

**ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS ECOLÓGICOS
GENERADOS POR LA ACTIVIDAD MINERA
SOBRE LOS ENSAMBLAJES ÍCTICOS EN
COMPLEJOS CENAGOSOS DE SANCENO Y
PUNÉ EN LA CUENCA MEDIA DEL ATRATO**

MARCO ANTONIO LAGAREJO RENTERIA

**UNIVERSIDAD DE MANIZALES
FACULTAD DE CIENCIAS CONTABLES ECONÓMICAS Y ADMINISTRATIVAS
MAESTRÍA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE
MANIZALES, COLOMBIA
2015**

ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS ECOLÓGICOS GENERADOS POR LA ACTIVIDAD MINERA SOBRE LOS ENSAMBLAJES ÍCTICOS EN COMPLEJOS CENAGOSOS DE SANCENO Y PUNÉ EN LA CUENCA MEDIA DEL ATRATO

MARCO ANTONIO LAGAREJO RENTERIA

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

Magister en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Director:

MSc.. DIEGO HERNADEZ GARCIA

Línea de Investigación:

DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE

UNIVERSIDAD DE MANIZALES

FACULTAD DE CIENCIAS CONTABLES ECONÓMICAS Y ADMINISTRATIVAS

MAESTRÍA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE

MANIZALES, COLOMBIA**2015**

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a mi madre YOLANDA RENTERIA RAMIREZ que ha sido mi motor impulsor para alcanzar tan grande logro, siendo mi primera motivación llenarla de mucho orgullo y haciéndole ver que su sacrificio por mi valió la pena y que hoy rinde un nuevo fruto...

En segundo lugar a mi amiga, compañera y jefa ZULEYMA MOSQUERA MURILLO, por su confianza, apoyo y orientaciones incondicionales que hicieron posible el desarrollo y la culminación de esta investigación.

Quiero agradecer también al equipo técnico del grupo de investigación de Limnología de la Universidad Tecnológica del Chocó (Karen Everni Córdoba Aragón y Yasiris Salas Tovar Q.E.P.D), por acogerme como un miembro más, por su calidez y por el apoyo que cada uno de sus integrantes hicieron a este proyecto.

A la Universidad Tecnológica del Chocó, a través de la Vicerrectoría de Investigación y está a través del grupo de investigación de Limnología por su apoyo financiero para la realización de esta investigación.

A la Universidad de Manizales, por acogerme para la realización del posgrado y por ser un espacio de formación en todos los campos de mi desarrollo durante mi paso por ella.

A mi director de Tesis Dr. Diego Hernández Gracia por ser ese único eco que encontré dentro de la Universidad de Manizales, que me apoyó incondicionalmente y apostó por mi aun cuando muchos dudaron. A los profesores, tutores y compañeros de la Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, que aportaron con sus conocimientos, orientaciones y discusiones en mi formación profesional.

A mis compañeros de equipo, Carmen Zurley Palacios, Yovanny Martínez y Diego Barreto, por su orientación, apoyo y amistad.

A las familias de pescadores de las comunidades de Sanceno y Pené en el Medio Atrato, por su hospitalidad y colaboración en campo.

Y a todas aquellas personas que hicieron posible este proyecto de investigación...

Resumen

En un sistema acuático contaminados se producen transformaciones del medio que lo tornan inapropiado para el desarrollo normal de sus poblaciones y alteran la composición de la fauna y flora del medio. El objetivo de este trabajo fue evaluar los impactos generados por la actividad minera sobre los ensamblajes ícticos de los humedales de la cuenca media del Atrato. La investigación se desarrolló en los complejos cenagosos de Sanceno y Puné del departamento del Chocó. Comprender el efecto de los factores ambientales sobre la comunidad de peces, permite establecer estrategias de manejo y conservación adecuadas; así que con el propósito de determinar la composición y estructura de los ensamblajes ícticos, analizar la dinámica fisicoquímica de los humedales y su relación con la actividad minera, así como analizar los cambios en la composición y estructura de los ensamblajes ícticos, frente a las variaciones fisicoquímicas de los complejos cenagosos provocadas por la actividad minera. Se hicieron capturas de peces con las artes tradicionales de pesca en seis ciénagas de la cuenca media del Atrato entre agosto de 2013 y mayo de 2014. A los ejemplares que se les midió la longitud total (LT) y el peso total, para luego ser fijados en formaldehído al 10% y posteriormente preservados en alcohol al 90%; simultáneamente se hicieron mediciones de parámetros fisicoquímicos (oxígeno, pH, temperatura, conductividad, STD, nitritos, nitratos, amonio y fosfato) e hidrológicos (profundidad). Los parámetros fisicoquímicos entre ciénagas fueron comparados utilizando una prueba t de dos muestras y los supuestos o condiciones para dicha prueba fueron verificados. El supuesto de normalidad se verificó mediante la prueba de Kolmogorov – Smirnov, siendo aceptable ($p > 0.05$) y el de igualdad de varianza mediante la prueba de Bartlett's, encontrándose aceptable ($p > 0.05$). Para analizar la influencia de la actividad minera sobre los parámetros fisicoquímicos de los ecosistemas de humedales se hizo un Análisis de Correspondencia Múltiple. Para el análisis de datos se utilizaron los programas estadísticos STARGRAPHICS plus 5.1, SPSS, Minitab 16 y R

versión 2.12.0. Se colectaron 399 organismos, distribuidos en cuatro órdenes, 12 familias, 17 géneros y 17 especies. Siendo Characiformes y Siluriformes los órdenes más representativos. La especie más abundante fue *Prochilodus magdalenae* con 142 individuos. Las variables fisicoquímicas presentaron grandes variaciones espaciales y temporales. En general, la mayoría de las variables fisicoquímicas, son afectadas fuertemente por el aumento de sedimentos generados como resultado de la actividad minera, los cuales alteran de forma significativa la dinámica fisicoquímica del ecosistema acuático. Así mismo, fueron pocas las especies que se correlacionaron con las variables fisicoquímicas. Por otro lado el alto porcentaje de especies que no se correlacionaron con las condiciones fisicoquímicas de las ciénagas (70,5%), es un indicativo del alto nivel de tolerancia de las mismas a cambios en las condiciones ambientales. Esta investigación fue financiada por la UTCH.

Palabras claves: Ciénagas, Variables fisicoquímicas, Correlación, Ensamblajes ícticos, río Atrato Colombia.

Abstract

In an aquatic system polluted environmental changes that make it inappropriate for the normal development of their populations and alter the composition of the fauna and flora of the medium occur. The aim of this study was to evaluate the impacts generated by mining activities on fish assemblages of wetlands in the basin of the Atrato. The research was conducted in complex swampy of Sanceno and Pune. Understanding the effect of environmental factors on the fish community, allows for appropriate management strategies and conservation; so in order to determine the composition and structure of the fish assemblages, analyze the physicochemical dynamics of wetlands and their relation to mining and analyzing changes in the composition and structure of the fish assemblages to changes marshy complex physicochemical caused by mining; fish catches were made with traditional gear in six marshes of the basin of the Atrato between August 2013 and May 2014. For the specimens were measured for total length (TL) and total weight, before being fixed in 10% formalin and then preserved in 90% alcohol; simultaneous measurements of physicochemical parameters (oxygen, pH, temperature, conductivity, STD, nitrite, nitrate, ammonium and phosphate) and water (depth) were made. The physicochemical parameters between marshes were compared using t-test two samples and assumptions or conditions for this test were verified. The normality assumption was verified by the Kolmogorov - Smirnov, still acceptable ($p > 0.05$) and the equality of variance using Bartlett's test, finding acceptable ($p > 0.05$). To analyze the influence of mining on the physicochemical parameters of wetland ecosystems an Analysis of Multiple Correspondence was used. For data analysis the statistical programs STARGRAPHICS plus 5.1, SPSS, Minitab 16 and R version 2.12.0 is used. 399 agencies across four orders, 12 families, 17 genera and 17 species were collected. Characiformes and Siluriformes being

the most representative orders. The most abundant species was *Prochilodus magdalenae* with 142 individuals. The physicochemical variables showed significant spatial and temporal variations. In general, most of the physicochemical variables are strongly affected by increased sediment generated as a result of mining activity, which significantly alter the physicochemical dynamics of the aquatic ecosystem. Likewise, few species were correlated with physicochemical variables. On the other hand the high percentage of species that were not correlated with the physicochemical conditions of the marshes (70.5%), is indicative of the high level of tolerance thereof to changes in environmental conditions. This research was funded by the UTCH.

Keywords: Marshes, physicochemical variables, correlation, ícticos Assemblies, Atrato River, Colombia

Introducción

“El departamento del Chocó está ubicado en la Región del Pacífico colombiano. En la década de los 90’S salieron los primeros estudios de investigación como el “Proyecto Biopacífico” financiado por el Banco Mundial que dio a conocer al mundo la importancia ecológica del Chocó, una de las regiones de mayor biodiversidad y pluviosidad del planeta, y los beneficios de concertar una estrategia de desarrollo regional a largo plazo basada en el aprovechamiento de una amplia gama de recursos naturales (marinos, de fauna, mineros, fluviales y forestales) frente a esta visión, se contraponen un profundo arraigo territorial de una población indígena, campesina y afrocolombiana autóctona de esta región” (ASOCIACION OREWA, 2009, p.4).

En el marco del Plan Nacional de Desarrollo 2011- 2014, el departamento del Chocó, hace parte de la “Zona Pacífico e Insular” y es considerado un territorio con ventajas comparativas naturales, tales como su “potencial de desarrollo económico a partir de recursos... mineros”, pero también coloca a la minería ilegal como uno de los riesgos altos en materia de desastres.

Dentro de estas ventajas comparativas se destacan los humedales de la cuenca media y baja del río Atrato. Para el Dr. César Augusto Castellanos, estos ecosistemas son los más productivos del mundo y su característica determinante es la disposición constante o temporal de agua a lo largo de todo el año; esta situación favorece el desarrollo de una amplia diversidad de flora, fauna y microorganismos que interactúan en complejas relaciones para mantener un equilibrio ecológico de alta fragilidad. Por ello, cuando las condiciones ecológicas de los ambientes acuáticos no han sufrido alteraciones drásticas e irreversibles, se presenta en ellos una compleja red trófica, producto de su desarrollo evolutivo a través del tiempo y el espacio. La base de tal red se apoya en la existencia de una singular composición florística, situación que resulta atractiva para diversos grupos de fauna silvestre que aprovechan la oferta de refugio y concentración constante de alimento en la zona; de allí que el hombre, ha accedido a disfrutar de los múltiples servicios ambientales que estos ecosistemas le proporcionan.

Dentro de la situación enunciada atrás, se enmarcan los humedales de la cuenca media del río Atrato, que además son considerados uno de los ecosistemas de humedales

internos de mayor importancia de Colombia (MMA – IGAC. 2000). Esta cuenca media, hace parte del valle inundable del Atrato, zona con grandes llanuras de inundación, numerosas ciénagas y pantanos de agua dulce, que por su función intrínseca de humedales, amortiguan las crecientes del río evitando inundaciones, siendo las áreas de cría o tránsito vital de numerosas especies faúnicas, que sustentan la gran biodiversidad de esta región; especialmente para los peces, que se consideran la principal fuente de proteína animal para las comunidades ribereñas y les proporcionan la más relevante de sus actividades socioeconómicas, la pesca.

No obstante, esta relación armónica se ha visto alterada por el uso, aprovechamiento y/o excesiva explotación de sus recursos, disminuyendo sus bienes y servicios a través del deterioro de los ecosistemas con la pérdida de especies vegetales y animales que en ellos se encuentran. Entre las amenazas a que se ven sometidos están la fragmentación del bosque, pérdida de hábitat, aumento de la colonización y la actividad minera (IIAP y MMVDT, 2008; CODECHOCÓ, 2010). De las cuales, la minería es considerada la más destructiva y que demanda mayor atención, debido a que trae o desencadena muchas más amenazas que las citadas, al causar cambios morfológicos e hidrológicos en los ecosistemas de humedales, así como alteración de la dinámica fisicoquímica de los mismos, con los consecuentes cambios en la composición y distribución de las comunidades hidrobiológicas en todos los niveles, lo que conlleva a alteraciones de la dinámica trófica en estos ecosistemas de alta fragilidad.

Sumado a lo anterior, dado que en Colombia y particularmente en el Chocó, más precisamente en la cuenca media del Atrato, no se ha levantado sistemáticamente información sobre los efectos y el impacto ocasionado por la minería aurífera, de acuerdo con GTZ *et al.*, (1992) e INGEOMINAS (1999); los conflictos y efectos de esta podrían adquirir dimensiones más dramáticas en este sector de la cuenca del Atrato, donde la explotación de los yacimientos minerales destruirían actividades económicas basadas en recursos renovables como la pesca y que el grado de afectación de los humedales o ciénagas, podría conllevar a convertir muchos de sus recursos en no-renovables; debido a que estas minas vierten residuos a los ecosistemas acuáticos y desaparecen miles de kilómetros de bosques que reducen el cauce de los ríos o tributarios importantes.

En este sentido de acuerdo con ZORRILLA et al., (2010) una de las actividades más destructivas del planeta tiene que ver con la extracción de minerales, por esta razón las comunidades tienen que prepararse para enfrentar este problema y defender su territorio. Ya son muchas las empresas mineras que están llegando al territorio, es más, el gobierno ha puesto como una de las mejores vitrinas del continente el potencial minero de la nación, en conclusión, para el Gobierno Nacional, la explotación de los recursos naturales no renovables constituye una de las denominadas locomotoras de la economía.

“Se podría decir que son crónicas de una muerte anunciada, y si las comunidades se ponen hacer las cuentas está en juego la misma vida, la cultura, la identidad y el territorio. El mismo gobierno ha dicho que el problema es la minería ilegal, pero la minería a gran escala tiene mayores repercusiones sociales y ambientales.” (ZORRILLA et al., 2010, p.18).

El compromiso notorio de la academia, la autoridad ambiental, las organizaciones no gubernamentales, las comunidades y los mismos organismos del estado por encontrar salidas lógicas y razonables al tema de la minería, lo constituye en un importante tema de estudio, dado los impactos económicos, sociales, ecosistémicos y culturales que el mismo genera.

En este sentido, el presente proyecto buscó analizar los impactos ecológicos generados por la actividad minera sobre los ensamblajes ícticos en los humedales de la cuenca Media del Atrato. Para tal fin, se seleccionaron dos complejos cenagosos (Complejos de Sanceno – afectación directa y Puné – medianamente afectado) con diferentes grados de intervención minera, de tal forma que se permita establecer una comparación entre ambos ecosistemas. En él se realizaron muestreos mensuales de las comunidades hidrobiológicas presentes y medición de parámetros físico-químicos durante 6 meses. Simultáneamente se evaluó la posible incidencia de los efectos mineros en los que el deterioro de las ciénagas puede llegar a afectar la actividad pesquera de la zona. Se espera obtener conocimientos de los cambios en la composición y estructura de las comunidades hidrobiológicas como resultado de los impactos mineros, así como su efecto en la dinámica físico-química de las aguas de las ciénagas y cómo todo esto en su conjunto pueda llegar a afectar la actividad pesquera en la zona.

TABLA DE CONTENIDO

	Pag.
Resumen	Iv
Abstract	Vi
Introducción	VIII
Lista de tablas	Xiii
Lista de figuras	Xiv
I. DISEÑO TEÓRICO	1
1.1 Título del Trabajo: ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS ECOLOGICOS GENERADOS POR LA ACTIVIDAD MINERA EN LOS ENSAMBLAJES ICTICOS DE LOS HUMEDALES DE LA CUENCA MEDIA DEL ATRATO	1
1.2 Problema de Investigación	1
1.3 Descripción del Área Problemática	2
1.4 Antecedentes investigativos	5
1.5 Justificación	12
1.6 Objetivos	14
1.6.1. General	14
1.6.2. Específicos	14
1.7 Hipótesis y variables	14
II. MARCO TEÓRICO	15
2.1. Peces como bioindicadores	15
2.2. La calidad del agua de los sistemas dulceacuícolas	17
2.3. Relación de los peces dulceacuícolas con la calidad del agua	18
2.4. Métodos biológicos multivariados e índices descriptivos para la interpretación de la calidad de agua	20
2.5. Efecto de la concentración de sólidos del agua en la población de peces	21
2.6. Ecología y Afectación de la calidad del agua de los ecosistemas de humedales como consecuencia de la actividad minera	23
2.7. Contextualización de la problemática ecológica generada por la actividad minera sobre la cuenca media del Atrato	25
III. DISEÑO METODOLÓGICO	28
3.1. Unidad de Análisis	28
3.2. Unidad de Trabajo	28

3.3.	Tipo de Investigación	28
3.4.	Diseño Metodológico	28
3.4.1.	Determinar la composición y estructura de los ensamblajes ícticos	28
3.4.2.	Análisis de la dinámica fisicoquímica de los humedales y su relación con la actividad minera	29
3.5.	Técnicas e Instrumentos	30
IV.	ANÁLISIS DE INFORMACIÓN	32
4.1.	COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLAJES ÍCTICOS EN HUMEDALES DE LA CUENCA MEDIA DEL ATRATO	32
4.1.1.	Riqueza específica de los complejos cenagosos	35
4.1.2.	Complejo cenagoso del corregimiento de Puné	36
4.1.3.	Complejo cenagoso de Sanceno	38
4.1.4.	Estructura de los ensamblajes ícticos de los complejos cenagosos de Sanceno y Puné	41
4.1.5.	Características ecológicas de las zonas de muestreo	42
4.2.	ANÁLISIS DE LA DINÁMICA FISICOQUÍMICA DE LOS HUMEDALES Y SU RELACIÓN CON LA ACTIVIDAD MINERA	44
4.2.1.	Parámetros fisicoquímicos de los humedales objeto de estudio: Variación espacial y temporal	44
4.2.2.	Fisicoquímica de los complejos cenagosos	44
4.2.3.	Relación de los parámetros fisicoquímicos de los complejos cenagosos a partir de la comparación entre ciénagas	49
4.3.	CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLAJES ÍCTICOS, FRENTE A LAS VARIACIONES FISICOQUÍMICAS DE LOS COMPLEJOS CENAGOSOS PROVOCADAS POR LA ACTIVIDAD MINERA	51
4.3.1.	Cambios en la composición de los ensamblajes ícticos	51
4.3.2.	Cambios en la estructura de los ensamblajes ícticos	53
4.3.3.	Influencia de las variables fisicoquímicas sobre los ensamblajes ícticos	55
V.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	59
5.1.	Conclusiones	59
5.2.	Recomendaciones	60
VI	BIBLIOGRAFIA DEFINITIVA	62

LISTA DE TABLAS

		Pag.
Tabla 1	Sitios de muestreo	3
Tabla 2	Listado de las especies de peces identificadas para los complejos cenagosos de la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.	32
Tabla 3.	Número de especies y número de individuos, colectados por orden en la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.	33
Tabla 4	Número de especies y número de individuos, colectados por orden en la cuenca media del Atrato en el corregimiento de Puné, Medio Atrato.	36
Tabla 5	Número de especies y número de individuos, colectados por orden en la cuenca media del Atrato en el corregimiento de Sanceno, Quibdó.	38
Tabla 6	Máximo, mínimo, promedio y coeficiente de variación (CV) de los factores físicos químicos e hidrológicos.	48
Tabla 7	Valores estadísticos de t y p para la comparación de las ciénagas de los corregimientos de Pune y Sanceno con respecto a las variables fisicoquímicas e hidráulicas.	50
Tabla 8	Prueba t que compara los complejos cenagosos de Pune y Sanceno respecto a la estructura numérica.	53
Tabla 8	Correlación de Pearson para los parámetros físico-químicos medidos en las zonas de estudio y la abundancia de especies ícticas.	57

LISTA DE FIGURAS

	Pag.
Figura 1 Ubicación del área de estudio en los corregimientos de Sanceno y Puné, en los municipios de Quibdó y Medio Atrato respectivamente.	4
Figura 2 Captura de peces con los artes tradicionales de la zona	29
Figura 3 Medición de parámetros fisicoquímicos	30
Figura 4 Abundancia relativa de los órdenes de la ictiofauna presentes en la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.	33
Figura 5 Abundancia relativa de las familias ícticas presentes en la cuenca del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.	34
Figura 6 Especies ícticas presentes en la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, Medio Atrato.	35
Figura 7 Riqueza de especies presentes en la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.	35
Figura 8 Abundancia relativa de las familias ícticas presentes en la cuenca del Atrato en el corregimiento de Puné, Medio Atrato.	37
Figura 9 Abundancia relativa de las especies ícticas presentes en el complejo cenagoso de Puné, Medio Atrato.	37
Figura 10 Capa rojiza indicadora de la presencia de metales pesados como el hierro, arrastrada por una pequeña fuente alimentadora de la ciénaga Los Morros en el complejo cenagoso de Sanceno, donde hace poco hubo un entable minero.	39
Figura 11 Vestigios de entable minero ubicado directamente sobre el área de influencia de la ciénaga Plaza Seca, en el complejo cenagoso de Sanceno	40
Figura 12 Análisis de Similaridad de Bray-Curtis para los complejos	

	cenagosos de los corregimientos de Puné y Sanceno, cuenca media del río Atrato (Comunidad ictica).	51
Figura 13	Gráfico de cajas y bigotes para la diferencia significativa de los índices de Diversidad, Dominancia y Riqueza de especies ícticas en los complejos cenagosos de Pune y Sanceno, cuenca media del río Atrato, Chocó – Colombia.	55

I. DISEÑO TEÓRICO

1.1 Título del Trabajo

ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS ECOLÓGICOS GENERADOS POR LA ACTIVIDAD MINERA SOBRE LOS ENSAMBLAJES ÍCTICOS EN COMPLEJOS CENAGOSOS DE SANCENO Y PUNÉ EN LA CUENCA MEDIA DEL ATRATO

1.2 Problema de Investigación

Los humedales son los ecosistemas más productivos del mundo y su característica determinante es la disposición constante o temporal de agua a lo largo de todo el año; esta situación favorece el desarrollo de una amplia diversidad de flora, fauna y microorganismos que interactúan en complejas relaciones para mantener un equilibrio ecológico de alta fragilidad. Por ello, cuando las condiciones ecológicas de los ambientes acuáticos no han sufrido alteraciones drásticas e irreversibles, se presenta en ellos una compleja red trófica, producto de su desarrollo evolutivo a través del tiempo y el espacio. La base de tal red se apoya en la existencia de una singular composición florística, situación que resulta atractiva para diversos grupos de fauna silvestre que aprovechan la oferta de refugio y concentración constante de alimento en la zona; de allí que el hombre, ha accedido a disfrutar de los múltiples servicios ambientales que estos ecosistemas le proporcionan. (FCA., 2006).

Dentro de la situación enunciada atrás, se enmarcan los humedales de la cuenca media del río Atrato, que además son considerados uno de los ecosistemas de humedales internos de mayor importancia en Colombia (MMA – IGAC. 2000). Esta cuenca media, hace parte del valle inundable del Atrato, zona con grandes llanuras de inundación, numerosas ciénagas y pantanos de agua dulce, que por su función intrínseca de humedales, amortiguan las crecientes del río evitando inundaciones, siendo las áreas de cría o tránsito vital de numerosas especies fáunicas, que sustentan la gran biodiversidad de esta región; especialmente para los peces, que se consideran la principal fuente de proteína animal para las comunidades ribereñas y les proporcionan la más relevante de sus actividades socioeconómicas, la pesca.

En este orden de ideas, la actividad minera ha impactado negativamente las fuentes hídricas superficiales por manejo inadecuado de aguas al interior de la mina, por aumento en los sólidos disueltos y turbidez por partículas en suspensión y en arrastre; afectación de las rondas y cauces de los ríos y la red de drenajes natural, alterando su dinámica fluvial y equilibrio hidrológico; desaparición de cuerpos de agua como quebradas y manantiales; estos impactos pueden ser de carácter directo, en algunos casos a largo plazo y en otros casos puede ser irremediable. El agua es muy vulnerable dada la estrecha relación que guarda con el resto de elementos sistémicos y a su vez estos determinan su existencia (suelo, clima, flora, fauna, actividades antrópicas). (FIERRO MORALES, 2012).

Lo anterior ha ocasionado cambios sustanciales en los usos del suelo y ha despertado un marcado interés por explorar y explotar en mayor medida las llanuras aluviales y los lechos de los ríos por su gran potencial aurífero, como es el caso de los ríos que pertenecen a la cuenca del Atrato en su parte media y que hoy en día se encuentran fuertemente impactados por la acción minera, presentando una alta incidencia en aspectos económicos, sociales y ecosistémicos. (FIERRO MORALES, 2012).

En este sentido la práctica indiscriminada de la actividad minera con el uso de dragas y dragones que llevan a cabo procedimientos técnicos, que generan un alto impacto ecológico tanto a las poblaciones humanas, como a la fauna y flora en general; las alianzas estratégicas entre las empresas mineras y grupos al margen de la ley, que impiden el accionar de supervisión y control del estado; así como, la falta de coordinación y entendimiento entre CODECHOCO como máxima autoridad ambiental y COCOMACIA como concejo comunitario mayor de las comunidades del Atrato, para ejercer control y soberanía sobre el manejo y uso del territorio; la violación constante de la normatividad ambiental por parte del sector minero, pone en crisis la estabilidad de los ecosistemas acuáticos al implementar los proyectos mineros, sin llevar a cabo buenas prácticas en la extracción de los metales preciosos y, la falta de políticas claras y coherentes, que estén en armonía con el medio ambiente y la sociedad, dentro de un contexto estrictamente local.

1.3 Descripción del Área Problemática

El río Atrato tiene una cuenca hidrográfica de 37.700 km², una longitud aproximada de 500 km y es considerado uno de los ríos más caudalosos del mundo. La temperatura promedio es de 26,4 °C, presentando poca variación a través del año (AZOBIONAL, 1989). La precipitación presenta una media anual de 3.200 mm³ y un régimen unimodal (lluvias entre mayo a noviembre y estiaje entre diciembre y abril; se observa un pequeño estiaje en junio) lo que repercute en cambios temporales del nivel del agua del río y en su influencia sobre el plano de inundación (Jaramillo-Villa & Jiménez-Segura, 2008).

La ubicación de la cuenca media del río Atrato en el extremo noroccidental de América del Sur, entre el litoral Pacífico y el Caribe, en la zona Ecuatorial, define las características climáticas de la región. De acuerdo con el sistema de Holdrige, la cuenca media del río Atrato en su curso se clasifica en las zonas de vida de bosque húmedo y húmedo tropical (bh-t, bmh-t). La mayor parte del territorio se halla dentro de las zonas de las calmas Ecuatoriales, por lo tanto el régimen de lluvias se prolonga durante todo el año, registrándose hasta 12.000 mm³ de precipitación. La Temperatura promedio anual se encuentra entre 28 y 30 grados °C, con una humedad relativa de 86%. (IIAP, 2008).

Estudios como los de Trojer (1959), HIMAT (1989), Eslava (1994) y Osso (1998), han descrito el clima de la cuenca media del Atrato, en general indican que la región se caracteriza por lluvias abundantes durante todo el año, altas temperaturas y humedades relativas, parámetros que tienen sus propias distribuciones espaciales en la zona, alguna pequeña estacionalidad local anual, e importantes diferencias entre día y noche.

En el área de la cuenca media del río Atrato, unas 65.000 Ha en promedio del área inundada son productivas para la actividad pesquera durante más de la mitad del año por tanto se consideran de interés ambiental por ser abastecedoras de proteína animal no solo para los habitantes de los municipios aledaños, sino también para otras regiones del país. En esta zona se localizan siete ciénagas de importancia socioeconómica pesquera como son las de Amé, Agua Clara o Remolino, Beté, Puné, Tanguí y Sanceno. (IIAP, 2008).

Estas ciénagas al igual que los caños, juegan un papel muy importante en el control de las crecidas e inundaciones del río Atrato y sus afluentes, estos cuerpos de agua constituyen un sistema que permite amortiguar las crecientes y por lo tanto las inundaciones que se presentan frecuentemente en las poblaciones ubicadas en las riveras de estos ríos y en las tierras dedicadas a la actividad agropecuaria. (EOT – MUNICIPIO DE MEDIO ATRATO, 2005).

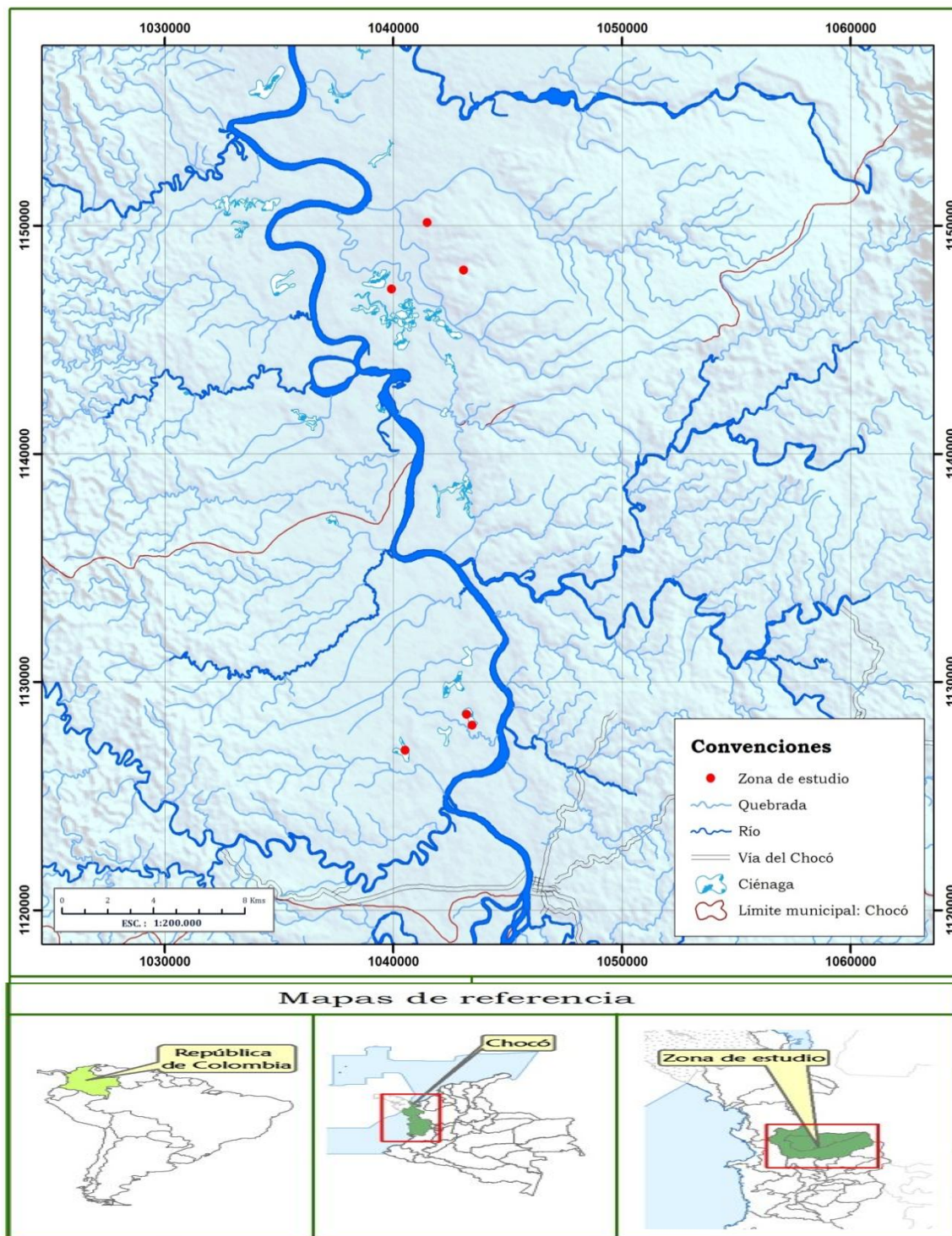
El presente proyecto se desarrolló en dos complejos cenagosos: El complejo cenagoso de Pune, en el corregimiento del mismo nombre, perteneciente al municipio de Medio Atrato y el complejo Sanceno ubicado en el corregimiento que igual manera lleva su nombre, y pertenece al municipio de Quibdó (Figura 1). En cada uno de estos dos complejos se seleccionaron tres ciénagas, caracterizadas por presentar diferentes grados de perturbación por actividad minera. **La tabla 1** muestra los sitios de muestreo seleccionados para el estudio.

Tabla 1. Sitios de muestreo

Ecosistemas	Coordenadas
Complejo de Pune (Medio Atrato)	
Ciénaga La Plaza	N 5° 56' 5.0" W 76° 41' 18.6"
Ciénaga Arrastradero	N 5° 55' 38.3" W 76° 43' 00.8"
Ciénaga Algamasa	N 5° 57' 13.1" W 76° 42' 10.5"
Complejo Sanceno (Quibdó)	
Ciénaga La Grande	N 5° 44' 39.8" W 76° 42' 42.1"
Ciénaga Plaza Seca	N 5° 45' 15.5" W 76° 41' 06.6"
Ciénaga La Negra	N 5° 45' 30.9" W 76° 41' 14.7"

Pregunta de investigación: ¿Qué cambios ha generado la práctica de la actividad minera, en la composición y estructura de los ensamblajes ícticos de los humedales de la cuenca media del Atrato?

Figura 1: Ubicación del área de estudio en los corregimientos de Sanceno y Puné, en los municipios de Quibdó y Medio Atrato respectivamente.



Fuente: LAGAREJO-RENTERIA, M. 2015.

1.4 Antecedentes investigativos

El Atrato, es considerado como uno de los ríos más caudalosos del mundo, nace en los Altos de la Concordia y los Farallones de Citará a una altura de 3900 m.s.n.m, en el cerro de Caramanta. La longitud de la cuenca media es de 180 km., entre los municipios de Quibdó y Bellavista, tiene una profundidad media de 11 m y 282 m de ancho en promedio. El área de drenaje es de 806.477 ha de las cuales 130.000 corresponden a llanura aluvial. (EOT - MUNICIPIO DE MURINDÓ, 2001).

Por el hecho de que la hoya del Atrato sea baja y de escaso declive explica la lentitud de su corriente y la formación de ciénagas y pantanos y de los continuos desbordamientos de las tierras que baña, fue descrito por Humboldt como una larga laguna en movimiento. Estudios del DIAR estiman que en promedio unas 65.000 ha de áreas inundadas son productivas para la pesca en la zona durante la mitad del año. Estos sistemas de aguas son las ciénagas, que en buena parte del curso del Atrato son muy importantes para la población por su gran riqueza pesquera, así como por ser el eje de un complejo mundo de relaciones entre sus pobladores. Se estima que la producción pesquera, de este sistema de ciénagas, es de 1.600 t/año, es decir 30.8 kg/ha./año y se considera que el 30 – 50 % de los peces provienen de migraciones del Bajo Atrato, por lo que si se toma en forma aislada la producción es de 18.5 Kg/ha./año. (FCA *et al.*, 2006).

Prochilodus magdalenae, representa del 85 al 90% de la captura. Existen aproximadamente 1.243 pescadores (aproximadamente el 18% de la población de la región). Los estudios realizados por HIDROESTUDIOS S.A., dentro del Plan de manejo integral de los recursos naturales en la cuenca media del río Atrato, estima que está ya por encima del rendimiento máximo sustentable. (FCA *et al.*, 2006).

El Atrato aumenta su caudal desde abril hasta octubre. Un 15% del valle permanece inundado durante todo el año y con caudales máximos se inunda un 55%, afectando los diques naturales y las terrazas bajas. Solo el 20% del área que corresponde a las partes altas, no se inunda. (FCA *et al.*, 2006).

Aguas debajo de la desembocadura del Bojayá, el Atrato se abre en dos brazos, llamados Murindó y Montaña, que luego se unen para formar la isla grande del Atrato, aparente huella de un antiguo delta. (FCA *et al.*, 2006).

El complejo de humedales del río Atrato, según la clasificación por vertientes hidrográficas pertenece a la vertiente del Caribe. Aunque es reconocido los altos niveles de presión antrópica en los humedales de la Región Caribe, el Atrato es considerado una excepción con respecto a las medidas de recuperación, sin embargo, las medidas de conservación son urgentes. No se han realizado evaluaciones regionales en el Pacífico de estos ecosistemas pero con el trabajo desarrollado en el humedal Los Platillos (Medio Atrato departamentos Antioquia y Chocó) en los años 2001-2003 se ha podido establecer la

importancia de iniciar acciones de conservación y mitigación de los problemas que enfrentan en la actualidad. (CORPOURABA, 2010).

Las ciénagas son los ecosistemas predominantes en la cuenca del río Atrato y son de vital importancia para las comunidades locales, es por ello que son denominadas culturas anfibias.

Estos cuerpos de agua representan un patrimonio comunitario y cultural por lo que las comunidades negras están asumiendo una serie de responsabilidades para su conservación y manejo.

Aunque la naturaleza de los humedales es ser altamente dinámicos, sujetos a una amplia gama de factores naturales que determinan su modificación en el tiempo (como son sedimentación, desecación), las ciénagas están sufriendo un deterioro que se puede considerar acelerado y que puede ser consecuencia de diferentes factores de origen antrópicos, principalmente por la actividad minera así como por el sobre aprovechamiento de los recursos, el desarrollo de prácticas inadecuadas de pesca, construcción de desagües, taponamiento de caños y cambio en la dirección de canales naturales. Una situación poco clara antes de que se iniciara el plan de manejo de los Platillos, donde la política nacional de humedales interiores resalta el estado de preservación de estos ecosistemas en el Atrato con bajos niveles de afectación antrópica, sin embargo, el análisis de las problemáticas y el desarrollo del foro regional para la región ecológica del Pacífico ponen en evidencia la importancia de realizar acciones prontas de conservación y en algunos casos de mitigación de impactos. (CORPOURABA, 2010).

Los pescadores de algunas comunidades han identificado un importante cambio en el volumen y talla de los peces, consideran el hecho de que hoy no se encuentran en ninguna de las especies comerciales animales con tallas grandes y en los volúmenes de otros años anteriores, discutiendo las diferentes causas que probablemente lo explicarían: la minería con el deterioro ambiental que causa al ecosistema, la pesca intensa que se da en las ciénagas y en el río que no permiten a los peces jóvenes llegar a adultos y la sedimentación que está sucediendo en la mayoría de los cuerpos de agua dificultando la producción de oxígeno necesario para la supervivencia de los peces y ocasionando mortalidad colectiva de individuos pequeños y más susceptibles. (CORPOURABA, 2010).

La situación de sedimentación y desecación es un caso frecuente en todas las ciénagas: Panesso (en la Boba), Chicaravia, La Redonda (en el Tigre), y Bellavista. La ciénaga de Chicaravia además de las problemáticas mencionadas anteriormente, está la tasa de deforestación y la minería que se realiza en la ciénaga o en cerca de ella. (CORPOURABA, 2010).

La ciénaga de Vernal en la comunidad de San José de la Calle y la ciénaga de Tebada presentan un estado de desecación muy avanzado, la primera está casi cubierta en un 80% de plantas acuáticas enraizadas y la segunda en un 90% por arracachales

(*Montrichardia arborescens*), ocasionando la pérdida del tamaño de los espejos de agua. (CORPOURABA, 2010).

Los peces juegan un papel muy importante en la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos y representan un eslabón clave en las actividades económicas de las poblaciones aledañas a los cuerpos de agua. Por tanto, el conocimiento acerca de aspectos morfológicos, biológicos y ecológicos de estos organismos es de suma importancia para el manejo y conservación de los ecosistemas acuáticos, donde el entendimiento de las relaciones peces-hábitat es una herramienta esencial para numerosos estudios ecológicos.

En este sentido, la estructura de los ensamblajes de peces en los ecosistemas lóticos y lenticos está influenciada por las características físicas del hábitat, por lo que a menudo los ensamblajes son usados para cuantificar los efectos de las perturbaciones ambientales (Domingues, et al., 2005; Fischer, 2007). Sin embargo, no hay que olvidar que los hábitats en los cuerpos de agua no están solamente definidos por componentes netamente acuáticos, sino también por las interacciones de estos con el ecosistema terrestre que los rodea.

Un pez vive su vida dentro de un complejo de procesos e interacciones que pueden ser afectadas por el organismo y al mismo tiempo afectarlo. Estas interacciones incluyen las relaciones predador-presa, competencia y actividades reproductivas. Los procesos incluyen el flujo de energía y nutrientes a través de una red trófica (Wootton, 1998).

Los ensamblajes de peces son un componente muy importante en los ecosistemas acuáticos, ya que funcionan como indicadores de la degradación del hábitat, contaminación ambiental y la productividad del ecosistema. Fischer (2007) reconoce que los ensamblajes son fuertemente influenciados por las variables físicas del hábitat, por lo que perturbaciones como degradación de la vegetación riparia y disminución de la calidad del agua, pueden ser determinadas con la ayuda de la estructuración de los ensamblajes de peces en gremios (alimentación, reproducción y de comportamiento).

El efecto de diferentes factores bióticos, abióticos, espaciales y estocásticos sobre la comunidad de peces, es un tema de interés actual en ecología, ya que sólo entendiendo los mecanismos que controlan la distribución, abundancia y coexistencia de las especies ícticas, podrán plantearse estrategias de manejo y conservación adecuadas (Mouillot, 2007).

Son muchos los estudios que existen sobre ensamblajes de peces y sus relaciones con las diferentes variables ambientales, la mayoría de ellos muestran que en la estructuración de las comunidades ícticas de los ríos, los factores abióticos son determinantes. Entre las investigaciones más importantes se encuentran las de Daniels et al., (2005), quienes evaluaron los cambios en los ensamblajes de peces con relación a las variaciones ambientales generadas por la deforestación, urbanización y contaminación del agua, en el canal principal del río Hudson; Diana, Allan, & Infante (2006) determinaron la

influencia del uso del suelo en los ensamblajes de peces en ríos del sureste de Michigan, y Martins & Tejerina-Garro (2010) evaluaron los cambios en la estructura de los ensamblajes a lo largo de gradientes impactados y no impactados. Villegas (2011), quien determino la relación entre la diversidad de ictiofauna y la calidad del agua en ríos con diferente grado de afectación por diques y canales en la zona sur de Costa Rica.

En Colombia, los estudios sobre ensamblajes de peces son muy variados, la mayoría de estos se enfocan hacia la parte marina, estuarina, y algunos lagos y lagunas de las zonas costeras del país. Entre tales estudios se pueden resaltar el de Rueda & Defeo (2003) donde se evaluó la estructura espacial de los ensamblajes de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta, y el de Garcia et al. (1998) quienes determinaron el ensamblaje de peces del golfo de Salamanca en el mar Caribe.

Vale la pena mencionar que recientemente se han desarrollado estudios sobre ensamblajes de peces en los ríos de las diferentes regiones del país, sin embargo la mayoría de estos no han sido publicados.

Los ambientes acuáticos tropicales presentan variaciones químicas, físicas y biológicas en cortos periodos de tiempo (Montoya-M, 2008). El estudio de las variaciones nictemerales de temperatura del agua, oxígeno disuelto y otras variables acopladas a medidas climatológicas tales como el viento, la radiación solar y la precipitación, tiene gran importancia para indicar los principales mecanismos de funcionamiento y las interrelaciones que ocurren en cortos periodos de tiempo (variaciones nictemerales) de los sistemas acuáticos. Las oscilaciones periódicas se deben no solo a los ciclos de luz/oscuridad que afectan las actividades de los organismos, sino a la acción también de los factores climáticos sobre la estructura vertical del sistema (Montoya-M, 2008).

A nivel mundial la minería se clasifica como una de las actividades industriales más contaminantes y conflictivas socialmente. Según la FAO (2002), “la minería daña la calidad y disponibilidad del agua; provoca pérdida de biodiversidad y de cubierta vegetal, y la contaminación en la atmósfera, así como el calentamiento del planeta”, además de declarar que “se ha considerado a los metales y minerales como bienes nacionales, sin tomar en cuenta los derechos y las necesidades de la población local”.

Las actividades mineras generan una de las fuentes de contaminación más persistentes del planeta, donde una de las causas más importantes en la contaminación de las aguas es la generación de drenajes ácidos por la oxidación de los minerales con sulfuros como las piritas (Sainz et al., 2003; Grande et al., 2005). Los bajos valores de pH resultantes, favorecen la dilución de los minerales y la liberación de metales tóxicos y otros elementos en los cuerpos de agua (Sainz et al., 2004). Estos procesos ocurren en la superficie de los pantanos y de los residuos mineros, por lo que además de incorporar metales tóxicos en las fuentes de agua aportan una gran cantidad de los sólidos totales disueltos y los sólidos en suspensión que alteran la batimetría de la fuente hídrica, generando algunos de los impactos más persistentes de la industria minera (Gundersen et al., 2001).

La estructura vertical de la columna de agua de los ecosistemas acuáticos sufre reorganizaciones periódicas y la consecuencia fundamental es que se conectan los ciclos de estas reorganizaciones y sus principales eventos (Gavilán, 1990) citado por Montoya-M. (2008). A partir de estos ciclos y de acuerdo a la intensidad y la frecuencia de la entrada de energía turbulenta, se favorece la mezcla y el incremento en la diversidad de las comunidades acuáticas debido al carácter intermedio de la perturbación (Montoya-M. 2008).

Para Barbosa (1981) citado por Montoya-M. (2008), las fluctuaciones presentadas por las variables limnológicas, en un periodo de 24 horas, juegan un papel fundamental en la caracterización de los cuerpos de agua tropicales. El estudio de las variaciones nictemerales de los factores climáticos, físicos, químicos y biológicos por lo tanto es de fundamental importancia para la comprensión de los principales mecanismos de funcionamiento y de las interacciones que ocurren en los ecosistemas acuáticos en cortos intervalos de tiempo (Gavilán, 1990; Montoya-M. 2008).

En Colombia, se han realizado algunos trabajos sobre el tema en sistemas lénticos (Ramírez, 1995; Ramírez y Cogollo, 2004; Ramírez y Díaz, 1995; Wills y Benjumea, 2004) y en sistemas lótics (Ramírez, 2000; Urrego y Ramírez, 2000; Rivera, 2006; Villabona et al., 2004). En términos generales se ha encontrado una mayor fluctuación a nivel de los sistemas lénticos, variación alta de la pluviosidad y de la temperatura del aire, predominan los sistemas polimícticos continuos entre los ecosistemas naturales y la meromixis en los embalses.

Las aguas superficiales están expuestas a una amplia gama de factores que pueden alterar su calidad en diferentes niveles de intensidad, de manera simple o compleja. Los aspectos como el clima, hidrología, geología fisiográfica y la influencia de actividades realizadas por el hombre como la minería, afectan la calidad física, química y biológica del agua pudiendo generar alteraciones en el desarrollo biológico de la biota, debido a la concentración de elementos tóxicos.

Estas generalidades en cuanto a la industria de extracción de minerales en todo el mundo, parecen corroborarse en la cuenca media del Atrato, donde las actividades típicas de la región (la pesca y la agricultura) se hacen incompatibles con la actual minería a cielo abierto, y compiten entre ellas por el uso del agua y la tierra.

En tal sentido las asociaciones de especies de peces en ríos como el Atrato se ven sometidas a cambios en su estructura, debido a que en dichos sistemas se presentan fuertes variaciones en el nivel del agua, asociadas con el régimen pluvial (Bayley, 1996). El incremento en el nivel de los ríos provoca su desborde hacía las áreas laterales, restableciendo la conexión entre los humedales presentes en su plano lateral y el cauce principal del río. Esta condición, que se sucede de manera periódica, activa el intercambio de organismos entre estos ambientes, potenciando cambios evidentes en la conformación de sus asociaciones de especies y en su estructura trófica (Barthem y Goulding, 1997). La

reducción en la conexión entre estos sistemas es una de las causas del cambio de las comunidades de peces presentes en ellos y, en consecuencia, de su productividad (Welcomme, 1979) citado por Arango-Rojas et al. (2008).

Según ROMAN – VALENCIA (1990), citando a Myers (1966), el número de especies de agua dulce de las cuencas del Norte y Occidente de Colombia, al occidente de la divisoria andina, muestran un empobrecimiento progresivo en sentido este-oeste que culmina en Panama y Costa Rica. Razones paleobiogeográficas explican la relativa pobreza ictiológica de ríos como el Atrato cuando se le compara con los de la Orinoquia o con el río Magdalena.

Para Maldonado – Ocampo et al. (2006), el estudio de la ictiofauna del río Atrato inicia con las expediciones realizadas por investigadores norteamericanos con el fin de determinar los posibles impactos que generaría la construcción del Canal de Panamá. Entre los trabajos más destacados encontramos los de Eigenmann (1912, 1913, 1920a, 1920b, 1920c, 1922, 1923), Eigenmann et al. (1914), y Fowler (1944); posteriormente la producción de trabajos en taxonomía y sistemática de los peces del río Atrato disminuyó significativamente y entre 1950 y 1999 contamos sólo con cuatro trabajos relevantes, Dahl (1959, 1960), Román-Valencia (1990) y Rivas (1993).

En 1989 Sven Kullander y Anders Silvergrip del departamento de Ictiología del Museo Sueco de Historia Natural (NRM) realizaron colectas en el río Atrato como parte de una expedición al Noroccidente de Colombia. El material colectado en dicha expedición está depositado en la colección de peces del Museo Sueco, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia (ICNMHN) y lo que en su momento fue INDERENA. A partir del año 2000 existe un pequeño incremento como resultado de los esfuerzos de instituciones regionales como la Universidad Tecnológica del Chocó, que a través de su Programa de Biología con énfasis en Recursos Naturales ha incentivado el desarrollo de trabajos de pregrado en taxonomía y ecología de peces del río Atrato. Entre estos encontramos Carrascal & Casas (2000), Lozano (2001) Rivas & Lozano (2001), Córdoba & Mena (2003), Mena & Rivas (2003), Scarpeta & Moreno (2003), Chaverra & Cuesta (2004) y Camacho & Tello (2006). Adicionalmente tenemos los trabajos de Sánchez-Botero et al. (2002) y Jaramillo (2005). Recientemente, Mojica et al. (2004) cuantificaron un total de 104 especies para la cuenca, a diferencia de las 93 especies registradas por Román-Valencia (1990).

Los peces son el grupo biológico mejor estudiado de la cuenca del Atrato, producto de esos esfuerzos científicos se han registrado 134 especies, que representan siete órdenes y 30 familias, donde los órdenes mejor representados son Characiformes (59 spp.) y Siluriformes (52 spp.). Los cinco órdenes restantes presentan ocho o una especie. La familia con mayor riqueza es Characidae (41 spp.) que representa el 30.6% del total de las especies. Loricariidae (26 ssp.). Cichlidae y Heptateridae (8 ssp. respectivamente). Las restantes 26 familias tienen de una a siete especie Maldonado-Ocampo et al., (2006).

La gran parte de los trabajos han estado direccionados al conocimiento de su taxonomía y algunos aspectos ecológicos destacándose Eigenmann (1920, 1922), Fowler (1942), Dahl (1960), Castillo (1981), Román-Valencia (1990), Rivas (1993), Lozano y Rivas (2002), donde incluyen listados taxonómicos, algunos aspectos ecológicos y de distribución en diferentes afluentes y humedales de la cuenca, así mismo en los últimos años el conocimiento de la fauna íctica del Atrato se ha ampliado gracias a los esfuerzos de las diferentes entidades del orden investigativo de la región; trabajos como los de Mena y Rivas., (2003), para el río Cabí, donde registra la presencia de 30 especies ícticas, que son importantes en la dinámica ecológica de este sistema acuático, igualmente, Casas et al., (2005), quienes registran para la Quebrada Chaparaidó, sistema hídrico del medio Atrato, un total de 25 especies, así mismo se registran los trabajos de Chaverra y Cuesta (2004), quienes realizan un estudio de Taxonomía, distribución y abundancia de los Gymnotiformes en la cuenca alta y media del río Atrato, igualmente Camacho y Tello (2006), realizaron en el río Tanando un estudio de la Estructura y composición de peces en este afluente del Atrato y por ultimo Maldonado Ocampo et al., (2006), quienes realizan una recopilación de trabajos en el Atrato, mostrando un incremento de 30 especies primarias para la cuenca, con respecto a las 104 especies registradas por Mojica et al., (2004). Sin embargo se cree que este listado puede ser aún mayor ya que se desconocen muchos aspectos de las comunidades de peces presentes en pequeños ríos, caños y quebradas, dado que muchas veces estos presentan características singulares para el desarrollo de muchas especies Carrascal y Casas (2000) siendo también muy importantes para el conocimiento de la diversidad íctica (Roman Valencia 1990).

Con relación a los estudios de peces en los humedales de la cuenca media del Atrato los trabajos han sido escasos, donde hay notables vacíos de información pero se destacan las investigaciones de IIAP (2013) con su caracterización ecológica del complejo cenagoso La Honda en Tanguí municipio de Medio Atrato, en la cual registran 156 individuos de peces, agrupados 23 especies que representan 15 familias donde, Characidae (4spp), Cichlidae (3spp) y Auchenipteridae (3spp) fueron las familias mejor representadas en términos de riqueza específica. IIAP (2011) valoración integral de los ecosistemas cenagosos del municipio del Medio Atrato – Chocó - caso ciénaga grande de Beté, donde reportan 17 especies agrupadas en 16 géneros, 11 familias y seis órdenes. El orden mejor representado corresponde a Characiformes, registrando el mayor número de familias (6) y especies (9), seguidamente el orden Perciformes con una familia y 4 especies (IIAP, 2009). Rincon y Rivas (2002), en las Ciénagas La grande y Plaza Seca, determinaron 18 especies, de las cuales nueve fueron consideradas promisorias, en este mismo sentido el IIAP (2008), para la Cienaga Grande de Bete registró 17 especies agrupadas en 11 familias y seis ordenes, De las cuales *A. fasciatus*, *Potamotrygon magdalenae*, *Characidium sp*, *C. beani*, *Sternopygus sp*, *A. latifrons*, *G. pellegrini* y *Strongylura sp*, tienen un potencial ornamental debido a las características morfológicas, el color y los comportamientos que presentan.

1.5 Justificación

En el departamento del Chocó, los complejos de humedales del río Atrato representan un patrimonio comunitario y cultural por lo que las comunidades negras están asumiendo una serie de responsabilidades para su conservación y manejo. Desafortunadamente la minería parece no detenerse y sus impactos tampoco.

De los 93 Municipios que integran la región del Chocó Biogeográfico unos 30 municipios de ellos presentan vocación minera, exclusivamente para aprovechamiento de metales preciosos Oro, Plata y Platino presentes en depósitos aluviales en terrazas, llanuras de inundación, y playas meándricas surcadas por fuentes hídricas provenientes de la Cordillera Occidental Andina.

Aunque la naturaleza de las ciénagas es ser altamente dinámicas, sujetas a una amplia gama de factores naturales que determinan su modificación en el tiempo (como son sedimentación, desecación), las ciénagas de la cuenca hidrográfica del río Atrato están sufriendo un deterioro que se puede considerar acelerado, por cuanto la naturaleza de sus aguas se ha visto afectada a tal punto que una zona de vocación pesquera, donde la principal fuente de proteína animal son los peces, hoy presente sería dificultades para su consecución, como consecuencia de la alteración fisicoquímica de sus aguas y con ellas la ruptura de los primeros eslabones de la cadena trófica, como lo son la diversidad de las algas plantónica y periféricas, que ante tal nivel de contaminación presentan serio problemas en la estabilidad de sus poblaciones, lo que repercute en la estructura y composición de la comunidad peces que finalmente termina afectando la estabilidad de las poblaciones humanas asentadas en la zona.

De allí que esta propuesta busca responder a esa gran necesidad de producción de información básica determinante sobre ecosistemas tan vulnerables y frágiles como lo son las ciénagas del medio Atrato y máxime cuando están recibiendo un atropello ecológico que amenaza su existencia y los bienes y servicios que estas ofrecen a las comunidades campesinas de su área de influencia, al municipio, al departamento, al país y porque no decirlo, al mundo.

De igual manera se quiere generar una alerta temprana para que las autoridades ambientales, la comunidad científica, el sector productivo y la comunidad en general tomen las acciones pertinentes que conduzcan a la recuperación, conservación y preservación de estos ecosistema que a pesar de su importancia y de que las leyes los protegen, hoy en día se ven enfrentados a procesos antrópicos que amenazan sus existencia sin que ninguna autoridad tome medidas determinantes.

Es por esto, que a través de esta propuesta se quiere tomar como modelo las Ciénagas o humedales de la cuenca media del Atrato, las cuales vienen sufriendo fuertes alteraciones por la práctica en algunos casos directa, de una actividad minera tecnificada sobre el propio biotopo, a través del establecimiento de entables mineros que dejan condiciones

ecológicas muy inestables; sumado a que todo esto ha ocurrido en las narices de las autoridades ambientales departamentales y municipales, dada la cercanía del área de estudio a la capital del departamento.

Sumado a las consideraciones anteriores este trabajo enmarca su importancia en que no existen reportes de investigaciones realizadas sobre el impacto generado por la actividad minera en la dinámica de las poblaciones ícticas de los humedales de la cuenca media del Atrato; sin embargo, se reconocen los esfuerzos realizados por instituciones gubernamentales de carácter ambientalista como el IIAP (2008), CODECHOCO, (2010). Todos enfocados en aproximaciones superficiales a algunos grupos faunísticos, a través de caracterizaciones bioecológicas de los humedales o ciénagas, limitados a pequeñas descripciones y listados de algunos organismos acuáticos, haciendo mayor énfasis sobre las comunidades ícticas y la actividad pesquera; hecho este, que ha permitido el reconocimiento de la íctiofauna de la cuenca del Atrato, como una de las más conocidas en el país (MOJICA 1999, RIVAS 2002), aunque con algunas carencias investigativas sobre ecología y biología de sus especies.

De igual manera en Colombia y particularmente en el Chocó, más precisamente en la cuenca media del Atrato, no se ha levantado sistemáticamente información sobre los efectos y el impacto ocasionado por la minería aurífera a las ciénagas, de acuerdo con GTZ et al., (1992) e INGEOMINAS (1999); por lo que los conflictos y efectos de esta actividad podrían adquirir dimensiones más dramáticas en este sector, provocando la disminución progresiva de las poblaciones ícticas, llevándolas a procesos de extinción. De igual manera, la afectación significativa de actividades económicas basadas en recursos renovables como la pesca, conllevando a que muchos de los recursos de estos ecosistemas se conviertan en no-renovables; debido a que estas minas vierten residuos que atentan contra la estabilidad del ecosistema y la diversidad de especies que allí residen, desapareciendo miles de kilómetros de bosques que reducen el cauce de los ríos o tributarios importantes.

Es por todas las consideraciones anteriores que se espera que los resultados de este estudio, aporten una base de conocimientos sólida y científica en el análisis de los impactos ecológicos generados por la actividad minera sobre los ensamblajes ícticos en los humedales de la cuenca media del Atrato y que su vez se convierta en un soporte importante que fortalezca los argumentos de las discusiones que a nivel local, regional y nacional se vienen desarrollando en el tema de la minería; así como, contribuyan a la mitigación, restauración y compensación de los impactos ecosistémicos, biológicos y económicos ocasionados a las comunidades asentadas en la cuenca media del Atrato.

1.6 Objetivos, General y específicos

1.6.1. General

Analizar de los impactos ecológicos generados por la actividad minera sobre los ensamblajes ícticos en los complejos cenagosos de Sanceno y Puné en la cuenca media del Atrato.

1.6.2. Específicos

- Determinar la composición y estructura de los ensamblajes ícticos en los complejos cenagosos de Sanceno y Puné en la cuenca media del Atrato.
- Analizar la dinámica fisicoquímica de los en los complejos cenagosos de Sanceno y Puné y su relación con la actividad minera.
- Analizar los cambios en la composición y estructura de los ensamblajes ícticos, frente a las variaciones fisicoquímicas provocadas por la actividad minera en los complejos cenagosos de Sanceno y Puné.

1.7 Hipótesis y variables

La composición y estructura de lo ensamblajes ícticos presentes en los complejos cenagosos de Sanceno y Puné del medio Atrato cambiará como resultado de la actividad minera, debido a la alteración de las condiciones fisicoquímicas que se producen a raíz de esta práctica, las cual afectan la fisiología y conducta reproductiva de las especies ícticas.

II. MARCO TEÓRICO

La realidad actual de la ictiodiversidad en los ecosistemas dulceacuícolas, no solo en Colombia sino a nivel mundial, contempla una serie de complicaciones para su conservación que la mantiene en serio peligro de amenaza y desaparición, disturbios que podrían estar actuando a nivel de macro y micro escala. Dentro de la escala mayor destacan la influencia directa sobre los ensamblajes ictiobiogeográficos de factores como el clima, la topografía y la geología (Infante et al. 2009), mientras que en la micro-escala se tienen factores como el pH, la distribución de briófitos y otros componentes alimenticios como los macrobentos; la profundidad de ríos y quebradas, el sustrato y tamaño del mismo, los nutrientes en el agua y el oxígeno disuelto (Infante et al. 2009).

Para determinar la calidad de los ambientes (aire, ecosistemas terrestres y acuáticos), se suele recurrir a algunos organismos como bioindicadores y biomonitores. Entre los más utilizados destacan los líquenes (Lijteroff y Prieri, 2009, Fuga et al. 2008, POLICNICK et al. 2008, Fernández-Salegui et al. 2006, Giordani 2007, Rubiano y Chaparro 2006, Hawksworth et al. 2005, Monnet et al. 2005, Vergara et al. 2005, Ramírez y Cano 2005, Monge et al. 2002); los musgos (Monnet et al. 2005, Ramírez y Cano 2005, Rhoades et al., 1999), además de otras plantas vasculares superiores como el tabaco (Anze et al. 2007, Nali et al. 2007, Gombert et al. 2006). Algunos grupos animales, tales como los insectos y otros macroinvertebrados acuáticos (Ocón y Rodríguez 2004, Posada et al. 2000, Ramírez y Pringle 1998), así como algunos vertebrados superiores como los peces (Cabrera et al. 2008, Karr 1981, Fausch et al. 1990) también son buenos indicadores de la calidad ambiental.

2.1. Peces como bioindicadores

Los peces de agua dulce pueden ser utilizados como indicadores de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos, por lo que son considerados como integradores de los impactos directos o indirectos a estos ambientes (Cabrera et al. 2008) debido a su sensibilidad a efectos estresantes en su medio o a su dependencia de otros componentes bióticos, como los macroinvertebrados bentónicos, también sensibles a perturbaciones estresantes e involucrados en sus respectivas redes trofodinámicas (Karr 1981, Fausch et al. 1990).

Además, algunas especies de peces de agua dulce tienen longevidades importantes y altas tasas reproductivas, lo que permite un seguimiento de sus poblaciones y los cambios que en ellas generen alteraciones abióticas a lo largo del tiempo (Karr et al. 1986, Fausch et al. 1990).

Los ecosistemas acuáticos están condicionados por una complicada red de factores ambientales, en la que las variables ambientales (pH, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, temperatura, nitratos, fosfatos, sedimentos, temperatura,

penetración de luz, tamaño, disponibilidad y profundidad de hábitat, cobertura forestal de riveras, nivel del agua, velocidad, gradientes, altitud, tipo de sustrato, etc.) así como las bióticas, (depredación, oferta alimentaria y competencia tanto intra como interespecífica) son algunos de los principales factores que condicionan la dinámica poblacional de los organismos que allí se encuentren (Burcham 1988, Bussing 1993, 2002, Chapman y Chapman 1993, Glaser y Glaser 1996, Granado-Lorencio et al. 2005, Pérez–Castillo y Rodríguez 2008).

Estos factores pueden afectar a las especies tanto de peces como de otros taxones que se encuentran en sus redes trofodinámicas en algún momento de su estadio de crecimiento, sean alevines, juveniles o adultos (Carey y Mather 2009, Ocón y Rodríguez 2004, Posada et al. 2000, Ramírez y Pringle 1998, West 1997).

Estas condiciones abióticas o físico-químicas del agua pueden presentar variaciones importantes que se tornan estocásticas para la distribución de las especies de peces, tal como lo evidenciaron Cárdenas-Palomo et al. (2010) para una especie en un ambiente mucho más homogéneo como el océano, como fue el caso del tiburón ballena, el cual es posible ubicar en el Golfo de México únicamente cuando las condiciones físico-químicas del agua le son favorables.

Otras variaciones en las condiciones abióticas del ecosistema de los peces y que causa su disminución tanto en abundancia como en diversidad, pueden estar relacionadas con la contaminación, la cual es posible cuantificar a partir de las variaciones en las variables físicoquímicas del agua, como el pH, oxígeno disuelto y nutrientes, como los nitratos y fosfatos, además de la temperatura tal como lo demostraron Hernández-Hernández et al. (2009).

Otros autores han evidenciado cambios drásticos en la presencia de especies respecto a las alteraciones hidrológicas e hidráulicas (García et al., 2003), mismas que cambian las condiciones físico-químicas del agua en lagos costeros o en aguas continentales (Senteio y Petreire 2008), donde las especies son más abundantes en periodos de mayor caudal y elevadas temperaturas; además que se atribuye estos cambios a perturbaciones humanas: construcción de infraestructura, contaminación o alteración de los hábitats tanto ribereños, boscosos o dulceacuícolas (Palacio-Núñez et al., 2010).

Dada la gran contaminación en los ríos debido a las actividades humanas agrícolas, industriales o domésticas, es posible rastrear metales pesados como el níquel, hierro, plomo, cobre, cadmio, cromo, zinc y arsénico en el ambiente a partir de sus trazas en los peces, lo que los hace buenos bioindicadores de contaminantes por su absorción en huesos, tejidos blandos, músculos y piel, tal como lo demostró Staniskiene et al. (2006) y Senthil et al. (2008) en algunos peces dulceacuícolas europeos y, en especies asiáticas, por Vinodhini y Narayanan (2008); los datos registrados son importantes no solo desde la perspectiva ecológica, sino para la prevención de daños a la salud humana, dado que

existe un alto consumo de peces dulceacuícolas como fuente proteínica en países de Asia y Europa.

2.2. La calidad del agua de los sistemas dulceacuícolas

Los cambios en el uso de la tierra, las diferentes actividades antropogénicas como la industria, urbanización, agricultura o las alteraciones drásticas en los cursos de los ríos entre otras, son causas importantes que alteran la calidad del agua de los sistemas acuáticos en general, mismos que afectan no solo la física y la química del agua de los ríos, sino a todos los elementos biológicos que se encuentren en ella (Gray 2004, Sawyer *et al.* 2004), lo que hace de esta calidad del agua un factor determinante para la distribución de mucha de la biodiversidad acuática (Maul *et al.* 2004).

Se han documentado alteraciones importantes en las condiciones de los ríos por sobre uso de agroquímicos o biocidas que adicionan nutrientes como nitrógeno (nitritos o nitratos) y fósforo (normalmente como ortofosfatos), los cuales se acumulan en el suelo y luego son arrastrados por las lluvias o los vientos y depositados ya sea en los ríos o en los lechos marinos, acarreando con esto la mortalidad de la fauna acuática por el crecimiento descontrolado de agentes bacterianos o algales que agotan el oxígeno del agua (Ometo *et al.* 2000).

Según Byers *et al.* (2005) debido a que el fósforo es un agente determinante del límite de crecimiento bacteriano y algal en sistemas ribereños, su acumulación natural en los sedimentos agrava los problemas ambientales y de salud humana.

Cuando en zonas donde los repastos son muy grandes y se asocian con redes fluviales, puede incrementar las floraciones bacterianas causantes de serias enfermedades humanas, como la misma proliferación de coliformes tanto totales como fecales (*Escherichia coli*), incremento que puede estar influenciado por el tipo de sedimento y los minerales que lo componen, ya que en alta presencia de silicatos y carbonatos de calcio se favorece aún más su fijación (Wetzel 1992).

A este crecimiento descontrolado de macrófitos es a lo que se le refiere como eutroficación, la cual, según Guzmán (1997) es una palabra procedente de un adjetivo alemán "eutrophe" y se refiere a "rico en nutrientes" y se define como el enriquecimiento de las aguas con nutrientes a un ritmo tal que no puede ser compensado por eliminación o mineralización total.

De acuerdo con los estudios de la limnología, los cuerpos de agua se pueden clasificar según su concentración de nutrientes en tres grandes grupos: oligotróficos, que son sistemas de bajo contenido de nutrientes y producción vegetal mínima; eutróficos que son aquellos sistemas con alto contenido de nutrientes y producción vegetal excesiva y mesotróficos, que son sistemas con características intermedias entre oligotrófico y eutrófico. (Villegas, 2011).

Hynes (1974) atribuye la pérdida de fauna en los sistemas acuáticos superficiales a la disminución de pH por asociación de iones de amonio u otros como los nitritos relacionados con detergentes, los cuales en concentraciones bajas pueden afectar negativamente a los peces.

Otras variables que se consideran importantes en la homogeneidad ecosistémica para los organismos dulceacuícolas son la temperatura y el oxígeno disuelto. Debido a que los peces son animales poiquilotermos, las variaciones en la temperatura afectan su metabolismo y reproducción a tal nivel que puede determinar periodos de sus ciclos de vida tan importantes como la ovulación o la migración, sean estos anadrómicos, catadrómicos o diadrómicos (Mathes et al. 2010, Sykes y Shrimpton 2010, Thompson y Larsen 2004).

El oxígeno disuelto es considerado un factor crítico en los procesos de acuicultura o cualquier tratamiento de fauna acuática *ex situ* (Boyd 1982); lo que lo hace un factor limitante para la sobrevivencia de los organismos, no solo en su concentración, sino también en la exposición a bajas concentraciones por largos periodos.

2.3. Relación de los peces dulceacuícolas con la calidad del agua

Las variaciones espacio-temporales de los ensamblajes taxonómicos en peces, responden a patrones de la variación físico-química o calidad del agua (Ayala *et al.* 1998, Díaz *et al.* 2004), aunque también pueden verse influenciadas por relaciones respecto a épocas climáticas o por las condiciones de heterogeneidad espacial y disponibilidad o diversidad del hábitat (Sanchez y Rueda 1999, Bussing 2002, Díaz *et al.* 2004).

Como en otros grupos animales, los peces presentan en su estructuración taxonómica especies con tendencias euritópicas, caso de especies con alta tolerancia, gran abundancia y ampliamente distribuidas como *Poecilia gillii* y otras con distribución mucho más restringida, con bajas densidades como ocurre en algunos cíclidos (Burcham 1988, Bussing y López 1977, Chapman y Chapman 1991, 1993, Protti *et al.* 2005 a, b y 2007).

Para Poff y Allan (1995) aún existe un gran vacío en la información respecto a la ictiofauna de ríos y su estructura en casos en los que se dan profundidades importantes y corrientes fuertes, lo que ha generado que en estudios hidrobiológicos se sugiera, tal vez erróneamente, una fuerte relación entre los caudales y la profundidad respecto al aumento o reducción de la ictiodiversidad.

Sin embargo, Lyons y Schneider (1990) basados en las investigaciones de comunidades de peces en la Península de Osa dan poca importancia a la profundidad, al ancho o tamaño y al sustrato de los ríos para la composición de los ensamblajes taxonómicos en comunidades de peces, y reconocen que son otros los factores los que determinan la dinámica y distribución de las especies, tales como la distancia de las poblaciones a las zonas de influencia marina o estuarios y la interdependencia de estas especies con los flujos y reflujos acuáticos en esas zonas de intercambio.

Winemiller y Morales (1989), Sanchez y Rueda (1999) y Cushman *et al.* (2004) aportaron argumentos que apoyan el planteamiento de la influencia marina sobre la distribución y composición de las poblaciones de peces de agua dulce, limitándose en muchas especies la posibilidad de ampliar esta distribución justamente por la influencia del mar en los ríos, ya sea por la salinidad o efectos de la "ría", sin excluir otros aspectos estructurales, de sustrato y profundidad de los ríos.

Esta limitación en las distribuciones espacio-temporales por influencia marina, es posible fundamentarla también en la susceptibilidad que muchas especies muestran a ciertas variables físico-químicas del agua, como se demostró incluso en especies consideradas

euritópicas en Costa Rica como *Brachyrhaphis rhobdophora* y *P. gillii* (Chapman *et al.* 1991, Chapman y Chapman 1993). Ambos poecilidos fueron sometidos a un bioensayo de tolerancia a la salinidad, en donde la sobrevivencia no sobrepasó las cinco horas de exposición en concentraciones salinas al 25%, sugiriéndose gran fragilidad a cambios en esta condición, y por consiguiente, difícil su movilización o colonización de nuevos hábitat vía interoceánica (Winemiller y Morales 1989).

Mediante un bioensayo de laboratorio West *et al.* (1997) demostraron como cuatro especies de peces neozelandeses en estado adulto (*Galaxias sp.* *Gobiomorphus sp.* *Retropinna sp.* *Cheimarrichthys sp.*), tienden a preferir pH neutro o relativamente alcalino (entre 7 y 8), mientras que los juveniles suelen preferir o tolerar niveles ácidos del agua.

De acuerdo con lo anterior, no sólo la variabilidad ambiental determina las condiciones para los ensamblajes. Según Angermeier y Karr (1983) la selección de hábitat para los peces puede variar de acuerdo con la edad (como se mencionó adultos y juveniles eligen distintos pH), el sexo, el estado reproductivo, el área geográfica, la presión por depredación y disponibilidad de alimento, son agentes que definen la estructura y composición de la comunidad de peces.

Para Habit *et al.* (2003), estas estructuras taxonómicas son afectadas espacialmente debido a variaciones temporales asociadas con la reproducción y la alimentación, mientras que la diversidad de tallas corporales son inducidas por la profundidad de los hábitats, encontrándose en profundidades superiores peces con tallas mayores (Poff y Allan 1995, Habit *et al.* 2003).

Muchos de los argumentos aportados respecto a la conformación de los ensamblajes ícticos están relacionados con la geomorfología de los cauces de los ríos: cambios en las condiciones físico-químicas del agua, la profundidad, estructura y diversidad de los hábitats que los generan, entre muchos otros factores. También existe gran cantidad de aspectos e impactos, como los antrópicos, que afectan a los ecosistemas ribereños, desequilibrándolos y produciendo cambios en ellos a muchos kilómetros de distancia del origen de los mismos.

Eventos como la desestabilización de paredes en cauces, los cambios químicos en el agua por adición de fertilizantes y biocidas, la alteración de los regímenes térmicos y lumínicos, los cambios en los flujos hidrológicos hasta el desecamiento de ríos y quebradas y aumento de los sedimentos por erosión, pueden ser consecuencia de la continua deforestación por el cambio del uso del suelo a lo largo de los últimos años, reduciendo directa y definitivamente la productividad ecosistémica y diversidad de hábitat necesarios para la biodiversidad acuática (Dale *et al.* 1999, Bussing 2002).

Los efectos de los sedimentos sobre los ecosistemas acuáticos son un tema complejo y multidimensional, debido a que ellos son parte de un proceso natural y vital, pero que su concentración, fluctuación y cargas naturales, se ven desbalanceadas por las diferentes actividades antropogénicas como la minería aluvial y sus actividades complementarias como la deforestación, la canalización y cambio de curso de los ríos o en su efecto la construcción de plantas de generación hidroeléctrica (Bussing 2002, Berry *et al.* 2003).

2.4. Métodos biológicos multivariados e índices descriptivos para la interpretación de la calidad de agua

La deposición y arrastre de sedimentos por los ríos es un proceso natural a la cual los organismos acuáticos se van adaptando paulatinamente, pero muchas veces las poblaciones naturales resultan sensibles a cambios bruscos en las concentraciones de estos sedimentos, mismos que alteran la funcionalidad del ecosistema y el ciclo de vida de las especies (García 2003).

En última instancia, estos efectos de adaptación terminan perturbando a una o varias poblaciones, como se evidenció en comunidades de insectos acuáticos, a partir de la aplicación de métodos biológicos multivariados e índices descriptivos para la interpretación de la calidad de agua, de los cuales el más aplicado en los últimos años es el BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System) por sus siglas en inglés (Armitage y Moss 1983, García 2003).

A su vez, la sensibilidad a cambios bruscos en las concentraciones de sedimentos y su afectación a ecosistemas acuáticos se ha demostrado también a partir de investigaciones en las zonas marino-costeras, sitios finales de descarga de los ríos. Cortés y Risk (1985) y Cortés (1990 a, b) demostraron las correlaciones inversas entre el crecimiento coralino y la acumulación de materiales terrígenos (sedimentos) sobre los corales escleractinios zooxantelados tanto en la región de Cahuita como en Osa en Costa Rica, sedimentos presumiblemente producto de la erosión por efecto de la deforestación y la apertura de caminos en estas regiones.

En países neárticos (particularmente Canadá y EEUU) se han generado modelos de predicción que intentan definir la afectación de las comunidades de peces dulceacuícolas por sedimentos y sólidos en suspensión (McFarland y Peddicord 1980, Newcombe y Jensen 1996), pero con limitaciones en su aplicación por la gran cantidad de nichos, hábitats, hábitos y relaciones intra e interespecíficas que se presentan en ecosistemas tan complejos como los ríos (Wilber y Clarke 2001).

Para Berry *et al.* (2003) la experimentación sobre la relación peces-sólidos presenta limitantes por la falta de datos que permitan la comparación de los modelos, además de que en algunos casos, se generan resultados de otro tipo más que toxicológicos.

Muchos de estos modelos, también son difíciles de comparar o aplicar, particularmente en el trópico, debido a la falta de consistencia u homogenización respecto a las unidades en las que se reportan los resultados, los cuales en ocasiones son Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU) y en otras son mg/l, lo que genera confusión; también a que algunos autores denominan la turbidez como una carga de sedimento en mg/l (Boyd 1982) y porque estas investigaciones se efectuaron en países neárticos, cuya ictiofauna presenta especies anadrómicas adaptadas a ciclos reproductivos que responden a sus ambientes de cuatro estaciones, distinto a los trópicos con especies catadrómicas o diadrómicas.

Otra limitante en el uso de estas metodologías es que se carece de correlaciones entre las NTU y los mg/l, debido a que la turbidez puede estar influenciada por gran cantidad de factores (nutrientes, sedimentos, microorganismos, minerales, entre otros), mientras que los sólidos son una relación peso-volumen físicamente establecida, por consiguiente, imprácticas para los efectos comparativos que se persiguen con estos modelos (Birtwell 1999, Henley *et al.* 2000, Berry *et al.* 2003).

Muchas respuestas a las inquietudes e inconsistencias que se generan entre los investigadores de la ictiofauna dulceacuícola es factible abarcarlas con métodos de ordenamiento estadístico, llamados por algunos como métodos de gradientes y por otros como análisis multidimensional, dentro del cual están varias técnicas de exploración o reducción de la multim dimensionalidad (Jongman *et al.* 1987, Braak 1991, 1995 a y Braak y Looman 1995).

La relación que muchas especies presentan en su distribución no siempre será posible analizarla con modelos de respuesta univariado, los cuales a pesar de encontrar cierto comportamiento de la distribución, ya sea gaussiana o unimodal, no evidencia la intervención o influencia de otras variables sobre esta distribución (Braak 1996).

Dada la anterior circunstancia de este tipo de análisis, es posible encontrarla a partir de análisis de ordenación canónica, donde es posible evidenciar las variables “respuesta” de las especies respecto a la utilización de su hábitat, mismas que influyen su presencia en dichos ecosistemas. Este tipo de análisis también permite la predicción de tolerancias de las mismas a variables estresantes, razón por la cual se les denomina “variables respuesta” debido a que son las que hacen que las especies aumenten o disminuyan su abundancia o su distribución (Braak 1995 b).

2.5. Efecto de la concentración de sólidos del agua en la población de peces

Según Birtwell (1999) y Berry *et al.* (2003), algunos efectos que el sedimento genera en el comportamiento y salud poblacional de los peces son:

- Reducción del rango de crecimiento
- Disminución de su resistencia a enfermedades
- Pérdida o inadecuado desarrollo de los huevos y larvas por la cobertura con sedimentos
- Afectación a los movimientos migratorios
- Reducción en la disponibilidad alimenticia
- Disminución de la capacidad de caza de las especies carnívoras

Otros, como Anderson *et al.* (1996), Larkin *et al.* (1998), Bash *et al.* (2001) y Wilber y Clarke (2001), además de valorar el efecto de sólidos sobre los peces, los categorizaron según su comportamiento o disminución de reacción de huida en subletales y letales, y ubican dentro de los efectos subletales, al estrés fisiológico y la reducción de rangos de alimentación y como letales, a la abrasión de agallas y afectación severa del hábitat, efectos que reducen espacios y porosidad de sitios de desove.

Para Wallen (1951) la sobrevivencia de los peces varía según la exposición a sólidos de Montmorillonita (arcilla formada por un silicato complejo, $Al_2O_5 \cdot 4SiO_2 \cdot 4H_2O$), donde a 20000 ppm se observó estrés subletal o cambio de comportamiento, tal como lo definió el autor; también se presentaron algunas sobrevivencias en los 380 ejemplares de las 16

especies neárticas expuestas a este tipo de sólidos durante una semana a 100000 ppm, y registró también altas mortalidades a partir de los 175000 ppm y hasta los 225000 ppm.

Servizi et al., (1987) (En: Birtwell 1999), determinaron en estudios de tolerancias a sólidos para salmones juveniles, que las 96-h LC50 (concentración letal para el 50% de la población a 96 horas de exposición) oscilaron entre los 17600 y los 31000 mg/l, dependiendo a su vez de la correlación con la temperatura del agua; mientras Sigler et al. (1984) reportaron como los salmones pueden sobrevivir a altas concentraciones de sólidos suspendidos por largos periodos siempre que no sobrepasen las 20000 ppm.

Por su parte, Martin et al. (1984), en estudios realizados en poblaciones de salmones en relación con la erupción del monte Santa Helena en Seattle, Washington, registraron como, a pesar del daño a los ríos de la región, se observó el regreso de los peces a sus hábitat originales luego de la erupción, siempre y cuando las concentraciones de sólidos suspendidos en los ríos afectados no superara las 5000 ppm.

Estos mismos autores también determinaron que las concentraciones y tolerancias aportadas por los bioensayos para letalidades de corto plazo, podrían estar sobreestimadas en comparación con lo que ocurre en la vida silvestre, debido a las fluctuaciones de gases disueltos, disponibilidad de alimento y efectos abrasivos, haciendo que las especies se comporten de manera distinta, con diferentes tolerancias tanto en laboratorio como en el campo.

Crowe y Hay (2004), reportaron altas mortalidades de peces neozelandeses a concentraciones de sólidos mayores de los 500 mg/l, sin especificar concentraciones máximas, atribuidas a sofocación y daño de las agallas, atrofia de las aperturas operculares, además del estrés fisiológico como evidencia de subletalidad.

En Costa Rica, se han reportado casos evidentes de mortalidad de peces por efecto de saturación de sólidos en los ríos asociadas con los desembalses de represas hidroeléctricas (Hernández 2003, Hernández y Loaiza 2003, Loaiza y Hernández 2004, Umaña 2004), situación particularmente mencionada en una descarga de sedimentos del orden cercano a las 800000 ppm en la represa hidroeléctrica Peñas Blancas en San Ramón de Alajuela al norte del país.

Los bioensayos más exhaustivos respecto a la respuesta de las especies de peces (particularmente estuarinas) a concentraciones de sólidos fueron los reportados por Wilber y Clarke (2001), con evidencia de especies altamente sensibles a exposiciones de 24 horas, con mortalidad del 10% de la población a 1000 mg/l, esto utilizando arcillas de silicatos aluminizados o Montmorillonita (denominadas también Fuller's earth cuya composición química se mencionó anteriormente). Tanto estos autores como O'Connor et al. (1976) concluyeron que la causa de muerte de los animales fue la anoxia.

Las relaciones de las especies (abundancia y distribución) con las variables ambientales (pH, oxígeno disuelto, sólidos, profundidad, caudal, etc.) pueden denominarse como "canónicas" cuando son variables respuesta "verdaderas", lo cual es lo que el término canónico significa en investigación de comunidades ecológicas.

Estos análisis parten de la estadística derivada del test de permutaciones de Monte Carlo, algoritmo que brinda la confianza matemática para asegurar que el ordenamiento de la comunidad íctica (forma en que se distribuye esta comunidad, sea esta gaussiana,

bimodal, etc.) está siendo influenciada por dichas variables respuesta, o cuál es la variable que causa tal fenómeno (Braak 1986, Jongman *et al.* 1987).

2.6. Ecología y Afectación de la calidad del agua de los ecosistemas de humedales como consecuencia de la actividad minera

A nivel mundial la minería se clasifica como una de las actividades industriales más contaminantes y conflictivas socialmente. Según la FAO (2002), “la minería daña la calidad y disponibilidad del agua; provoca pérdida de biodiversidad y de cubierta vegetal, y la contaminación en la atmósfera, así como el calentamiento del planeta”, además de declarar que “se ha considerado a los metales y minerales como bienes nacionales, sin tomar en cuenta los derechos y las necesidades de la población local”.

De acuerdo con algunos autores, las actividades mineras generan una de las fuentes de contaminación más persistentes del planeta, generando grandes volúmenes de residuos que suelen ser almacenados ocupando normalmente grandes superficies de terreno. Puesto que estos residuos están compuestos por una mezcla fangosa de rocas finamente molidas con altos contenidos en metales y restos de productos químicos empleados durante las operaciones de molidura y lavado del mineral, sus características son muy distintas a la de los suelos propiamente dichos. Por este motivo se trata de unos tipos de residuos muy susceptibles de ser erosionados, especialmente en áreas donde las lluvias presentan un carácter torrencial (Jacob y Otte, 2004; Gieré *et al.*, 2003).

Estos residuos pueden, por lo tanto liberar metales durante cientos de años tras el cese de la actividad minera (Tiwary, 2001; Gundersen *et al.*, 2001). Por otro lado una de las causas más importantes en la contaminación de las aguas es la generación de drenajes ácidos por la oxidación de los minerales con sulfuros como las piritas (Sainz *et al.*, 2003; Grande *et al.*, 2005). Los bajos valores de pH resultantes, favorecen la dilución de los minerales y la liberación de metales tóxicos y otros elementos en los cuerpos de agua (Sainz *et al.*, 2004).

Estos procesos ocurren en la superficie de los pantanos y de los residuos mineros, por lo que además de incorporar metales tóxicos en las fuentes de agua aportan una gran cantidad de los sólidos totales disueltos y los sólidos en suspensión que alteran la batimetría de la fuente hídrica, generando algunos de los impactos más persistentes de la industria minera (Gundersen *et al.*, 2001).

Estas generalidades en cuanto a la industria de extracción de minerales en todo el mundo, parecen corroborarse en la cuenca media del Atrato, donde las actividades típicas de la región (la pesca y la agricultura) se hacen incompatibles con la actual minería a cielo abierto, y compiten entre ellas por el uso del agua y la tierra.

Las aguas superficiales están expuestas a una amplia gama de factores que pueden alterar su calidad en diferentes niveles de intensidad, de manera simple o compleja. Los aspectos como el clima, hidrología, geología fisiográfica y la influencia de actividades realizadas por el hombre como la minería, afectan la calidad física, química y biológica del agua pudiendo generar alteraciones en el desarrollo biológico de la biota, debido a la concentración de elementos tóxicos. (FAO, 2002).

Con respecto a la calidad de las aguas de los sistemas de humedales VILLENA – VILLENA - ÁLVAREZ (2007), plantea que los estudios limnológicos, tradicionalmente, se

han desarrollado en los lagos profundos. En las dos últimas décadas, sin embargo, existe un creciente interés por el conocimiento de la ecología de los lagos someros entre los que se destacan las ciénagas, para los cuales se ha incrementado notablemente el número de trabajos realizados en estos ecosistemas acuáticos, principalmente en zonas templadas (Scheffer, 1998). Los lagos someros podrían definirse como aquellos lagos cuya profundidad máxima no supera los 3 m y la batimetría de la cubeta les confiere la potencialidad para ser colonizados, en ocasiones en su totalidad, por plantas acuáticas (Moss, 1998).

En este orden de ideas algunos de los principales factores que controlan el funcionamiento de las ciénagas son la disponibilidad de nutrientes y de luz, la presencia de macrófitos sumergidos y la composición piscícola específica, así como el régimen hidrológico y los cambios en el nivel del agua (Scheffer, 1998).

Durante la segunda mitad del siglo pasado estos ecosistemas acuáticos sufrieron un acelerado proceso de eutrofización debido al incremento de los aportes de nutrientes provenientes principalmente del desarrollo industrial (en el que se destaca la minería), agrícola y urbano (Moss et al., 1996a, b; Jeppesen et al., 1998a; Osborne, 2005).

Según Moss, (1998) (citado por VILLENA – ÁLVAREZ, 2007), los efectos de la eutrofización en los ecosistemas cenagosos provocan, generalmente, la reducción o desaparición de la vegetación sumergida, el aumento de la biomasa algal, la sustitución y dominancia de los peces plantívoros y bentívoros frente a las especies piscívoras, que desarrollan un efecto de cascada en la red trófica, con el resultado de la degradación de la calidad del agua, el descenso de la biodiversidad y un aumento de la turbidez (Moss, 1998).

La base teórica que describe la ecología de estos ecosistemas acuáticos estratégicos frente a distintos niveles de nutrientes según VILLENA – ÁLVAREZ, (2007) (citando a Scheffer et al., 1993), se ha descrito mediante el modelo de biestabilidad o de los estados alternativos en el equilibrio. El modelo postula que a niveles bajos de concentraciones de nutrientes disueltos en el agua, el crecimiento del fitoplancton se encontraría restringido y limitado por los mismos, con una dominancia de macrófitos sumergidos y perifiton dentro de los productores primarios y condiciones de mayor transparencia en la columna de agua. Por el contrario, a niveles de nutrientes altos la comunidad fitoplanctónica dominaría en el sistema, limitando la disponibilidad de luz para los productores bentónicos y estableciéndose un estado de turbidez. A concentraciones intermedias de nutrientes el modelo predice que las ciénagas pueden presentar cualquiera de estos dos estados posibles, pudiendo darse una alternancia temporal entre ellos. El paso de un estado a otro va a depender de ciertos mecanismos abióticos y bióticos que van a estabilizar o desestabilizar cada uno de estos estados (Scheffer et al., 1993, Scheffer, 1998).

El cambio en las condiciones de transparencia del agua de las ciénagas con plantas sumergidas, la turbidez y dominancia del fitoplancton, a menudo es inducido por un conjunto de procesos internos y fuerzas externas donde la actividad minera de aluviones ejerce una fuerte incidencia (Scheffer et al., 2001a). La carga y reciclado de los nutrientes, la climatología e hidrología (por ejemplo, fluctuaciones en el nivel del agua), la sedimentación y resuspensión del seston y del sedimento, son algunos de los factores abióticos que combinados con los factores bióticos como la depredación, la competencia por los recursos entre los productores primarios y la producción de sustancia alelopáticas, han demostrado influir en los cambios de estado de los lagos someros (Perrow et al.,

1997; Scheffer, 1998; Jeppesen et al., 1998b, 1999; Van Donk & Van de Bund, 2002; Coops et al., 2003; Romo et al., 2004; Hargeby et al., 2004; González-Sagrario et al., 2005; Beklioglu et al., 2006a).

En este contexto VILLENA – ÁLVAREZ, (2007) afirma que la estructura trófica de los lagos puede verse alterada, directa e indirectamente, por el tipo de comunidad ictiológica, especialmente en los ecosistemas de humedales que mantienen una tendencia hacia la eutrofia (Persson et al., 1996; Jeppesen et al., 1997; Moss et al., 1996a). Los peces influyen principalmente en el reciclado de nutrientes por medio de la depredación, excreción y bioperturbación de la superficie del sedimento (Persson, 1997).

En el funcionamiento de las cienagas, además de los nutrientes y de los componentes de la cadena trófica, hay que considerar otros factores importantes, como el régimen hidrológico y las fluctuaciones en el nivel de agua. Los cambios hidrológicos en el nivel del agua dependen en gran medida de las condiciones climáticas de la región, pero también de la actividad humana, donde la minería desencadena muchos de los impactos negativos. La dinámica hidrobiológica de las cienagas y sus redes tróficas se encuentra estrechamente ligada a su hidrología (Blindow, 1992, Gafny & Gasith 1999, Beklioglu et al., 2001; Coops et al., 2003; Van Geest, 2005, Beklioglu et al., 2006b).

2.7. Contextualización de la problemática ecológica generada por la actividad minera sobre la cuenca media del Atrato

En la última década empresas transnacionales y nacionales con el aumento del potencial tecnológico, han incorporado entre sus actividades mineras formas extractivas no antes vistas en las cuenca del río Atrato, que son muy efectivas en la ubicación y extracción de los yacimientos minerales de oro, platino y plata, superando muchas de las limitaciones para su consecución con la ayuda de nuevas tecnologías, representadas en la utilización de maquinaria pesada que permite una extracción mucho más rápida y eficiente.

Una sección del territorio que antes era inexplorada y explotada a gran escala son los aluviones que se caracterizan por la acumulación de mineral valioso que se encuentra depositado con sedimentos en el lecho de los ríos o en una zona inundable. Se usan excavadoras, dragas o bombas hidráulicas para extraer el mineral depositado en los sedimentos o arena aluvial. Para lo cual la cuenca hidrográfica del río Atrato, con sus numerosos tributarios importantes, sus planicies de inundación, complejos cenagosos y la extensión de su corriente de agua, se ha convertido en un lugar predilecto para las empresas mineras, debido a que por la naturaleza geológica de la cuenca les representa grandes ingresos económicos.

Este tipo de minería aluvial generalmente ocurre en el lecho del río, lo que la hace ambientalmente destructiva, por cuanto libera grandes cantidades de sedimento y contaminantes que puede impactar las aguas superficiales a lo largo de muchos kilómetros de distancia del lugar de la mina; en donde por la dinámica fluvial del río Atrato y las interacciones con el ciclo hidrológico, por la naturaleza intrínseca de las cienagas en este río, las comunidades biológicas que dependen de estos ecosistemas podrían verse seriamente afectadas en su estructura y composición; y no solo ellas sino la cultura, la economía y vida misma de las comunidades ribereñas que por su idiosincrasia están ligadas a estos ecosistemas estratégicos desde tiempos ancestrales.

Las ciénagas del medio Atrato son de gran importancia no sólo desde el punto de vista ecológico sino también socioeconómico, por sus múltiples funciones, valores y atributos, los cuales son esenciales no solo para las comunidades biológicas que en ellas habitan, sino, para las poblaciones ribereñas y el país.

En primera medida, son sistemas naturales de soporte vital, y constituyen la base de actividades productivas y socioculturales, tales como economías extractivas basadas en el uso de muchas especies, a través de la pesca artesanal y de sustento, caza y recolección, y el pastoreo y la agricultura en épocas de estiaje. En segundo lugar cumplen funciones muy importantes como reguladoras del nivel de los ríos, almacenando las aguas que traen cuando aumenta su nivel por las lluvias durante el invierno y dejándolas salir, cuando el nivel desciende durante el periodo seco o verano, además son consideradas como áreas estratégicas por la biodiversidad (hábitat, especies y tipos genéticos) y para la sostenibilidad del sector pesquero artesanal. Sin embargo, estos humedales no han merecido atención prioritaria, siendo entonces ignorada su contribución a la economía del país. (MINAMBIENTE. 2001).

Uno de los principales factores de riesgo, es la ignorancia que aún hoy en día existe sobre la importancia de sus valores, atributos y funciones. Como resultado, estos ecosistemas presentan fuertes procesos de deterioro por diversos factores como la minería del oro, la tala indiscriminada de los bosques, las actividades agropecuarias y la expansión urbanística, que todos juntos generan aportes a las aguas continentales con una alta carga de contaminantes, fruto de la erosión y lixiviación lo que se traduce en problemas ambientales muy diversos para el ecosistema acuático. Así mismo, la falta de una planificación adecuada y la utilización de técnicas inapropiadas de manejo han repercutido también en la afectación a estos sistemas.

En las últimas décadas la problemática ecológica de las ciénagas de la cuenca media del río Atrato se ha visto agudizada principalmente por la minería y la tala indiscriminada de los bosques, siendo la minería la actividad antrópica que más conduce al deterioro ambiental de los ecosistemas acuáticos. Según reportes de FCA *et al.* (2006), CODECHOCO y Corporación para el Avance de la Región Pacífica y Darién colombiano (2012) y CODECHOCÓ (2010), entre las amenazas a que se ven sometidos los humedales de la cuenca media del río Atrato están la fragmentación del bosque y pérdida de hábitats principalmente por la actividad minera, que es quien demanda mayor atención, debido a que trae o desencadena muchas más amenazas, al causar cambios morfológicos e hidrológicos en los ecosistemas de humedales, así como alteración de la dinámica fisicoquímica de los mismos, con los consecuentes cambios en la composición y distribución de las comunidades hidrobiológicas en todos los niveles, lo que conlleva a alteraciones de la dinámica trófica de las mismas.

Las técnicas extractivas de aluvión incluyen dragado, tajo abierto, lavado a presión, alteración del cauce de los ríos y quebradas así como de su calidad. El oro de veta, incluye tala de bosques, quemas, pérdida de la capa vegetal, túneles, cortes y rellenos. El aprovechamiento del oro se lleva a cabo mediante procesos de concentración por gravedad, flotación, fundición, amalgamación con mercurio y cianuración. (ALVAREZ-LEON, 2009).

De acuerdo con los reportes de ALVAREZ-LEON (2009), en el Segundo Congreso Internacional Sobre Geología y Minería en la Ordenación del Territorio y en el Desarrollo, la minería del oro al igual que la del platino y la plata, así como el de otros recursos

naturales no renovables, no ha seguido los principios del desarrollo sostenible y se constituye en una de las actividades que más impacto causan. Adicionalmente con la excepción de los estudios iniciales de prospección geológico-minera están ausentes los necesarios monitoreos ambientales y medidas más elementales de mitigación. Los factores que más inciden, son los generados por la pérdida de bosques primarios y la fauna silvestre asociada, la erosión y lixiviación de suelos, los derrames accidentales de mercurio y cianuro, la volatilización del mercurio en el proceso de separación de la amalgama.

En el ambiente, la acumulación de nutrientes liberados por la lixiviación y lavado a presión de los suelos, causa eutrofización severa en las ciénagas, lo que unida a la gran carga sedimentaria, acelera el progresivo desecamiento y la pérdida de su gran potencial pesquero (ALVAREZ-LEON, 2009). La alteración de la biodiversidad es otro aspecto preocupante pues en la zona se han detectado la desaparición de especies de peces y aves.

III. DISEÑO METODOLÓGICO

3.1. Unidad de Análisis

La unidad de análisis para este estudio estuvo constituida por dos complejos cenagosos de la cuenca media del Atrato.

3.2. Unidad de Trabajo

La unidad de trabajo estuvo conformada dos complejos cenagosos de la cuenca media del Atrato a la altura de los corregimientos de Sanceno y Pune, en los municipios de Quibdó y Medio Atrato respectivamente, donde se seleccionaron tres ciénagas de cada complejo ubicando ecosistemas altamente intervenidos V/S ecosistemas con buenas condiciones ecológicas para establecer un paralelo en la determinación de los impactos ambientales ocasionados por la actividad minera y evaluar sus efectos en la composición y estructura de los ensamblajes ícticos.

3.3. Tipo de Investigación

La investigación se desarrollará bajo un enfoque mixto, que implica un proceso de recolección y análisis de datos, que respondió a momentos cuantitativos y cualitativos toda vez que se pretendía en un primer momento empírico-analítico describir y analizar el tipo de minería, su localización sobre la cuenca media del Atrato y los consecuentes impactos generados al ecosistema acuático y por ende a los ensamblajes ícticos.

3.4. Diseño Metodológico

La fase de campo de esta investigación tuvo una duración de 6 meses (abarcando los dos periodos climáticos de la zona) durante los cuales se hicieron muestreos mensuales. En cada campaña de muestreo se midieron parámetros físicos, químicos, biológicos y se realizaron encuestas en las poblaciones aledañas.

Los muestreos se llevaron a cabo entre agosto de 2013 y mayo de 2014, a la altura de los corregimientos de Sanceno y Puné. La pesca se realizó en cuatro sitios: Entre caños, Tierra adentro, Hondonada y Complejo, todos ubicados dentro del espejo de agua libre y de acuerdo con la influencia de pequeños tributarios. En cada sitio, se ubicaron las redes en sus zonas pelágica y litoral.

3.4.1. Determinar la composición y estructura de los ensamblajes ícticos

Para la captura de los ejemplares fueron instaladas redes estacionarias durante un periodo de 16 horas. Cada red presentó diferentes paños (4, 5 y 6 cm), cada uno con 30 m² (figura 2). Para aumentar la probabilidad de captura de diferentes especies y tamaños, fueron utilizados otros aparejos de pesca (atarrayas con tamaños diferentes de malla: 2, 3

y 5 cm; líneas de anzuelo y redes de mano). Para los análisis comparativos, se utilizó solo la información proveniente de las redes estacionarias.

Cada ejemplar capturado fue pesado y medido en sus longitudes estándar y total, posteriormente cuando era necesario fijado en solución de formaldehído 10%. Las muestras fueron identificadas en su mayoría mediante las claves especializadas y fichas del libro de Peces del Chocó Biogeográfico de Maldonado-Ocampo et al. (2012), al igual que con la ayuda de expertos. En algunos casos para la determinación de especies fueron utilizadas las claves taxonómicas, descripciones y las listas de Nelson (1994), Vari (1989), Dahl (1971), Eigenmann (1922, 1912) y específicas como Gery (1977) y Schultz (1944). Se siguió la clasificación de Reis et al. (2003).

Para determinar la estructura de las comunidades hidrobiológicas se utilizaron los índices de diversidad de Shannon - Weaver (1949), Dominancia de Simpson (1945) riqueza de Margalef (1951), abundancia total y relativa.



Figura 2. Captura de peces con los artes tradicionales de la zona

3.4.2. Análisis de la dinámica fisicoquímica de los humedales y su relación con la actividad minera

Para determinar la dinámica fisicoquímica de los humedales y los cambios en las mismas como resultado de la actividad minera, se han realizado mediciones de parámetros fisicoquímicos en tres estaciones. Las variables medidas in situ fueron oxígeno disuelto,

temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos totales y disueltos, turbiedad con ayuda de un equipo digital multiparámetros. La transparencia se midió con el disco Secchi (**Figura 3**). Además, se tomaron muestras de agua en recipientes de 300 ml, las cuales fueron trasladadas al laboratorio de Limnología de la UTCH, para el análisis de las formas de Nitrógeno (NO_2 , NO_3 y NH_4) y Fósforo (PO_4) con ayuda de un espectrofotómetro NOVA SQ 60.



Figura 3. Medición de parámetros fisicoquímicos

3.5. Técnicas e Instrumentos

Para establecer la similitud entre las ciénagas estudiadas se realizaron análisis de clasificación mediante el índice de Bray-Curtis y la estrategia de agrupamiento por promedio simple (Digby & Kempton, 1987), a partir de los datos estandarizados de la composición de los ensamblajes ícticos estudiados.

Las diferencias en cuanto a diversidad, riqueza y abundancia de los ensamblajes ícticos entre los complejos cenagosos estudiados se analizaron mediante un Análisis Discriminante.

Los parámetros fisicoquímicos entre ciénagas fueron comparados utilizando una prueba t de dos muestras. De igual manera para establecer si existían o no diferencias entre los complejos de Puné y Sanceno, en cuanto a la estructura de los ensamblajes ícticos, se utilizó también una prueba t de dos muestras. Los supuestos o condiciones para dicha prueba fueron verificados. El supuesto de normalidad se verificó mediante la prueba de Kolmogorov - Smirnov, siendo aceptable ($p > 0.05$), y el de igualdad de varianza mediante la prueba de Bartlett's, encontrándose aceptable ($p > 0.05$). Para el análisis se utilizaron los programas estadísticos Statistica 7 y Minitab 15.

Para analizar la influencia de la actividad minera sobre los parámetros fisicoquímicos de los ecosistemas de humedales se hace un Análisis de Correspondencia Múltiple. Para el análisis de datos se utilizaron los programas estadísticos STARGRAPHICS plus 5.1, SPSS, Minitab 16 y R versión 2.12.0.

Un Análisis de Correspondencia Múltiple permitió analizar la relación entre las variables ambientales y la composición y estructura de los ensamblajes ícticos; evaluando el efecto de la actividad minera sobre la abundancia de los ensamblajes ícticos de los humedales a partir de las variaciones de los parámetros físico químicos. Para el análisis de datos se utilizaron los programas estadísticos STARGRAPHICS plus 5.1, SPSS, Minitab 16 y R versión 2.12.0.

IV. ANALISIS DE INFORMACIÓN

4.1. COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLAJES ÍCTICOS EN HUMEDALES DE LA CUENCA MEDIA DEL ATRATO

En términos generales durante el desarrollo de esta investigación se colectó y analizó un total de 399 organismos, distribuidos en cuatro órdenes, 12 familias, 17 géneros y 17 especies. Sobresalen los órdenes Characiformes y Siluriformes por ser los que más agrupan número de individuos por especies, dando el mayor valor de significancia a los datos de la investigación, (**ver Tablas 2 y 3**).

Tabla 2. Listado de las especies de peces identificadas para los complejos cenagosos de la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.

ORDEN	FAMILIA	SP	NOMBRE COMÚN	ABUNDANCIA
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus muyscorum</i>	Denton	34
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Bocachico	142
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	Quicharo	80
	Ctenoluciidae	<i>Ctenolucius hujeta</i>	Aguja	6
	Characidae	<i>Roebooides sp.</i>	Madre boquiancha	6
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus punctatus</i>	Charre	7
		<i>Rhamdia wagneri</i>	Barbudo	22
		<i>Imparfinis sp.</i>	Bagre blanco	3
	Heptapteridae	<i>Pseudopimelodus bofonius</i>	Bagre	7
	Auchenipteridae	<i>Ageneiosus pardalis</i>	Doncella	52
	Loricariidae	<i>Crossoloricaria vareigata</i>	Guacuco	12
		<i>Dasylicaria filamentosa</i>		11
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Hemiancistrus wilsoni</i>	Helicoptero	1
		<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	Veringo, lela	2
Perciformes	Cichlidae	<i>Petenia umbrifera</i>	Mojarra negra	11
		<i>Geophagus crassilabris</i>	Mojarra copetona	2
		<i>Caquetaia kraussi</i>	Mojarra	1

El mayor número de individuos colectados por orden corresponde al orden Characiformes (peces de escamas) con 268 individuos, lo que representa un 67% del total de individuos capturados, debido principalmente al dominio de la familia Characidae que se caracteriza formar grandes cardúmenes y habitan un mismo tipo de ambiente, lo que causaría su

mayor abundancia en las capturas. Seguido de los Siluriformes (peces con cuerpo desnudo o cubierto por placas), con 115 individuos colectados, que representan el 29%. El orden Characiformes y Siluriformes registraron la mayor riqueza de especies capturadas (12 especies en total), es decir, en conjunto registran 96 % de la captura total a lo largo de los muestreos realizados en las ciénagas de la cuenca media del río Atrato. **(Figura 4 y Tabla 3).**

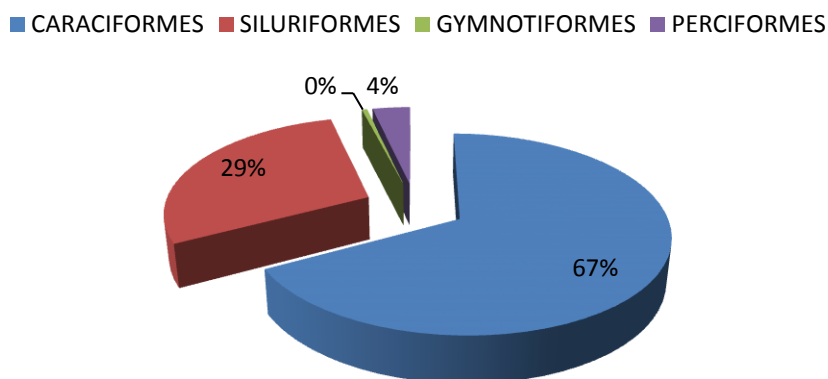


Figura 4: Abundancia relativa de los órdenes de la ictiofauna presentes en la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.

El registro del número de especies e individuos, de acuerdo con su orden en la zona de estudio, coincide con la tendencia general en los ecosistemas limnéticos del neotrópico, que se caracterizan por un predominio de formas de los grupos Characiformes, Siluriformes y Perciformes (Lowe- McConnell 1987) Citado por Arango – Rojas et al (2008). La mayoría de las especies identificadas durante el estudio son típicas de la cuenca del Atrato, presentan una amplia distribución en este sistema y han sido reportadas por Mojica (1999), Dahl (1971) y Román - Valencia (2000). De acuerdo con Yáñez-Arancibia *et al.* (1994), este sistema se caracteriza por la diversidad de hábitats que presenta, los cuales son usados por los peces para cumplir con todo o parte de su ciclo de vida, adquiriendo para ello adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de comportamiento que le permiten establecer sus poblaciones.

Tabla 3. Número de especies y número de individuos, colectados por orden en la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.

ORDEN	SP	N° DE INDIVIDUO	%
Caracifórmes	5	268	67
Silurifórmes	8	115	29
Percifórmes	3	14	4
Gymnotifórmes	1	2	0
TOTAL	16	399	100

Las características que conforman la mayoría de los cuerpos de agua en esta investigación son quizás una de las variables más importantes junto con la eficacia biológica de los caracidos, las que han permitido la mayor riqueza y abundancia relativa de la comunidad íctica durante el estudio, evidenciándose en los hábitos y comportamientos de las especies al integrar la gran variedad de microhábitats que ofrecen los recursos y condiciones mínimas para el establecimiento de estas poblaciones de peces. Estudios realizados en los últimos años muestran a los Characiformes, como los de mayor representatividad (Maldonado – Ocampo *et al.* 2012, Cala 1990; Galvis *et al.* 1997; Mojica 1999); dado que estos peces frecuentan todos los hábitats acuáticos incluyendo aguas poco profundas, aéreas, de remanso con sustratos arenosos y fangosos, características similares a las del área de estudio. Éste grupo representa el mayor potencial dentro de la pesquería de la zona, ya que de acuerdo con la composición y estructura de sus poblaciones, ofrece una de las alternativas de ingresos y aprovisionamiento más importante para los pobladores de estas comunidades rivereñas.

En cuanto a las familias encontradas, la Prochilodontidae fue la más abundante con un 36%, seguida por las familias Erythrinidae (20%), Auchenipteridae (13%), Anostomidae (9%) y en menor orden de importancia relativa se distingue la familia Pimelodidae (7%), sumada a otras de acuerdo a como se evidencia en la **Figura 5**.

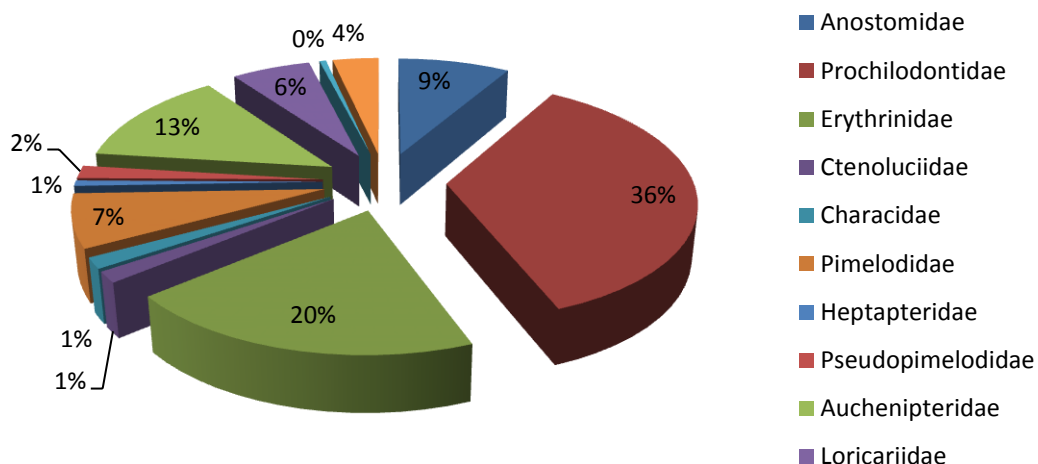


Figura 5. Abundancia relativa de las familias ícticas presentes en la cuenca del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.

Las especies que presentaron mayor número de capturas fueron *Prochilodus magdalenae* (142 individuos); *Hoplias malabaricus* (80); *Ageneiosus pardalis* (52); *Leporinus muyscorum* (34); *Rhamdia wagneri* (22); así mismo, otro grupo de especies registraron el menor número de individuos colectados (**Figura 6**).

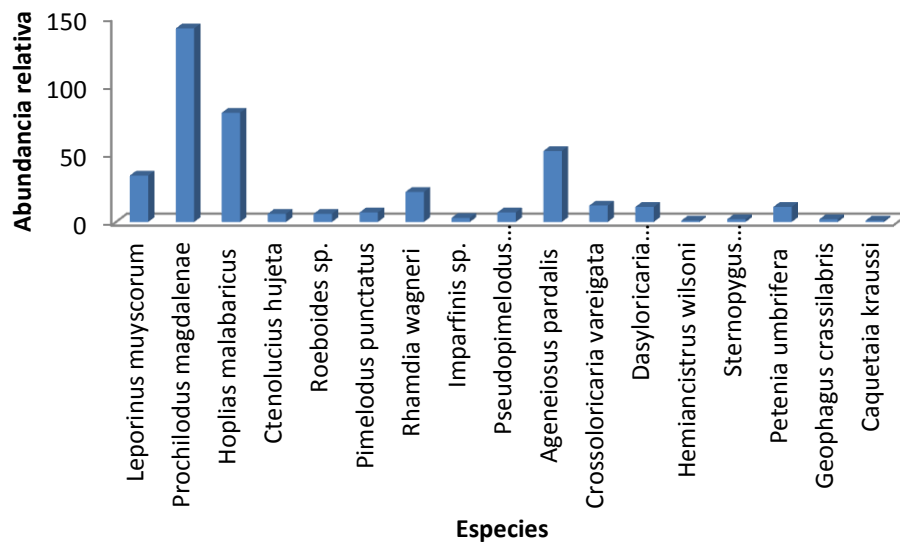


Figura 6. Especies ícticas presentes en la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, Medio Atrato.

4.1.1. Riqueza específica de los complejos cenagosos

De los dos complejos cenagosos evaluados la mayor riqueza específica fue hallada en el corregimiento de Puné con 17 especies, mientras que en el complejo ubicado a la altura del corregimiento de Sanceno solo se registraron cinco especies, las cuales también son reportadas para los ecosistemas pertenecientes al corregimiento de Puné. (**Figura 7**).

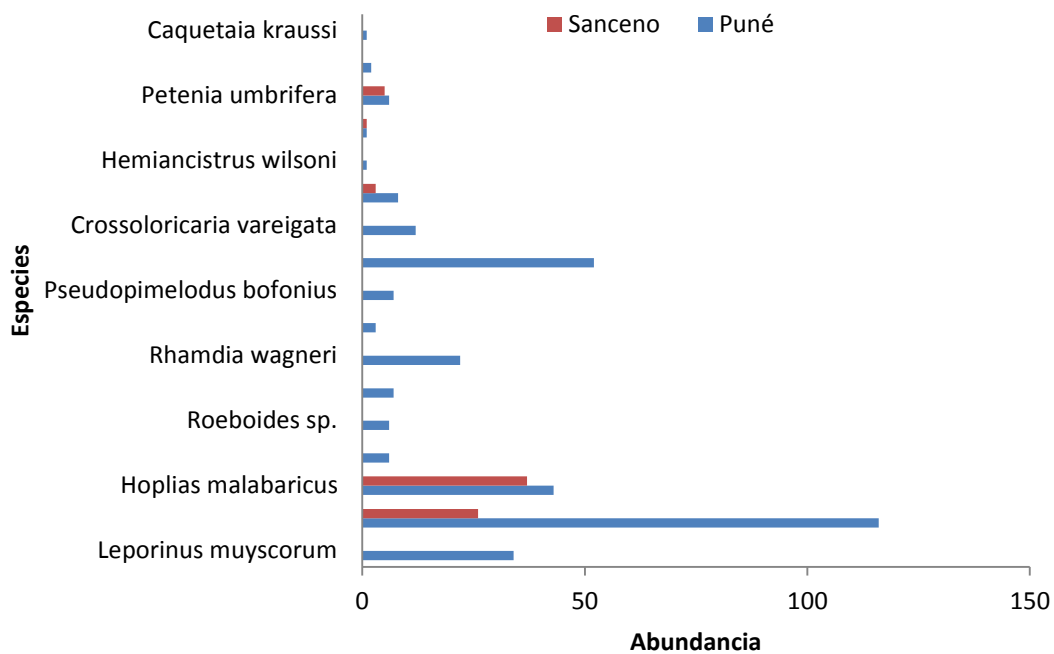


Figura 7. Riqueza de especies presentes en la cuenca media del Atrato en los corregimientos de Sanceno, Quibdó y Puné, de Medio Atrato.

Durante los muestreos, las condiciones ambientales y las características propias de los biotopos del río Puné, permitieron obtener la mayor riqueza específica de todo el estudio. Por el contrario los ecosistemas cenagosos del corregimiento de Sanceno evidencian una muy baja riqueza de especies, lo que muy probablemente se atribuya al deterioro constante y acelerado de las cienagas, a causa de actividades extractivas irracionales como lo son la explotación minera y maderera, que en muchos casos se ha practicado y se practican directamente sobre el área de influencia de los humedales, rompiendo así con el equilibrio de ecosistemas tan vulnerables como estos y como efecto colateral afectando la composición y estructura de la comunidad íctica.

4.1.2. Complejo cenagoso del corregimiento de Puné

Con respecto al complejo cenagoso del corregimiento de Puné, se registra un total de 327 individuos agrupados en cuatro órdenes, 12 familias, 17 géneros y 17 especies. De acuerdo con los registros el 62,6 % de los individuos corresponden al orden Characiformes, seguido de los Siluriformes con el 35, 2 % y en menor importancia relativa se distinguen los perciformes con un 2,8%. **(Tabla 4).**

Tabla 4. Número de especies y número de individuos, colectados por orden en la cuenca media del Atrato en el corregimiento de Puné, Medio Atrato.

ORDEN	FAMILIA	SP	ABUNDANCIA
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus muyscorum</i>	34
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus magdalenae</i>	116
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	43
	Ctenoluciidae	<i>Ctenolucius hujeta</i>	6
	Characidae	<i>Roeboides sp.</i>	6
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus punctatus</i>	7
		<i>Rhamdia wagneri</i>	22
	Heptapteridae	<i>Imparfinis sp.</i>	3
	Pseudopimelodidae	<i>Pseudopimelodus bofonius</i>	7
	Auchenipteridae	<i>Ageneiosus pardalis</i>	52
	Loricariidae	<i>Crossoloricaria vareigata</i>	12
		<i>Dasylicaria filamentosa</i>	8
<i>Hemiancistrus wilsoni</i>		1	
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	1
Perciformes	Cichlidae	<i>Petenia umbrifera</i>	6
		<i>Geophagus crassilabris</i>	2
		<i>Caquetaia kraussi</i>	1

Las familias mejor representadas son Prochilodontidae con 116 ejemplares de *Prochilodus magdalenae*, acompañada de Auchenipteridae con 52 individuos de *Ageneiosus pardalis* y Erythrinidae con 43 ejemplares de *Hoplias malabaricus* (Figura 8 y 9). Esto muy probablemente se deba a que durante los muestreos las condiciones del

ecosistema fueron alteradas por las constantes lluvias que favorecieron la oferta alimenticia con recursos alimentarios de origen vegetal y animal que trascienden los hábitos típicos de especies como el quicharo y la doncella, dados los contenidos estomacales registrados y la frecuencia de aparición de los respectivos ítems alimenticios; esto sumado a la técnica de muestreo que fue selectiva con respecto a la utilización de las artes de pesca y los sitios de captura dentro del complejo cenagoso. En el caso del bocachico su mayor abundancia se debió principalmente al número de redes de captura y el esfuerzo de muestreo.

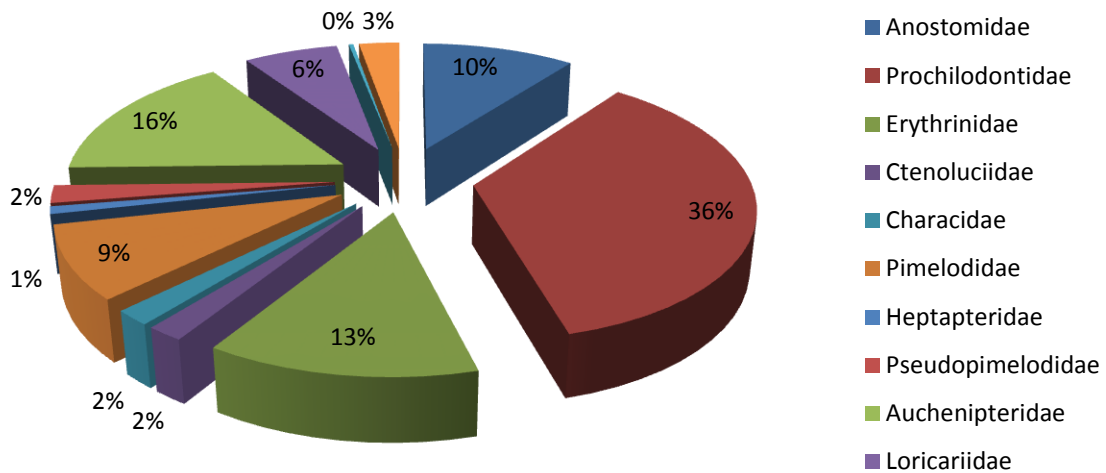


Figura 8. Abundancia relativa de las familias ícticas presentes en la cuenca del Atrato en el corregimiento de Puné, Medio Atrato.

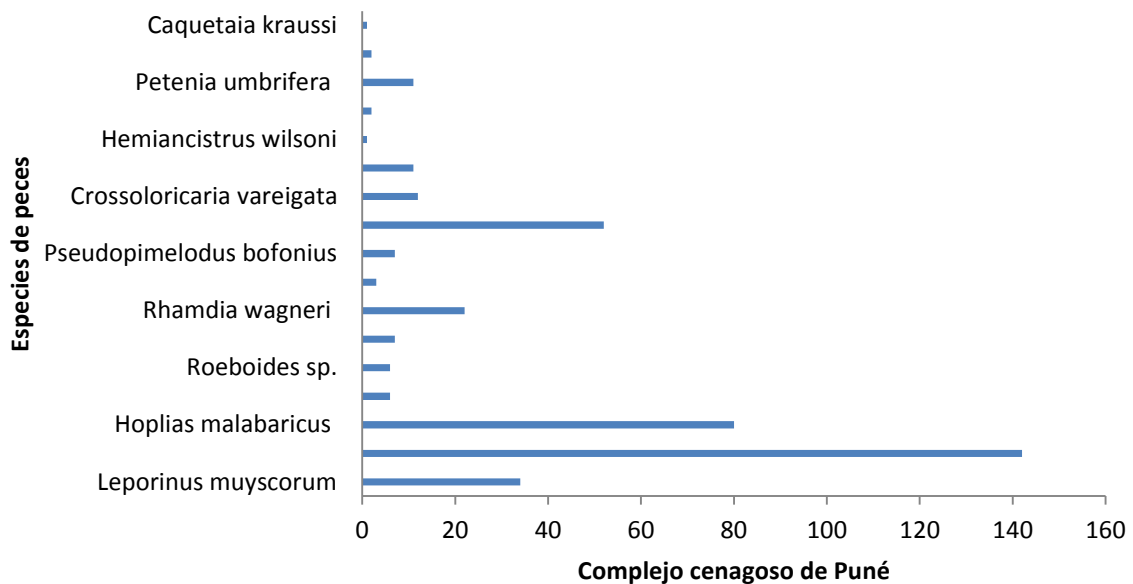


Figura 9. Abundancia relativa de las especies ícticas presentes en el complejo cenagoso de Puné, Medio Atrato.

4.1.3. Complejo cenagoso de Sanceno

Para el caso del complejo cenagoso del corregimiento de Sanceno, dadas las condiciones ambientales ante los impactos generados por la actividad minera y que en algunos casos en ciénagas como La Grande dicha actividad se practicó directamente sobre el ecosistema, los resultados encontrados no presentan diferencias significativas con respecto a lo esperado. Los registros indican una captura de 72 individuos, agrupados en cuatro órdenes, cinco familias, cinco géneros y cinco especies; De los cuales el 87, 5 % de los individuos corresponden al orden Characiformes, seguido del orden Perciformes con el 6,9 % y en menor importancia relativa Siluriformes con 4% y Gymnotiformes con 1.3 % respectivamente. **(Ver Tabla 5).**

Tabla 5. Número de especies y número de individuos, colectados por orden en la cuenca media del Atrato en el corregimiento de Sanceno, Quibdó.

ORDEN	FAMILIA	SP	ABUNDANCIA
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus magdalenae</i>	26
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	37
Siluriformes	Loricariidae	<i>Dasylicaria filamentosa</i>	3
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	1
Perciformes	Cichlidae	<i>Petenia umbrifera</i>	5

Ante la situación enunciada sobresalen dos especies *Hoplias malabaricus* con 37 individuos y *Prochilodus magdalenae* con 26 organismos, especies que para poder ser colectadas se tuvo que recurrir a la ayuda de expertos pescadores, quienes se aventuraron en varias ocasiones de un día para otro en lo más recóndito de este complejo cenagoso, recorriendo pequeños caños y acuíferos muy alejados, donde se ubican pequeñas poblaciones recilientes de estos grupos de peces.

Esta baja representatividad de la comunidad de peces en el complejo cenagoso de Sanceno, se presenta como un mecanismo de respuesta a las fuertes alteraciones del ecosistema, ocasionadas principalmente por la actividad minera y en segunda instancia por la extracción maderera; las cuales, según la evidencia encontrada, han alterado el equilibrio natural del ecosistema, generando algunos impactos que se aprecian en la reducción de la diversidad, por desaparición de las especies más sensibles en todos los niveles tróficos, desde los más bajos, cuya pérdida aunque aparentemente insignificante, podría significar también la pérdida de especies importantes en un nivel trófico más alto. Es así como estas extracciones provocan grandes implicaciones para la dinámica general del ecosistema, trayendo consigo una reducción significativa de las poblaciones ícticas, como resultado de su alta sensibilidad a la modificación del hábitat y alteración de las características fisicoquímicas del ambiente acuático.

Lo anterior se sustenta con base en el análisis hecho por la Alianza Mundial de Derecho Ambiental (2010), sobre la dinámica de los metales pesados que son particularmente problemáticos porque no se destruyen en el ambiente. Se sedimentan en el fondo y persisten en los lechos de los ríos, riachuelos, por largos periodos de tiempo,

constituyendo una fuente de contaminación a largo plazo que afecta a las algas, macrófitas e insectos acuáticos que viven ahí, y a los peces que se alimentan de estos.

Según la Alianza Mundial de Derecho Ambiental (2010), estos metales, particularmente el hierro, pueden formar una capa rojiza anaranjada de lodo que cubre el lecho de los ríos o riachuelos (**Figuras 10 y 11**). Aun en pequeñas cantidades los metales pueden ser tóxicos para los humanos y la vida silvestre. Arrastrados por el agua, los metales pueden viajar largas distancias, contaminando los riachuelos y agua subterránea lejos del punto de origen. Los impactos en la vida acuática pueden ir desde la muerte inmediata de peces hasta efectos sub-letales, que afectan su crecimiento, comportamiento o la capacidad reproductiva.



Figura 10: Capa rojiza indicadora de la presencia de metales pesados como el hierro, arrastrada por una pequeña fuente alimentadora de la ciénaga La Grande en el complejo cenagoso de Sanceno, donde hace poco hubo un entable minero.



Figura 11: Vestigios de entable minero ubicado directamente sobre el área de influencia de la ciénaga La Grande, en el complejo cenagoso de Sanceno

4.1.4. Estructura de los ensamblajes ícticos de los complejos cenagosos de Sanceno y Puné

Se realizó un análisis de diversidad para considerar no sólo el número de especies y la proporción de sus abundancias, sino también la variedad taxonómica que representa dicha comunidad.

En el análisis de diversidad no se observó una relación directamente proporcional entre el índice de Shannon Wiener y la dominancia de Simpson. Durante toda la investigación se obtuvieron valores relativamente muy bajos de diversidad, ya que están por debajo del rango normal que va de 0 a 5; de igual manera la dominancia presentó un comportamiento similar al reportar valores relativamente bajos para ambos complejos cenagosos, teniendo presente que esta se mide de 0 a 1.

En este sentido la diversidad de la comunidad de peces para la zona de estudio, que comprende los humedales o ciénagas ubicadas en el área de influencia de los corregimientos de Sanceno y Puné en la cuenca media del Atrato fue de 2,01. Estos resultados según Margalef (1983), representan una diversidad relativamente baja, y de acuerdo con Wilhm & Dorris (1968), este bajo valor es representativo de aguas ligeramente contaminadas, en las cuales la diversidad oscilan entre 1 y 3. Por otro lado, esta baja diversidad también puede atribuírsele al tiempo de muestreo empleado y a que las condiciones ecológicas y ambientales de la mayorías de las estaciones de muestreo, no favorecieron la estacionalidad de la comunidad de peces con una riqueza y abundancia alta, dadas las constantes descargas contaminantes provocadas por la intensa actividad minera, la extracción maderera y la disposición de todo tipo residuos, aportados por las comunidades tanto urbanas como rurales, ubicadas a lado y lado del cauce principal de la cuenca del río Atrato; lo que hace que solo prevalezcan dentro de estos ecosistemas, las especies con mejores condiciones adaptativas.

De acuerdo con todo lo anterior se puede inferir que los valores de diversidad estuvieron por debajo de la media dentro de la distribución de probabilidades, lo cual sugiere que ninguno de los dos complejos cenagosos tiene una diversidad mayor a la esperada, encontrándose para Sanceno y Puné una diversidad de 1,08 y 2,06 respectivamente para estas dos zonas de estudio; por cuanto las condiciones ecológicas de estos cuerpos de agua, dan cuenta de la intervención antrópica, manifestada principalmente por la actividad minera.

Por su parte, la variación de la distinción taxonómica con respecto a los organismos encontrados indica que las especies capturadas en esos cuerpos de agua estaban taxonómicamente más cercanas y emparentadas, es decir que hubo menos variabilidad taxonómica.

Con respecto a la dominancia como ya se ha hecho saber, este índice presentó valores relativamente bajos, encontrando su mayor valor en el complejo cenagoso de Sanceno

con 0,40 y su valor más bajo en el complejo de Puné con 0,18. El hecho de que el complejo cenagoso de Sanceno presente la mayor dominancia, se atribuye probablemente a que este sistema presenta la mayor inestabilidad ecológica como resultado de la actividad minera. En este sentido se registra una experiencia de afectación directa en la ciénaga La grande, lo que ha acelerado la colmatación natural de la misma, alterando permanente de la composición fisicoquímicas de sus agua, llevándola a niveles poco tolerables para la comunidad de peces, por lo que solo unas pocas especies como *Prochilodus magdalenae* y *Hoplias malabaricus*, han logrado soportar las constantes fluctuaciones que se presentan en las condiciones ambientales del ecosistema.

Para el caso del complejo de Puné la dominancia fue más baja, lo que posiblemente se deba a que las condiciones ambientales del ecosistema son más favorables, probablemente porque es un complejo mucho más grande que recibe influencia permanente de agua de los ríos Puné y Atrato, lo que hace que las alteraciones causadas por la actividad minera que en este caso, se desarrollan en la cabecera del río y alguno de sus tributarios, se disipen más rápidamente ante el gran caudal de agua que circula en el complejo, haciendo que sus efectos negativos no sean tan destructivos, esto sin dejar de lado que el tipo de minería que se practica en el complejo, es ilegal y a corto plazo puede generar fuertes desequilibrios ambientales, que pongan en riesgo la estabilidad del sistema y la vida que habita en él.

Respecto a la riqueza de especies, el valor calculado (en promedio 2,67) estuvo por debajo del intervalo de 2.0 a 5.0 reportado por Margalef (1995), pero relativamente más cerca al intervalo inferior, lo que podría indicar un efecto de la presión a la que son sometidas las especies ícticas por la alta intervención humana en las estaciones de muestreo del área de estudio. Indicando que la mayor presión que sufre la comunidad de peces se da en el complejo cenagoso de Sanceno (con una riqueza de 0,93) dadas las continuas alteraciones del ecosistema acuático por los efectos de la actividad minera prácticamente durante todo el año; lo que contrasta con lo reportado para el complejo de Puné, que evidencia la mayor riqueza del estudio con 2,76, la cual muy probablemente se deba a que este complejo se encuentra en una zona de convergencia por cuanto recoge las aguas del río Puné y sus numerosos tributarios, así como las aguas que recorren el cauce principal del río Atrato.

Los valores de equidad fueron cercanos a uno, siendo 0,71 el promedio general para todo el estudio, lo que indica una distribución casi homogénea de la abundancia con respecto a la riqueza de especies para cada complejo (Magurran, 1988). Esto significa que la mayor parte de las especies presentan abundancias muy similares. Este hecho podría explicar los altos valores de dominancia, reflejados en los bajos valores de diversidad (Magurran, 1988).

4.1.5. Características ecológicas de las zonas de muestreo

La cuenca media del río Atrato y los humedales allí presentes hoy se ven amenazados a través de la fragmentación del bosque y pérdida de hábitats, por el incremento de la

actividad minera, que genera como impactos principales: Cambios en la dinámica del caudal del río Atrato y algunos tributarios importantes, a raíz de deslizamientos de tierra, alteraciones del suelo y el subsuelo y, modificaciones del lecho del río; trayendo consigo la alteración de la composición fisicoquímica del agua por los subproductos de la actividad minera, generando fuertes cambios en la estructura y composición de los ensamblajes ícticos; provocando una completa inestabilidad de la actividad pesquera por el incremento de la minería y los posibles impactos ocasionados al recurso hídrico, redundando en la pérdida y desequilibrio de la oferta ambiental que brindan las ciénagas de este sector, estimulando el abandono del territorio por parte de las comunidades locales, ante la disminución del recurso íctico que es el principal sustento para de la seguridad alimentaria de la zona.

Los complejos cenagosos pertenecientes a los corregimientos de Sanceno (Quibdó) y Puné (Medio Atrato), se caracterizan por presentar ambientes léntico permanente y poco profundos con valores medios cercanos a los 4 m. El sistema entrega sus excedentes al río Atrato por medio de los caños de interconexión, los cuales mantiene la regulación de los niveles altos del río (Restrepo 2005). Los caños, ríos y quebradas de estos complejos cenagosos, son de baja velocidad y permiten la conexión de sus aguas con la de otros caños y ciénagas menores en los periodos de alta precipitación. Debido a la conexión de las ciénagas con el río Atrato a través de los caños de la subcuenca del río Puné, se observan variaciones en la profundidad a lo largo del ciclo hidrológico.

Las zonas de estudio en términos generales se caracterizan por presentar condiciones ecológicas muy inestables dado el alto nivel de intervención antrópica que evidencian sus ecosistemas, marcada por la explotación minera y la extracción maderera irracional.

El hecho de que hallan grandes extensiones de tierras perturbadas por las operaciones mineras y las grandes cantidades de materiales excavados expuestos en las laderas del río, el cauce principal, planos inundables, el lecho de algunos tributarios del Atrato y directamente sobre algunos ecosistemas de humedales como la ciénaga los Morros de Sanceno, está llevando a que la erosión cada día se convierta en un problema mayor, ya que representa un riesgo permanente para los ecosistemas cenagosos y la vida que reside en ellos, por cuanto aporta grandes cantidades de sedimentos cargados con contaminantes químicos, con la acción permanente de las altas precipitaciones y las constantes variaciones en los niveles del río.

Para el caso del complejo cenagoso del río Puné, donde en su cabecera y algunos tributarios menores se lleva a cabo la actividad minera, estos sedimentos están presentes en las aguas superficiales y depositándose en zonas inundables o en valles de inundación, como es el caso de las ciénagas que conforman el complejo; donde ya empieza a hacerse evidente que los procesos de erosión y sedimentación están causado la acumulación de minerales y sedimentos, lo que trae consigo la alteración del ecosistema acuático, ante la inestabilidad de las variables fisicoquímicas.

4.2. ANÁLISIS DE LA DINÁMICA FISICOQUÍMICA DE LOS HUMEDALES Y SU RELACIÓN CON LA ACTIVIDAD MINERA

4.2.1. Parámetros fisicoquímicos de los humedales objeto de estudio: Variación espacial y temporal

El análisis de los resultados fisicoquímicos mostró un evidente gradiente ambiental espacial con valores altos en el complejo cenagoso de Puné y bajos en el complejo de Sanceno.

El oxígeno promedio más alto (6.89) se registró en la ciénaga La Plaza del complejo de Puné y el más bajo en la ciénaga La Negra del complejo de Sanceno con 5,39 mg/L. La temperatura presentó su valor promedio más alto en la ciénaga La Negra del complejo de Sanceno con 29,01 y su valor más bajo en la ciénaga la Grande de este mismo complejo con 28,05. El pH promedio más alto se presentó en la ciénaga Arrastradero en el complejo de Puné con un valor de 6,69 y su valor más bajo lo reporta para la ciénaga La Negra con 5,32 en el complejo de Sanceno. Por el contrario la alcalinidad presenta su valor promedio más alto en el complejo de Sanceno en la ciénaga La Negra con 37, 8; mientras que su valor más bajo lo reporta en la ciénaga Algamasa con 10,8 en el complejo de Puné. La conductividad presenta su mayor valor en el complejo de Puné en la ciénaga Algamasa con 861, mientras que su valor más bajo lo presenta en la ciénaga la Grande del complejo de Sanceno con 216,7. De igual manera los sólidos totales reportan su mayor incremento en la ciénaga Algamasa con 311,7 y su valor más bajo en la ciénaga la Grande (104,6). Los nitritos registran su valor promedio más alto (0,53) en la ciénaga La Plaza del Complejo de Puné y su valor más bajo (0,08) en la ciénaga la Grande de Sanceno. Contrario a esto los nitratos presentan su valor promedio más alto (1,04) en la ciénaga la Grande de Sanceno y su valor más bajo en La Plaza del complejo de Puné con 0,56. El fosfato reporta ambos valores promedio dentro del complejo de Sanceno, su valor más alto en la ciénaga La Grande con 0,13 y el más bajo en la ciénaga Plaza Seca con 0,07. Con respecto a la transparencia el mayor valor promedio se presenta en la ciénaga La Negra con 0,74 en Sanceno y 0,22 como el valor más bajo en la ciénaga La Plaza de Puné. Finalmente la profundidad promedio más alta se presenta en la ciénaga Arrastradero del complejo de Puné, mientras que el valor más bajo se registra en la ciénaga La Grande del complejo de Sanceno con 1,06. **(Tabla 6)**

4.2.2. Fisicoquímica de los complejos cenagosos

Para cada ciénaga de los complejos cenagosos estudiados se obtuvieron los valores de las variables físicas y químicas, así como la profundidad **(Tabla 6)**.

En el caso del oxígeno disuelto, este presenta bajos coeficientes de variación en todas las ciénagas, sobresaliendo las de Pune con los valores promedio más altos (5,74 a 6,89 mg/L); mientras que en Sanceno, estos tienden a ser más bajos (5,39 a 5,76 mg/L), estando en ambos casos dentro de los rangos establecidos para este tipo de ecosistemas, estableciéndose un valor mínimo de 3 mg/l para que exista vida acuática en

las aguas superficiales (Roldan & Ramírez 2008; Catalan L., 1997; Tebbutt, 1999). Esta baja en las concentraciones de oxígeno del complejo cenagoso de Sanceno puede estar muy relacionada con los efectos e impactos de la actividad minera, que en algunos casos se ha practicado directamente sobre el ecosistema cenagoso; donde según autores como Munné & Prat (1997); Tebbutt, (1999); Mayari et al (2000), el oxígeno disuelto está en función de la temperatura, presión, composición fisicoquímica, salinidad, materia orgánica, los cuales son afectados de manera indirecta por la actividad minera como resultado de los efectos colaterales que genera al ecosistema, y que según Munné et al, (1998 estos parámetros afectados influyen directamente sobre la solubilidad de los gases en el agua.

El oxígeno disuelto en el agua es uno de los parámetros de mayor importancia en la contaminación y en el control de los procesos de tratamientos, los niveles dependen de las actividades físicas, químicas y bioquímicas en un curso de agua. Las aguas superficiales no contaminadas suelen estar bien oxigenadas e incluso sobresaturadas con niveles de oxígeno disuelto superiores a 8 mg/l (Marín, 1995). Esto nos permite inferir que las aguas de los complejos cenagosos estudiados presentan niveles de contaminación aceptables, con una ligera tendencia a incrementarse en el mediano plazo como resultado de las actividades antrópicas que se llevan a cabo en la zona de influencia.

El pH tuvo pocas variaciones en la ciénagas (**Tabla 6**), con promedios que indican aguas ligeramente ácidas para el caso de Pune (6,34 a 6,69) y ácidas para el caso de Sanceno (5,32 a 5,42), estando dentro del rango establecido para cuerpos de agua ubicados en tierras bajas tropicales con rangos entre 5-9, según Roldán & Ramírez (2008) y pueden ser atribuidos a la naturaleza de los suelos de la zona, que son ácidos al igual que los de la mayoría del departamento. En el caso de las ciénagas ubicadas en el corregimiento de Sanceno, sus valores más ácidos pueden ser atribuidos a la mayor actividad minera en la zona, la cual tiende a acidificar el agua como consecuencia de la oxidación e hidrólisis de sulfuros con formación de sulfatos y sulfatos ácidos (drenaje ácido de mina) lo cual constituye uno de los mayores problemas que representa la minería.

La temperatura mostró muy pocas variaciones entre las ciénagas de ambos complejos, con valores promedios de entre 29 y 28°C. Esta poca variación es característica de los ecosistemas tropicales, dadas las escasas variaciones en la radiación que se presenta a lo largo del año; estando los promedios dentro de los rangos normales (> 30°C, Asprilla et al. 1998). Según Roldan (1992), una de las características de los ecosistemas tropicales, es la de presentar temperaturas más o menos uniformes a lo largo de todo el año y muy poca variación de la misma de la superficie al fondo.

La alcalinidad mostró variaciones significativas, sobre todo en las ciénagas de Sanceno, donde también se registran los más altos promedios de entre 37,8 a 33,9 mg/L; mientras que en Pune estos no superan los 22,8 mg/L. Los valores más altos observados en las ciénagas de Sanceno, pueden ser atribuidos a la influencia de la actividad minera en la zona, en relación a los cambios de pH que se generan como resultado de este tipo de procesos los cuales emiten o forman aguas de gran acidez, bajando de esta forma el pH del agua y alterado por tanto el sistema buffer del ecosistema y por consiguiente sus

valores de alcalinidad. Estos valores son menores a 100 mg/L, encontrándose dentro del rango establecido para aguas tropicales (Roldan & Ramírez 2008).

La acidez o alcalinidad del agua, es una limitante especialmente para las comunidades acuáticas, ya que puede contribuir a que se incremente el pH a niveles en que los nutrientes no puedan aprovecharse, este peligro se presenta con pH mayores que 8.0.

La conductividad eléctrica mostró en general pocas variaciones entre las ciénagas, a excepción de la ciénaga Algamasa (Pune) con una variación del 42,09%. En general los promedios más altos se presentaron en Pune con valores superiores a 400 mg/L, mientras que en Sanceno, estos no superaron los 260 mg/L; los que se hayan asociados a la cantidad de iones disueltos en el agua, debido a la disolución o mineralización de las rocas (Crites & Tchobanoglous 2000), así como por los aportes de la vegetación circundante, procesos biológicos dentro del sistema, la escorrentía superficial producida por la lluvia y las actividades antrópicas que genera un arrastre de partículas del sustrato.

Los sólidos totales disueltos presentan en general pocas variaciones, a excepción de las ciénagas La Grande (Sanceno) con una variación del 151,37% y Algamasa (Pune) con una variación del 60,79%; lo cual puede ser atribuido a las condiciones climáticas en relación a la precipitación en el área de río Atrato, que genera un mayor o menor dilución y arrastre de sedimentos los cuales afectan directamente la concentración de sólidos en el agua. Los valores observados en las ciénagas se encuentran por encima de los rangos reportados por Roldan (1992), lo que puede ser un resultado de las actividades de tipo minero que se vienen desarrollando en la cuenca media del río Atrato, las cuales generan un incremento de los sólidos, producto de las actividades de extracción desarrolladas.

Los nutrientes presentaron un comportamiento heterogéneo en las ciénagas estudiadas. Los Nitritos presentaron sus mayores promedios en las ciénagas de Pune (0,42 a 0,53 mg/L). Los valores más altos de nitritos registrados en Pune se hayan asociados a los mayores concentraciones de oxígeno registradas en las ciénagas de este corregimiento, ya que el incremento de oxígeno aumenta la velocidad a la cual el amoníaco es oxidado a nitritos (Roldan 1992).

La presencia de nitritos en el agua es indicativa de contaminación de carácter fecal reciente (Metcalf y Eddy, 1998). Lo que para el caso de Puné puede explicarse por la alta presencia de pescadores que se establecen con la instalación de campamentos en las inmediaciones de las ciénagas durante la temporada de pesca; así como también a los campamentos minero ubicados en la cabecera del río Pune que drena sus aguas directamente a este complejo cenagosos, junto con el río Atrato y algunos tributarios importantes.

Los nitritos en concentraciones elevadas reaccionan dentro del organismo con aminos y amidas secundarias y terciarias formando nitrosaminas de alto poder cancerígeno y tóxico (OMS, 1980, 1985; RUSSO, 1995; Gray, 1996; Marín, 1996). Lo que nos puede llevar a

vaticinar, que con las constantes descargas de materia fecal de las poblaciones que se encuentran ubicadas en las márgenes del río Atrato desde su parte alta hasta la zona del estudio, ante la falta de servicios básicos, sumado a la dinámica fluvial que se presenta en estos ecosistemas, las comunidades del área de influencia de este complejo cenagoso podrían verse expuestas o ser más vulnerables a desarrollar enfermedades cancerígenas.

Según Erikson (1985) valores entre 0.1 y 0.9 mg/l pueden presentar problemas de toxicidad dependiendo del pH, asimismo valores por encima de 1.0 mg/l son totalmente tóxicos y representan un impedimento para el desarrollo de la vida piscícola y el establecimiento de un ecosistema fluvial en buenas condiciones (Prat et al., 1996). En general las concentraciones de nitritos en el agua superficial es muy baja, pero puede aparecer ocasionalmente en concentraciones altas inesperadamente, debido a la contaminación industrial principalmente por minería y el vertimiento de aguas residuales domésticas (Albert, 1990; Gray, 1996; Pardo y Marañón, 1997; Prat et al., 1999).

Los nitratos se encuentran distribuidos en la litosfera en forma de sales sódicas y potásicas. Estos presentaron sus mayores promedios en las ciénagas de Sanceno (0,91 a 1,04 mg/L) (**Tabla 6**); estando en este caso por encima del nivel normal para las aguas naturales (0,3 a 0,5 mg/L, Machado y Roldan 1981 citado por Gurrero-Bolaños 2003). Lo que muy probablemente se deba a los impactos ocasionados por la actividad minera con disolución de rocas y de efluentes industriales en la práctica de la minería de aluvión y de veta, tal como lo señala Laws, (1991); Van Lanen et al., (1993); Marin, (1995); Canter, (1997).

El amonio fue no detectable (<0,010 mg/L) en todas las ciénagas, excepto en la ciénaga La grande (Sanceno) con un valor de 0,023 mg/L. Estos valores no detectables de amonio, pueden indicar que el proceso de estabilización de la materia orgánica es altamente eficiente y el nitrógeno se concentra en forma de nitratos, como lo corroboran los valores de esta forma de nitrógeno registrados en las ciénagas (**Tabla 6**). Los promedios de Fosfatos en las ciénagas de Sanceno fueron bastante bajos (0,022 a 0,035 mg/L), mientras que en Pune estos tienden a ser más altos con promedio entre 0,07 y 0,13, con una gran variación. Cuando los fosfatos son inferiores a 0,0073 mg/L, el cuerpo de agua se encuentra en un estado de oligotrofia, entre 0,0074 y 0,0013 mg/L en mesotrofia y cuando es mayor a 0,014 mg/L, es eutrófico (Henao, 1987).

La transparencia presentó sus mayores valores en Sanceno con promedios de entre 0,74 y 0,31 m, mientras que en Pune no superaron los 0,39 m. Esta mayor transparencia en Sanceno es resultado de la poca profundidad de las ciénagas estudiadas en este corregimiento, las cuales no superaron los 2 m, mientras que en Pune, la profundidad estuvo entre 2,38 y 3,41 m lo que afectó en este caso los valores de transparencia observados.

Tabla 6. *Máximo, mínimo, promedio y coeficiente de variación (CV) de los factores físicos químicos e hidrológicos.*

Parámetros		Complejo Pune			Complejo Sanceno		
		La Plaza	Arrastradero	Algamasa	La Grande	Plaza Seca	La Negra
Oxígeno disuelto (mg/L)	Max	7,18	7,2	6,86	6,83	6,21	6,51
	Min	6,57	6,09	4,42	3,91	4,77	4,47
	Promedio	6,89	6,52	5,74	5,65	5,76	5,39
	CV (%)	4,02	6,13	20,67	17,43	8,85	13,45
Temperatura (°C)	Max	29	29,6	29,89	30	29,1	30,3
	Min	27,6	28,1	27	27,4	27	27,7
	Promedio	28,61	28,78	28,58	28,41	28,05	29,01
	CV (%)	1,81	1,69	4,23	3,45	3,28	3,71
pH (Unidades de pH)	Max	6,91	7,39	6,67	5,97	5,8	5,86
	Min	5,97	5,55	5,72	4,93	5,08	4,83
	Promedio	6,56	6,69	6,34	5,39	5,42	5,32
	CV (%)	5,28	9,23	6,77	8,9	5,97	9,54
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	Max	32,5	25	12,5	60	65	70
	Min	12,5	7,5	8,25	9	9,5	10
	Promedio	22,08	17,5	10,8	33,9	35	37,8
	CV (%)	37,49	44,26	21,55	79,05	79,8	74,96
Conductividad (mg/L)	Max	549	480	1274	293	259	256
	Min	493	455	594	186,3	186,8	188,4
	Promedio	518,7	465	861	260,9	216,7	220,6
	CV (%)	5,45	2,84	42,09	17,16	15,28	15,31
Solidos Totales (mg/L)	Max	261	227	619	1230	120,4	140
	Min	191,7	182,6	152,2	101	92,9	92,8
	Promedio	220,8	205,5	311,7	301	104,67	110,78
	CV (%)	13,41	8,34	60,79	151,37	10,14	14,17
Nitritos (mg/L)	Max	0,657	0,54	0,624	0,12	0,096	0,124
	Min	0,368	0,26	0,401	0,11	0,072	0,096
	Promedio	0,537	0,42	0,508	0,116	0,085	0,106
	CV (%)	28,06	33,79	21,96	4,73	14,26	14,2
Nitratos (mg/L)	Max	0,7	1,3	1,2	1,01	1,28	1,02
	Min	0,5	0,6	0,7	0,92	0,85	0,83
	Promedio	0,56	0,83	0,86	0,96	1,04	0,91
	CV (%)	20,38	48,5	33,31	4,77	20,76	10,82
Amonio (mg/L)	Max	<0,010	<0,010	<0,010	0,023	<0,010	<0,010
	Min						
	Promedio						
	CV (%)						
Fosfato (mg/L)	Max	0,035	0,037	0,029	0,25	0,126	0,164
	Min	0,019	0,032	0,017	0,05	0,04	0,053
	Promedio	0,024	0,035	0,022	0,13	0,07	0,12
	CV (%)	36,34	7,56	28,39	79,69	68,64	49,2
Transparencia (m)	Max	0,28	0,39	0,86	0,49	0,8	1,06
	Min	0,12	0,19	0,1	0,23	0,47	0,52
	Promedio	0,22	0,29	0,39	0,31	0,64	0,74

	CV (%)	26,33	29,45	89,17	30,89	21,5	29,02
Profundidad (m)	Max	4,43	6	3,8	1,48	1,8	3,14
	Min	1,32	2,2	1,59	0,49	1,24	1,25
	Promedio	2,9	3,41	2,38	1,06	1,49	2,07
	CV (%)	41,75	40,28	43,69	33,46	13	37,53

4.2.3. Relación de los parámetros fisicoquímicos de los complejos cenagosos a partir de la comparación entre ciénagas.

La prueba t, aplicada para analizar si existe o no diferencia entre las variables fisicoquímicas, e hidráulicas medidas en las ciénagas de los dos complejos, muestra que para el caso de las variables oxígeno, pH, conductividad eléctrica, alcalinidad, nitritos, fosforo, transparencia y profundidad presentaron una diferencia altamente significativa entre los complejos (**Tabla 7**); caso contrario presentaron las variables temperatura, STD y nitratos, las cuales no registraron diferencias significativas.

Estas diferencias evidenciadas por el análisis estadístico, pueden considerarse como resultado directo de las actividades mineras desarrolladas en las ciénagas del corregimiento de Sanceno, las cuales han generado un cambio en las condiciones físicas y químicas de las ciénagas de este corregimiento, en relación con las presentadas en Puné, donde la práctica de esta actividad no ha evidenciado aun un fuertes impactos negativos, debido principalmente al tamaño del complejo y a que se lleva a cabo en las cabeceras del rio Puné y algunos tributarios que juntos con el rio Atrato vierten sus aguas a este ecosistema, dotándolo de una dinámica fluvial muy interesante.

En general, la mayoría de las variables fisicoquímicas, son afectadas fuertemente por el aumento de sedimentos generados como resultado de la actividad minera, los cuales alteran de forma significativa la dinámica fisicoquímica del ecosistema acuático. De igual manera en términos generales la actividad minera puede impactar las fuentes hídricas superficiales por manejo inadecuado de aguas al interior de la mina, por aumento en los sólidos y turbidez por partículas en suspensión y en arrastre (Fierro, 2012). Las partículas sólidas presentes en el agua pueden sedimentar o pueden permanecer en suspensión debido a su densidad por lo que influyen adversamente en los cuerpos de agua receptores, obstruyen el paso de la luz solar disminuyendo con ello la actividad fotosintética de las plantas acuáticas y algas y por consiguiente tanto la concentración del oxígeno disuelto (MMA, 2003).

Tabla 7. Valores estadísticos de *t* y *p* para la comparación de las ciénagas de los corregimientos de Pune y Sanceno con respecto a las variables fisicoquímicas e hidráulicas.

Variables	T	p-valor
Oxígeno disuelto	3,149	0,0034
Temperatura del agua	0,564	0,576
pH	7,698	7,27E-09
Conductividad eléctrica	6,198	1,75687E-06
Alcalinidad	-2,790	0,0086
STD	1,016	0,316917
Nitritos	9,027	1,12E-07
Nitratos	-2,019	0,06054
Fosfato	-3,380	0,00382
Transparencia	-3,628	0,0009552
Profundidad	4,237	0,0001714

4.3. CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLAJES ÍCTICOS, FRENTE A LAS VARIACIONES FÍSICOQUÍMICAS DE LOS COMPLEJOS CENAGOSOS PROVOCADAS POR LA ACTIVIDAD MINERA

4.3.1. Cambios en la composición de los ensamblajes ícticos

El análisis de similaridad Bray-Curtis aplicado para comparar la existencia de cambios en la composición de los ensamblajes ícticos muestra que los complejos cenagosos de Sanceno y Puné presentan una similaridad de tan solo el 36%, donde el complejo de Puné alberga la mayor riqueza taxonómica representada en un mayor número de géneros y especies, dando muestras de que sus ecosistemas presentan condiciones ecológicas más estables frente a los impactos ocasionados por la actividad minera (**Figura 12**).

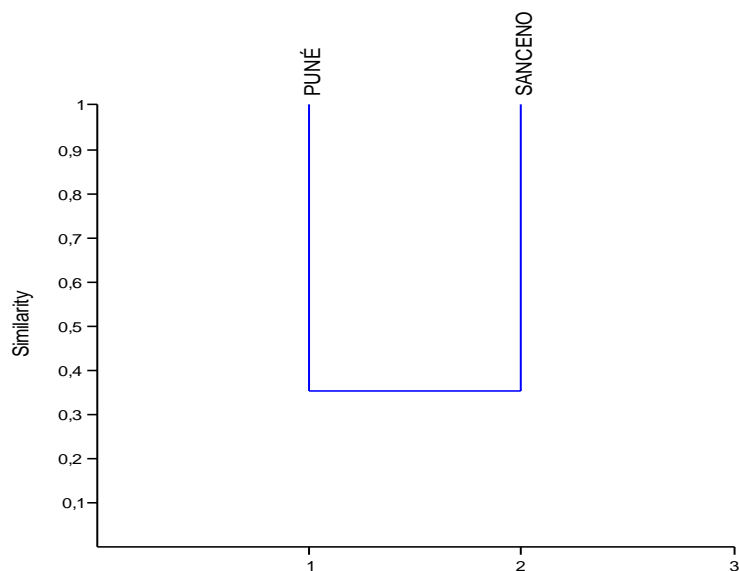


Figura 12. Análisis de Similaridad de Bray-Curtis para los complejos cenagosos de los corregimientos de Puné y Sanceno, cuenca media del río Atrato (Comunidad íctica).

Esta significativa riqueza taxonómica que se presenta en el complejo cenagoso de Puné, muy probablemente está relacionada con que sus ecosistemas presentan una mayor heterogeneidad de ambientes que ofrecen alimento y protección a las especies de peces, en especial, en los periodos de desarrollo inicial de su ontogenia tal como lo señala Jiménez-Segura (2007) y Welcomme (1985), (citados por Jiménez-Segura *et al*, 2010). En este sentido el hecho de que este complejo presente ciénagas mucho más grandes y profundas, rodeadas de una vegetación exuberante con condiciones más estables que las de Sanceno, favorece la diversidad y abundancia de los ensamblajes ícticos, donde los límites físicos, químicos y bióticos de estos ambientes, definen favorablemente el área vital de las especies ícticas, ayudando a que en términos de eficacia biológica los peces se alimenten, crezcan y se reproduzcan con menos variables limitantes, tal como lo señalan Lucas y Baras (2001) y Jiménez-Segura *et al*, 2010).

Cabe señalar que otro factor que favorece la variabilidad taxonómica de los ensamblajes ícticos del complejo de Puné es el tamaño y la profundidad de sus ciénagas, las cuales presentan una influencia fluvial más representativa que las del complejo de Sanceno, ya que son alimentadas por los ríos Atrato y Pune, donde estos a su vez cuentan con numerosos tributarios importantes. Dichas ciénagas son alimentadas principalmente por el río Puné, y se encuentran conectadas directamente a sus márgenes sin la intersección de largos canales meandricos como en el caso de Sanceno; de igual manera y no menos importante, el cauce principal del río Atrato se conecta a este sistema a través de la desembocadura del río Puné, que se encuentra en la margen derecha del centro poblado que lleva su mismo nombre y por un canal meandrico amplio y profundo que ubica su entrada sobre la margen derecha, 15 minutos antes de llegar al corregimiento de Puné.

Sumado a las consideraciones anteriores y a los cambios en el régimen fluvial del río Atrato, a pesar de que la minería se practica de forma semi industrial con el uso de dragas, dragones y retro excavadoras en la cabecera del río Puné, así como en el cauce principal del río Atrato y algunos tributarios importantes de ambos ríos, la afectación ecológica al sistema de humedales de Puné por la práctica de esta actividad extractiva, pese a que viene perturbando la composición de los ensamblajes ícticos, indica que sus impactos no han sido tan fuertes como en el complejo de Sanceno, probablemente porque las condiciones hidrogeomorfológicas de este sistema cenagoso diluyen y expulsan un porcentaje importante de los desechos producidos por la actividad minera, con su sistema de corrientes ascendentes y descendentes, ante las fluctuaciones constantes de la dinámica fluvial del río Atrato, lo que favorece en cierta medida las condiciones fisicoquímicas de sus ciénagas, manteniendo los rangos de tolerancia de las variables ambientales del ecosistema para la mayoría de las especies de peces.

En el caso de las ciénagas del complejo de Sanceno, estos biotopos exhiben condiciones de colmatación natural de sus ecosistemas, que en los últimos 8 años se ha acelerado como resultado de una minería intensiva semi industrial, que entre sus impactos, produce muchas hectáreas de tierras perturbadas; trayendo consigo grandes cantidades de materiales excavados expuestos en las laderas del río, el cauce principal, planos inundables, el lecho de algunos tributarios del Atrato y directamente sobre algunos ecosistemas de humedales como en el caso de la ciénaga La grande de Sanceno. Todo esto conlleva a que la erosión y con ella los vertimientos mineros, cada día se conviertan en un problema mayor, que altera la composición fisicoquímica de los ecosistemas de humedales, representando un riesgo permanente para la estabilidad de los ensamblajes ícticos, por cuanto las condiciones ambientales del ecosistemas se mantienen en constantes fluctuaciones, con la acción permanente de las precipitaciones y las variaciones en los niveles del río.

La situación descrita anteriormente para el complejo de Sanceno, frente a la inestabilidad de los ensamblajes ícticos, va en contra posición de lo descrito por Garda-Quintero & Navarro-Navarro (2006), al señalar que grupos dominantes como los Characiformes en ecosistemas cenagosos, ocupan un amplio rango de nichos ecológicos logrando tener

éxito al invadir y utilizar todos los ambientes acuáticos disponibles. Sin embargo dicha inestabilidad en los ensamblajes ícticos se justifica, en la medida en que las especies de peces de estos sistemas de humedales han roto su ciclo de vida, por cuanto se ha visto afectada su reproducción que comenzaba con las aguas bajas y finalizaba con el llenado de las ciénagas, donde según Aguirre (2005), durante este periodo ingresaba el ictioplancton proveniente de los desoves de las especies migratorias; proceso biológico reproductivo que hoy en día se ve afectado y solo se da en unas pocas especies, razón por la cual en algunas ciénagas la composición de especies es muy baja, encontrándose principalmente unos pocos individuos adultos que conforman poblaciones recilientes.

Por otra parte el hecho de que la actividad minera que se viene practicando este generando condiciones ecológicas que impiden el libre desarrollo del plancton (fito y zoo), hace que estas se constituyan en una variable limitante que afecta la composición de las poblaciones ícticas, ya que según Gallo et al. (2009), Hernández (2007) y Poveda (2007) el plancton, finalmente, es el principal recurso alimenticio para las larvas de peces que resultan de la reproducción previa.

4.3.2. Cambios en la estructura de los ensamblajes ícticos

Para establecer si existían o no diferencias entre los complejos de Puné y Sanceno, en cuanto a la estructura de los ensamblajes ícticos, se utilizó una prueba t de dos muestras. Los supuestos o condiciones para dicha prueba fueron verificados. El supuesto de normalidad se verificó mediante la prueba de Kolmogorov - Smirnov, siendo aceptable ($p > 0.05$), y el de igualdad de varianzas mediante la prueba de Bartlett's, encontrándose aceptable ($p > 0.05$).

Para el caso de los índices de Diversidad de Shannon-Weaver, Dominancia de Simpson y Riqueza de Margalef se presentaron diferencias altamente significativa entre los complejos, (Tabla 8), registrándose los mayores valores en el complejo de Pune.

Tabla 8. Prueba t que compara los complejos cenagosos de Pune y Sanceno respecto a la estructura numérica.

Variables	T	P valor
Diversidad de Shannon-Weaver	6,50297	0,000068
Dominancia de Simpson	4,37153	0,001395
Riqueza de Margalef	5,99381	0,000133

Esta diferencia significativa que se presenta en la estructura de los ensamblajes ícticos de estos dos complejos cenagosos, esta soportada en el gráfico de cajas y bigotes de la **Figura 13**, y muy probablemente está dada por las limitaciones que genera la actividad minera en la distribución espacio-temporal, que influencia la susceptibilidad que algunas

especies muestran a ciertas variables físico-químicas del agua, tal como lo señalan Chapman *et al.* (1991), Chapman y Chapman (1993), en bioensayos aplicados a poecilidos. Sin embargo aún existe un gran vacío en la información respecto a la ictiofauna de ríos y su estructura numérica (Poff y Allan (1995), Citados por Villegas (2011).

De acuerdo con lo anterior, no sólo la variabilidad ambiental determina las condiciones para el desarrollo de los ensamblajes ícticos, ya que la selección de un hábitat determinado, puede variar de acuerdo con la edad (adultos y juveniles eligen distintos pH), el sexo, el estado reproductivo, el área geográfica, la presión por depredación y disponibilidad de alimento, que en últimas se convierten en agentes que definen la estructura y composición de la comunidad de peces (Angermeier y Karr. 1983), Citados por Villegas (2011). Agentes que en el caso del complejo de Puné pueden explicar los mayores valores que se presenta entre los índices de Diversidad de Shannon-Weaver, Dominancia de Simpson y Riqueza de Margalef con respecto al complejo de Sanceno.

En el caso del complejo de Sanceno los bajos promedios de los índices ecológicos relacionados con la estructura numérica de los ensamblajes ícticos con respecto a los de Puné (**Figura 13**), pueden deberse probablemente a que estas estructuras taxonómicas son afectadas espacialmente por la minería, generando afectaciones fisiológicas temporales asociadas a la reproducción y la alimentación, tal como lo señala Habit *et al.* (2003), lo que explicaría la permanencia y baja abundancia de pocas especies como *Prochilodus magdalenae*, *Hoplias malabaricus* y *Petenia umbrifera* en las ciénagas de Sanceno, debido a que han logrado desarrollar adaptaciones morfológicas y fisiológicas, como respuesta a las exigencias propias del medio, muy similar a lo que registran Garda-Quintero & Navarro-Navarro (2006) y Villegas (2011) en estudios realizados.

Teniendo presente esta situación se plantea que la integridad biótica de un sistema acuático está dada por la capacidad para soportar y mantener una comunidad de organismos balanceada, con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la que se encuentra en un hábitat no contaminado (Karr & Dudley 1981) citados por Bistoni *et al.* (1999). Es así como en sistemas de humedales como los de Sanceno, se producen transformaciones del medio que lo tornan inapropiado para el desarrollo normal de las poblaciones ícticas (Branco 1972) y (Bistoni *et al.* 1999).

En este orden de ideas la afectación que se registra para el complejo cenagoso de Sanceno frente a la estructura de los ensamblajes ícticos, revela que los impactos antrópicos establecen el desequilibrio ecológico descrito, y producen cambios a muchos kilómetros de distancia del origen de los mismos. Eventos como la desestabilización de paredes en cauces, los cambios químicos en el agua por adición de fertilizantes, biocidas, metales pesados, entre otros, la alteración de los regímenes térmicos y lumínicos, los cambios en los flujos hidrológicos hasta el desecamiento de ríos y quebradas y, aumento de los sedimentos por erosión, son consecuencias de la continua deforestación por el cambio en el uso del suelo principalmente por minería a lo largo de los últimos años,

reduciendo directa y definitivamente la productividad ecosistémica y diversidad de hábitats necesarios para la biodiversidad acuática de estos sistemas de humedales (Dale *et al.* 1999, Bussing 2002 y Villegas 2011).

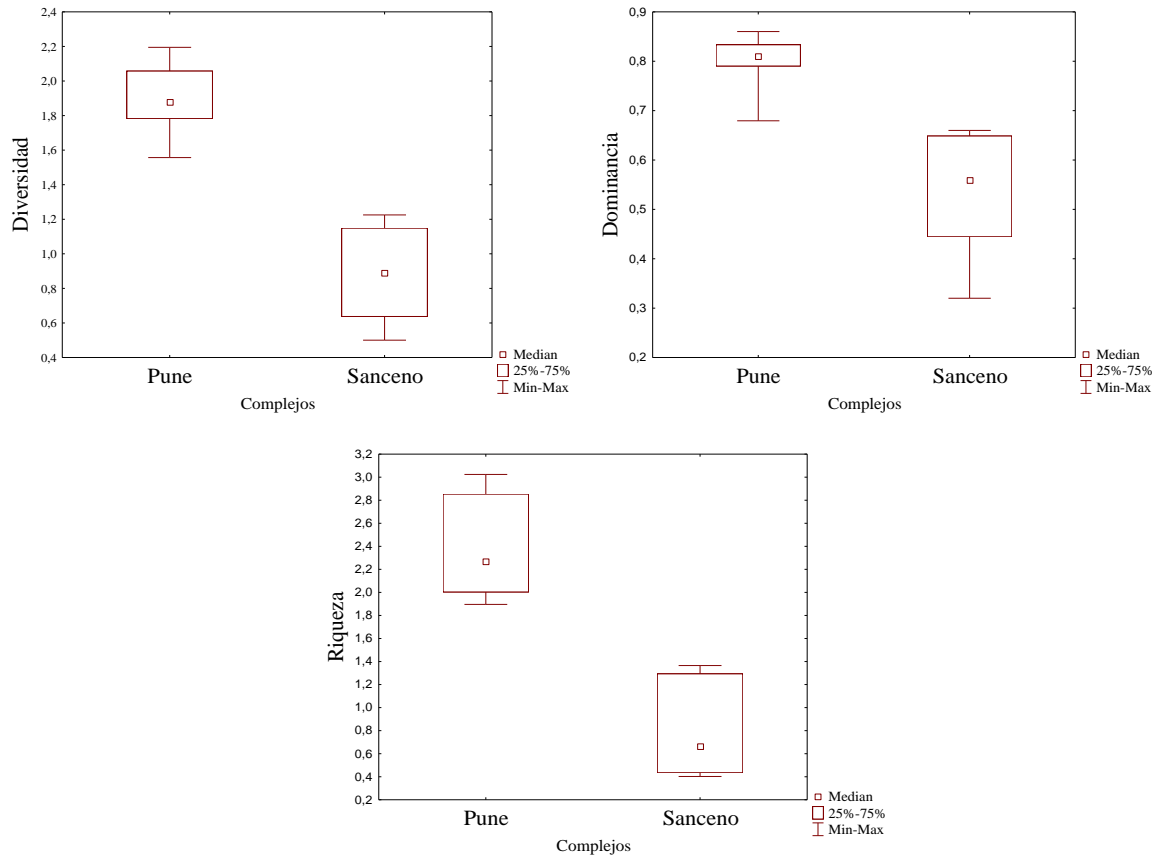


Figura 13. Gráfico de cajas y bigotes para la diferencia significativa de los índices de Diversidad, Dominancia y Riqueza de especies ícticas en los complejos cenagosos de Pune y Sanceno, cuenca media del río Atrato, Chocó – Colombia.

4.3.3. Influencia de las variables fisicoquímicas sobre los ensamblajes ícticos

El análisis de correlación de Pearson, aplicado para explorar la manera en que las variables fisicoquímicas influyen sobre la densidad de las especies ícticas encontradas en las ciénagas, muestra que 12 de las especies (70,5%), no mostraron relación con las variables físico-químicas. No obstante, se registró dependencia de cinco especies a determinadas variables (Tabla 9), lo cual refleja la posible sensibilidad de éstas, a variaciones de las condiciones fisicoquímicas en las ciénagas. Las especies *Leporinus muyscorum* (Denton) y *Ageneiosus pardalis* (Doncella) presentaron relación directa con el oxígeno disuelto; *Ageneiosus pardalis* mostró relación directa con el pH y la especie *Leporinus muyscorum*, *Pseudopimelodus bofonius* (Bagre sapo), *Ageneiosus pardalis* y

Geophagus crassilabris (Mojarra) mostraron correlación inversa con las formas de N en el agua, mientras que *Crossoloricaria vareigata* (Guacuco) mostro correlación directa.

En términos generales, fueron pocas las especies que se correlacionaron con las variables fisicoquímicas, sin embargo al comparar estos resultados con los de otras investigaciones similares (Gómez 1993; Vanella 1996; Menni et al.1996 y Bistoni et al. 1999) se encuentra que en condiciones normales no se evidencia correlación alguna entre los ensamblajes ícticos y las condiciones ambientales, lo que puede evidenciar en el caso particular de este estudio que existe una variación significativa de los parámetros fisicoquímicas entre los complejos cenagosos estudiados que dan como resultado esta correlación; así mismo tres de las especies con correlación (Bagre, Doncella y Denton) son de importancia económica para la pesquería en la zona. En este sentido, autores como Ayala-Pérez et al. (1998) y Díaz et al. (2004) señalan que las variaciones espacio-temporales de los ensamblajes taxonómicos en peces responden a patrones de variación fisicoquímica o calidad de agua.

Por otro lado el alto porcentaje de especies que no se correlacionaron con las condiciones fisicoquímicas de las ciénagas (70,5%), es un indicativo del alto nivel de tolerancia de las mismas a cambios en las condiciones ambientales. Por lo que de acuerdo con Rojas & Rodríguez (2008), se puede establecer que las variaciones en la diversidad íctica y sus ensamblajes taxonómicos en los complejos de humedales estudiados, pueden ser consecuencia de las discontinuidades de la geomorfología y la complejidad estructural ecosistémica dado el nivel de intervención antrópica. Los peces, al igual que otros grupos animales presentan en su estructura taxonómica especies con tendencias euritropicas, es decir con alta tolerancia, gran abundancia y ampliamente distribuidas y otras con distribución mucho más restringida con bajas densidades (Protti et al., 2005a, b y 2007).

En este estudio las especies *Leporinus muyscorum*, *Ageneiosus pardalis*, *Pseudopimelodus bofonius*, *Geophagus crassilabris* y *Crossoloricaria vareigata* tuvieron en general baja abundancia y se correlacionaron con los cambios en las condiciones ambientales de las ciénagas, en especial con el oxígeno disuelto, pH y las formas de nitrógeno en el agua (Nitritos y Nitratos).

La tolerancia a bajos valores de concentración de oxígeno, varía de acuerdo con las especies icticas (Bistoni et al 1999); Gómez (1993) señala como concentración mínima letal 4mg/L y en este estudio los promedios de este parámetro se encontraron por encima de este valor (tabla de los fisicoquimicos). En el caso pH, la mayoría de las especies ícticas viven principalmente en aguas con pH entre 6 y 8 (Branco 1984 y Bistoni et al 1999) y en este estudio, los valores promedio de este parámetros estuvieron dentro de este rango (tabla de los fisicoquimicos) a excepción de las ciénagas de Sanceno donde los promedios son ligeramente menores indicando acidez.

Es importante resaltar que dos de las especies de mayor importancia socioeconómica en la zona de estudio: *P. magdalenae* (Bocachico) y *H. malabaricus* (Quicharo), no se

correlacionaron con ninguno de los parámetros fisicoquímicos medidos, resultado que puede indicar un amplio rango de tolerancia de estas dos especies a las variaciones del medio. Al respecto Garda-Quintero & Navarro-Navarro (2006), señalan que estas dos especies por pertenecer al orden Characiformes que dominan las aguas dulces continentales suramericanas, ocupan un amplio rango de nichos ecológicos logrando tener éxito al invadir y utilizar todos los ambientes acuáticos disponibles, debido a las variadas adaptaciones morfológicas y fisiológicas desarrolladas como respuesta a las exigencias propias de cada tipo de ecosistema.

Sin embargo, pese a que estas dos especies no presentaron correlación con los parámetros fisicoquímicos y que presentan unas adaptaciones fisiológicas y morfológicas que les hacen gozar de una ventaja comparativa frente a las demás especies ícticas reportadas, no significa que ante las alteraciones ecológicas del medio por la intervención antrópica sus poblaciones gocen de bienestar, ya que según Valderrama et al., (2002), citado por Valderrama & Solano (2004); estas poblaciones han quedado demasiado vulnerables por la disminución de su área natural de distribución; situación que en su momento han sabido aprovechar muy bien los pescadores, alterando la estabilidad de sus poblaciones al ser capturadas en promedio, a una edad inferior a su edad de primera reproducción tal como lo señalan Valderrama & Solano (2004).

Tabla 9. Correlación de Pearson para los parámetros físico-químicos medidos en las zonas de estudio y la abundancia de especies ícticas.

Especies	Oxígeno disuelto		pH		Nitratos		Nitritos	
	R	P	r	p	R	p	r	p
<i>Leporinus muyscorum</i>	0,971	0,006	0,670	0,216	-0,974	0,005	0,642	0,243
<i>Prochilodus magdalenae</i>	0,656	0,230	0,723	0,168	-0,619	0,266	0,583	0,303
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,836	0,078	0,279	0,650	-0,806	0,100	0,245	0,692
<i>Ctenolucius hujeta</i>	-0,274	0,656	0,404	0,500	-0,010	0,988	0,543	0,344
<i>Roebooides sp.</i>	-0,281	0,647	0,520	0,369	0,091	0,884	0,556	0,331
<i>Pimelodus punctatus</i>	-0,189	0,762	0,579	0,306	0,048	0,939	0,571	0,315
<i>Rhamdia wagneri</i>	0,759	0,137	0,701	0,187	-0,652	0,233	0,552	0,335
<i>Imparfinis sp.</i>	0,612	0,272	0,622	0,263	-0,807	0,099	0,731	0,160
<i>Pseudopimelodus bufonius</i>	0,735	0,157	0,783	0,117	-0,905	0,035	0,853	0,066
<i>Ageneiosus pardalis</i>	0,906	0,034	0,897	0,039	-0,967	0,007	0,869	0,056
<i>Crossoloricaria vareigata</i>	0,660	0,226	0,843	0,073	-0,855	0,065	0,916	0,029
<i>Dasylicaria filamentosa</i>	0,318	0,603	0,648	0,237	-0,433	0,466	0,547	0,340
<i>Hemiancistrus wilsoni</i>	-0,431	0,468	0,297	0,627	0,169	0,786	0,423	0,478
<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	0,270	0,660	-0,133	0,832	-0,443	0,455	-0,073	0,907
<i>Petenia umbrifera</i>	0,460	0,436	0,091	0,885	-0,065	0,918	-0,066	0,917

<i>Geophagus</i>								
<i>crassilabris</i>	0,828	0,083	0,473	0,421	-0,892	0,042	0,520	0,369
<i>Caquetaia kraussi</i>	0,301	0,622	0,445	0,453	-0,156	0,802	0,266	0,666

V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

La riqueza taxonómica que se presenta en el complejo cenagoso de Puné, muy probablemente está relacionada con que sus ecosistemas presentan una mayor heterogeneidad de ambientes que ofrecen alimento y protección a las especies de peces, en especial, en los periodos de desarrollo inicial. En este sentido el hecho de que este complejo presente ciénagas mucho más grandes y profundas, rodeadas de una vegetación exuberante con condiciones más estables que las de Sanceno, favorece la diversidad y abundancia de los ensamblajes ícticos, donde los límites físicos, químicos y bióticos de estos ambientes, definen favorablemente el área vital de las especies ícticas, ayudando a que en términos de eficacia biológica los peces se alimenten, crezcan y se reproduzcan con menos limitaciones.

La baja representatividad de la comunidad de peces en el complejo cenagoso de Sanceno, probablemente se presenta como un mecanismo de respuesta a las fuertes alteraciones del ecosistema, ocasionadas principalmente por la actividad minera y en segunda instancia por la extracción maderera; las cuales, según la evidencia encontrada, han alterado el equilibrio natural del ecosistema, generando algunos impactos que se aprecian en la reducción de la diversidad, por desaparición de las especies más sensibles en todos los niveles tróficos, desde los más bajos, cuya pérdida aunque aparentemente insignificante, podría significar también la pérdida de especies importantes en un nivel trófico más alto. Es así como estas extracciones provocan grandes implicaciones para la dinámica general del ecosistema, trayendo consigo una reducción significativa de las poblaciones ícticas, como resultado de su alta sensibilidad a la modificación del hábitat y alteración de las características fisicoquímicas del ambiente acuático.

Los valores de diversidad estuvieron por debajo de la media dentro de la distribución de probabilidades, lo cual sugiere que ninguno de los dos complejos cenagosos tiene una diversidad mayor a la esperada, encontrándose para Sanceno y Puné una diversidad de 1,08 y 2,06 respectivamente para estas dos zonas de estudio; por cuanto las condiciones ecológicas de estos cuerpos de agua, dan cuenta de la intervención antrópica, manifestada principalmente por la actividad minera.

El hecho de que el complejo cenagoso de Sanceno presente la mayor dominancia, se atribuye probablemente a que este sistema presenta la mayor inestabilidad ecológica como resultado de la actividad minera. En este sentido se registra una experiencia de afectación directa en la ciénaga La grande, lo que ha acelerado la colmatación natural de la misma, alterando permanentemente de la composición fisicoquímicas de sus aguas, llevándola a niveles poco tolerables para la comunidad de peces, por lo que solo unas pocas especies como *Prochilodus magdalenae* y *Hoplias malabaricus*, han logrado soportar los cambios que se presentan en las condiciones ambientales del ecosistema.

Para el caso del complejo de Puné la dominancia fue más baja, lo que posiblemente se deba a que las condiciones ambientales del ecosistema son más favorables, probablemente porque es un complejo mucho más grande que recibe influencia permanente de agua de los ríos Puné y Atrato, lo que hace que las alteraciones causadas por la actividad minera que en este caso, se desarrollan en la cabecera del río y alguno de sus tributarios, se disipen más rápidamente ante el gran caudal de agua que circula en el complejo, haciendo que sus efectos negativos no sean tan destructivos, esto sin dejar de lado que el tipo de minería que se practica en el complejo, es ilegal y a corto plazo puede generar fuertes desequilibrios ambientales, que pongan en riesgo la estabilidad del sistema y la vida que habita en él.

El análisis de los resultados fisicoquímicos mostró un evidente gradiente ambiental espacial con valores altos en el complejo cenagoso de Puné y bajos en el complejo de Sanceno, donde en términos generales, la mayoría de las variables fisicoquímicas, son afectadas significativamente por el aumento de sedimentos generados como resultado de la actividad minera, los cuales alteran la dinámica fisicoquímica del ecosistema acuático.

Por otra parte el hecho de que la actividad minera que se viene practicando este generando condiciones ecológicas que impiden el libre desarrollo del plancton (fito y zoo), hace que generen variables limitantes que afecta la composición de la poblaciones ícticas, ya que el plancton, finalmente, es el principal recurso alimenticio para las larvas de peces que resultan de la reproducción previa.

5.2. Recomendaciones

Otro factor a tener en cuenta es la conectividad con las ciénagas y con los tributarios del río, que garantice los movimientos migratorios de los peces. La migración en subienda durante la época seca soporta las pesquerías de la zona baja del río, de ahí la importancia de establecer caudales de operación que mantengan la variabilidad y conectividad a fin de conservar la estructura y dinámica de las comunidades de peces del río Atrato.

Para los ensamblajes ícticos de la cuenca media del Atrato, es importante mantener la conectividad del cauce principal con los tributarios tanto para garantizar zonas de refugio y migración reproductiva, como para mitigar el efecto de las aguas anóxicas y tóxicas descargadas por la minería semi industrial que se está llevando a cabo en la zona.

Es necesario que se concilien las necesidades ecológicas del sistema con las necesidades de operación de los diferentes entables mineros dispuestos en la zona, para garantizar el mantenimiento y función del río; así como para sostener la ictiobiodiversidad que es el insumo principal para el sostenimiento socioeconómico y la seguridad alimentaria de los pobladores locales.

La falta de estudios previos sobre la distribución y ecología de los peces en estos ecosistemas cenagosos niega cualquier capacidad predictiva sobre los mismos. Este primer relevamiento de los ensamblajes icticos y sus posibles relaciones con algunas variables ambientales en dos complejos cenagosos de la cuenca media del Atrato, sienta las bases para futuros monitoreos, en los cuales sería importante considerar no sólo los

aspectos relativos a la ictiofauna sino también ampliar el número de variables físicas y químicas de estos mismos, aumentando la temporalidad y la espacialidad con el fin de comenzar a proponer modelos, que permitan realizar predicciones acerca de la diversidad y riqueza de las especies que habitan estos cuerpos de agua, apuntando a la conservación y restauración de estos ecosistemas.

VI. BIBLIOGRAFIA DEFINITIVA

AGUIRRE, N.J. 2005. Análisis de la relación río-ciénaga y su efecto sobre la producción pesquera en el sistema cenagoso de Ayapel, Colombia. Informe final del proyecto Colciencias. Medellín (Colombia): Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental GAIA, Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia.

ALIANZA MUNDIAL DE DERECHO AMBIENTAL (ELAW). 2010. Guía Para Evaluar EIAs de Proyectos Mineros. Alianza Mundial de Derecho Ambiental (ELAW) 1877. Garden Avenue Eugene, OR 97403. U.S.A.

ÁLVAREZ-LEÓN, R. 2009. Efectos del Aprovechamiento de Metales Preciosos en Colombia: Los Metales Pesados en las Aguas Continentales, Estuarina segundo congreso internacional sobre geología y minería en la Ordenación del territorio y en el desarrollo. Utrillas-2009, P.06 pp 67-84s y Marinas.

ANDERSON, P. G., TAYLOR, B. R., BALCH, G. C., Y CANADA. (1996). *Quantifying the effects of sediment release on fish and their habitats.* Vancouver: Fisheries and Oceans Canada.

ANGERMEIER, P. L. Y KARR, J. R. (1983). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9 (2), 117-135.

ANZE R., FRANKEN M., ZABALLA M., PINTO M. R., ZEBALLOS G., CUADROS M. DE LOS Á., ET AL. 2007. Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. *Revista Virtual REDESMA* 1, 54 – 74.

ANZE R., FRANKEN M., ZABALLA M., PINTO M. R., ZEBALLOS G., CUADROS M. DE LOS Á., ET AL. (2007). Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. *Revista Virtual REDESMA* 1, 54 – 74.

ARANGO – ROJAS., A, JIMENEZ – SEGURA., L. & PALACIO – BAENA., J. 2008. Variación espacio-temporal de la asociación de especies de peces en la laguna de Cachimbero, un humedal en la cuenca media del río Magdalena, Colombia. *Actual Biol* 30 (89): 161-169, 2008.

ARANGO-ROJAS, A., JIMÉNEZ-SEGURA, L., & J. PALACIO-BAENA. 2008. Variación espacio-temporal de la asociación de especies de peces en la laguna de Cachimbero, un humedal en la cuenca media del río Magdalena, Colombia. *Actual Biol* 30 (89): 161-169, 2008.

ARMITAGE, P. D. Y MOSS., D. 1983. The performance of a new biological water quality store system based on macroinvertebrados over a Wide range of unpolluted running waters sites. *Water Resources*, 17 (3), 333-347.

ASOCIACION OREWA. 2009. Minería y Pueblos Indígenas en el departamento del Chocó. *Revista virtual de la Coordinación Regional del Pacífico Colombiano. Pacifico Territorio de Etnias.* AÑO 2 - N° 6.

ASPRILLA, J., RENGIFO, J. T., JIMÉNEZ, A, M. Y J. D. LYNCH. 2002. Ecología y estructura de la comunidad de anuros presentes en el corregimiento de Pacurita, municipio de Quibdó. *Revista Universidad Tecnológica del Chocó*: 16: Pág. 35 – 40.

AYALA-PEREZ, L. A., AVILES-ALATRISTE, O. A., & ROJAS-GALAVIZ, J. L. 1998. Estructura de la comunidad de peces en el sistema Candelaria-Panlau, Campeche, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 46, 3, 763.

AZOBIONAL. 1989. Plan guía de manejo Parque Nacional Natural Katios. Informe presentado a Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN) por Azobional (Universidad Nacional de Colombia). Bogotá, Colombia.

BARBOSA FA. 1981. Variação diurna (24 hr) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton da lagoa Carioca-Parque florestal do Rio Doce. *Disertacao Mestre, Universidade de São Carlos. São Carlos, Brasil.*

BARTHEM R.B. & GOULDING M. 1997. Os bagres balizadores: ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos. *Sociedad Civil Mamirauá, Tefé-AM., CNPq. Brasília. Brazil.*

BASH, J.S., BERMAN, C.H., BOLTON, S.M., WASHINGTON (STATE), WASHINGTON STATE TRANSPORTATION COMMISSION., UNITED STATES., & WASHINGTON STATE TRANSPORTATION CENTER. (2001). *Effects of turbidity and suspended solids on salmonids.* Olympia, WA: Washington State Dept. of Transportation.

BAYLEY, P.B. 1996. Riverine fishes. Pp. 251-271. En: Petts G, Calow P (eds.). *River Restoration.* Blackwell Science. Oxford, United Kingdom.

BEKLIOGLU, M., G. ALTINAYAR & C. O. TAN, 2001. Role of water level fluctuations, nutrients and fish in determining the macrophyte-dominated clear water states in five Turkish shallow lakes. *Shallow Lake Wetlands: Ecology, Eutrophication and Restoration International Workshop, 28-30 October 2001, Ankara, Turkey.*

BEKLIOGLU, M., G. ALTINAYAR & C. TAN, 2006b. Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Archiv für Hydrobiologie.* In press.

BEKLIOGLU, M., S. ROMO, I. KAGALOU, X. QUINTANA & E. BÉCARES, 2006a. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: Workshop conclusions. *Hydrobiologia.* In press.

BERRY, W; RUBINSTEIN, N., MELZIAN, B. Y HILL, B. (UNITED STATES) & ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. UNITED STATES. (2003). *The biological effects of suspended and bedded sediment (SABS) in aquatic systems: A review internal report.* Environmental Protection Agency. United States of America. 58 p.

BIRTWELL, I. K., CANADA., & CANADIAN STOCK ASSESSMENT SECRETARIAT (CANADA). (1999). *The effects of sediment on fish and their habitat.* Ottawa: Fisheries and Oceans Canada.

BISTONI, M.A; HUED, A., VIDELA, M. & SAGRETTI, L. 1999. Efectos de la calidad del agua sobre las comunidades ícticas de la región central de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 325-335.

BLINDOW, I. 1992. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwat. Biol.*, 28: 1-14.

BOYD, C. E. 1982. *Water quality management for pond fish culture*. Amsterdam: Elsevier Scientific Pub. Co.

BRAAK, C.J.F. TER. Y LOOMAN, C. W. N. 1995. Regresion. En: Jongman, R.H.G., Braak, .J.F.ter y Van Tongeren, O.F.R. (comp.) *Data Analysis in Comunity and Landscape ecology*. (pp. 29-77). Cambridges. Cambridges University Press. Reino Unido.

BRAAK, C.J.F. TER. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167-1179.

BRAAK, C.J.F. TER. 1995a. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57 (3), 255-289.

BRAAK, C.J.F. TER. 1995b. Correspondence analysis of incidence and abundancia data: properties in terms of a unimodal response model. *Biometrics* 41, 859-873.

BRAAK, C.J.F. TER. NETHERLANDS & AGRICULTURAL MATHEMATICS GROUP. WAGENINGEN MUNICIPALITY. 1996. *Unimodal models to relate species to environment*. DLO (pp. 1-18). Wagningen, Netherlands.

BRAAK, C.J.F. TER. NEW YORK & MICROCOMPUTER POWER (UNITED STATES). 1991. CANOCO – a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York, United States of America.

BRANCO, S. WASHINGTON (STATE) & ORGANIZACIÓN DE ESTADOS AMERICANOS (UNITED STATES). 1984. Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales. Organización de Estados Americanos. Washington, United States of America. 120 p.

BURCHAM, J. 1988. Fish communities and environmental characteristics of two lowland streams in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 36(2A), 273-285.

BUSSING, W. A. 1993. Fish communities and environmental characteristics of a tropical rainforest river in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 41(3), 791-809.

BUSSING, W. A. 2002. *Peces de las aguas continentales de Costa Rica =: Freshwater fishes of Costa Rica*. San José: Editorial de la Universidad de Costa Rica.

BUSSING, W. A. Y LÓPEZ, M. 1977. Distribución y aspectos ecológicos de los peces de las cuencas hidrográficas de Arenal, Bebedero y Tempisque, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 25,13-37.

BYERS, H. L., CABRERA, M. L., MATTHEWS, M. K., FRANKLIN, D. H., ANDRAE, J. G., RADCLIFFE, D. E., MCCANN, M. A., ET AL. 2005. Phosphorus, Sediment, and

Escherichia coli Loads in Unfenced Streams of the Georgia Piedmont, USA. *Journal of Environmental Quality*, 34, 2293–2300.

CABRERA, P., AGUILAR, B. C., Y GONZÁLEZ-SANSÓN, G. 2008. Indicadores morfológicos y reproductivos del pez *Gambusia puncticulata* (Poeciliidae) en sitios muy contaminados del río Almendares, Cuba. *Revista De Biología Tropical*, 56, 4, 1991-2004.

CALA P. 1990. Diversidad, adaptaciones ecológicas y distribución geográfica de las familias de peces de agua dulce en Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 17 (67): 725 – 740.

CAMACHO, J.A.L. & E.H. TELLO. 2006. Estructura y composición de peces presentes en el río Tanando, municipio del Atrato, Chocó, Colombia Trabajo de Grado Universidad Tecnológica del Chocó.

CANTER, L.W. 1997. Nitrates in groundwater. University of Oklahoma, Norman, Oklahoma. *Lewis Publishers*, Boca Raton.

CÁRDENAS-PALOMO, N., HERRERA, J. Y REYES, O. 2010. Distribución espacio-temporal de variables fisicoquímicas y biológicas en el habitat del tiburón ballena *Rhincodon typus* (Orectolobiformes:Rhincodontidae) al norte del Caribe Mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 58 (1), 399-412

CAREY, M. P. & MATHER, M. E. 2009. Identifying across-system sources of variation in a generalist freshwater fish: correlates of total and size-specific abundance of yellow perch. *Ecology of Freshwater Fish*, 18, 1, 145-155.

CARRASCAL O, & J. CASAS. 2000. Composición y Estructura de la Comunidad de Peces de la Quebrada Chaparraido, Sistema hídrico del medio Atrato, Choco, Colombia Trabajo de Grado Universidad Tecnológica del Choco 68 pp.

CASTELLANOS, C. 2005. Los Ecosistemas de Humedales en Colombia. Red de Desarrollo Sostenible de Colombia. Red de Humedales. Recuperado de:http://www.rds.org.co/humedales/documentos.htm?AA_SL_Session=2400d8bfdbb088df496017fed65a4ec5&x=16215.

CHAPMAN, L. J., KRAMER, D. L. & CHAPMAN, C. A. 1991. Population Dynamics of the Fish *Poecilia gillii* (Poeciliidae) in Pools of an Intermittent Tropical Stream. *The Journal of Animal Ecology*, 60, 2, 441-453.

CHAPMAN, L. Y CHAPMAN, C. 1993. Desiccation, flooding, and the behavior of *Poecilia gillii* (Pisces: Poeciliidae). *Ichthyological Explorer Freshwaters*, 4(3), 279-287.

CHAVERRA W.A. & J.F. CUESTA. 2004. Taxonomía, distribución y abundancia de los Gymnotiformes en la cuenca alta y media del río Atrato, Chocó Trabajo de Grado Universidad Tecnológica del Chocó.

CODECHOCO Y CORPORACIÓN PARA EL AVANCE DE LA REGIÓN PACÍFICA Y DARIÉN COLOMBIANO. 2012. Caracterización ecológica de las ciénagas de Marriaga y El Limón, Municipio de Unguía, Chocó- Colombia. Informe final. Quibdó-chocó. 140 pp.

CODECHOCO. 2010. Caracterización ecológica de la ciénaga de Unguía – Bajo Atrato Chocó. Informe final. Quibdó-Chocó. 53 pp.

COOPS, H., M. BEKLIÖGLU & T. L. CRISMAN, 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems - workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 506-509: 23-27.

CORDOBA, I. & D. MENA. 2003. Inventario Preliminar de la Ictiofauna de la Quebrada Doña Josefa, Sistema Hídrico del Río Atrato, Choco, Colombia Trabajo de Grado Universidad Tecnológica del Choco.

CORPOURABA. 2010. Humedales del río Atrato. Recuperado de <http://www.corpouraba.gov.co/humedales-del-rio-atrato>.

CORTÉS, J. 1990a. The coral reefs of Golfo Dulce, Costa Rica: Distribution and community structure. *Atoll Research Bulletin* 344, 37.

CORTÉS, J. 1990 b. *Coral reef decline in Golfo Dulce, Costa Rica, eastern Pacific: anthropogenic and natural disturbances.* Tesis doctoral sin publicación. University of Miami, Miami, Estados Unidos de Norteamérica. 147 p.

CORTÉS, J. Y M. J. RISK. 1985. A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bulletin of Marine Science*, 36(2), 339-356.

CRITES & TCHOBANOGLIOUS. 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Colombia: McGraw Hill: Tomo 1. 343 pp.

CROWE, A. & HAY, J. NEW ZEALAND & INSTITUTE CAWTHRON (NEW ZEALAND). 2004. Effects of fine sediment on river biota. Report N° 951, Cawthron Institute. New Zealand. 35 p.

CUSHMAN, R. S., MARINO, P. & WELLER, S. 2004. *Effect of substrate hype on fish distribution in the Río Claro.* Partmouth Undergraduate Journal of Science. Dartmouth press. New Hampshre, United States of America. pp. 42-43.

DAHL, G. 1960. New Fresh-Water Fishes from Western Colombia *Caldasia* 8 (39): 451-484.

DAHL, G. 1971. Los peces del Norte de Colombia. Ministerio de Agricultura. Inderena. Bogotá.

DALE, E. B., HELFMAN, G., HARPER, J. & BOLSTAD, P. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assembles in southern appalachian streams. *Conservation Biology*, 15(6), 1454- 1465.

DANIELS, R., LIMBURG, K., SCHMIDT, R., STRAYER, D., & CHAMBERS, R. 2005. Changes in Fish Assemblages in the Tidal Hudson River. American Fisheries Society Symposium, 45, 359–374.

DIANA, M., ALLAN, J. D., & INFANTE, D. 2006. The Influence of Physical Habitat and Land Use on Stream Fish Assemblages in Southeastern Michigan, 359–374.

DÍAZ, S., CANO-QUIROGA, E., AGUIRRE, A., Y RAUTEGA, B. 2004. Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1), 187-189.

DOMINGUES, W.M., BINI, L. M., & AGOSTINHO, A.A. 2005. Spatial synchrony of a highly endemic fish assemblage (Segredo Reservoir, Iguaçu River, Paraná State, Brazil). *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia*, 65(3), 439–49. doi:/S1519-69842005000300009.

EIGENMANN C. 1912. Some Results from an Ichthyological Reconnaissance of Colombia, South America Part I *Indiana University Studies* No. 16 (8): 1-27.

EIGENMANN C. 1913. Some Results from an Ichthyological Reconnaissance of Colombia, South America Part II *Indiana University Studies* No. 18: 1-32.

EIGENMANN C. 1920a. The fishes of the Rivers Draining the Western Slope of the Cordillera Occidental of Colombia, ríos Atrato, San Juan, Dagua y Patía *Indiana University Studies* 7 (46): 1-20.

EIGENMANN C. 1920b. The Fresh Water Fishes of Panamá East of Longitude 80° W *Indiana University Studies* 7 (47): 1-19.

EIGENMANN C. 1920c. The Magdalena Basin and the Horizontal and Vertical Distribution of its Fishes *Indiana University Studies* 7 (47): 20 – 34.

EIGENMANN C. 1922. The fishes of western South America, Part I. The fresh-water fishes of northwestern South America, including Colombia, Panama, and the Pacific slopes of Ecuador and Peru, together with an appendix upon the fishes of the Rio Meta in Colombia *Memories Carnegie Museum* 9 (1): 1- 346

EIGENMANN C. 1923. The Fishes of the Pacific Slope of South America and the bearing of their Distribution on the History of the Development of the Topography of Peru, Ecuador and Western Colombia *The American Naturalist* 57 (650): 193–210.

EIGENMANN C. H. 1920. The Magdalena basin and horizontal and vertical distributions of its fishes. *Indiana University Studies*. 47b: 20-34.

EIGENMANN C., A. HENN, C. WILSON 1914. New Fishes From Western Colombia, Ecuador and Peru *Indiana University Studies* (19): 1-15.

ERIKSON, R.J. 1985. An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Res.* 19, 1047 – 1058.

ESLAVA, J. 1994. Climatología del pacífico colombiano. Academia Colombiana de Ciencias Geofísicas. Santafé de Bogotá. 79 pp.

ESQUEMA DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL - MUNICIPIO DE MURINDÓ. 2001. Diagnóstico Territorial Municipio de Murindó.

ESQUEMA DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL MUNICIPIO DEL MEDIO ATRATO. 2005. Documento Diagnostico 2005-2016 “Alianza Civica para el Desarrollo del Medio Atrato 2004-2015. Municipio del Medio Atrato – Chocó -Alcaldía Municipal / Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, Convenio BID-Plan Pacífico- MAVDT-Gob.Chocó-U.T.CH-IIAP.

ESTEVEZ FA, BOZELLI RL, CAMARGO AF, ROLAND F, THOMAZ SM. 1988. Variação diária (24 horas) de temperatura, O₂ dissolvido, pH e alcalinidade em duas Lagoas costeiras do estado do Rio de Janeiro e sus implicações no metabolismo destes ecossistemas. Acta Limnológica Brasiliensia, 11:99-127.

FAO. 2002. Un pueblo polarizado: ¿Oro en vez de alimentos? (Año Internacional de las Montañas, 2002). Recuperado de <http://www.swissinfo.ch/spa/un-pueblo-polarizado---oro-en-vez-de-alimentos-/8211532>.

FAUSCH, K. D., LYONS, J., KARR, J. R., Y ANGERMEIER, P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. Ponencia presentada en el 8º Simposio de la American Fishers Society,. En: Adams, S. M. (comp.), Biological indicators of stress in fish. (pp. 123-144).

FERNÁNDEZ-SALEGUI, A. B., TERRON, A. Y BARRENO, E. 2006. Bioindicadores de la calidad del aire en La Robla (León, noroeste de España) diez años después. LAZAROA 27, 29 – 41.

FIERRO - MORALES, J. 2012. Políticas mineras en Colombia. Instituto Latinoamericano para una Sociedad y un Derecho Alternativos - ILSA Impreso en Colombia por DigiPrint Editores E.U. Primera edición para Colombia: Bogotá, febrero de 2012. Pp 264.

FISCHER, J. 2007. Structural Organization of Great Plains Stream Fish Assemblages: Implications for Sampling and Conservation. Kansas State University.

FONDO DE COMPENSACIÓN AMBIENTAL – FCA; CORPORACIÓN PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE DEL URABÁ – CORPOURABA; CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE DEL CHOCÓ – CODECHOCO. 2006. Plan de manejo integrado de los humedales del Bajo y Medio Atrato: municipios de Carmen del Darien, Riosucio, Bojaya y Unguia en el departamento del Choco y, Vigía del Fuerte, Turbo y Murindo en Antioquia.

FOWLER, W.H. 1944. Fresh Water Fishes from North Western Colombia Proceedings of the Academy of Natural Science 95: 227–248.

FUGA, A., SAIKI M., MARCELLI, M. & SALDIVA, P. 2008. Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. Environmental pollution 151, 334-340.

GALLO L, AGUIRRE N, PALACIO J, RAMÍREZ J. 2009. Zooplankton (Rotifera y Microcrustacea) y su relación con los cambios del nivel del agua en la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. Caldasia, 31 (2): 339-353.

GALVIS, G., MOJICA, J. y CAMARGO, M. 1997. Peces del Catatumbo. Santafé de Bogotá, D' Vinni Editorial Ltda, 118 p. (Serie: Ciencias). ISBN: 84-472-0242- 9.

GARCÍA, A., RASEIRA, M. B., VIERA, J. P., WINEMILLER, K. & GRIMM, A. M. 2003. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environmental Biology of Fishes* 68, 215–228.

GARCIA, C., DUARTE, L. & SCHILLER, V. 1998. Demersal fish assemblages of the gulf of Salamanca, Colombia (Southern Caribbean Sea). *Marine Ecology Progress Series*, 134–174.

GARCÍA, L. 2003. Indicadores técnicos y evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua, subcuenca del río Tascalapa, Yoro-Honduras. Tesis de postgrado sin publicación. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 163 p.

GARDA-QUINTERO, C.L. & ERIKA, A. NAVARRO-NAVARRO. 1996. Comparación mirística y reproductiva de *Prochilodus magdalenae* y *P. Reticulatus* en las estaciones piscícolas de san silvestre en Barrancabermeja y San Pablo en Teorama. *Dahlia (Rev. /Asoc. Colomb. Ictiol.)* 9; 87-92.

GAVILAN, R.A. 1990. Flutuações nictemerais dos fatores ecológicos na represa de Barra Bonita-Medio Tieté- S. P. Disertacao Mestre em Ciencias, Universidae de São Carlos. São Carlos, Brasil.

GERY, J. 1977. Characoids of the world. TF.H. Publ. Neptune City 672 pp.

GIERÉ, R., SIDENKO, N.V., LAZAREVA, E.V., 2003. The role of secondary minerals in controlling the migration of arsenic and metals from high-sulfide wastes (Berikul gold mine, Siberia). *Appl. Geochem.* 18, 1347–1359.

GIORDANI, P. 2007. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution* 146, 317-323.

GLASER, U. & GLASER, W. (1996). Aqualog reference fish of the world: Southamerican Cichlids. Editorial A.C.S. GmbH, Germany. 3, 144 p.

GOMBERT, S., ASTA J. Y SEAWARD, M.R.D. 2006. Lichens and tobacco plants as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isère, southeast France). *Ecological Indicators* 6, 429–443.

GONZÁLEZ-SAGRARIO, M.A., E. JEPPESEN, J. GOMÀ, M. SONDERGAARD, J. P. JENSEN, T. LAURIDSEN & F. LANDKILDEHUS. 2005. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwat. Biol.*, 50: 27-41.

GRANADO-LORENCIO, C., ENCINA, L., ESCOT, C., MELLADO, E., Y RODRIGUEZ, A. 2005. *Ecología de la ictiofauna del embalse de Joaquín Costa (río Esera, Huesca)*. Ponencia presentada en el Simposio sobre los estudio de los desembalses en Joaquín Costa. Sevilla, España. 12 p.

GRANDE, J.A., BELTRÁN, R., SAÍNZ, A., SANTOS, J. C., DE LA TORRE, M.L. AND BORREGO, J. 2005. Acid mine drainage and acid rock drainage processes in the environment of Herrerías Mine (Iberian Pyrite Belt, Huelva-Spain) and impact on the Andevalo Dam. *Environmental Geology*, 47: 185-196.

GRAY, L. 2004. Changes in water quality and macroinvertebrate communities resulting from urban stormflows in the Provo River, Utah, U.S.A. *Hydrobiologia* 518, 33–46.

GRAY, N.F. 1996. Calidad del agua potable. *Ed. Acribia. S:A. Zaragoza. Pp 365.*

GTZ / CORPONARIÑO / P-CONSULT. 1992. Mitigación de emisiones de mercurio en la pequeña minería aurífera de Nariño. Santafe de Bogotá D. C. (Colombia).

GUNDERSEN, P., OLSVIK, P.A., STEINNES, E. 2001. Variations in heavy metal concentration in two mining-polluted streams in central Norway. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 978-984.

GUZMÁN, M. 1997. *Las aguas superficiales: diagnóstico.* Programa de Ordenamiento Ecológico y Territorial del Estado de Jalisco. Marco Físico. Instituto de Limnología. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Mexico. 125 p.

HABIT, E., VICTORIANO, P. Y RODRÍGUEZ, A. 2003. Variaciones espacio-temporales del ensamblaje de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 3-14.

HARGEBY, A., I. BLINDOW & L.-A. HANSSON. 2004. Shifts between clear and turbid states in a shallow lake: multi-causal stress from climate, nutrients and biotic interactions. *Arch. Hydrobiol.*, 161: 433-454.

HAWKSWORTH, D., ITURRIAGA, T. Y CRESPO, A. 2005. Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Revista Iberoamericana de Micología*, 22, 71-82.

HENLEY, W. E., PATTERSON, M. A., NEVES, R. J., & LEMLY, A. D. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8(2), 125-139.

HERNÁNDEZ, E. 2007. Assemblage of phytoplankton and the hydrological pulse in the floodplain of Ayapel (Córdoba, Colombia) [Tesis de maestría en Ciencias Ambientales]. [Medellín (Colombia)]: Universidad de Antioquia.

HERNÁNDEZ, C. 2003. Muerte de peces indigna a vecinos. *La Nación*. San José, Costa Rica.

HERNÁNDEZ, C., Y LOAIZA, V. 2003. ICE acepta responsabilidad en la muerte de peces. *La Nación*. San José, Costa Rica.

HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, I., AGUILAR, C., Y GONZÁLEZ-SANSÓN, G. 2009. Variaciones en la abundancia de peces en sitios con diferente grado de contaminación del sublitoral de Ciudad de La Habana, Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 57(4), 977-992.

HIMAT. 1989. Distribución de la precipitación en Colombia, 1964 - 1980. Escala 1:1"500,000.

HYNES, H. B. 1974. The biology of polluted waters. University of Toronto Press (pp: 86-91). Toronto, Canada.

INFANTE, D., DAVID, E., LINKE, S., & NORRIS, R. H. 2009. Relationship of fish and Informe sin publicación. Bellingham, Washington, United States of America. 120 pp.

INGEOMINAS. 1999. Inventario minero ambiental de Colombia por Departamentos. Min. Minas y Energía, Inst. de Inv. Geológicas y Mineras. Santa Fe de Bogotá D. C. (Colombia)

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO Y MINISTERIO DE AMBIENTE VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. 2008. Inventario, priorización y caracterización de las ciénagas del municipio del Medio Atrato –Chocó. Informe final. Quibdó-Chocó. 195 pp.

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO Y MINISTERIO DE AMBIENTE VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. 2013. Caracterización ecológica del complejo cenagoso La Honda, Tanguí – Medio Atrato, Chocó. 125 pp.

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO Y MINISTERIO DE AMBIENTE VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. 2011. Valoración Integral de los Ecosistemas Cenagosos del Municipio del Medio Atrato –Chocó-Caso Ciénaga Grande de Beté. 75 pp.

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO Y MINISTERIO DE AMBIENTE VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. 2009. Estado de las Especies Fánicas de Interés Ecológico Especial del Chocó Biogeográfico. 17 pp.

JACOB, D.L., OTTE, M.L. 2004. Long-term effects of submerged and wetland vegetation on metals in a 90-year old abandoned Pb-Zn mine tailings pond. Environmental Pollution 130, 337-345.

JARAMILLO, U. & L.F. JIMENEZ. 2005. Actividad pesquera en las ciénagas de Tumaradó y aspectos sobre la biología de algunas de las especies de peces explotadas Trabajo de grado para optar al título de Biólogo Universidad de Antioquia 2005.

JARAMILLO-VILLA, U. & JIMÉNEZ-SEGURA., L. 2008. Algunos aspectos biológicos de la población de *Prochilodus magdalenae* en las ciénagas de Tumaradó (río Atrato), Colombia. Actual Biol 30 (88): 55-66, 2008.

JEPPESEN, E., J. P. JENSEN, M. SØNDERGAARD & T. LAURIDSEN. 1999. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. Hydrobiologia, 408-409: 217-231.

JEPPESEN, E., J. P. JENSEN, M. SØNDERGAARD, T. LAURIDSEN, L. J. PEDERSEN & L. JENSEN. 1998b. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia, 342-343: 151-164.

JEPPESEN, E., T. LAURIDSEN, S. F. MITCHELL & C. W. BURNS, 1997. Do planktivorous fish structure the zooplankton communities in New Zealand lakes? *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, 3: 163-173.

JIMÉNEZ-SEGURA LF. 2007. Ictioplancton y reproducción de los peces en la cuenca media del río Magdalena a la altura de Puerto Berrío [Tesis de doctorado en Biología]. [Medellín (Colombia)]: Universidad de Antioquia.

JIMÉNEZ-SEGURA., L, CARVAJAL-QUINTERO., J & N. AGUIRRE. 2010. Las ciénagas como hábitat para los peces: estudio de caso en la ciénaga de Ayapel (Córdoba), Colombia. *Actual Biol* 32 (92): 53-64, 2010.

JONGMAN, R. H. G., BRAAK, C. J. F. TER & VAN TONGEREN, O. F. R. 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*, Pudoc, Wageningen, Netherlands. 324 p.

KARR, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* (Bethesda), 6(6), 21-27.

KARR, J., FAUSCH, K., ANGERMEIER, P., YANT, P., & SCHLOSSER, I. ILLINOIS (STATE) & ILLINOIS NATURAL HISTORY SURVEY (UNITED STATES) (1986). *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey. Special publication 5. Illinois, United States of America.

LARKIN, G. A., SLANEY, P. A., WARBURTON, P., & WILSON, A. S. VANCOUVER (STATE) & MINISTRY OF ENVIRONMENT LANAS AND PARKS (CANADA). 1998. *Suspended sediment and fish habitat sedimentation in central interior water sheds of British Columbia*. Wat. Rest. Man. Rep. #7. Ministry of Environment, Lanas and Parks: Vancouver, Canada. 31 p.

LAWS, E.A. 1991. Aquatic Pollution. Willey – Interscience Pub. New York, 10-13 pp.

LIJTEROFF, R., LIMA, L. Y PRIERI, B. 2009. Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica en la ciudad de San Luis, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25, 111-120.

LOAIZA, V., Y HERNÁNDEZ, C. 2004. ICE ofrece \$1 millón por daño ecológico. *La Nación*. San José, Costa Rica.

LOZANO, Y. & T., RIVAS. 2002. Inventario Preliminar de los Peces del río Tutunendo, Atrato Medio, Chocó *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó* No. (17): 35–40.

LUCAS, M, BARAS E. 2001. Migration of freshwater fishes. Oxford (Reino Unido): Wiley-Blackwell. p. 352.

LYONS, J. & SCHNEIDER, D. W. (1990). Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in southwestern Costa Rica. *Hydrobiologia*, 203, 1-14.

MAGURRAN, A.1988. Ecological Diversity and its measurements. Princcenton University.

MALDONADO – OCAMPO, J. A., J. S. USMA, F. A. VILLA – NAVARRO, A. ORTEGA – LARA, S. PRADA – PEDREROS, L.F. JIMENEZ, U. JARAMILLO – VILLA, A. ARANGO. T. RIVAS & G.C. SANCHEZ. 2012. Peces dulceacuícolas del Chocó biogeográfico de Colombia. WWF Colombia, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Universidad del Tolima, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D:C., Colombia. 400 pp.

MALDONADO-OCAMPO, JAVIER ALEJANDRO, VILLA-NAVARRO, FRANCISCO ANTONIO, ORTEGA-LARA, ARMANDO, PRADA-PEDREROS, SAÚL, JARAMILLO VILLA, URSULA, CLARO, ALEX, SAULO USMA, JOSE, RIVAS LARA, TULIA SOFIA, CHAVERRA SALAZAR, WILMAR, CUESTA BARRIOS, JOSE FÉLIX, GARCÍA-MELO, JORGE ENRIQUE. 2006. Peces del río Atrato, zona hidrogeografica del caribe, ColombiaBiota Colombiana [en línea] 2006, 7 (): [Fecha de consulta: 4 de septiembre de 2015] Disponible en:<<http://4www.redalyc.org/articulo.oa?id=49170109>> ISSN 0124-5376

MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona. 1010 p.

MARGALEF, R. 1995. Ecología. Omega. Barcelona, España. 951 p

MARIN, R. 1995. Análisis de agua y ensayos de tratamientos. *Ed. PACMER, S.A. Barcelona, pp 719.*

MARIN, R. 1996. Química microbiológica. Tratamiento y control analítico de aguas. *Ed. Nanuk, S.L. pp246.*

MARTIN, T.R., AYARS, G., BUTLER, J. Y ALTMAN, L.C. 1984. The comparative toxicity of volcanic ash and quartz. Effects on cells derived from the human lung. *Am. Rev. Respir. Dis.* 130: 778-782.

MARTINS, A., & TEJERINA-GARRO, F. L. 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient , upper Paraná River basin , Central Brazil, *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 587–598.

MATHES, M. T., HINCH, S. G., COOKE, S. J., CROSSIN, G. T., PATTERSON, D. A., LOTTO, A. G. & FARRELL, A. P. 2010. Effect of water temperature, timing, physiological condition, and lake thermal refugia on migrating adult Weaver Creek sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 70–84.

MAUL, J. D, FARRIS, J. L., MILAM, C. D., COOPER, C. M., TESTA, S., & FELDMAN, D. L.. 2004. The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. *Hydrobiologia*, 518, 79–94.

MAYARI, R., ROMERO, E., ESPINOSA, M.C., RUIZ, M. 2000. Determinación de oxígeno disuelto en aguas salinas aplicando modelos matemáticos y como sensor electrodo de membrana. *Tecnología del agua*, 1997, 52-56.

MCFARLAND, V. A & PEDDICORD, R. K. 1980. Lethality of a suspended clay to a diverse selection of marine and estuarine macro fauna. *Environmental Contamination and Toxicology*,. 9, 733-741,

MENA, Y., T. RIVAS. 2003. Diversidad de Peces de la Cuenca Hidrográfica de Cabí, Choco-Colombia Universidad Tecnológica del Chocó Grupo de Zoología, Fundación Beteguma.

MINAMBIENTE. 2001. Política Nacional para Humedales interiores de Colombia. Estrategias para su conservación y uso sostenible. República de Colombia Ministerio del Medio Ambiente Consejo Nacional Ambiental.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE DE COLOMBIA - INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI. 2000. Zonificación ecológica de la Región Pacífica Colombiana - ZERPC. Printner Ltda. Bogotá.

MOJICA C., S. USMA, G. GALVIS 2004. Peces Dulceacuícolas en el Chocó Biogeográfico – Catalogo. Pp. 725-744. En: J. Orlando Rangel Ch. (ed.) Colombia Diversidad Biótica IV. El Choco biogeográfico/Costa Pacífica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, 997 pp.

MOJICA, J.I. 1999. Lista Preliminar de las especies de peces dulceacuícolas de Colombia. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 23(Suplemento especial):548-566.

MONGE, J., GONZÁLEZ, M. I., RIVAS, M. & MÉNDEZ, V. H. 2002. Twenty years of lichen cover change in a tropical habit (Costa Rica) and its relation with air pollution. Revista de Biología Tropical 50, 309-319.

MONNET, F., BORDAS, F., DELUCHAT, V., CHATENET, P., BOTINEAU, M. Y BAUDU, M. 2005. Use of the aquatic lichen *Dermatocarpon luridum* as bioindicator of copper pollution. Accumulation and cellular distribution tests. Environmental Pollution 138, 456 – 462. San José, CR. 82 p.

MONTOYA-M, Y. 2008. Variaciones nictemerales de algunas variables Climáticas, físicas y químicas en una laguna somera en Guatapé (Antioquia), Colombia. Actual Biol 30 (88): 83-96, 2008.

MOSS, B. 1998. Ecology of Fresh Waters: Man & Medium, Past to Future. 3rd edn. Blackwell Science, Oxford, 557 pp.

MOSS, B., J. MADGEWICK & G. PHILLIPS. 1996b. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Environmental Agency, Broads Authority, Manchester, 180 pp.

MOSS, B., J. STANSFIELD, K. IRVINE, M. PERROW & G. PHYLLIPS. 1996a. Progressive restoration of a shallow lake: a 12 years experiment in isolation, sediment removal and biomanipulation. J. appl. Ecol.,a 33: 71-86.

MOSS, B., K. IRVINE & J. STANSFIELD, 1988. Approaches to the restoration of shallow eutrophicated lakes in England. Verh. Internat. Verein. Limnol, 23: 414-418.

MOUILLOT, D. 2007. Niche-assembly vs. dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. Journal of Applied Ecology 2007:44;760–767.

MUNNÉ, A., & PRAT. N. 1997. La Diagnósis y Mejora de los Ecosistemas Fluviales Mediante la Directiva Marco del Agua. Recuperado de: <http://ocw.um.es/ciencias/ecologia/lectura-obligatoria-1/munne-prat.pdf>.

MUNNÉ, A., SOLÀ, C., PRAT. N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.

NALI, C., BALDUCCI, E., FRATI, L., PAOLI, L., LOPPI, S. Y LORENZINI, G. 2007. Integrated biomonitoring of air quality with plants and lichens: A case study on ambient ozone from central Italy. *Chemosphere* 67, 2169–2176.

NALI, C., BALDUCCI, E., FRATI, L., PAOLI, L., LOPPI, S. Y LORENZINI, G. 2007. Integrated Nelson, JS, 1994. Los peces del mundo. Tercera edición. John Wiley & Sons, Inc., Nueva York. 600 p.

NEWCOMBE, C. P. & JENSEN, J. O. T. 1996. Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management*, 16, 693-727.

O' CONNOR, J. M., NEUMANN, D. A. & SHERK, J. A. MARYLAND (STATE) & SOLOMONS NATURAL RESOURCES INSTITUTE (UNITED STATES). 1976. *Lethal Effects of Suspended Sediments on Estuarine Fish*. Technical paper ADA037377. Maryland Univ. Solomons Natural Resources Institute. Maryland, United States of America. 38 p.

OCÓN, C. & RODRIGUEZ, A. 2004. Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie.*, 159, 473-487.

OMETO, J. P., MARTINELLI, L., BALLESTER, M. V., GESSNER, A., KRUSCHE, A. V., VICTORIA, R. L. & WILLAMS, M. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44, 327-337.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD. 1980. Nitrates, nitrites et composés N-nitroso. Ginebra, pp 86.

OSBORNE, P. 2005. Eutrophication of shallow tropical lakes. In: P. O'Sullivan & C. S. Reynolds (eds): *The lakes handbook*. Vol. II. Blackwell Science, Oxford, 278-299 pp.

OSSO. 1998. Dinámicas ambientales amenazantes en el Atrato medio. OSSO para PNUD.

PALACIO-NUÑEZ, J., VERDÚ, J. R., NUMA, C., JIMÉNEZ-GARCÍA, D., OLMOS, G. & GALANTE, E. 2010. Freshwater Fish's Spatial Patterns In Isolated Water Springs In North-Eastern Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 58(1), 413-426.

PARDO, F., MARAÑÓN, E. 1997. Contaminación química de las aguas. En: *Contaminación e Ingeniería Ambiental*. (Ed) FICYT, Oviedo, III. 6, pp 154 – 188.

PÉREZ-CASTILLO, A. Y RODRÍGUEZ, A. 2008. Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 1905- 1918.

PERROW, M. R., M.-L. MEIJER, P. DAWIDOWICZ & H. COOPS, 1997. Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia*, 342-343: 355-365.

PERSSON, A. 1997. Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 577-583.

PERSSON, L., ANDERSSON, J., WAHLSTRÖM, E. AND EKLÖV, P. 1996. Size-specific interactions in lake systems: predator gape limitation and prey growth rate and mortality. - *Ecology* 77: 900-911.

POFF, N.L. & ALLAN, J.D. 1995. Funcional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2), 606-627.

POLICNIK, H., SIMONCIC, P. & BATIC, F. 2008. Monitoring air quality with lichens: A comparison between mapping in forest sites and in open areas. *Environmental Pollution*, 151, 395– 400.

POSADA, J., ROLDÁN, A., Y RAMÍREZ, J. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48, 59-70.

POVEDA, L. 2007. Comunidad de macroinvertebrados en la ciénaga de Ayapel [Tesis de pregrado]. [Medellín (Colombia)]: Instituto de Biología. Universidad de Antioquia.

PRAT, N., RIERADEVALL, M., MUNNÉ, A. 1999. La qualitat ecològica del Llobregat, el Besos i el Foix. Informe 1997. Diputació de Barcelona, pp 154.

PRAT, N., RIERADEVALL, M., MUNNÉ, A., SOLÁ, C. 1996. La qualitat ecològica del Besos i el Llobregat. Informe 1994-1995. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient, pp 140.

PROTTI, M., SÁENZ, I., GUEVARA, M. Y HERRERA, M. COSTA RICA Y UNIVERSIDAD NACIONAL (COSTA RICA). 2005a. *Evaluación de la ictio y entomofauna acuática en el área de impacto y zonas aledañas al Proyecto Hidroeléctrico Cariblanco.* "Informe Científico Técnico Periodo 2004". Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre. Heredia, Costa Rica. 123 p.

PROTTI, M., SÁENZ, I., GUEVARA, M. Y HERRERA, M. COSTA RICA Y UNIVERSIDAD NACIONAL (COSTA RICA). 2005b. *Evaluación de la ictio y entomofauna acuática en el área de impacto y zonas aledañas al Proyecto Hidroeléctrico Cariblanco.* "Informe Científico Técnico Anual: Periodo Diciembre 2004-Octubre 2005". Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre. Heredia, Costa Rica. 152 p.

PROTTI, M., SÁENZ, I., GUEVARA, M. Y HERRERA, M. COSTA RICA Y UNIVERSIDAD NACIONAL (COSTA RICA). 2007. *Evaluación de la ictio y entomofauna acuática en el área de impacto y zonas aledañas al Proyecto Hidroeléctrico Cariblanco.* "Informe

Científico Técnico Anual: Periodo Diciembre 2005-Octubre 2006". Laboratorio de Recursos Naturales y Vida Silvestre. Heredia, Costa Rica. 100 p.

RAMÍREZ, J.J, COGOLLO Y. 2004. Dinámica nictemeral y vertical de atributos físicos y químicos en tres Ciénagas tropicales del parque nacional natural Los Katios, Chocó (Colombia). Resúmenes del VI Seminario Colombiano de Limnología. Montería, Colombia.

RAMÍREZ, J.J, DÍAZ A. 1995. Cambios diurnos de temperatura y variables físicas y químicas en dos épocas del año en la laguna del Parque Norte, Colombia. Acta Limnológica Brasiliensis, 7:87-104.

RAMÍREZ, J.J. 1995. Variaciones verticales de temperatura y factores químicos en un ciclo de 24 horas en el embalse Punchiná, Antioquia, Colombia. Acta Limnológica Brasiliensis, 7:23-34.

RAMÍREZ, J.J. 2000. Variación diurna y estacional del contenido calórico, la estabilidad y el trabajo del viento en una laguna tropical. Acta Limnológica Brasiliensis, 12:39-54.

RAMÍREZ, A. Y CANO, A. 2005. Líquenes de Pueblo Libre, una localidad andina en la Cordillera Negra (Huaylas, Ancash, Perú). Revista Peruana de Biología, 12, 383- 396.

RAMÍREZ, A. Y PRINGLE, C. 1998. Invertebrate drift and benthic community dynamics in a lowland neotropical stream, Costa Rica. Dynamics in a lowland neotropical stream, Costa Rica. Hydrobiología 386, 19-26.

REIS, R. E., S. O. KULLANDER, C. J. FERRARIS, JR. (EDS.). 2003. Checklist of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. 729 p.

RESTREPO, C.A. 2005. Aproximación a la dinámica del transporte del nitrógeno y el fósforo en la ciénaga de Ayapel [Tesis maestría en Recursos hidráulicos]. [Medellín (Colombia)]: Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. *Revista de Biología Tropical*, 58(1), 413-426.

RHOADES, F. M., WASHINGTON (STATE) & DEPARTMENT OF AGRICULTURE, FOREST SERVICE MT. BAKER -SNOQUALMIE NATIONAL FOREST (UNITED STATES). 1999. A review of lichen and bryophyte elemental content literature with reference to Pacific Northwest species. United States Department of Agriculture, Forest Service Mt. Baker-Snoqualmie National Forest. Informe sin publicación. Bellingham, Washington, United States of America. 120 pp.

RIVAS, T. 1993. La Ictiofauna de la Cuenca Alta del río Atrato y su Estado Taxonómico Tesis Msc. Biología Universidad Nacional de Colombia Santa fe de Bogotá D. C.

RIVERA, C. 2006. Modelos correlativos de algunas variables físicas, químicas y biológicas del lago Guatavita. Tesis de Maestría, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

ROLDÁN, G. & RAMÍREZ, J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. Segunda Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín. ISBN, 978-958- 714-144-3. Pág. 79-80.

ROMAN – VALENCIA, C. 2000. Tres nuevas especies de Bryconomericus (Ostariophysi: Characidae) de Colombia y diagnóstico del género. *Rev. Biol. Trop.* 48 (2 – 3): 449 – 464.

ROMAN – VALENCIA., C. 1990. Lista y distribución de peces en la cuenca media del río Atrato, Chocó, Colombia. *Caldasia* Vol 16 (77): 201-208. 1990.

ROMO, S., M. R. MIRACLE, M. J. VILLENA, J. RUEDA, C. FERRIOL & E. VICENTE, 2004. Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwat. Biol.*, 49: 1593-1607.

RUBIANO, L. Y CHAPARRO, J. M. 2006. Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en el campus de la Universidad Nacional de Colombia mediante el análisis de bioindicadores (líquenes epifitos). *Acta Biológica Colombiana*, 11, 87-102.

RUEDA, M., & DEFEO, O. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 296(1), 93–112.

RUSSO, R.C. 1995. Ammonia, nitrite and nitrate. *Fundamentals of aquatic toxicology. Taylor & Francis.* 455 -471 pp.

SAINZ, A., GRANDE, J.A., DE LA TORRE, M.L. 2003. Odiel River, acid mine drainage and current characterization by means of univariate analysis. *Environment International*, 29: 51-59.

SAINZ, A., GRANDE, J.A., DE LA TORRE, M.L. 2004. Characterization of heavy metal discharge into the Ria of Huelva. *Environment International*, 30: 557-566.

SÁNCHEZ, C. Y RUEDA, M. 1999. Variación de la diversidad y abundancia de especies ícticas dominantes en el Delta del Río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 47(4), 067-1079.

SANCHEZ-BOTERO, J.I., D. SEQUEIRA, J. PALACIO. 2002. Ictiofauna y actividad pesquera en la microcuenca del río Chajeradó, Atrato medio (Colombia) *Actualidades Biológicas* 24 (77): 157-161.

SAWYER, J. A., STEWART, P. M., MULLEN, M. M., SIMON, T. P. Y BENNETT, H. H. 2004. Influence of habitat, water quality, and land use on macro-invertebrate and fish assemblages of a southeastern coastal plain watershed, USA. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(1), 85–99.

SCARPETA, G., J. MORENO. 2003. Diversidad íctica de la Quebrada Pando, Sistema Hídrico del Atrato Trabajo de Grado Universidad Tecnológica del Choco.

SCHEFFER, M., 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman and Hall, London. 357 pp.
SCHEFFER, M., D. STRAILE, E. H. VAN NES & H. HOSPER. 2001a. Climatic warming causes regime shifts in lake food webs. *Limnol. Oceanogr.*, 46: 1780-1783.

SCHEFFER, M., S. H. HOSPER, M. L. MEIJER, B. MOSS & E. JEPPESEN. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 275-279.

SCHULTZ, L.P. 1944. The fishes the family Characidae from Venezuela, with description of seventeen new. Proc. U.S. Nat. Mus. 95 (3181): 235-367.

SENTEIO, W., & PETRERE, M. 2008. Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 2005- 2020.

SENTHIL, S., KARUPPASAMY, R., POONGODI, K. & PUVANESWARI, S. 2008. Bioaccumulation Pattern of Zinc in Freshwater Fish *Channa punctatus* (Bloch.) After Chronic Exposure. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 8, 55-59.

SERVIZI, J.A., GORDON, R.W. AND MARTENS, D.W. 1987. Acute toxicity of Garlon 4 and Roundup herbicides to salmon, Daphnia and trout. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33: 355 – 361.

SIGLER, J. W., BJORN, T. C. & EVEREST, F. H. 1984. Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113, 142-150.

STANISKIENE, B., MATUSEVICIUS, P., BUDRECKIENE, R. & SKIBNIEWSKA, K. A. 2006. Distribution of Heavy Metals in Tissues of Freshwater Fish in Lithuania. *Polish Journal of Environmental Studies*. 15(4), 585 591.

SYKES, G. E. & SHRIMPSON, J. M. 2010. Effect of temperature and current manipulation on smolting in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): the relationship between migratory behaviour and physiological development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 191–201.

TEBBUTT, T.H.Y. 1999. Fundamentos de control de la calidad de agua. *Limusa Noriega Editores. Mexico*, pp 239.

THOMPSON, L. C. & LARSEN, R. CALIFORNIA (STATE) & DIVISION OF AGRICULTURE AND NATURAL RESOURCES (UNITED STATES). 2004. *Fish habitat in freshwater streams*. Publication 8112. University of California, Div. Of Agriculture and Natural Resources. California, United States of America. 12 p.

TIWARY, R.K. 2001. Environmental impact of coal mining on water regime and its management. *Water, Air and Soil Pollution*, 132, 185-199.

TROJER, H. 1959. Fundamentos para zonificación meteorológica y climatológica del Trópico y especialmente en Colombia. *Cenicafé*. Vol. 10 (8): 289-373.

UMAÑA, M. 2004. ICE y MOPT a dar cuentas. *Al Día*. San José, Costa Rica.

URREGO, A.P. & RAMÍREZ J.J. 2000. Cambios diurnos de variables físicas y químicas en la zona de rital del río Medellín, Colombia. *Caldasia*, 22(1):127-141.

VALDERRAMA, M. & D. SOLANO. 2004. Estado de la población de Bocachico, *Prochilodus magdalenae* (Pisces: Characiformes), y su manejo en la cuenca del Río Sinú, Colombia. *Dahlia* (Rev. Asoc. Colomb. Ictiol.) 7:3-12.

VALDERRAMA, M., M. MOGOLLON, D. SOLANO & L. ALVAREZ. 2002. Monitoreo y estadística pesquera en la cuenca del río Sinú con participación comunitaria. Informe Final, periodo marzo 2001, febrero 2002, presentado a Urra SA E.S.P. Montería, Colombia.

VAN DONK, E. & W. J. VAN DE BUND. 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquat. Bot.*, 72: 261-274.

VAN GEEST G. J., H. WOLTERS, F. C. J. M. ROOZEN, H. COOPS, R. M. M. ROIJACKERS, A. D. BUIJSE & M. SCHEFFER. 2005. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 539: 239-248.

VAN LANEN, H.A.J., HEIJNEN, M., DE JONG, T., VAN DE BEERD, B. 1993. Nitrate concentrations in the Gulp catchment: some spatial and temporal considerations. *Acta Geológica Hispana* 28 (2-3). 65 – 73.

VARI, R.P. AND A. WILLIAMS VARI. 1989. Systematics of the Steindachnerina hypostoma complex (Pisces, Ostariophysi, Curimatidae), with the description of three new species. *Proc. Biol. Soc. Wash. (PBSW)*, 28 June, v. 102 (no. 2):468-482.

VERGARA, D., PAREDES T. Y SIMBAÑA, W. 2005. Líquenes como bioindicadores de contaminación en el sitio de disposición final de desechos sólidos, Isla Santa Cruz, Galápagos. *Memorias. II Congreso Internacional de Bosque Seco. V Congreso Ecuatoriano de Botánica. III Congreso de Conservación de la Biodiversidad de los Andes y la Amazonía.* Loja, Ecuador. 14 al 17 de noviembre, 2005. Recuperado el 2 de setiembre de 2015 en http://www.rio-b.com/pdf/0509walter_Liquenes_junio05.pdf.

VILLABONA, S., GALVIS, R.F. & GAVILÁN, R.A. 2004. Cambios diarios de las variables físicas, químicas y de la composición planctónica durante dos ciclos nictemerales en el Lago Acuarela (Santander, Colombia). *Resúmenes del VI Seminario Colombiano de Limnología.* Montería (Córdoba), Colombia.

VILLEGAS, J. 2011. Relación entre la diversidad de ictiofauna y la calidad del agua en ríos con diferente grado de afectación por diques y canales en la zona sur de Costa Rica. Trabajo de Grado: San José, Costa Rica. Escuela de Ciencias Exactas y Naturales, Sistema de Estudios de Postgrado, Programa de Maestría en Manejo y Protección de Recursos Naturales. Universidad Estatal a Distancia.

VILLENA – ÁLVAREZ. 2007. Ecología de los lagos someros en la zona mediterránea. Importancia de los productores primarios. Tesis doctoral. Depòsit legal: I.S.B.N.:978-84-370-6681-3 Edita: Universitat de València Servei de Publicacions C/ Artes Gráficas, 13 bajo 46010 València Spain.

VINODHINI, R. & NARAYANAN, M. 2008. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *International journal of Environmental Science and Technology.*, 5(2), 179-182.

WALLEN, I.E. 1951. The Direct Effect of Turbidity on Fishes. *Bull. Oklahoma Agric. Collection Biological Series*, 2, 148: 1-27.

WELCOMME, R.L. 1985. River fisheries. Rome, Italy: FAO Fisheries Technical Paper N.º 262.

WEST, D.W., BOUBÉE, J., & BARRIER, R.F.G. 1997. Responses to pH of nine fishes and one shrimp native to New Zealand freshwaters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31, 461-468.

WETZEL, R. 1992. *Limnology*. (2da. ed.). Hungarian Academy of Sciences: Hungría. 821p.

WILBER, D. H. & CLARKE, D. G. 2001. Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American Journal of Fisheries Management*, 21(4), 855-875.

WILHM, J. L. & T. C. DORRIS. 1968. Biological parameters for waterquality criteria. *Bioscience* 18: 477-481.

WILLS, A.T. & BENJUMEA, C.A. 2004. Evaluación de la estratificación térmica y su relación con la hidrodinámica y la calidad del agua en la Ciénaga de Cachimbero. Resúmenes del VI Seminario Colombiano de Limnología. Montería (Córdoba), Colombia.

WINEMILLER, K. O. Y MORALES, N. E. 1989. Comunidades de peces del Parque Nacional Corcovado luego del cese de las actividades mineras. *Brenesia*, 31, 75-91,

WOOTTON, R. 1998. Ecology of the Teleost Fishes (Second., p. 386). Klumer Academic Publishers.

YANEZ-ARANCIBIA, A., A.L.L. DOMINGUEZ & D. PAULY. 1994. Coastal lagoons as fish habitats, p. 363-376. In: B. Kjerfve (ed.) *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.

ZORRILLA, A., BUCK, A., PALMER, P., & D. PELLOW. 2010. Impactos de la minería. *Revista virtual de la Coordinación Regional del Pacífico Colombiano. Pacífico Territorio de Etnias. AÑO 2 - N° 6.*