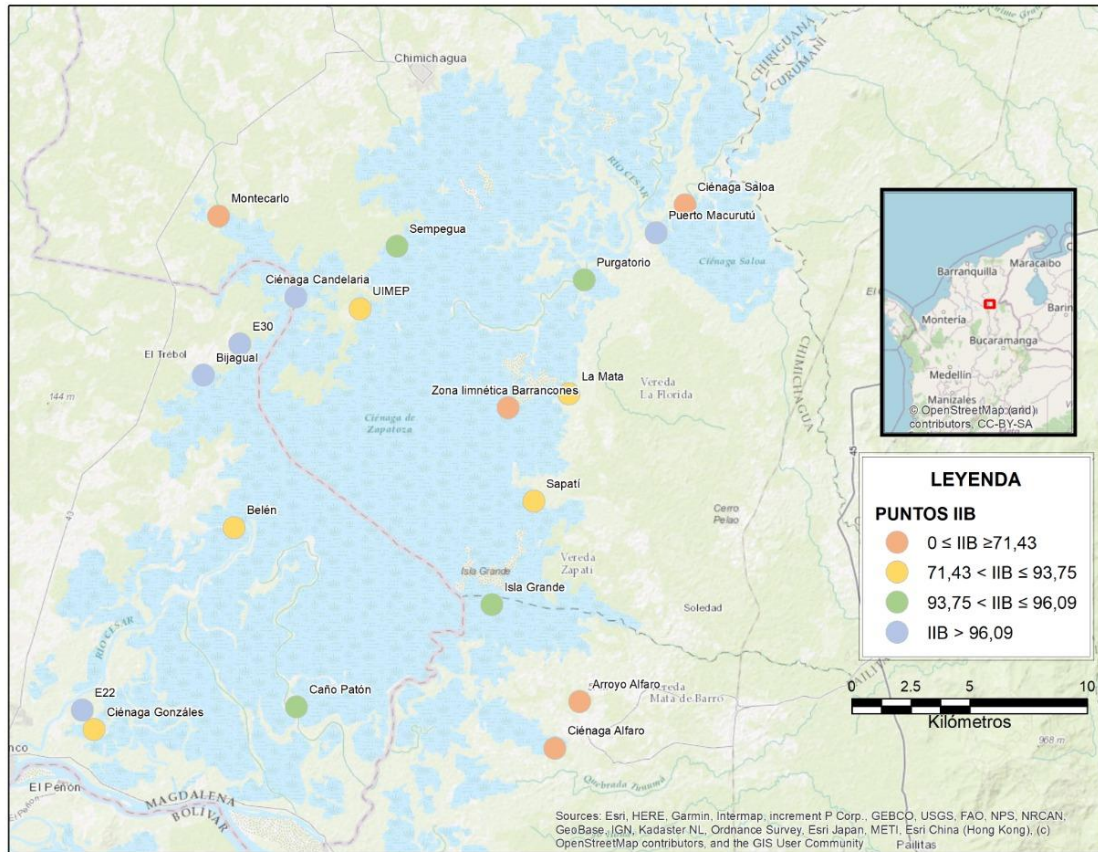
Tabla 11. Atributos por sitio estandarizados y promedio de los datos por lugar clasificados por color de acuerdo con la escala establecida en la tabla 10. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.

Lugar	IIB	Interpretación del IIB	Implicaciones sobre la salud del ecosistema
CS	65,0 1	Sitios con BAJA integridad biológica de la comunidad de ficoperifiton.	La mala calidad fisicoquímica del agua dificulta y desfavorece un buen desarrollo de la comunidad de algas perifíticas de estos lugares. La salud ecosistémica de estos sitios es deficiente.
C-AL	52,9 8		
M	63,4 8		
ZL-B**	71,0 6		
AA	56,8 1		
B	88,6 5	Sitios con REGULAR integridad biológica de la comunidad de ficoperifiton.	El grado de contaminación del agua en estos sitios provoca un notable deterioro en las condiciones para el desarrollo de las algas perifíticas. La salud ecosistémica de estos sitios es insuficiente.
CG	83,1 2		
LM	71,8 2		

UIME P	91,08		
SAP	93,75	Sitios con MODERADA integridad biológica de la comunidad de ficoperifiton.	Las condiciones de moderada contaminación del agua de estos lugares permiten el desarrollo de la comunidad de algas perifíticas de forma aceptable. La salud del ecosistema en estos sitios es buena.
PU	95,38		
IG	94,71		
S	94,50		
CP	94,65		
BJ	99,51		
E30	97,70		
PM	97,17		
CC	96,81		
E 22	99,84		

Nombre de la fuente: Autor

Figura 18. Mapa de las zonas de muestreo con el código de clasificados por color de acuerdo con la escala establecida en la tabla 10. Consulta web: <https://arcg.is/0KiHb1>



Nombre de la fuente: Wilmer Estupiñán

En la Figura 18 observamos las zonas de muestreo con la clasificación de colores correspondiente a la categoría del IIB. Esta nos permite observar que espacialmente el sector occidental presenta una mejor idoneidad biológica que el sector oriental, lo cual concuerda con zonas de muestreo asociadas a pequeñas o medianos asentamientos humanos y uso del suelo como ganadería, ganadería intensiva, presencia de mono cultivo y agricultura. El sector occidental se encuentra asociado en su gran mayoría a zonas de muestreo con un uso del suelo de ganadería de autoconsumo y zonas naturales.

Comparación del IIB y el índice ICA de 7 variables

El Índice de Calidad del Agua (ICA) es un índice asociado a la intervención antrópica y presenta una clasificación de 0 a 1. Este clasifica la calidad de un cuerpo de agua teniendo en cuenta el bienestar humano independientemente de su uso. El ICA tiene en cuenta las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del cuerpo de agua (INDICADORES -

IDEAM, n.d.). Es uno de los índices más utilizados para clasificar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos en Colombia; sin embargo, se debe tener en cuenta esta comparación que este índice fue desarrollado para ambientes lóticos.

Los datos con los que se calcularon el ICA para cada zona evaluada y su resultado se encuentran en el Anexo 1. En la Tabla 12 se hace la comparación de los resultados del IIB y el ICA.

Tabla 12. Comparación entre los resultados del IIB y los resultados del ICA. Las abreviaturas de los sitios se encuentran en la tabla 3.

Lugar	IIB	Descriptor IIB	ICAFQ 7 VAR	DESCRIPTOR 7 VAR
CS	65,01	BAJA integridad biológica	0,81	ACEPTABLE
C-AL	52,98	BAJA integridad biológica	0,74	ACEPTABLE
M	63,48	BAJA integridad biológica	0,63	REGULAR
ZL-B**	71,06	BAJA integridad biológica	0,77	ACEPTABLE
AA	56,81	BAJA integridad biológica	0,56	REGULAR
B	88,65	REGULAR integridad biológica	0,73	ACEPTABLE
CG	83,12	REGULAR integridad biológica	0,69	REGULAR
LM	71,82	REGULAR integridad biológica	0,73	ACEPTABLE
UIMEP	91,08	REGULAR integridad biológica	0,69	REGULAR
SAP	93,75	MODERADA integridad biológica	0,76	ACEPTABLE
PU	95,38	MODERADA integridad biológica	0,49	MALO
IG	94,71	MODERADA integridad biológica	0,79	ACEPTABLE
S	94,50	MODERADA integridad biológica	0,71	ACEPTABLE
CP	94,65	MODERADA integridad biológica	0,67	REGULAR
BJ	99,51	ALTA integridad biológica	0,72	ACEPTABLE
E30	97,70	ALTA integridad biológica	0,76	ACEPTABLE
PM	97,17	ALTA integridad biológica	0,67	REGULAR
CC	96,81	ALTA integridad biológica	0,76	ACEPTABLE
E 22	99,84	ALTA integridad biológica	0,62	REGULAR

Nombre de la fuente: Autor

En la comparación de los índices se ve una clara discrepancia entre la clasificación de la calidad dada a las distintas zonas del IIB. Para el ICA, la única zona con una intervención antrópica lo suficientemente alta como para afectar el bienestar de las comunidades humanas es Purgatorio. Sin embargo, según el IIB esta zona presenta una moderada integridad biótica. Según el ICA, 11 de las 19 zonas evaluadas son aceptables (tiene una

buena calidad del agua para el consumo humano) y 7 de las zonas son de condición regular. La mayoría de las zonas clasificadas por el IIB como áreas de baja o regular integridad biótica para el ficoperifiton, el ICA las cataloga como aceptable calidad del agua, mientras que otras moderada o alta integridad biótica se clasifican según el ICA como de regular calidad. En general no se establecen zonas con una integridad biótica deficiente o insuficiente como zonas cuyas aguas son inadecuadas para el bienestar humano.

Discusión

Se conoce bastante bien el papel ecológico de las microalgas en los ambientes acuáticos continentales, en especial de las flotantes (fitoplancton). El estudio de las microalgas, tanto planctónicas como bentónicas, permite comprender cómo la composición y la abundancia de las comunidades reflejan la variación de la calidad de su entorno, y esta característica es la que posibilita utilizarlas como indicadores biológicos (Hellawell, 1986; Markert et al., 2003). En el presente caso, las diferencias en la composición y en las características morfofuncionales y morfológicas evaluadas en la comunidad de ficoperifiton del CCZ, proporciona información sobre la condición del ecosistema y permite clasificar las zonas de acuerdo con los resultados del IIB. De esta manera, se puede hacer comparaciones entre las zonas de referencia, en las que se supone hay una mayor integridad biótica del ficoperifiton y por lo tanto se deduce que existe un buen funcionamiento ecológico del ecosistema, con aquellas áreas en estados moderados a altos de deterioro (Markert et al., 2003). A continuación, se discuten los resultados desde tres perspectivas: las condiciones abióticas del agua en los distintos sitios del CCZ; las características estructurales de las comunidades de ficoperifiton en esos lugares; y las respuestas obtenidas con el IIB desarrollado.

Características ambientales del CCZ

Las 19 zonas muestreadas en el CCZ presentan una notable heterogeneidad en sus condiciones fisicoquímicas, aspectos que se reflejan en la respuesta de la comunidad de ficoperifiton. De acuerdo con las variables físico-químicas por lugar y los resultados de los análisis, se puede asumir que hay un gradiente de deterioro de las zonas evaluadas. Este gradiente se encuentra definido por la concentración de coliformes (tanto termotolerantes como totales), la concentración de materia orgánica y la mineralización (sobre todo la concentración de hierro, fósforo y sílice). Estos son los tres factores ambientales principales que brindan la información necesaria para realizar la clasificación de los distintos sitios del CCZ de acuerdo con la integridad biótica de sus comunidades de ficoperifiton.

Conforme con los resultados presentados por el PCA, el grupo que estuvo constituido por las localidades Puerto Macurutú, Belén, Bijagual y E30 correspondió a las localidades que representaron una mejor calidad de agua y por lo tanto fueron los puntos de referencia seleccionados. Adicionalmente, estas zonas se clasificaron según el IIB como áreas con

una idoneidad biológica alta. Estos sitios se caracterizan por tener aguas transparentes, con una tendencia a una moderada demanda biológica de oxígeno y un mayor grado de mineralización, con una baja concentración de coliformes y con bajas concentraciones de materia orgánica. En estas zonas se observó un uso del suelo más natural y una baja tasa de intervención antrópica.

En contraposición, los lugares que de acuerdo con los resultados presentados por el PCA fueron los más contaminados correspondieron al Arroyo Alfaro, el Caño Patón, la Zona Litoral Barrancones y Sempegua. Sin embargo, según el IIB, el Arroyo Alfaro, el Caño Patón y la Zona Litoral Barrancones tuvieron buenas condiciones ecológicas. Por otra parte, el IIB permitió incluir en esta categoría de mala calidad a las localidades de Montecarlo y Ciénaga Saloa, los cuales según el PCA son zonas de contaminación intermedia. Estos sitios se caracterizaron por tener una alta concentración de coliformes termotolerantes y totales y una alta cantidad de materia orgánica y de fósforo, aunque presentaron una menor mineralización. En estas zonas se denotó una mayor intervención antrópica focalizada al uso del suelo para la ganadería intensiva y monocultivos de palma, así como la urbanización de zonas cercanas a el cuerpo de agua. Igualmente, en estas áreas se evidenciaron tapetes de jacinto de agua (*Eichhornia spp.*) de mayor tamaño y distribuidos en una mayor área en el espejo de agua.

La comunidad de microalgas perifíticas del CCZ

Como ya se ha establecido previamente en muchos estudios, la comunidad de algas perifíticas logra diferenciar de manera más fina, y en conjunto con las variables fisicoquímicas, las condiciones ambientales de un conjunto de lugares. Sin embargo, dos géneros se encontraron presentes en todas las zonas evaluadas. Estos fueron *Aulacoseira* y *Oscillatoria*, los cuales son propios de ecosistemas eutróficos con condiciones de estratificación y mezcla (con turbulencia), con una alta concentración de sedimentos y alta conductividad. El género *Oscillatoria*, específicamente, es característico de aguas lénticas fertilizadas (Pinilla, 2000; Ramírez, 2000). En contraposición, el género de *Pandorina* solo se presentó en la zona de Sempegua. Este es una área que ambientalmente se considera como una de las localidades contaminadas. Este género es característico de aguas con baja mineralización y condiciones meso y eutróficas (Pinilla, 2000).

Como lo establecen Markert et al. (2003), cuando un sistema léntico de aguas transparentes (como lo es en general el CCZ) está dominado por macrófitas, su estado tiende a ser meso u oligotrófico, lo que favorece el desarrollo de una comunidad de microalgas perifíticas más diversa y abundante. De acuerdo con lo anterior, y como es de esperar en sitios con mayor disponibilidad de nutrientes, se observó un mayor número de individuos por cm² en los lugares clasificados como contaminados (Arroyo Alfaro, Ciénaga Alfaro, Sempegua y Montecarlo), donde se notó una tendencia de la comunidad a una baja dominancia y una alta diversidad. El Arroyo Alfaro y la Ciénaga Alfaro son lugares con un

enriquecimiento de materia orgánica, proveniente posiblemente de las áreas urbanas que se encuentran a sus orillas y de la acumulación de tapetes de jacinto de agua (*Eichhornia spp.*). La acción del viento y el posicionamiento aislado de estas localidades con respecto al espejo central de agua del CCZ podrían favorecer estos mayores registros de materia orgánica. Sempegua y la Ciénaga Saloa se encuentran en áreas más naturales, hacia la zona norte del CCZ, y se ubican en un pequeño “golfo” del complejo cenagoso; esta característica hace que la acumulación de *Eichhornia spp.* Arrastrada por el viento sea un gran inconveniente, ya que los tapetes de esta planta quedan atrapados en esta formación geográfica. Incluso si el viento sopla en la dirección contraria, es difícil de movilizar las masas flotantes de jacinto que se han formado en el sitio. Sin embargo, la Ciénaga Saloa presentó una dominancia y una diversidad de ficoperifiton similares. La Zona Litoral Barrancones es un área que tuvo una dominancia alta, con una abundancia notable de los géneros *Dyctiosphaerium* y *Aphanothese*. De manera general, la riqueza de Margalef de los puntos muestreados no fue alta, lo que significa en general, que en el CCZ la diversidad de la comunidad de ficoperifiton es baja. La equitatividad de Pielou fue relativamente similar en los puntos muestreados y muestra que en la mayoría de los puntos la repartición de la abundancia entre los géneros fue similar. Los datos brindados por los índices de diversidad están dentro de los rangos normales para las ciénagas tropicales de Colombia (Montoya-Moreno & Aguirre-Ramírez, 2008).

Las zonas de referencia, al contrario de las zonas contaminadas, presentaron de forma general una mayor dominancia y una menor diversidad de Shannon. Sin embargo, entre estas áreas de referencia se hallaron los mayores valores de riqueza de Margalef, lo que permite decir que, aunque hay uno o algunos géneros que dominan estas comunidades, son los lugares con una mayor diversidad relativa. En estos sitios de referencia se presentaron algas de tamaños pequeños, es decir con una dimensión lineal máxima, un biovolumen y un área superficial menores a las registradas en los demás sitios de muestreo. Estas comunidades se vieron dominadas por algas no coloniales y sin producción de mucílago. La abundancia de organismos con presencia de flagelos, exoesqueleto de sílice y capacidad de formación de filamentos fue media. De manera interesante, estas características se observaron en una mayor proporción en zonas contaminadas. Se puede hipotetizar que tales atributos (flagelos, valvas de sílice y formación de filamentos) podrían ser una respuesta de las comunidades de algas a las mayores concentraciones de nutrientes, aspectos que debería explorarse en estudios futuros.

Las zonas alteradas presentaron algas de gran tamaño, pero de formas no alargadas, ya que tuvieron una dimensión máxima lineal menor a la encontrada en las algas de zonas con contaminación intermedias. En las áreas contaminadas la razón área/biovolumen (media como MPC) fue mayor, comparadas el resto de los lugares del CCZ, lo cual indica que las algas de estos sitios se alejaron de la forma esférica. No obstante, en estas zonas con mayor deterioro se presentaron muchas algas con todas las características morfofuncionales evaluadas. Las respuestas de un mayor tamaño y de formas más

aplanadas en el ficoperifiton ante un grado de estrés ambiental más alto, son aspectos que sugieren algún grado de adaptación que requerirá posteriores investigaciones.

Las zonas de degradación intermedia presentaron algas cilíndricas y alargadas. Por lo demás, estas locaciones no se destacaron por alguna característica morfofuncional adimensional específica.

Los box-plots de los datos crudos y de las medias ponderadas de la comunidad permitieron diferenciar de una mejor manera el comportamiento de las variables morfológicas y morfofuncionales de la comunidad de ficoperifiton. Las variables morfométricas presentaron diferencias relativamente claras entre las zonas de referencia, las de deterioro intermedio y las contaminadas. Sin embargo, se vio una tendencia en la cual los lugares contaminados tuvieron métricas con una mayor variabilidad más amplia y de mayor magnitud. De la misma manera, tiende las características morfológicas adimensionales presentaron una tendencia en la cual los lugares contaminados mostraron métricas con una mayor variabilidad y de mayor magnitud. Sin embargo, en este tipo de características adimensionales se observó más claramente una diferencia entre los tres tipos de lugares, en comparación con las variables morfológicas dimensionales. Estas se comportaron de la manera esperada, se tuvo como referencia un análisis similar que fue realizado a tres tipos de sistemas lóticos en el Choco biogeográfico y con base en los resultados encontrados por Guerrero Lizarazo et al. (2021), se observó un comportamiento diferencial de estos mismos atributos entre los lugares contaminados, intermedios y de referencia. De esta manera, se puede decir que los atributos funcionales relacionados con la acumulación de sílice, la formación de filamentos, la producción de mucílago y la presencia de flagelos parecen responder más claramente ante el estrés ambiental que las medidas morfológicas de las algas. Este aspecto es de gran interés y necesitara que se aborde a mayor profundidad en próximos trabajos.

El índice de integridad biótica del ficoperifiton de la CCZ

Se debe tener claridad que la comunidad utilizada, en este caso el ficoperifiton, siempre tiene pros y contras y la selección de un determinado grupo de organismos dependerá del objetivo que se tenga. En este caso específico, se empleó una comunidad que representa el nivel trófico de los productores primarios y que, por sus ciclos de vida cortos y rápidos, a menudo indican efectos tempranos o recientes en el sistema acuático. Además, tales efectos se reflejan de manera indirecta, tanto en las comunidades bentónicas, como en otros grupos como los peces. Así, por su elevada tasa de reproducción, la comunidad de ficoperifiton es perfecta como indicador a corto plazo. Los métodos de muestreo y de preparación de los organismos son relativamente sencillos y las muestras pueden conservarse indefinidamente. No obstante, el tamaño microscópico hace que las algas

perifíticas se vean más afectadas por factores de microhábitat y su rápida reproducción también puede enmascarar los impactos temporales de mayor duración en el ecosistema. Por otra parte, dadas las dificultades de clasificación taxonómica hasta especie, se requieren conocimientos taxonómicos especializados, o en su defecto se debe afrontar la pérdida de información cuando se utilizan niveles de clasificación menos finos (Barbour et al., 1999; Feio et al., 2009; Karr et al., 1986). Se conoce la importancia de discriminar las especies en algunos géneros, como *Navicula* y *Nitzschia*, debido a que los taxones específicos tienen respuestas ecológicas muy diferentes. A pesar de esto, es común emplear la identificación a nivel a nivel genérico, ya que es mucho más sencilla que la identificación precisa de especies. Como ha un continuo reordenamiento taxonómico de la comunidad perifítica por parte de los taxónomos especialistas, especialmente al nivel de especie debido al uso de técnicas de biología molecular, la utilización del nivel género da lugar a una menor divergencia en los resultados de los índices biológicos. Por supuesto, esto implica asumir que las preferencias ecológicas dentro de cada género son similares, lo que puede ser cierto para algunos taxones, pero no para todos (Feio et al., 2009).

Generalmente, los índices de integridad biótica diseñados para los ecosistemas acuáticos se basan en su totalidad, o al menos en una gran proporción, en las diatomeas, ya que las algas no diatomeas (“algas blandas”) son más difíciles de cuantificar y taxonómicamente tienen más complicaciones. Por lo anterior, algunos autores ponen en duda la viabilidad y la rentabilidad del uso de las algas blandas como bioindicadores (Fetscher et al., 2014). Las diatomeas tienden a tener altas tasas de dispersión y tiempos de generación cortos, lo que las hace muy adecuadas para mostrar una respuesta rápida a los cambios en su entorno; en contraposición, las algas blandas responden a los cambios ambientales más lentamente que las diatomeas. Por ello, la inclusión de los taxones de algas blandas relativamente más longevas en los esfuerzos de bioevaluación puede resultar en una mejor evaluación temporal de la respuesta al estrés que el uso de las diatomeas solamente. Además, algunos taxones de algas blandas tienen mucha importancia ecológica, como en el caso de las cianobacterias, que pueden producir cianotoxinas que pueden afectar negativamente al bentos de los ríos (Fetscher et al., 2014). Fetscher et al. (2014) realizaron un estudio en el que compararon diferentes IIB que hacen uso de un solo ensamblaje de microalgas (diatomeas o algas blandas) y de ensamblajes híbridos (algas blandas y diatomeas) y encontraron que las puntuaciones de los IIB híbridos, en general, correspondieron más fuertemente a los gradientes de estrés que los IIB de un solo ensamblaje. Sin embargo, aunque puede ser ventajoso incluir ensamblajes con múltiples algas, este enfoque supone un costo adicional, necesidades de formación y experiencia taxonómica en relación con lo que requeriría un solo ensamblaje (Fetscher et al., 2014).

Hellawell (1986) estableció que, para la determinación de los indicadores biológicos, el análisis sistemático de la información proporciona los parámetros estadísticos pertinentes y es esencial para que los datos contribuyan a la gestión ambiental. Pero, el problema es determinar qué parámetros son informativos. Los resultados del presente estudio mostraron que los atributos que fueron informativos para el ficoperifiton del CCZ fueron la dimensión lineal máxima, el biovolumen, el área superficial, la abundancia de organismos

con exoesqueleto de sílice, la producción de mucílago, la formación de colonias y la presencia de aerotopos y de flagelos. Según Kerans, B. L. y Karr (1994), para evaluar los atributos individuales de la comunidad escogida y asociarlos con los efectos antrópicos, se deben abordar tres preguntas:

- ¿Variaron los atributos entre los sitios de manera estadísticamente distinguible?
- ¿Reflejaron los patrones otras medidas independientes de los impactos humanos?
- ¿Qué tan redundantes son?

Las respuestas a estas preguntas se contestan mediante los análisis numéricos y estadísticos utilizados para la selección de los atributos. Según lo anterior, los atributos seleccionados para la elaboración del IIB del ficoperifiton del CCZ fueron estadísticamente relevantes y adecuados para los fines perseguidos. Adicionalmente, se debe tener presente que la medida debe ser reproducible y precisa dentro de límites definidos y aceptables para los datos recogidos en el espacio y el tiempo (Karr et al., 1986), condiciones que cumplen las variables que hacen parte del IIB propuesto. Lo anterior permite incorporar la experiencia profesional de manera sistemática y sólida y también establecer criterios cuantitativos que permiten determinar lo que es alta integridad y lo que es baja integridad (Karr et al., 1986).

A fin de asegurar la capacidad de un sistema de hídrico para mantener una comunidad biológica equilibrada, se debe tener en cuenta que detener la degradación química del agua no asegura por sí misma la restauración de la integridad biótica de las comunidades acuáticas (Karr et al., 1986). Por esta razón, la selección de datos biológicos para la construcción del IIB no considera solo los niveles de estrés químico, si no que se miden indirectamente los impactos de todos y cada uno de los estresores en la comunidad (Barbour et al., 1999).

Dado que la comunidad seleccionada puede presentar inconvenientes para su clasificación taxonómica, sobre todo para llegar al nivel de especie e incluso de género, se puede acoger la premisa señalada por Barbour et al. (1999), quienes establecieron que existen métodos relativamente estandarizados para evaluar las características funcionales y estructurales no taxonómicas de las comunidades de algas. Con base en este acercamiento se hizo la propuesta y selección de las variables morfométricas y morfológicas del presente trabajo.

En Colombia se han realizado dos estudios diferentes en los cuales se ha demostrado la utilidad del uso de variables morfométricas y morfofuncionales para la valoración de las algas perifíticas y planctónicas. Uno es el caso de la clasificación de grupos funcionales del fitoplancton basada en la morfología (GFBM), desarrollada por Kruk et al. (2010). No requiere el conocimiento de los rasgos fisiológicos, ni del acondicionamiento ambiental o la filiación taxonómica. En su lugar, utiliza rasgos fácilmente observables, como el volumen y la presencia de mucílago, entre otros. Dicho trabajo fue elaborado por Hernández A. et al. (2018) en seis sistemas lénticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica. El otro

estudio fue realizado por Guerrero Lizarazo et al. (2021), en el cual se hizo una clasificación de las algas perifíticas de ríos del Choco biogeográfico basada en los rasgos morfológicos y funcionales. Dichos trabajos hacen una aproximación factible y objetiva en la evaluación de sistemas de diferente tipo, origen, morfología y condición limnológica con base en los rasgos morfofuncionales de las microalgas (Hernández A et al., 2018). Estas clasificaciones a partir de los rasgos morfológicos observables permiten exponer los patrones funcionales del ensamblaje de las comunidades de microalgas y explican significativamente su variación en respuesta a las características ambientales de los ecosistemas (Hernández A et al., 2018).

El muestreo realizado en esta investigación fue de probabilístico o aleatorio, dentro de estratos previamente definidos con base en el grado de deterioro de las distintas zonas del CCZ. De esta manera, las características de las zonas muestreadas fueron diferentes entre los sitios, pero facilitaron en teoría una evaluación más precisa del estado biológico en todo el CCZ. La selección de lugares al azar dentro de los estratos proporciona una evaluación imparcial del estado de la masa de agua a una escala superior (Barbour et al., 1999). Con base en lo anterior, las condiciones de referencia fueron las “mejores condiciones disponibles”, en las que el potencial biológico esperado fue el más alto dentro del CCZ. Estas condiciones de referencia deberían ser representativas de una salud sostenible del ecosistema (Gerritsen et al., 2000). Sin embargo, para el CCZ es prácticamente imposible encontrar áreas sin intervención antrópica, por lo que los sitios de referencia en realidad no tuvieron las condiciones ideales de salud ecosistémica. Esta es una de las razones por las cuales las escalas de clasificación de los diferentes grados de integridad biótica del ficoperifiton tuvieron valores elevados (p.e., la categoría de baja integridad llega hasta el valor 71,43 como se observa en la TABLA 10). No obstante, si se tiene en cuenta que las métricas seleccionadas son diferencialmente sensibles a varias perturbaciones y que reflejan adecuadamente las categorías de integridad biótica establecidas, las condiciones de salud ecosistémica de un determinado sitio del CCZ pueden establecerse con un buen grado de precisión (Karr et al., 1986), al menos para las escalas temporales y espaciales en las cuales funcionan las algas perifíticas.

Para el uso de los atributos individuales en un índice integrador abordamos se deben abordar dos preguntas, según Kerans, B. L. y Karr (1994):

- En las zonas “menos impactadas”, ¿difieron ampliamente las distribuciones de los atributos entre estas zonas con respecto a las demás zonas evaluadas?
- ¿Varió el índice de manera predecible entre las zonas de muestreo?

Las respuestas a estas preguntas para el IIB desarrollado son en principio afirmativas. Los resultados del índice establecieron que los lugares de referencia, es decir, los sitios con una mayor integridad biótica, fueron Bijagual, E30, Puerto Macurutú, Ciénaga Candelaria, y E22. Estas zonas tienen una baja intervención de comunidades humanas y sus áreas circundantes son en general áreas con condiciones más naturales, exceptuando los sitios de Puerto Macurutú y Bijagual. El primero presenta un uso residencial y en los dos el suelo tiene actividades de ganadería. Sin embargo, el uso residencial es reducido y la ganadería

es de autoconsumo, es decir, no intensiva. Son lugares con una mayor mineralización del agua y con una alta demanda biológica de oxígeno, pero presentan un movimiento del agua (corrientes) que mejora las condiciones ambientales. Estos lugares de referencia proporcionan la base comparativa para establecer los cambios en la estructura de las comunidades de ficoperifiton con respecto a los entornos contaminados o estresados (Hellawell, 1986).

Los lugares con una baja integridad biótica fueron Ciénaga Saloa, Ciénaga Alfaro, Montecarlo, Zona Litoral Barrancones y Arroyo Alfaro. Estas localidades se caracterizaron por el enriquecimiento con materia orgánica. En estas áreas se vieron favorecidos géneros como *Melosira*, *Cosmarium*, *Eunotia* y *Oedogonium*, taxones que son frecuentes en aguas con abundante materia orgánica, de condiciones meso, hiper y eutróficas, tanto ácidas como alcalinas, con baja mineralización y conductividad (Pinilla, 2000; Ramírez, 2000). Todas estas características ecológicas fueron halladas en estas zonas. En estos sitios también se vieron favorecidos organismos con particularidades como la producción de mucilago y la presencia de aerotopos y flagelos. Adicionalmente, son zonas que presenta una baja o casi nula corriente, además de sufrir de constantes taponamientos por *Eichhornia spp.* Estas zonas presentan un uso de suelo generalizado de ganadería intensiva; la Ciénaga Alfaro tiene, además, un monocultivo de palma y zonas de urbanas.

De manera general, los resultados del IIB permiten observar que el complejo cenagoso se puede dividir en dos grandes sectores (Figura 18): la porción oriental y la región occidental. La zona occidental tiene una mejor salud ecosistémica, se encuentra asociada al uso del suelo en ganadería de autoconsumo posee áreas circundantes con menor intervención antrópica y de condiciones más naturales. Por el contrario, la zona oriental está asociada a una influencia antrópica mucho mayor; en esta región se encuentran asentamientos urbanos grandes y el uso del suelo es de ganadería intensiva y de monocultivos de palma.

Finalmente, según Kerans, B. L. y Karr (1994) sugieren que, cuando se dispone de un conjunto de datos independientes que tienen una fuente conocida de impacto humano, se debe plantear pregunta: ¿El IIB refleja este impacto? Aunque no se pudo poner a prueba el IIB propuesto con una base de datos externa, se vio que las zonas con baja integridad biótica para la comunidad de ficoperifiton en el CCZ presentan diferentes fuentes de contaminación que han deteriorado la salud ecosistémica de esas localidades. Desde 1986 Hellawell hizo explícito que la descarga de materia orgánica y de nutrientes es la forma más común de contaminación y la más documentada y mejor comprendida. Las principales consecuencias de las descargas de efluentes de aguas residuales es el agotamiento de oxígeno disuelto y la suspensión o disposición de más materiales refractarios (Hellawell, 1986). Esto se vio reflejado en los datos de la demanda bioquímica de oxígeno baja y en la alta turbiedad en las zonas descritas. En la Ciénaga Alfaro, por ejemplo, a esta contaminación orgánica se suma el uso de pesticidas e insecticidas empleados para controlar organismos indeseables en los cultivos de palma. Muchas de estas sustancias, o sus moléculas producto de la degradación inmediata, persisten en el medio ambiente

(ortofosfatos y sulfuros) y duran mucho tiempo en ser degradadas en el medio ambiente (Hellowell, 1986). Generalmente, los cambios físicos y químicos del agua que resultan de los vertimientos están atenuados por la mezcla y la dilución (Hellowell, 1986); sin embargo, estos lugares del CCZ presentan una baja o casi nula corriente, por lo que esta contaminación se acumula y degrada rápidamente la salud ecológica para las comunidades de ficoperifiton de estas zonas. Lo anterior se ve sustentado por los géneros que se ven favorecidos en estos lugares, mencionados anteriormente. De manera que, retomando la pregunta planteada, se puede decir que el IIB propuesto sí parece reflejar adecuadamente los impactos derivados de la actividad humana en el CCZ.

Por otra parte, es importante considerar que el índice desarrollado no contempla todo el ciclo hidrológico del CCZ. Para este trabajo se tomaron muestras de un solo del periodo de aguas en descenso, por lo cual es necesario que en próximos estudios que incluyan muestreo de los otros momentos del ciclo (aguas bajas, aguas en ascenso y aguas altas) para que se pueda proporcionar una imagen más completa de las condiciones del CCZ. De esta manera, si se repite un muestreo similar (siguiendo los mismos criterios y utilizando las mismas zonas) con la frecuencia suficiente (trimestral, preferiblemente), se tendría una mejor idea de los fenómenos de deterioro que pueden estar sucediendo en el cuerpo de agua, así como del funcionamiento del ecosistema. Con estos monitoreos se podría completar y poner a prueba el IIB y se realizarían los ajustes pertinentes para obtener una herramienta más efectiva. No obstante, hay que tener presente que estos seguimientos periódicos imponen grandes exigencias de tiempo y recursos (Hellowell, 1986). Sin embargo, es claro que a medida que se obtiene información adicional del seguimiento sistemático de los lugares potencialmente impactados y de los lugares de control específicos, el poder de predicción aumenta (Barbour et al., 1999).

Lo anterior es necesario, ya que, el IIB propuesto en este trabajo es una primera aproximación, basada en datos limitados, y es una simplificación de la compleja información ecológica recolectada. No se debe olvidar que este tipo de herramientas de valoración ecológica se han diseñado para proporcionar una evaluación rápida del estado general de un ecosistema acuático, y que sus resultados deben ser fácilmente comprensible para los gestores de recursos, quienes en general no son expertos en el tema (Hill et al., 2000). Además, en el índice actual, 2/3 (<70%) de los lugares evaluados se encuentran clasificados como zonas con baja integridad biótica. Esto se debe a que el índice tiene rangos muy cortos en sus escalas de calificación, probablemente debido a que los sitios de referencia no fueron muy distintos en sus variables ambientales a los demás lugares del complejo cenagoso, como se discutió en párrafos anteriores. Para solventar esta situación, se sugiere que en estudios posteriores se busquen lugares de referencia de mejores condiciones, incluso en ciénagas cercanas externas al CCZ, o que se determine mediante consulta a expertos cuáles serían los valores óptimos de las variables físicas y químicas del agua para un ecosistema palustre como el estudiado.

Comparación del IIB con el ICA

La primera premisa que se debe tener en cuenta es que el ICA se desarrolló para ambientes lóticos, es decir, no es el método más adecuado para valorar la calidad del agua en un sistema cenagoso. Adicionalmente, la integridad biótica, no está necesariamente correlacionada con los servicios de valor económico o bienestar para las comunidades humanas que se valoran a través del ICA (Karr et al., 1986). Sin embargo, el ICA es el índice más utilizado para determinar o clasificar la salud de los ecosistemas acuáticos en Colombia, por lo que es necesario tener en cuenta su utilización, ojalá en los tipos de ambientes para los que fue diseñado.

La comparación de los resultados obtenidos con estos dos índices (Tabla 12) permite decir que, para el caso de los sistemas lacustres y palustres, el empleo del ICA puede dar una idea errónea de la condición ecológica de estos cuerpos de agua, ya en muchos de los casos observados en el CCZ, este índice no reflejó el estado de salud ecosistémica real. Adicionalmente, el ICA es un índice que no evalúa las comunidades bióticas, ni muestra cómo se relacionan estas con el medio ambiente en el cual se encuentran, lo cual significa que dejan de lado información valiosa sobre el estado real de los sistemas evaluados.

En Colombia se han propuestos otros métodos de indicación numérica de las condiciones ecológicas, como el Índice de Calidad Ecológico (ICE). Este representa una propuesta integral alternativa para la implementación de metodologías piloto que permitan la planificación y administración del recurso hídrico. En dicho ICE se analiza la subordinación de la abundancia de los organismos con respecto a las variables ambientales y se establecen cuantitativamente valores óptimos y de tolerancia de las especies en respuesta al grado de correlación entre las abundancias y el gradiente ambiental (Hernández et al., 2020). Sería muy informativo que en futuros trabajos se hagan comparaciones del IIB con este tipo de métodos integrales, como el ICE. De esta manera se podría tener una base de comparación más ecológica con respecto a las respuestas que brinda el IIB.

El ICE mencionado fue probado previamente en Colombia para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos de la cuenca del río Negro y actualmente se sugiere como un método pionero de diagnóstico para el desarrollo de planes de ordenamiento hídrico del Ministerio de Ambiente (Hernández et al., 2020). En 2020, Hernández et al. estudiaron la comunidad perifítica del río San Juan y concluyeron que el ICE es una herramienta que posibilitó el diagnóstico ambiental de ese río. Con el ICE se establecen categorías de estado ecológico, construidas a partir de correlaciones de las variables fisicoquímicas con la abundancia de las algas perifíticas. Esta aproximación es diferente a la de los índices convencionales (como el ICA), pero es cercana a la propuesta de la valoración de la integridad biótica trabajada en este documento. Entonces, índices como el ICE y el IIB dan respuestas más objetivas y rigurosas para evaluar en forma numérica la condición ecológica de diferentes estaciones de muestreo en un gradiente de deterioro (Hernández et al., 2020).

De acuerdo con lo evaluado en el artículo publicado por Hernández et al. (2020), se comparte la conclusión propuesta por estos autores, según la cual la elaboración de cualquier índice ecológico acuático requiere de datos fisicoquímicos obtenidos mediante un adecuado diseño de la red de monitoreo, que contemple condiciones desde aguas muy limpias hasta aguas muy contaminadas, lo que daría un espectro más adecuado del gradiente ambiental. Además, es necesario precisar la resolución taxonómica y determinar la abundancia de cada taxón (Hernández et al., 2020). Para el IIB se adiciona el requerimiento de registrar las medidas morfofuncionales y morfométricas de los taxones.

Conclusiones y recomendaciones

Los objetivos propuestos se cumplieron; así, se analizó la composición de la comunidad de las algas perifíticas, se evaluaron algunos aspectos de la morfología funcional de las algas perifíticas en la ciénaga de Zapatoza, se seleccionaron las variables funcionales de las algas perifíticas que fueron más apropiadas para la elaboración del IIB, se sustentaron estadísticamente y se corroboraron mediante la bibliografía consultada. Además, la hipótesis planteada (la mayor importancia de las variables morfofuncionales en la definición del IIB) se verificó positivamente; en general fueron atributos acertados que brindaron la información suficiente para realizar la diferenciación y clasificación de la salud de cada una de las zonas evaluadas en el complejo cenagoso, al menos para el periodo hidrológico estudiado.

El IIB desarrollado para el ficoperifiton de Zapatoza es una herramienta basada en la composición y en las características biológicas y ecológicas de esta comunidad de microalgas bentónicas. Su aplicación posibilitó determinar la integridad biótica de dicho conjunto de organismos y permitió valorar el estado ecológico de las zonas evaluadas de la ciénaga de Zapatoza, pero se necesita complementarlo con estudios continuados y en diferentes periodos del ciclo hidrobiológico. De esta manera, se podrán realizar los ajustes necesarios de acuerdo con las distintas dinámicas que presenta el ecosistema evaluado.

Un aspecto crítico para mejorar la eficiencia del IIB del ficoperifiton propuesto, es tratar de hallar sitios de referencia de condiciones más naturales. Esto implica la exploración de otros puntos de muestreo no evaluados en este trabajo, o incluso la utilización de otras ciénagas cercanas que se encuentran más aisladas de las actividades humanas, pero que tengan características ecológicas similares.

El índice desarrollado es una herramienta que se presenta como una opción para identificar zonas con una salud ecosistémica deteriorada, lo que permitiría tomar decisiones adecuadas y a tiempo de gestión para el beneficio, tanto de las comunidades bióticas que conforman el ecosistema, como de las poblaciones humanas que viven y dependen de este importante sistema hídrico del país.

Anexos

Anexo 1

Datos ambientales y fisicoquímicos de los lugares muestreados en el Complejo Cenagoso de Zapatosa

Identificación	CG	B	BJ	CC	S	CS	LM	ZL-B**	SAP	C-AL	E 22	E 30	UIMEP	PM	PU	IG	CP	M	AA
Temperatura del agua (°C)	31,4	30,5	32,5	31,3	32,7	31,0	31,7	30,6	30,6	29,9	32,2	32,1	30,0	31,6	29,6	30,2	29,7	30,1	29,3
OD (mg/L)	3,6	4,2	3,5	5,0	3,5	3,9	4,2	5,8	4,7	3,4	4,0	4,8	2,1	1,8	0,3	6,8	7,3	0,2	2,4
Saturación de oxígeno (%)	47,8	55,7	52,1	67,4	53,3	53,6	53,5	79,9	57,6	45,2	56,7	66,1	30,3	24,5	4,2	89,4	99,9	2,0	30,2
pH (Unidades)	5,7	7,6	7,5	7,4	7,1	7,0	7,0	7,9	6,8	7,6	4,4	8,1	7,6	6,7	6,4	7,0	7,1	6,5	6,2
Conductividad eléctrica (µS/cm)	141,0	133,4	130,0	124,3	148,7	156,5	122,3	131,3	116,7	91,0	131,0	121,0	135,8	145,0	137,5	101,3	110,3	98,8	68,0
Velocidad del viento (m/s)	0,0	0,8	0,0	1,3	0,0	1,4	1,1		3,0	1,5		0,1		0,7		0,0	0,0	0,0	2,2
Transparencia Secchi (m)	0,4	0,7	0,7	0,8	0,5	0,6	0,3	1,6	0,4	0,6	0,3	0,7	0,5	1,2	0,7	0,4	0,2		
Profundidad total (m)	3,1	0,8	1,9	1,7	2,1	1,1	1,6	4,3	2,9	2,0	1,7	1,4	0,8	2,4	1,0	1,3	1,3		
Alcalinidad Total mg CaCO3/L	52,5	54,4	51,9	50,7	65,0	72,5	45,7	53,1	46,4	44,3	50,6	51,9	62,3	73,6	60,1	45,6	39,9	43,2	31,9
Calcio mg Ca/L	14,1	11,2	11,5	14,7	6,7	13,4	6,7	6,6	10,9	9,5	12,1	12,1	12,0	10,9	12,0	10,8	9,3	9,5	6,8

Nitrógeno Total Kjeldahl mg N/L	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	2,0	2,0	3,3	2,0	2,0
Sílice mg SiO₂/L	11,1	8,8	7,0	12,0	1,1	13,4	2,7	1,1	9,3	7,1	10,1	10,9	6,6	8,6	9,0	11,5	5,9	7,5	4,5	
Sólidos Disueltos mg/L	92,6	97,9	99,0	93,7	119,0	115,0	96,0	95,8	88,0	83,0	106,0	99,0	110,0	126,0	108,0	88,0	97,0	76,0	57,5	
Sólidos Suspendidos Totales mg/L	32,5	27,1	5,0	12,5	19,1	12,4	32,0	7,6	13,2	13,2	29,1	6,8	15,2	5,0	23,6	20,0	55,3	15,2	18,4	
Sulfatos mg SO₄/L	18,1	18,7	16,2	16,4	13,0	10,0	20,3	19,5	17,7	10,0	17,8	16,8	18,0	10,0	12,8	10,0	19,6	10,0	10,0	
Turbiedad NTU	34,0	13,0	4,1	6,5	23,0	11,0	34,0	5,9	16,0	16,0	34,0	5,8	19,0	4,7	15,0	28,0	65,0	3,0	20,0	

Anexo 2

Abundancia de los taxones de ficoperifiton en cada punto de muestreo en el Complejo Cenagoso de Zapatosa.

	CG	B	BJ	CC	S	CS	LM	ZL-B**	SAP	C-AL	E 22	E30	UIMEP	PM	PU	IG	CP	M	AA
Acanthidium			908,9																
Anabaena	4157,1			2768,7				29132,7											5834299,1
Anabaenopsis				19381,1	8802,7												1066,6	2536,02	
Aphanocapsa							1400706,7	174796,4	346114,01										
Aphanothece						206155,7	1206164,104	1922759,9	161519,9	1524774,1	130,8		1740		1899,7	4198,7	4266,3		267628,4
Aulacoseira	83141,9	2600195,2	31810,8	27687,3	686611,2	572654,8	272359,6	29132,7	26370,6	8894515,7	130,8	60514,5	245339,7	1016904,2	49393,1	81874,9	17598,4	5072,03	1712821,8
Botryococcus				19381,1	70421,7	618467,2	583627,8	58265,5	62630,2	254129,02	588,8	4482,6	3480	39878,6	12348,3	3498,9	3199,7		53525,7
Brachysira	20785,5	150011,3	5453,3	22149,8								1681,0				699,8	533,3	9298,7	214102,7
Campylodiscus									84709,7										
Chlorella	31178,2	75005,6	13633,2	16612,4							1570,1	26895,4	45239,9	219332,3	13773,1	13995,7	25064,4	8453,4	
Chroococcus			1817,8																
Closterium	2078,5		908,9															2536,02	160577,04
Cocconeis	6235,6				8802,7	22906,2													107051,4
Coelastrum			2726,6										1740						53525,7
Coelosphaerium			14542,1	11074,9														20288,1	
Cosmarium	6235,6	50003,8	13633,2	5537,5		22906,2						3922,2		19939,3				1690,7	481731,1
Cyanotetras																		3381,4	
Cyclotella					158448,7	160343,4	38908,5	29132,7		338838,7		560,3	1740	9969,6	474,9	2799,1			321154,1
Cymbella	4157,1	25001,9	908,9	22149,8	17605,4												1066,6		
Desmidium																			160577,04
Dictyosphaerium			11815,5			160343,4	1167255,6	3000670,696	79111,8	2456580,5	65,4	3361,9		19939,3	2849,6	699,8	4799,6	14370,8	214102,7
Dimorphococcus			908,9																
Diploneis											65,4	1120,6	8699,99		949,9				
Elakathrix	20785,5			27687,3							65,4				474,9				
Encyonema	8314,2											5603,2				1399,6	533,3	1690,7	
Euastrum							38908,5												53525,7
Eudorina			908,9																160577,04
Euglena		100007,5																845,3	53525,7
Eunotia						206155,7				169419,3	130,8	1120,6	10439,99	9969,6	1899,7	3498,9	2133,1		1231090,6

Stenopterobia	60277,9	150011,3		2768,7												5866,1		
Synedra						45812,4							1740					
Tabellaria				2768,7														
Terpsinoë	18706,9		908,9	24918,5														10989,4
Tetraedron			908,9							7458,1	1120,6	3480		1899,7		2666,4	845,3	
Trachelomonas			7271,1			595561,04	77817,04	58265,5	9888,97		654,2	5603,2	10439,99	39878,6	13773,1	4198,7	10132,4	214102,7
Tribonema																	533,3	
Ulnaria					17605,4					1355354,8		560,3	6959,99				2536,02	53525,7
Volvox												1120,6						

Anexo 3

Características (presencia o ausencia) de los atributos morfofuncionales de los géneros de ficoperifiton.

	Exoesqueleto de sílice	formación de filamentos	Mucílago	colonias	Aerotopos	flagelos
Anabaena	0	1	1	0	0	0
Anabaenopsis	0	0	1	0	1	0
Aphanocapsa	0	0	1	1	1	0
Aphanothece	0	0	0	1	0	0
Aulacoseira	0	1	0	0	0	0
Botryococcus	0	0	1	1	0	0
Brachysira	1	0	0	0	1	0
Chlorella	0	0	0	0	0	0
Closterium	0	0	0	0	0	0
Cocconeis	1	0	1	0	0	0
Coelastrum	0	0	0	1	0	0
Cosmarium	0	1	1	0	0	0
Cyclotella	1	1	1	0	0	0
Dictyosphaerium	0	0	1	1	0	0
Diploneis	1	0	0	0	0	0
Elakatothrix	0	0	1	1	0	0
Eudorina	0	0	1	1	0	0
Eunotia	1	1	0	0	0	0
Fragilaria	1	1	0	0	0	0
Frustulia	1	0	1	0	0	0
Gloeocystis	0	0	1	1	0	0
Gomphoneis	1	0	1	1	0	0
Gomphonema	1	0	1	1	0	0
Melosira	1	1	1	0	0	0

Microcystis	0	0	1	1	1	0
Navicula	1	0	0	0	0	0
Nitzschia	1	0	1	1	0	0
Oedogonium	0	1	0	0	0	0
Oocystis	0	0	0	1	0	0
Oscillatoria	0	0	0	0	1	0
Pandorina	0	0	1	1	0	1
Phacus	0	0	0	0	0	1
Pinnularia	1	0	0	1	0	0
Rhabdoderma	0	0	1	1	0	0
Scenedesmus	0	0	0	1	0	0
Scytonema	0	0	0	0	0	0
Spondylosium	0	0	1	0	0	0
Stenopterobia	1	0	0	0	0	0
Synedra	1	0	0	1	0	0
Trachelomonas	0	0	1	0	0	1
Ulnaria	1	0	1	0	0	0

Anexo 4

Promedio de la Dimensión Lineal máxima de los taxones por lugar de muestreo.

Genero	CG	B	BJ	CC	S	CS	LM	ZL-B**	SAP	C-AL	E 22	E30	UIMEP	PM	PU	IG	CP	M	AA
Anabaena								0,897			0,544			0,954		0,854			1,393
Anabaenopsis	1,005				0,444														1,045
Aphanothece					7,659				6,262		4,841	7,207							
Aulacoseira	17,524	5,4903	4,779	6,82625	2,754	7,069	5,09965	2,758	9,717	11,1624	4,860	7,892	3,74365	6,150	3,07955	6,045	3,349857143		7,316
Botryococcus	2,929	3,367466667	3,093	2,825	2,559	2,708	2,292	2,496	3,163	2,984	3,047	2,074	2,882	2,635	3,369816667	3,120	2,916	3,019	2,404
Brachysira	4,045	3,253	2,808					3,163					4,497					3,256	
Chlorella	1,329	1,589	1,924	1,464	1,686	1,683	1,643	1,666	2,014	2,685	1,713	1,613	1,838	1,562	1,813	1,142	1,583	1,058	1,322
Closterium		3,425	3,195	3,538		3,430			3,771	3,159		3,515		3,351	6,602	5,574	3,515		3,031
Cocconeis	2,153				3,099								2,899						
Coelastrum			1,773	1,479								4,541					2,366		3,406
Cosmarium	2,941	3,425	3,064	2,885		4,126						3,567	4,143			1,054		2,586	
Cyclotella		10,733		1,694	2,542					1,754		2,761	2,071	2,817	1,649				
Dictyosphaerium		3,350	3,085	3,012									2,926					1,842	
Diploneis			2,972		2,719													2,775	
Elakatothrix	2,953	2,000	1,988	1,871	2,071	2,189	2,079	2,122	2,073		2,520	2,249		2,073			2,032		1,927
Eunotia	1,774	1,770	7,222	8,599	13,127	1,419		9,800				4,933	4,212	3,263	3,655	4,747		4,153	2,167
Fragilaria	5,904	7,268	10,519	7,236	9,951	5,839		9,672	12,535	15,710	8,345	11,302	9,719			9,069	8,293		
Gomphonema	4,784	7,361	3,230	2,936	3,339		5,882					4,311	5,512			3,546	3,577	3,248	4,466
Melosira	89,821	13,932				116,300				145,204									13,480
Microcystis	6,452	2,260	1,529	1,863	2,390	1,742			1,956										1,895
Navicula	4,317	3,008	2,476	3,252	2,573	2,440		2,349		3,146		3,126	3,866		9,647	2,177		2,764	
Nitzschia	5,338	5,349	5,679	4,321	5,562	4,521	4,723	3,581			4,487	5,360	5,325	5,776		4,712	5,183	4,969	8,349
Oedogonium	73,008	40,809		19,509		57,839		102,312		67,569			89,645			69,279	18,438	300,503	
Oocystis		3,023										1,243							1,158
Oscillatoria	18,696	17,102	7,566	10,191	9,012	13,276	29,016	19,630	22,081		6,333	15,705	14,529	30,558	59,546	30,432	27,915	5,590	
Phacus			1,710	2,624	2,255	2,293		2,030			1,719				2,205				2,497

Pinnularia	6,126	9,466	4,667	4,763	4,343	7,237			6,436			4,625	8,249			4,407		4,071	11,370
Rhabdoderma	1,693	2,043	2,012	1,643	1,898	1,784	1,707	1,815	1,891		1,714	1,661		1,633	1,795	1,690	1,498		1,902
Scenedesmus	2,400		1,516	1,491	0,971							1,554			1,554	1,653		0,745	
Stenopterobia	5,743	6,197								29,815									
Synedra	23,636		7,894									6,747	13,609				16,628		
Trachelomonas	1,939	2,276	1,427	1,792	1,378	2,103	2,075	1,844	2,115	2,580	2,402	2,257	2,485	2,202	1,772	1,748	1,340	2,262	1,894
Ulnaria	6,667	9,651			7,271					17,010						7,148			

Oscillatoria	14,406	15,139	2,822	8,205	4,219	6,197	20,301	6,125	33,432		3,297	11,262	13,150	31,953	141,011	19,906	29,096	4,073	
Phacus			2,618	9,460	6,090	6,649		4,380			2,660				6,166				8,411
Pinnularia	3,408	9,055	3,424	3,943	2,444	6,000			6,395			2,512	21,586			2,357		2,704	35,339
Rhabdoderma	0,322	1,028	0,884	0,448	0,590	0,507	0,459	0,776	0,692		0,558	0,445		0,565	0,538	0,491	61,058		0,684
Scenedesmus	4,594		0,332	0,391	0,150							0,762			0,636	1,288		0,158	
Stenopterobia	0,482	0,760								10,467									
Synedra	93,020		2,029									1,018	7,455				10,066		
Trachelomonas	4,142	8,442	1,919	5,078	1,466	7,087	5,251	6,348	5,896	10,187	9,589	8,427	12,064	7,484	3,313	3,020	1,864	6,060	5,310
Ulnaria	0,743	1,267			0,811					2,344						1,165			

Anexo 6

Promedio del Área superficial de los taxones por lugar de muestreo

Genero	CG	B	BJ	CC	S	CS	LM	ZL-B**	SAP	C-AL	E 22	E30	UIMEP	PM	PU	IG	CP	M	AA
Anabaena								80,888			5,578			97,213		2,291			91,920
Anabaenopsis	37,609				4,955														34,534
Aphanothece					201,825				126,602		73,614	163,177							
Aulacoseira	53,993	20,941	17,892	29,469	12,189	25,394	19,669	12,329	34,153	37,558	19,198	41,877	16,618	19,891	14,575	23,080	13,285		26,895
Botryococcus	30,247	48,09	33,449	31,921	24,864	25,679	17,332	22,816	37,267	34,093	31,632	16,027	26,926	23,336	47,111	37,203	31,391	32,591	20,146
Brachysira	9,587	9,418	8,409					8,190					13,036					8,516	
Chlorella	6,746	9,223	12,751	7,942	9,578	9,880	9,349	9,366	13,089	24,180	9,883	8,666	13,921	8,667	11,386	4,255	8,718	4,227	6,682
Closterium		7,718	6,158	6,791		8,012			8,347	5,322		7,171		4,053	30,053	20,126	7,118		5,651
Cocconeis	6,356				10,185								9,291						
Coelastrum			9,876	6,899								64,791					12,352		36,445
Cosmarium	27,185	42,767	35,272	33,385		53,482						44,288	54,898			3,490		21,015	
Cyclotella		303,283		7,477	14,404					10,127		18,710	10,043	19,176	7,053				
Dictyosphaerium		37,695	29,931	30,165									26,942					10,655	
Diploneis			14,071		10,577													11,898	
Elakathrix	7,128	3,131	2,781	2,700	3,388	4,150	3,803	3,751	3,814		5,965	4,237		3,760			2,993		3,408
Eunotia	10,607	3,343	40,297	78,394	113,643	1,568		88,769				32,377	30,792	15,174	25,774	33,151		28,963	7,832
Fragilaria	4,298	4,836	7,854	4,969	11,023	3,861		10,445	9,119	12,044	6,354	11,257	7,623			6,298	6,649		
Gomphonema	7,064	13,872	3,437	3,092	3,823		8,607					5,701	9,419			3,520	4,163	3,491	5,994
Melosira	672,501	38,942				355,413				494,957									82,793
Microcystis	130,793	18,201	8,428	10,904	18,063	9,665			12,020										11,486
Navicula	5,386	2,893	2,879	5,186	2,864	2,934		2,301		4,422		3,669	5,145		32,651	1,996		3,138	
Nitzschia	4,049	3,950	4,525	4,146	3,851	3,144	4,136	3,136			2,556	4,772	4,255	3,006		4,068	3,438	4,127	6,975
Oedogonium	502,592	152,710		102,416		401,889		568,281		305,438			478,686			321,557	198,524	2349,021	
Oocystis		28,745										4,866							4,217
Oscillatoria	26,970	26,145	7,783	16,204	10,746	16,168	43,007	19,273	45,145		7,789	22,449	24,565	55,531	155,064	42,954	51,035	8,413	
Phacus			9,186	21,631	16,050	16,813		12,946			9,283				15,763				19,799

Pinnularia	19,891	38,406	17,091	17,972	14,503	30,533			29,623			15,129	55,306			14,641		14,743	86,732
Rhabdoderma	3,426	6,813	5,664	4,019	4,808	4,355	4,158	5,025	4,926		4,620	3,955		4,663	4,480	4,307	27,672		5,052
Scenedesmus	28,434		4,754	6,205	3,143							9,077			9,291	13,726		4,092	
Stenopterobia	4,266	4,390								37,884									
Synedra	195,470		16,871									4,937	18,358				53,727		
Trachelomonas	12,142	18,185	6,937	12,198	6,104	15,796	14,048	13,370	14,934	21,838	20,036	18,019	22,652	16,768	10,318	9,847	6,480	16,074	12,864
Ulnaria	4,453	7,432			4,830					12,573						5,181			

Anexo 7

Promedio del Área superficial/biovolumen de los taxones por lugar de muestreo

Genero	CG	B	BJ	CC	S	CS	LM	ZL-B**	SAP	C-AL	E 22	E 30	UIMEP	PM	PU	IG	CP	M	AA
Anabaena								6,689			11,029			6,289		1,004			4,595
Anabaenopsis	6,498				13,514														7,617
Aphanothece					0,866				0,986		1,239	0,833							
Aulacoseira	1,074	1,029	1,071	0,881	1,068	1,040	1,066	1,044	0,994	1,062	1,071	0,630	0,997	1,160	0,994	1,030	1,118		1,007
Botryococcus	2,376	2,207	2,397	2,754	2,781	2,532	2,751	2,827	2,237	2,424	2,126	2,656	2,150	2,435	2,179	2,308	2,397	2,251	2,772
Brachysira	8,691	7,072	6,961					6,751					6,952					7,229	
Chlorella	7,757	4,336	3,488	4,814	3,812	4,079	4,11	3,937	3,075	2,549	3,792	3,974	4,055	4,500	3,762	5,480	4,179	6,425	5,517
Closterium		5,468	6,026	6,178		5,093			4,758	6,377		5,142		9,371	3,316	2,828	5,516		5,742
Cocconeis	8,977				7,026								6,418						
Coelastrum			3,384	4,073								1,321					4,026		1,762
Cosmarium	2,041	2,312	2,448	3,007		1,454						1,957	1,475			5,693		2,321	
Cyclotella		0,924		6,094	5,889					4,516		4,156	6,292	4,681	6,150				
Dictyosphaerium		1,924	1,947	2,175									2,053					3,258	
Diploneis			4,749		7,047													6,480	
Elakatothrix	17,698	6,341	6,805	7,038	23,667	22,796	21,431	22,104	21,714		17,135	21,241		21,178			6,706		5,812
Eunotia	5,098	2,295	5,020	3,352	3,106	20,612		2,873				4,166	5,012	5,793	8,268	5,611		4,939	8,707
Fragilaria	7,325	6,551	6,349	6,934	3,022	6,793		4,447	6,140	5,139	5,511	5,185	5,537			6,353	5,742		
Gomphoneis	9,453																		
Gomphonema	22,863	13,594	17,891	18,403	22,005		14,214					18,167	19,239			20,693	18,637	23,027	14,073
Melosira	0,488	1,195				1,031				0,929									0,584
Microcystis	0,930	3,088	4,594	3,221	2,527	3,493			3,067										3,227
Navicula	4,480	5,269	4,792	5,077	7,436	5,621		5,980		5,049		5,775	5,025		3,446	6,354		5,229	
Nitzschia	6,847	5,881	5,561	4,526	6,491	6,496	5,813	5,303			6,610	4,573	5,569	8,077		5,189	6,136	5,811	5,060
Oedogonium	0,745	0,927		0,649		0,469		0,575		0,742			0,538			0,691	0,344	0,405	

Oocystis		1,988										4,843							5,193
Oscillatoria	2,913	3,110	4,790	2,269	3,115	2,676	2,276	3,195	2,120		3,395	2,358	2,361	1,964	2,003	2,436	1,754	2,158	
Pandorina					2,081														
Phacus			3,509	2,287	2,675	2,668		2,956			3,490				2,802				2,428
Pinnularia	7,108	6,114	6,523	6,370	6,100	5,184			4,632			6,508	4,689			6,484		6,112	3,527
Rhabdoderma	10,655	7,733	8,724	10,752	8,420	9,344	9,541	9,779	9,453		9,024	10,889		9,026	9,443	9,298	5,969		8,760
Scenedesmus	6,189		14,340	17,758	20,963							15,477			14,611	10,655		28,719	
Stenopterobia	9,317	5,778								3,750									
Synedra	2,102		8,313									4,851	3,101					5,845	
Trachelomonas	3,182	2,963	4,601	4,045	4,462	3,250	2,996	3,829	3,055	2,433	2,846	3,029	3,022	2,964	3,557	3,512	5,151	2,653	3,525
Ulnaria	7,047	6,171			7,242					5,527						4,466			

Anexo 8

Abundancia de las características funcionales de los taxones por lugar de muestreo

	Exoesqueleto de sílice	Formación de filamentos	Mucilago	Colonias	Aerotopos	Flagelos
CG	623564,32	307625,07	307625,07	365824,40	157969,63	0,00
B	1150086,36	3050229,04	275020,65	450033,79	1175088,23	75005,63
BJ	52715,12	63621,69	64530,57	64530,57	98159,18	8179,93
CC	296253,74	47068,35	210423,22	332247,19	321172,28	0,00
S	624992,28	1082733,11	413727,29	308094,79	889073,53	8802,71
CS	870435,36	1259840,66	2015745,05	1420184,01	2290619,38	801716,78
LM	155634,08	350176,68	3307224,16	4435571,22	5486101,25	116725,56
ZL-B**	174796,35	87398,18	3495927,02	5302155,99	1573167,16	58265,45
SAP	9888,97	29666,92	507633,88	662561,10	468077,99	19777,94
C-AL	4574322,36	10588709,17	5421419,09	6099096,48	338838,69	0,00
E 22	392,53	261,69	1570,12	1046,75	65,42	654,22
E30	91892,45	80125,74	72841,58	83487,65	43704,95	5603,20
UIMEP	219239,74	283619,66	170519,80	165299,80	19139,98	10439,99
PM	19939,30	1066752,49	169484,04	99696,49	99696,49	39878,60
PU	15672,81	57466,99	34670,17	23271,75	10923,48	14722,95
IG	35689,04	103568,20	26591,84	27991,41	10496,78	4198,71
CP	104523,86	21864,68	114122,99	105590,43	3199,71	10132,41
M	50720,33	15216,10	34658,89	65091,09	98904,65	845,34
AA	7440069,55	12203855,08	12953214,60	4282054,41	2033975,85	214102,72

Anexo 9

Promedios de los atributos morfofuncionales (datos crudos) utilizados para la elaboración de los Box-plots

Ref.	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
B	7,01	30,88	35,46	4,34	1150086,36	3050229,04	275020,65	450033,79	1175088,23	75005,63
BJ	3,74	5,16	13,32	5,84	52715,12	63621,69	64530,57	64530,57	98159,18	8179,93
E30	4,68	18,93	24,05	6,08	91892,45	80125,74	72841,58	83487,65	43704,95	5603,20
PM	5,25	8,14	22,60	6,47	19939,30	1066752,49	169484,04	99696,49	99696,49	39878,60

Int.	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
CG	12,22	146,91	75,47	6,47	623564,32	307625,07	307625,07	365824,40	157969,63	0,00
CC	4,36	14,62	20,19	5,58	296253,74	47068,35	210423,22	332247,19	321172,28	0,00
CS	13,22	72,94	54,93	5,81	870435,36	1259840,66	2015745,05	1420184,01	2290619,38	801716,78
LM	6,06	6,37	13,79	7,13	155634,08	350176,68	3307224,16	4435571,22	5486101,25	116725,56
SAP	6,17	21,59	28,25	5,19	9888,97	29666,92	507633,88	662561,10	468077,99	19777,94
C-AL	25,23	89,67	83,37	3,37	4574322,36	10588709,17	5421419,09	6099096,48	338838,69	0,00
E 22	3,54	10,05	16,38	5,11	392,53	261,69	1570,12	1046,75	65,42	654,22
UIM EP	10,12	55,40	46,03	4,69	219239,74	283619,66	170519,80	165299,80	19139,98	10439,99
PU	8,06	21,25	30,29	5,04	15672,81	57466,99	34670,17	23271,75	10923,48	14722,95
IG	8,80	31,73	30,65	5,83	35689,04	103568,20	26591,84	27991,41	10496,78	4198,71
M	22,86	390,32	168,06	7,13	50720,33	15216,10	34658,89	65091,09	98904,65	845,34

Cont.	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
-------	-------------------------	------------	------------------	------	------------------------	-------------------------	----------	-----------------------	-----------	----------

S	4,07	18,35	22,97	6,90	624992,28	1082733,11	413727,29	308094,79	889073,53	8802,71
ZL- B**	11,08	72,12	57,39	5,40	174796,35	87398,18	3495927,02	5302155,99	1573167,16	58265,45
CP	7,05	51,74	30,54	5,25	104523,86	21864,68	114122,99	105590,43	3199,71	10132,41
AA	3,95	16,40	26,08	4,86	7440069,55	12203855,08	12953214,60	4282054,41	2033975,85	214102,72

Anexo 10

Datos utilizados para las correlaciones de Spearman entre los datos crudos y los ejes de ordenación del PCA de las variables abióticas

Genero	PC 1	PC 2	PC 3	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
CG	0,90	-1,27	0,94	12,22	146,91	75,47	6,47	623564,32	307625,07	307625,07	365824,40	157969,63	0,00
B	-1,38	-0,36	1,23	7,01	30,88	35,46	4,34	1150086,36	3050229,04	275020,65	450033,79	1175088,23	75005,63
BJ	-1,40	0,06	0,82	3,74	5,16	13,32	5,84	52715,12	63621,69	64530,57	64530,57	98159,18	8179,93
CC	0,62	-2,48	0,33	4,36	14,62	20,19	5,58	296253,74	47068,35	210423,22	332247,19	321172,28	0,00
S	-0,99	1,68	-0,02	4,07	18,35	22,97	6,90	624992,28	1082733,11	413727,29	308094,79	889073,53	8802,71
CS	0,52	-1,67	-0,64	13,22	72,94	54,93	5,81	870435,36	1259840,66	2015745,05	1420184,01	2290619,38	801716,78
LM	-0,04	3,24	1,03	6,06	6,37	13,79	7,13	155634,08	350176,68	3307224,16	4435571,22	5486101,25	116725,56
ZL-B**	-2,18	1,84	0,67	11,08	72,12	57,39	5,40	174796,35	87398,18	3495927,02	5302155,99	1573167,16	58265,45
SAP	-0,21	-0,31	1,36	6,17	21,59	28,25	5,19	9888,97	29666,92	507633,88	662561,10	468077,99	19777,94
C-AL	1,03	-0,76	-2,20	25,23	89,67	83,37	3,37	4574322,36	10588709,17	5421419,09	6099096,48	338838,69	0,00
E 22	0,43	-0,90	1,18	3,54	10,05	16,38	5,11	392,53	261,69	1570,12	1046,75	65,42	654,22
E30	-1,42	-0,49	1,30	4,68	18,93	24,05	6,08	91892,45	80125,74	72841,58	83487,65	43704,95	5603,20
UIMEP	0,26	-0,18	0,21	10,12	55,40	46,03	4,69	219239,74	283619,66	170519,80	165299,80	19139,98	10439,99
PM	-2,68	-0,39	-1,36	5,25	8,14	22,60	6,47	19939,30	1066752,49	169484,04	99696,49	99696,49	39878,60
PU	0,26	-0,68	-1,11	8,06	21,25	30,29	5,04	15672,81	57466,99	34670,17	23271,75	10923,48	14722,95
IG	1,59	-1,08	0,09	8,80	31,73	30,65	5,83	35689,04	103568,20	26591,84	27991,41	10496,78	4198,71
CP	4,26	1,98	1,43	7,05	51,74	30,54	5,25	104523,86	21864,68	114122,99	105590,43	3199,71	10132,41
M	-0,37	-0,32	-1,80	22,86	390,32	168,06	7,13	50720,33	15216,10	34658,89	65091,09	98904,65	845,34
AA	0,80	2,10	-3,47	3,95	16,40	26,08	4,86	7440069,55	12203855,08	12953214,60	4282054,41	2033975,85	214102,72

Anexo 11

Promedios ponderados de las variables morfofuncionales de comunidad (MPC) utilizados para la elaboración de los Box-plots

Ref	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto De sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
B	40057795,4	78418533,7	99106948,4	10624952,0	1150086,4	3050229,0	275020,7	450033,8	1175088,2	75005,6
BJ	1264064,9	1485618,3	2851260,7	368422,4	52715,1	63621,7	82708,2	71801,6	98159,2	8179,9
E30	1753898,8	4934280,3	4829047,2	742152,5	91892,5	80125,7	73401,9	83487,7	43704,9	5603,2
PM	8677576,6	21737295,1	27391659,2	2448597,9	19939,3	1066752,5	169484,0	99696,5	99696,5	39878,6

Int	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
CG	7691311,1	15066676,5	15545557,6	3744881,7	623564,3	307625,1	390767,0	365824,4	157969,6	0,0
CC	4412767,1	4519221,8	9527790,0	942729,5	296253,7	47068,4	210423,2	332247,2	321172,3	0,0
CS	58238182,5	98642315,6	139701201,3	7628836,6	870435,4	1259840,7	2015745,1	1420184,0	2290619,4	801716,8
LM	121430037,3	92894732,5	192265963,4	2537970,8	155634,1	350176,7	3307224,2	4435571,2	5486101,2	116725,6
SAP	4242274,3	29257599,9	29464838,2	352716,2	9889,0	29666,9	507633,9	662561,1	468078,0	19777,9
C-AL	269587752,3	948263929,0	885968975,5	12454828,0	4574322,4	10588709,2	5421419,1	6099096,5	338838,7	0,0
E 22	8309,1	33171,7	60763,2	8857,1	392,5	261,7	1701,0	1046,7	65,4	654,2
UIMEP	2391773,3	5847768,1	8039280,7	1505371,2	219239,7	283619,7	170519,8	165299,8	19140,0	10440,0
PU	917101,6	3022511,3	3408278,0	164724,6	15672,8	57467,0	34670,2	23271,8	10923,5	14722,9
IG	1932375,9	8892511,3	7305493,6	359174,2	35689,0	103568,2	26591,8	27991,4	10496,8	4198,7
M	682337,1	497060,0	1434988,4	286269,2	50720,3	15216,1	34658,9	65091,1	98904,6	845,3

Cont	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
S	13831977,6	14455275,3	26224671,1	3592579,4	624992,3	1082733,1	413727,3	308094,8	889073,5	8802,7

ZL- B**	28121751,1	10438499,3	32048711,8	912641,7	174796,4	87398,2	3495927,0	5302156,0	1573167,2	58265,5
CP	643570,0	786077,5	1139580,6	193311,0	104523,9	21864,7	114123,0	105590,4	7466,0	10132,4
AA	66172652,3	408007457,3	765510429,4	69500432,3	7440069,5	12203855,1	12953214,6	4282054,4	2033975,8	214102,7

Anexo 12

Datos utilizados para las correlaciones de Spearman entre los valores de MPC (media ponderada de la comunidad) y los ejes de ordenación del PCA las variables abióticas

Genero	PC 1	PC 2	PC 3	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
CG	0,90	-1,27	0,94	7691311,1	15066676,5	15545557,6	3744881,7	623564,3	307625,1	390767,0	365824,4	157969,6	0,0
B	-1,38	-0,36	1,23	40057795,4	78418533,7	99106948,4	10624952,0	1150086,4	3050229,0	275020,7	450033,8	1175088,2	75005,6
BJ	-1,40	0,06	0,82	1264064,9	1485618,3	2851260,7	368422,4	52715,1	63621,7	82708,2	71801,6	98159,2	8179,9
CC	0,62	-2,48	0,33	4412767,1	4519221,8	9527790,0	942729,5	296253,7	47068,4	210423,2	332247,2	321172,3	0,0
S	-0,99	1,68	-0,02	13831977,6	14455275,3	26224671,1	3592579,4	624992,3	1082733,1	413727,3	308094,8	889073,5	8802,7
CS	0,52	-1,67	-0,64	58238182,5	98642315,6	139701201,3	7628836,6	870435,4	1259840,7	2015745,1	1420184,0	2290619,4	801716,8
LM	-0,04	3,24	1,03	121430037,3	92894732,5	192265963,4	2537970,8	155634,1	350176,7	3307224,2	4435571,2	5486101,2	116725,6
ZL-B**	-2,18	1,84	0,67	28121751,1	10438499,3	32048711,8	912641,7	174796,4	87398,2	3495927,0	5302156,0	1573167,2	58265,5
SAP	-0,21	-0,31	1,36	4242274,3	29257599,9	29464838,2	352716,2	9889,0	29666,9	507633,9	662561,1	468078,0	19777,9
C-AL	1,03	-0,76	-2,20	269587752,3	948263929,0	885968975,5	12454828,0	4574322,4	10588709,2	5421419,1	6099096,5	338838,7	0,0
E 22	0,43	-0,90	1,18	8309,1	33171,7	60763,2	8857,1	392,5	261,7	1701,0	1046,7	65,4	654,2
E30	-1,42	-0,49	1,30	1753898,8	4934280,3	4829047,2	742152,5	91892,5	80125,7	73401,9	83487,7	43704,9	5603,2
UIMEP	0,26	-0,18	0,21	2391773,3	5847768,1	8039280,7	1505371,2	219239,7	283619,7	170519,8	165299,8	19140,0	10440,0
PM	-2,68	-0,39	-1,36	8677576,6	21737295,1	27391659,2	2448597,9	19939,3	1066752,5	169484,0	99696,5	99696,5	39878,6
PU	0,26	-0,68	-1,11	917101,6	3022511,3	3408278,0	164724,6	15672,8	57467,0	34670,2	23271,8	10923,5	14722,9
IG	1,59	-1,08	0,09	1932375,9	8892511,3	7305493,6	359174,2	35689,0	103568,2	26591,8	27991,4	10496,8	4198,7
CP	4,26	1,98	1,43	643570,0	786077,5	1139580,6	193311,0	104523,9	21864,7	114123,0	105590,4	7466,0	10132,4
M	-0,37	-0,32	-1,80	682337,1	497060,0	1434988,4	286269,2	50720,3	15216,1	34658,9	65091,1	98904,6	845,3
AA	0,80	2,10	-3,47	66172652,3	408007457,3	765510429,4	69500432,3	7440069,5	12203855,1	12953214,6	4282054,4	2033975,8	214102,7

Anexo 13

Datos del Índice Señal-Ruido para la elaboración de los Box-plots

	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	As/V	Exoesqueleto de sílice	Formación de Filamentos	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
B	1,26	1,85	1,19	1,29	0,76	0,53	5,66	2,84	0,68	0,97
BJ	2,35	11,04	3,16	0,96	16,48	25,40	24,14	19,81	8,11	8,94
E30	1,88	3,01	1,75	0,92	9,46	20,17	21,39	15,32	18,21	13,05
PM	1,68	7,00	1,86	0,87	43,58	1,51	9,19	12,83	7,98	1,83
CG	0,72	0,39	0,56	0,87	1,39	5,25	5,06	3,50	5,04	0,00
CC	2,02	3,90	2,09	1,01	2,93	34,33	7,40	3,85	2,48	0,00
CS	0,67	0,78	0,77	0,96	1,00	1,28	0,77	0,90	0,35	0,09
LM	1,45	8,94	3,05	0,79	5,58	4,61	0,47	0,29	0,15	0,63
C-AL	0,35	0,64	0,50	1,66	0,19	0,15	0,29	0,21	2,35	0,00
E 22	2,49	5,67	2,57	1,10	2213,82	6174,48	992,11	1221,52	12162,70	111,75
UIMEP	0,87	1,03	0,91	1,19	3,96	5,70	9,14	7,74	41,57	7,00
SAP	1,43	2,64	1,49	1,08	87,87	54,46	3,07	1,93	1,70	3,70
PU	1,09	2,68	1,39	1,11	55,45	28,12	44,93	54,94	72,84	4,97
IG	1,00	1,80	1,37	0,96	24,35	15,60	58,58	45,68	75,80	17,41
M	0,39	0,15	0,25	0,79	17,13	106,19	44,94	19,64	8,05	86,48
S	2,16	3,11	1,83	0,81	1,39	1,49	3,77	4,15	0,89	8,31
ZL-B**	0,80	0,79	0,73	1,04	4,97	18,49	0,45	0,24	0,51	1,25
CP	1,25	1,10	1,38	1,07	8,31	73,90	13,65	12,11	248,68	7,22
AA	2,23	3,47	1,61	1,15	0,12	0,13	0,12	0,30	0,39	0,34

Anexo 14

Datos crudos de las variables morfofuncionales seleccionadas para la elaboración del Índice de Integridad Biótica de la comunidad de ficoperifiton del CCZ

Lugar	Dimensión lineal máxima	Biovolumen	Área Superficial	Exoesqueleto de sílice	Mucilago	Formación de Colonias	Aerotopos	Flagelos
B	7,01	30,88	35,46	1150086,36	275020,65	450033,79	1175088,23	75005,63
BJ	3,74	5,16	13,32	52715,12	64530,57	64530,57	98159,18	8179,93
E30	4,68	18,93	24,05	91892,45	72841,58	83487,65	43704,95	5603,20
PM	5,25	8,14	22,60	19939,30	169484,04	99696,49	99696,49	39878,60
CG	12,22	146,91	75,47	623564,32	307625,07	365824,40	157969,63	0,00
CC	4,36	14,62	20,19	296253,74	210423,22	332247,19	321172,28	0,00
CS	13,22	72,94	54,93	870435,36	2015745,05	1420184,01	2290619,38	801716,78
LM	6,06	6,37	13,79	155634,08	3307224,16	4435571,22	5486101,25	116725,56
SAP	6,17	21,59	28,25	9888,97	507633,88	662561,10	468077,99	19777,94
C-AL	25,23	89,67	83,37	4574322,36	5421419,09	6099096,48	338838,69	0,00
E 22	3,54	10,05	16,38	392,53	1570,12	1046,75	65,42	654,22
UIMEP	10,12	55,40	46,03	219239,74	170519,80	165299,80	19139,98	10439,99
PU	8,06	21,25	30,29	15672,81	34670,17	23271,75	10923,48	14722,95
IG	8,80	31,73	30,65	35689,04	26591,84	27991,41	10496,78	4198,71
M	22,86	390,32	168,06	50720,33	34658,89	65091,09	98904,65	845,34
S	4,07	18,35	22,97	624992,28	413727,29	308094,79	889073,53	8802,71
ZL-B**	11,08	72,12	57,39	174796,35	3495927,02	5302155,99	1573167,16	58265,45
CP	7,05	51,74	30,54	104523,86	114122,99	105590,43	3199,71	10132,41
AA	3,95	16,40	26,08	7440069,55	12953214,60	4282054,41	2033975,85	214102,72


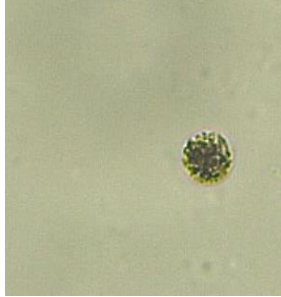









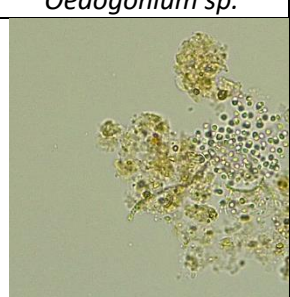
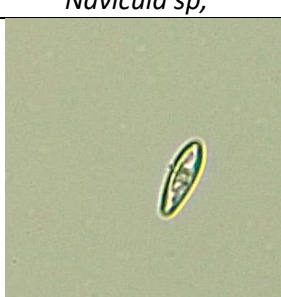


Anexo 15

Datos y resultado ICA para las zonas evaluadas

ÁREA MUESTREO	IOD*0,16	ICOND*0,14	IDQO*0,14	IpH*0,14	ISS*0,14	INT/PT*0,14	ICF*14	ICAFQ 7 VAR	DESCRIPTOR 7 VAR
CG	0,08	0,08	0,13	0,14	0,13	0,02	0,11	0,69	REGULAR
E22	0,09	0,09	0,13	0,04	0,13	0,02	0,13	0,62	REGULAR
M	0,00	0,10	0,13	0,11	0,14	0,02	0,13	0,63	REGULAR
B	0,09	0,09	0,13	0,14	0,13	0,02	0,14	0,73	ACEPTABLE
E30	0,10	0,09	0,13	0,14	0,14	0,02	0,14	0,76	ACEPTABLE
BJ	0,07	0,09	0,13	0,14	0,14	0,02	0,14	0,72	ACEPTABLE
CC	0,11	0,09	0,13	0,14	0,14	0,02	0,14	0,76	ACEPTABLE
UIMEP	0,05	0,08	0,13	0,14	0,14	0,02	0,13	0,69	REGULAR
S	0,08	0,08	0,13	0,14	0,13	0,02	0,14	0,71	ACEPTABLE
PM	0,04	0,08	0,13	0,12	0,14	0,02	0,14	0,67	REGULAR
CS	0,08	0,07	0,13	0,14	0,14	0,11	0,14	0,81	ACEPTABLE
ZL-B	0,11	0,09	0,13	0,14	0,14	0,02	0,14	0,77	ACEPTABLE
PU	0,01	0,08	0,13	0,10	0,13	0,02	0,01	0,49	MALO
LM	0,08	0,09	0,13	0,13	0,13	0,08	0,08	0,73	ACEPTABLE
C-AL	0,07	0,11	0,13	0,14	0,14	0,02	0,14	0,74	ACEPTABLE
IG	0,13	0,10	0,13	0,13	0,13	0,02	0,13	0,79	ACEPTABLE
AA	0,05	0,12	0,13	0,09	0,14	0,02	0,01	0,56	REGULAR
SAP	0,10	0,09	0,13	0,14	0,14	0,02	0,14	0,76	ACEPTABLE
CP	0,15	0,10	0,13	0,14	0,12	0,02	0,01	0,67	REGULAR

Anexo 16

Fotografías géneros más representativos

			
<i>Botryococcus sp.</i>	<i>Trachelomonas sp.</i>	<i>Cosmarium sp,</i>	<i>Anabaenopsis sp.</i>
			
<i>Aulacoseira sp.</i>	<i>Stenopterobia sp.</i>	<i>Staurodesmus sp</i>	<i>Oscillatoria</i>
			
<i>Oedogonium sp.</i>	<i>Navicula sp,</i>	<i>Hydrococcus sp.</i>	<i>Gomphonema sp.</i>
			
<i>Coelosphaerium sp.</i>	<i>Gomphoneis sp.</i>	<i>Fragilaria sp.</i>	<i>Dictyosphaerium sp.</i>

Bibliografía

- Alonso González, Juan Carlos; León Rincón, Ana Celylyn; Cruz Méndez, Lyda Amparo; Pinilla Agudelo, Gabriel Antonio; López Muñoz, Mónica Tatiana; Serna Arbeláez, Juan David; Romero, Astrid Tatiana; Rondón Martínez, Yesid Fernando; Andrade Sossa, Camilo Ern, S. A. (2021). *Proyecto GEF Magdalena- Cauca Vive PILOTO DE MONITOREO DE APLICACIONES DE INDICADORES BIÓTICOS ACUÁTICOS Componente Monitoreo y Evaluación de Ecosistemas Dulceacuícolas Diciembre / 2021*.
- Arcos - Pulido, M. D. P., & Gómez Prieto, A. C. (2006). Microalgas perifíticas como indicadores del estado de las aguas de un humedal urbano: Jaboque, Bogotá D.C., Colombia. *Nova*, 4(6), 60. <https://doi.org/10.22490/24629448.362>
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*.
- Bicudo, E. de M., & Menezes, M. (2006). *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)* (SEGUNDA ED). RiMa.
- Biggs, B. J. F., Stevenson, R. J., & Lowe, R. L. (1998). A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 143(1), 21–56. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/143/1998/21>
- Breitschwerdt, E., Jandt, U., & Bruelheide, H. (2018). Using co-occurrence information and trait composition to understand individual plant performance in grassland communities. *Scientific Reports*, 8(1), 1–16. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27017-9>
- Castro-Roa, D., & Pinilla-Agudelo, G. (2014). Periphytic diatom index for assessing the ecological quality of the Colombian Andean urban wetlands of Bogotá. *Limnetica*, 33(2), 297–312.
- De La Hoz-Barrientos, L. A., & Osorio-Ávila, F. J. (2016). Ensemble ficoperifítico asociado a macrófitas en una ciénaga tropical colombiana. *Intropica*, 11, 127. <https://doi.org/10.21676/23897864.1869>
- Dos Santos, R. M. (2016). Algas del Paraguay: Características generales, importancia, muestreos en Pa- raguay, clave de identificación e ilustraciones. In *Paper Knowledge . Toward a Media History of Documents* (1a Edición). Dirección de Investigaciones, Facultad de Ciencias Exactas y Natu- rales – Universidad Nacional de Asunción.
- Feio, M. J., Almeida, S. F. P., Craveiro, S. C., & Calado, A. J. (2009). A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicators*, 9(3), 497–507. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.07.001>

- Fetscher, E., Stancheva, R., Kocielek, P., Sheath, R., Stein, E., Mazor, R., Ode, P., & Busse, L. (2014). Development and comparison of stream indices of biotic integrity using diatoms vs. non-diatom algae vs. a combination. *Journal of Applied Phycology*, *26*, 433–450.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M. L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., & Toussaint, J. P. (2004). Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, *85*(9), 2630–2637. <https://doi.org/10.1890/03-0799>
- Gerritsen, J., Burton, J., & Barbour, M. (2000). A Stream Condition Index for West Virginia Wadeable Streams (WVSCI). *U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division, 2000*(Region 3).
- Guerrero Lizarazo, M. C., Pinilla-Agudelo, G., & Estrada Galindo, I. J. (2021). Ecología funcional de las algas perifíticas en el Chocó colombiano: limitación de recursos, competencia y variables ambientales. *Revista de Biología Tropical*, *69*(1)(March), 331–351.
- Hammer Oyvind. (2021). PAleontological STatistics version 4.06. *Technology*, *1*(November), 720–766.
- Hellawell, J. M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS LTD.
- Hernández A, E., Sepúlveda S, R., Grajales V, H., Aguirre R, N., Vélez M, F., Caicedo Q, O., Mesa V, J. A., Cortés Duarte, F., & Montoya M, Y. (2018). Índice de calidad ecológico empleando algas perifíticas en un tramo del Río San Juan (Antioquia-Colombia). *Revista MVZ Córdoba*, *23*(S), 6998–7012. <https://doi.org/10.21897/rmvz.1423>
- Hernández, E., Aguirre, N., Palacio, K., Palacio, J., Ramírez, J. J., Duque, S. R., Mogollón, M., & Kruk, C. (2020). Clasificación de grupos morfofuncionales del fitoplancton en seis sistemas lénticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica de Colombia. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *44*(171), 392–406. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1082>
- Herricks, E. E., & Schaeffer, D. J. (1985). Can we optimize biomonitoring? *Environmental Management*, *9*(6), 487–492. <https://doi.org/10.1007/BF01867323>
- Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., Stevenson, R. J., McCormick, F. H., & Burch Johnson, C. (2000). Use of Periphyton Assemblage Data as an Index of Biotic Integrity Reviewed work (s): Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J. N. Am Benthol. Soc.*, *19*(1), 50–67.
- Hillebrand, H. et al. (1999). BIOVOLUME CALCULATION FOR PELAGIC AND BENTHIC MICROALGAE 1 Claus-Dieter Du. *J. Phycol.*, *35*, 403–424.
- Hulshof, C. M., Violle, C., Spasojevic, M. J., McGill, B., Damschen, E., Harrison, S., & Enquist, B. J. (2013). Intra-specific and inter-specific variation in specific leaf area reveal the importance of abiotic and biotic drivers of species diversity across elevation and latitude. *Journal of Vegetation Science*, *24*(5), 921–931. <https://doi.org/10.1111/jvs.12041>
- IDEAM. / Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2017). *Protocolo de monitoreo del agua (versión preliminar)*.

- http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023773/PROTOCOLO_MONITOREO_AGUA_IDEAM.pdf.
- INDICADORES - IDEAM. (n.d.). Retrieved June 29, 2022, from <http://www.ideam.gov.co/web/agua/indicadores1>
- Karr, J. R., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, P. R., & Schollosser, I. J. (1986). *Assessing biological integrity in running waters. A method an its rationale*. Illinois Natural History Survey.
- Kenkel, N. C. (2006). On selecting an appropriate multivariate analysis. *Canadian Journal of Plant Science*, 86(3), 663–676. <https://doi.org/10.4141/P05-164>
- Kerans, B. L.; Karr, J. R. (1994). A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4 (4), 768–785.
- Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C. S., & Scheffer, M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55(3), 614–627. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x>
- Lewis, W. M. (1976). Surface/volume ratio: Implications for phytoplankton morphology. In *Science* (Vol. 192, Issue 4242, pp. 885–887). <https://doi.org/10.1126/science.192.4242.885>
- Lozano, S., Vasquez, C., Rivera Rondón, C. A., Zapata, A., & ORTIZ MORENO, M. L. (2019). Efecto de la vegetación riparia sobre el fitoperifiton de humedales en la Orinoquía colombiana. *Acta Biológica Colombiana*, 24(1), 67–85. <https://doi.org/10.15446/abc.v24n1.69086>
- Lund, J. W., Kilpling, C., & LeCren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers, and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*, 11, 143–170.
- Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (2003). Bioindicator and Biomonitors Principles, Concepsts and Applications. In H. G. Markert, B.A.;Breure, A.M.; Zechmeister (Ed.), *Trace Metals and other Contaminants in the Environment 6* (Vol. 53, Issue 9). ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS LTD.
- Montoya-Moreno, Y., & Aguirre-Ramírez, N. (2008). Asociación de algas perifíticas en raíces de macrófitas en una ciénaga tropical Colombiana. *Hidrobiologica*, 18(3), 189–197.
- Montoya Moreno, Y., & Aguirre, N. (2013). Estado del arte del conocimiento sobre perifiton en Colombia. *Gestión y Ambiente*, 16(3), 91–117. <https://doi.org/10.15446/ga>
- Necchi, O. (2016). River Algae. In *River Algae*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1>
- Osorio-Ávila, F. J., & Manjarres-García, G. A. (2015). Ficoperifiton asociado a macrófitas en la ciénaga Cerro de San Antonio, Magdalena-Colombia. *Intropica*, 10(2), 74. <https://doi.org/10.21676/23897864.1649>
- Pinilla, G. (2000). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos de Colombia*. 67.
- Pinilla, G. (2017). *Prácticas de limnología. Guías de laboratorio y campo*. (p. 327).
- Ramírez, J. J. (2000). *Fitoplancton de agua dulce: aspectos ecologicos, taxonómicos y sanitarias*.

Universidad de Antioquia.

- Rangel-Ch., J. O. (Ed.). (2012). *Diversidad biótica XIII: complejo cenagoso Zapatosa y ciénagas del Sur del Cesar*. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales, Corpocesar. <https://www.uneditorial.com/colombia-diversidad-biotica-xiii-complejo-cenagoso-zapatosa-y-cienagas-del-sur-del-cesar-ecologia-y-medio-ambiente.html>
- Reynolds, C. S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Ecography*, 3(3), 141–159. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1980.tb00721.x>
- Rueden, C. T., Schindelin, J., Hiner, M. C., DeZonia, B. E., Walter, A. E., Arena, E. T., & Eliceiri, K. W. (2017). ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data. *BMC Bioinformatics*, 18(1), 1–26. <https://doi.org/10.1186/s12859-017-1934-z>
- Stribling, James B.; Jessup, Benjamin K.; White, J. S. (1998). *Development of a Benthic Index of Biotic Integrity for Maryland Streams*. Tetra Tech, Inc.
- Sun, J., & Liu, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25(11), 1331–1346. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096>
- Wehr, J. D., Sheath, R. G., & Kociolek, J. P. (2015). Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. In *Freshwater Algae of North America*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/c2010-0-66664-8>
- Wolterbeek, H., Bode, P., & Verburg, T. (1996). Assessing the quality of biomonitoring via signal-to-noise ratio analysis. *The Science of the Total Environment*, 180, 107–116.