

**ESTUDIO DEL ENSAMBLAJE FITOPLANCTÓNICO EN DOS
COMPLEJOS CENAGOSOS AFECTADOS POR LA ACTIVIDAD
MINERA EN LA CUENCA MEDIA DEL ATRATO, CHOCÓ -
COLOMBIA**

KAREN EVERNI CÓRDOBA ARAGÓN



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

2018

**ESTUDIO DEL ENSAMBLAJE FITOPLANCTÓNICO EN DOS
COMPLEJOS CENAGOSOS AFECTADOS POR LA ACTIVIDAD
MINERA EN LA CUENCA MEDIA DEL ATRATO, CHOCÓ -
COLOMBIA**

KAREN EVERNI CORDOBA ARAGON

**Tesis o trabajo de investigación presentado como requisito parcial para
optar al título de Magister en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente**

**Director:
MSc ALEJANDRO ECHEVERRI RUBIO**

**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**

2018

DEDICATORIA

A Dios, al santo Eccehomo por brindarme la posibilidad de vivir y no dejarme desfallecer durante este proceso para alcanzar esta meta.

A mi madre

Nive Aragón Bermúdez (q.e.p.d.) por ese gran ejemplo de lucha y mostrarme el camino hacia la superación y que si es posible lograr lo que se desea.

A Mis tíos

Martha Aragón, Julio Carmelo, Deiby García hermanos, por apoyarme siempre.

A mi esposo

Por su amor, confianza, espera y apoyo incondicional para realizarme profesionalmente.

Y a las demás personas que aunque no las menciono tengo muy presente

El apoyo que me brindaron y su disponibilidad Para colaborarme siempre.

Karen E. Córdoba Aragón.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, mis agradecimientos van dirigidos a Dios por darme fortaleza y en todo momento guiar mi vida y forjar mi camino.

A mi familia quienes con sus palabras de aliento no me dejaron decaer, por impulsarme a seguir adelante y siempre ser perseverante para cumplir con mis ideales.

A Zuleyma Mosquera Murillo y Yaira Ayarith Abuhatab Aragón, por aportar grandes cosas a mi vida en el ámbito profesional, pero sobre todo en el personal, Por sus orientaciones, confianza y apoyo incondicional, Que hicieron posible la materialización de este objetivo.

A la Universidad de Manizales, por brindarme la posibilidad de realizar el posgrado, por instruirme y permitir afianzar mis conocimientos durante mi paso por ella. A mi director de Tesis Alejandro Echeverri Rubio, Por apoyarme y guiarme en este proceso de aprendizaje. A los docentes, tutores y compañeros de la Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, que contribuyeron con sus conocimientos, ideas, Orientaciones en mi formación profesional.

A la Universidad Tecnológica del Chocó, en especial al grupo de investigación de Limnología por su apoyo financiero para la realización de esta investigación, y al equipo técnico del grupo de investigación de Limnología, Yasiris Salas Tovar (q.e.p.d) y estudiantes Tesistas por el apoyo para el desarrollo de este proyecto.

A Katherine Urrutia, por su acompañamiento en la fase de campo y de laboratorio de esta investigación.

A mis amigos y compañeros, Gracias por estar ahí siempre, por compartir sus conocimientos, consejos, experiencias. Pero sobre todo por permitirme aprender más de la vida a su lado

Sinceros agradecimientos ala comunidades de Sanceno y puné Y a todas aquellas personas que de una u otra manera han contribuido para el logro de este objetivo...

Contenido

LISTA DE TABLAS.....	8
LISTA DE ILUSTRACIONES	9
LISTA DE ANEXOS	10
RESUMEN	11
ABSTRACT	13
1. INTRODUCCIÓN.....	14
2. PROBLEMATIZACIÓN.....	18
2.1. Planteamiento del Problema de Investigación.....	18
2.2. Definición del Problema.....	20
2.3. Pregunta de investigación.....	20
2.4. Hipótesis y variables	20
2.5. Descripción del Área Problemática.....	20
3. OBJETIVOS	23
3.1. OBJETIVO GENERAL.....	23
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
4. MARCO TEORICO.....	24
4.1. Fitoplancton.....	24
4.1.1. Cyanobacteria.....	25
4.1.2. Chrysophyceae	25
4.1.3. Bacillariophyceae.....	25
4.1.4. Dinophyta:.....	26
4.1.5. Euglenozoa	26
4.1.6. Cryptophyta:.....	27
4.1.7. Xanthophyta:	27
4.1.8. Chlorophyta:.....	27
4.1.9. Conjugatophyceae (=Zygnematophyceae):	27
4.2. Grupos morfofuncionales del fitoplancton.....	27
4.3. Principales grupos de microalgas	29
4.3.1. Cianofitas.....	29
4.3.2. Clorófitas	30
4.3.3. Diatomeas	30

4.3.4. Dinoflagelados	31
4.4. Composición de las microalgas	32
4.4.2. Reproducción de las Microalgas	33
4.4.3. Características Adaptativas de las Microalgas.....	33
4.4.4. Importancia económica y ecológica de las microalgas.....	34
4.5. Factores reguladores del crecimiento	34
4.6. Propiedades particulares de las microalgas	35
4.7. Principales usos de las microalgas.....	37
4.8. Eutrofización	38
4.9. Floración algal.....	38
4.9.1. Organismos que desarrollan floración algal	40
4.9.2. Floraciones de cianobacterias	41
4.9.3. Causas que favorecen y controlan el desarrollo de floraciones de cianobacterias..	41
4.9.4. Procesos asociados a actividades humanas más relevantes que determinan las floraciones.....	43
4.9.5. Consecuencias de las floraciones de cianobacterias	44
4.9.6. Floraciones tóxicas.....	46
5. ANTECEDENTES O ESTADO DEL ARTE	47
5.1. El fitoplancton como componente esencial de investigaciones limnológicas.....	47
5.2. Estudio del fitoplancton a nivel mundial	47
5.3. El fitoplancton en Colombia	49
5.4. El fitoplacton en el Chocó.....	52
6. DISEÑO METODOLÓGICO	53
6.1. Unidad de Análisis.....	53
6.2. Unidad de Trabajo	53
6.3. Tipo de Investigación.....	53
6.4. Diseño Metodológico.....	53
6.5. Determinación de la composición taxonómica del ensamblaje fitoplanctónico.....	53
6.6. Análisis del ensamblaje fitoplanctónico en laboratorio	54
6.7. Análisis la dinámica fisicoquímica	55
6.8. Técnicas e Instrumentos	56
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	58
7.1. Composición taxonómica del ensamblaje fitoplanctonico	58

7.2. Estructura numerica del ensamblaje fitoplanctónico.....	64
7.2.1. Cambios en las estructuras de los complejos cenagosos.....	66
7.3. ANÁLISIS DE LA DINÁMICA FISICOQUÍMICA.....	69
8. CONCLUSIONES	79
9. RECOMENDACIONES.....	81
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82
ANEXO	108

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Coordenadas geográficas de los sitios de muestreos.....	21
Tabla 2: composición taxonómica de la comunidad fitoplanctonica de dos complejos cenagosos en la cuenca media del Rio Atrato.	58
Tabla 3: Indices de diversidad para los complejos de puné y sanceno	64
Tabla 4 : Parámetros fisicoquímicos e hidrológicos, máximo, mínimo, promedios y coeficiente de variación(CV) en los complejos cenagosos	71
Tabla 5: Correlación entre las variables fisicoquímicas e hidráulicas y la abundancia de clases de la comunidad fitoplanctónica (Coeficiente de correlación de Pearson “ r ”; $p < 0,05$)......	78

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Zona de estudio: corregimiento de Puné (Medio trato) y Sanceno (Quibdo).	22
Figura 2 : Colecta de organismos Fitoplanctónicos en los complejos de Sanceno y Puné ..	54
Figura 3: Proceso de centrifugado de las muestras e Identificación taxonómica del ensamblaje fitoplanctónico.....	55
Figura 4:Toma y registro de análisis fisicoquímicos en los complejos de Sanceno y Puné.	56
Figura 5: Abundancia total a nivel de clases de la comunidad fitoplanctónica en dos complejos Cenagosos estudiados.....	63
Figura 6: Abundancia relativa del ensamblaje fitoplanctónico en los complejos cenagosos de Puné y Sanceno.....	66
Figura 7: Análisis de similaridad de Bray – Curtis para la composicionó y estructura numérica del ensamblaje fitoplantónico de los complejos cenagosos de Puné y Sanceno en la cuenca media del Atrato.	67
Figura 8:: Nivel de similaridad de los complejos cenagosos de Sanceno y Puné de acuerdo con el índice de Bray – Curtis.	69
Figura 9:Gráfico de cajas y bigotes para la abundancia de organismos del ensamblaje fitoplanctónico entre complejos cenagosos (CPu= complejo pune; CSn= complejo sanceno)	70

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1: Registro fotográfico de la ciénaga la Grande del complejo cenagoso de Sanceno	109
Anexo 2: Registro fotográfico del complejo cenagoso de Puné ciénagas Algamasa y Arrastradero respectivamente.	110
Anexo 3 : Contaminación por materia organica producida por el exceso de nutrientes provocados por la actividad minera en la ciénaga la Grande de Sanceno.	111
Anexo 4: Registro fotográfico de las morfoespecies de la división Euglenophyta.....	112
Anexo 5: Registro fotográfico de las morfoespecies de la división Heterokontophyta.....	113
Anexo 6: Registro fotografico de la diversidad algal encontrado en los compolejos de Sanceno y Puné:	114
Anexo 7: Presencia de la clases por erstacion de muestreo	115

RESUMEN

El propósito de esta investigación, fue estudiar el ensamblaje fitoplanctónico en dos complejos cenagosos de la cuenca media del río Atrato (Sanceno y Puné) afectados por la actividad minera, con la finalidad de incrementar el conocimiento sobre la dinámica de la comunidad fitoplanctónica y de los cuerpos de agua donde habitan sus especies, además evaluar el estado ecológico de los ecosistemas de humedales, mediante la determinación de la composición taxonómica y el establecimiento de la estructura numérica; sumado al análisis de la dinámica fisicoquímica de dos complejos cenagosos afectados por la actividad minera.

La colecta de los organismos se realizó en seis ciénagas entre Agosto y Septiembre de 2013. Se tomaron las muestras de agua en frascos plásticos de 500 ml, fueron fijadas *in-situ* y se preservaron con formalina al 4 %, para su traslado al laboratorio de Limnología de la Universidad Tecnológica del Chocó; donde se realizó la determinación taxonómica y el conteo de los mismos. Para el análisis de la dinámica fisicoquímica de los complejos cenagosos se tuvieron en cuenta variables como: pH, oxígeno disuelto, alcalinidad, conductividad eléctrica, temperatura y sólidos totales disueltos, las cuales se midieron con un equipo multiparamétrico. La profundidad con una vara graduada y la transparencia con un disco Secchi. Para el análisis del Nitrato, Amonio y Fosfato se tomaron muestras de agua en botellas de 500 ml que fueron analizadas con un espectrofotómetro. La estructura numérica se determinó mediante la utilización de los índices estadísticos de diversidad de Shannon, dominancia de Simpson, riqueza de Margalef y equidad de Pielou, los cuales fueron calculados a través del programa estadístico Past versión 3. Para establecer la similaridad entre los complejos cenagosos, se utilizó un análisis de similitud de Bray – Curtis. Se identificaron 14322 organismos fitoplanctónicos pertenecientes a 96 morfoespecies, 41 géneros, 13 clases, 6 divisiones y 28 familias. En ambos complejos la clase más representativa fue Euglenophyceae con el 41.09% de los individuos, mientras que a nivel de género los más abundantes fueron *Euglena* con el 17.24% y *Phacus* con el 17.16%. A nivel general la diversidad presentó un valor promedio de 3,09 bits/ind, una dominancia de Simpson de 0,93; riqueza de Margalef de 9,92 y equidad de 0,67. Valores que están dentro de los ámbitos registrados para zonas inundables de ecosistemas dulceacuícolas colombianos.

En cuanto a los complejos, la diversidad en Puné, registra un valor de 2,28 bits/ind mientras que en Sanceno presenta un valor de 2,24 bits/ind y para el caso de la dominancia, se reportan valores de 0,84 y 0,83 para cada complejo respectivamente. En consecuencia, aplicando el índice de similaridad de Bray - Curtis se puede distinguir la formación de cuatro grupos, con tan solo un 61% de similitud entre ellos. Finalmente, el análisis de

similaridad aplicado para comparar la existencia de cambios en la composición de los ensamblajes fitoplanctónicos muestra que los complejos cenagosos de Sanceno y Puné son diferentes en un 71%. Identificándose el complejo de Puné como el que 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

Palabras claves: Ensamblaje Fitoplanctónico, Cuenca media del Atrato, Complejos cenagosos, Estructura numérica, Actividad minera.

ABSTRACT

The purpose of this research was to study the phytoplankton assembly in the muddy complexes of the middle basin of the Atrato River (Sanceno y Puné) affected by mining activity, in order to increase knowledge about the dynamics of the community phytoplankton and the bodies of water where their species live, in addition to evaluating the ecological status of wetland ecosystems, In addition to assessing the ecological status of wetland ecosystems, by determining the taxonomic composition and establishing the numerical structure; added to the analysis of the physicochemical dynamics of the muddy complexes affected by the mining activity.

The collection of the organisms was carried out in six cities between August and September 2013. The water samples were taken in 500 ml plastic bottles, they were fixed *in-situ* and they were formally preserved at 4%, for their transfer to the Limnology laboratory of the Technological University of Chocó; where the taxonomic determination and the counting of them was carried out. For the analysis of the physicochemical dynamics of the muddy complexes, variables such as: pH, dissolved oxygen, alkalinity, electrical conductivity, temperature and total dissolved solids, which were measured with a multiparameter equipment. The depth with a graduated rod and the trasparecía with a Secchi disco. For the analysis of Nitrate, Ammonium and Phosphate, water samples were taken in 500 ml bottles that were analyzed with a spectrophotometer. The numerical structure is determined by the use of statistical indices of Shannon diversity, Simpson dominance, Margalef wealth and Pielou equity, which were calculated through the statistical program Past version 3. To establish the similarity between the muddy complexes, a similarity analysis of Bray - Curtis. We identified 14322 phytoplankton organisms belonging to 96 morphospecies, 41 kinds, 13 classes, 6 divisions and 28 families. In both complexes the most representative class was Euglenophyceae with 41.09% of the individuals, while the most abundant kind level was Euglena with 17.24% and Phacus with 17.16%. At a general level, the diversity presented an average value of 3.09 bits / ind, a Simpson dominance of 0.93; Margalef's wealth of 9.92 and equity of 0.67. Values that are within the scopes registered for flooded areas of Colombian freshwaters (dulceacuícolas) ecosystems.

As for the complexes, the diversity in Puné, it registers a value of 2.28 bits / ind while in Sanceno it has a value of 2.24 bits / ind and for the case of dominance, values of 0.84 and 0.83 are reported for each complex respectively. Consequently, applying the similarity index of Bray – Curtis you can distinguish the formation of four groups, with only a 61% similarity between them. Finally, the similarity analysis applied to compare the existence of changes in the composition of the phytoplankton assemblages shows that the muddy complexes of Sanceno and Puné are 71% different. Identifying the Puné complex as the one that harbors the greatest taxonomic wealth, represented in a greater number of genera and species, showing that their ecosystems present more stable ecological conditions, compared to the impacts caused by mining activity.

Keywords: Phytoplankton Assembly, Middle basin of the Atrato, Muddy complexes, Numerical structure, mining activity.

1. INTRODUCCIÓN

Las planicies de inundación son áreas que cambian el nivel de sus aguas periódicamente debido al sobre flujo lateral de los ríos o por precipitación directa sobre la cuenca de drenaje, dando como resultado un ambiente físico-químico cambiante y dinámico, en el que la hidrología y los flujos de materiales condicionan la estabilidad y la diversidad de las comunidades allí presentes (Neiff *et al.* 1994, Neiff 1999, Mitsch & Gosselink 2000, Junk *et al.* 2010). Las variaciones estacionales del volumen de agua en el interior de estos sistemas están asociadas a la precipitación, a los flujos de aguas superficiales, subsuperficiales y subterráneos y a la evapotranspiración. Dependiendo del grado de conectividad de estos cuerpos de agua con los ríos, estos ambientes reciben agua durante las crecientes y durante los períodos secos vierten aguas al río contribuyendo a mantener sus niveles. Estos ciclos marcan estaciones muy definidas asociadas también a ciclos de producción, consumo y reproducción de los organismos que las habitan. (Amoros & Roux 1988, Risser 1990, Vásquez & Rey 1993, Gopal 1994, Neiff *et al.* 1994, Ward & Stanford 1995, Bonecker & Lansac-Toha 1996, Junk 1997, Ramírez & Viña 1998, Middleton 1999, 2002, Junk & Wantzen 2003).

En Colombia, existen alrededor de 1938 planicies de inundación regionalmente denominadas “ciénagas” las cuales se caracterizan por ser ecosistemas de poca profundidad (usualmente no sobrepasan los 6 m), localizadas a alturas inferiores a 1000 metros sobre el nivel del mar, con temperaturas superiores a los 25°C y precipitaciones mayores a 2000 mm anuales. En el país, las ciénagas ocupan más de 7.800 km², donde se distinguen tres regiones cenagosas importantes: las llanuras del bajo Magdalena, la baja llanura del río Atrato y la baja llanura del río Sinú, siendo el más importante el complejo cenagoso del río Magdalena, cubriendo aproximadamente unas 320,000 ha (Arias, 1985).

Las ciénagas pueden sufrir cambios profundos en sus condiciones limnológicas y con ello afectar a las comunidades biológicas que allí se encuentran presentes. Es así como el establecimiento de las diferentes comunidades acuáticas en las ciénagas y la naturaleza de sus interacciones dependen de las condiciones hidrológicas, de la presencia de corrientes, del efecto del viento, de las condiciones ambientales y de las complejas relaciones dentro y entre los ensambles fitoplanctónicos y zooplanctónicos. De igual manera, la respuesta de estos organismos, desde poblaciones hasta comunidades, es de gran importancia ya que es considerada como una aproximación cuantitativa de especial utilidad en la caracterización de la calidad del ambiente (Capó, 2002; Bucheli y Fent, 1995).

Gran parte de la naturaleza biológica de las ciénagas están representada en el plancton, el cual es una comunidad de organismos microscópicos fotosintetizadores que viven suspendidos en la zona fótica de la columna de agua, algunas especies son heterotróficas por cortos periodos, ejemplo: dinoflagelados y euglenoides (Reynolds, 1984; Kilham y Hecky, 1988). En general,

el fitoplancton está restringido a aguas lenticas y a los grandes ríos en las partes donde la velocidad de la corriente es baja (Margalef 1983; Wetzel 1983), aun que pueden hallarse también en los sitios donde la corriente es alta (nuñez & Duque 2000).

Desde hace algunas décadas es reconocida la importancia del uso de las algas y en especial de las diatomeas como indicadores biológicos, a través de métodos ecológicos (riqueza específica, diversidad, índices de saprobicidad y análisis multivariados). En Argentina, los monitoreos de ambientes acuáticos se han basado principalmente en la valoración físicoquímica y bacteriológica del agua. Con respecto a la comunidad fitoplanctónica los estudios se centraron en relacionar sus cambios espaciales y temporales con respecto a las variables abióticas. En esta línea podemos mencionar entre otros a Bonetto *et al.*, 1982, 1983; del Giorgio *et al.*, 1991; García de Emiliani, 1980, 1986, 1990, 1997; Luque y Martínez de Fabricius, 2000; Mirande *et al.*, 1999; O'Farrell, 1993, 1994; O'Farrell & Izaguirre, 1994; Tracanna *et al.*, 1999; Zalocar de Domitrovic y Vallejos, 1982; Zalocar de Domitrovic, 1990. Sin embargo, son escasos los resultados que evidenciaron la eficacia del uso de algas planctónicas como bioindicadoras para evaluar la calidad del agua de los ríos (Seeligmann, 1999; Seeligmann *et al.*, 1999, Tangorra *et al.*, 1998 y otros). La trascendencia ecológica de las comunidades algales en los ecosistemas de lagos, lagunas y reservorios tropicales ha sido destacada por Findenege (1965), Brylinsky y Mann (1973) y Lázaro (1981).

Los estudios sobre la estructura de la comunidad algal en sistemas lagunares tropicales de alta montaña en vías de explotación son parcialmente conocidos, no obstante que juegan un papel vital en la producción primaria y como alimento del zooplancton, según Scasso et al (2001). Los estudios limnológicos realizados en lagos del Sur de América han establecido que éstos presentan una oligotrofia con características comunes a las conocidas en otras latitudes, según Loffler (1964), Richerson et al (1977), Roldán (1980), Campos (1984), Dejoux e Iltis (1991). La limitación en nutrientes es la mejor explicación para las condiciones oligotróficas de esta laguna y de otros sistemas; estos iones son los principales factores reguladores de la biomasa fitoplanctónica, según Schindler y Fee (1974).

En la cuenca media del río Atrato, grandes llanuras de inundación, numerosas ciénagas y pantanos de agua dulce, amortiguan las crecientes del río evitando inundaciones, siendo las áreas de cría o tránsito vital de numerosas especies faunísticas, 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 (Lagarejo 2015). Sin embargo, esta dinámica se está viendo afectada por el desarrollo excesivo 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 consejo 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 (Lagarejo, 2015).

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) (citados por Lagarejo, 2015); 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 las comunidades algales 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) (citados en Lagarejo, 2015) 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 a 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) (Citados en Lagarejo, 2015). 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.

El propósito de esta investigación fue estudiar el ensamblaje fitoplanctónico en dos complejos

cenagosos afectados por la actividad minera en la cuenca media del Atrato, con la finalidad de aportar significativamente a incrementar el conocimiento sobre la dinámica de la comunidad fitoplanctónica y de los cuerpos de agua donde habitan sus especies, además evaluar el estado ecológico de estos ecosistemas de humedales, a través de la determinación de la composición taxonómica y el establecimiento de la estructura numérica del ensamblaje fitoplanctónico; sumado al análisis de la dinámica fisicoquímica de dos complejos cenagosos afectados por la actividad minera.

2. PROBLEMATIZACION

2.1. Planteamiento del Problema de Investigación

Las ciénagas son cuerpos de agua localizados en depresiones poco profundas y conectadas al río mediante estrechos canales meandricos (Roldan, 2008). Las cuales poseen ciertas características que les permite ser interesante desde el punto de vista ecológico, presentando alta relevancia por ser zonas de amortiguación de niveles de agua durante los procesos de inundación, son refugios ecológicos transitorios o permanentes de aves migratorias, son áreas de producción, alimentación y crecimiento de fauna terrestre y acuática; constituyéndose los planos inundables y áreas anexas en zonas de alta productividad debido a la disposición de nutrientes durante las épocas de altos niveles de agua y participando en el balance hídrico del ecosistema (Arias,1985 en Roldan, 2008).

En la cuenca media del río Atrato, de acuerdo con los reportes de esta investigación la presencia de asentamientos humanos y el incremento acelerado de la actividad minera con maquinaria pesada, están desencadenando diversas alteraciones en los ecosistemas terrestres y acuáticos, afectando así la presencia de organismos que brindan servicios ecosistémicos tal como lo señalan Vélez-Azañero & Lizárraga- Travaglini (2013) (citado por Vélez-Azañero *et al* 2016). Por consiguiente, las modificaciones físicas y químicas en cursos de agua repercuten en las respuestas individuales, poblacionales, comunitarias y ecosistémicas de los organismos (Pinilla, 1998), entre los que destacan las micro algas y cianobacterias como organismos importantes del fitoplancton empleados para monitorear la calidad del agua en ecosistemas lóticos y lenticos (Iannacone *et al.*, 2000). Por estas razones, se han convertido en un referente del estado ecológico de cualquier ecosistema acuático (Peña *et al.*, 2005; Wan Maznah, 2010; Kshirsagar, 2013). En este sentido, se han realizado diversas e importantes investigaciones sobre la diversidad de comunidades fitoplanctónicas y su relación con la calidad del agua en ambientes de gran importancia tales como los ecosistemas cenagosos del río Atrato (Iannacone *et al.*, 2013; Ruiz *et al.*, 2007; Alvariño & Iannacone, 2007; Yucra & Tapia, 2008).

En este sentido estos ecosistemas albergan una gran diversidad de especies, entre las que sobresalen las que conforman la comunidad fitoplanctónica; la cual constituye un grupo de extraordinario valor desde el punto de vista Ecológico. Siendo la principal fuente de entrada de energía en los ecosistemas acuáticos (Moreno, 1989). Desempeñan un papel fundamental en la dinámica de las ciénagas al igual que en otros ecosistemas acuáticos, dentro de esta dinámica se destacan: la productividad primaria del sistema y la alta tasa de reciclaje de nutrientes, dado que en el muchos organismos encuentran abrigo y otros alimentos, como lo hacen numerosos peces; liberan oxígeno en el proceso fotosintético participan en la oxigenación del agua, al vivir pegados al sustrato reflejan los cambios ocurridos por alteraciones físicas, químicas y biológicas (Pérez *et al.*, 2007).

Según Vélez-Azañero *et al* (2016), las microalgas y cianobacterias como indicadores son importantes en ambientes continentales acuáticos (Lobo *et al.*, 1995; Licursi & Gómez, 2003; Lobo *et al.*, 2004; Medina *et al.*, 2012) por su tolerancia y sensibilidad a los cambios ambientales, y por sus ciclos biológicos reducidos (Meybeck *et al.*, 1992; Roset *et al.*, 2001). El uso de microalgas y cianobacterias simplifica en gran medida las actividades de campo y laboratorio debido a que su aplicación solo requiere de la identificación y cuantificación de los organismos basándose en índices de diversidad (Vázquez *et al.*, 2006).

En este contexto 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, aproximadamente 30 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 meandricas surcadas por fuentes hídricas provenientes de la Cordillera Occidental Andina (Lagarejo, 2015).

Por consiguiente para Lagarejo (2015), 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 fitoplanctónica y periféricas, que ante tal nivel de contaminación presentan serios problemas en la estabilidad de sus poblaciones, viéndose afectadas no solo ellas en su estructura y composición sino también la comunidad peces, que finalmente termina afectando la estabilidad de las poblaciones humanas asentadas en la zona.

Desde siempre los ecosistemas se han encontrado sometidos a numerosas perturbaciones causadas por el hombre, como es el caso de la minería, esto produce fuertes cambio en la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas que albergan los ecosistemas acuáticos; donde una de las comunidades que responden a estas perturbaciones son las algas fitoplanctónicas. Por ser buenas indicadores de la calidad ambiental, y al vivir en suspensión en la columna de agua, reflejan los diferentes cambios ocurridos por alteraciones físicas, químicas y biológicas (Pérez *et al.* 2007).

En este orden de ideas de acuerdo con Lagarejo (2015, p.16), 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, el equilibrio hidrológico y la estructura y composición de las comunidades hidrobiológicas desde el eslabón mas pequeño de la cadena trófica (las algas); 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).

2.2. Definición del Problema

El desconocimiento del estado de bienestar del ensamblaje fitoplanctónico, en relación con el deterioro ambiental de los complejos cenagosos de Sanceno y Puné ocasionado por el incremento de la actividad minera en la zona.

2.3. Pregunta de investigación

¿Como esta caracterizado el ensamblaje fitoplanctónico en los complejos cenagosos de Sanceno y Puné, afectados por los desechos producidos por la actividad minera que se desarrolla sobre el cauce principal y sobre algunos tributarios importantes de la cuenca media del rio Atrato?

2.4. Hipótesis y variables

Se espera que los desechos producidos por la actividad minera que se desarrolla sobre el cauce principal y sobre algunos tributarios importantes de la cuenca media del rio Atrato, produzcan cambios significativos en la composición y estructura del ensamblaje fitoplanctónico, que pueden poner en riesgo la estabilidad trófica de los ecosistemas de humedal de la cuenca del Atrato.

2.5. Descripción del Área Problemática

Esta investigación se realizó en dos complejos cenagosos de la cuenca media del Atrato, el complejo cenagoso de Puné ubicado entre los 5°41'13" N y 76°39'40" perteneciente al municipio de Medio Atrato y el complejo cenagoso de Sanceno ubicado entre los 5° 40' 59" N y 76° 39' 0" O en el municipio de Quibdó (Figura 1).

La cuenca del río Atrato está ubicada a los 5° y 8° de Latitud Norte y los 76° y 78° de Longitud Oeste (Ortiz *et al.* 2006) a una altura de 35 msnm, presenta una humedad relativa cercana al 86%, temperatura que oscila entre los 28° y 32 °C (Holdridge, 1996); la precipitación es de 8000 a 10749 mm anuales, lo que determina que el régimen de lluvias sea intenso y prolongado creando una vegetación de selva ecuatorial (IGAC, 2006).

Tabla 1: Coordenadas geográficas de los sitios de muestreos

Complejos de humedales	Ciénagas	Coordenadas
	Ciénaga La Plaza	N 5° 56' 5.0" W 76° 41' 18.6"
Complejo de Puné (Medio Atrato)	Ciénaga Arrastradero	N 5° 55' 38.3" W 76° 43' 00.8"
	Ciénaga Algamasa	N 5° 57' 13.1" W 76° 42' 10.5"
	Ciénaga La Grande	N 5° 44' 39.8" W 76° 42' 42.1"
Complejo Sanceno (Quibdó)	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"

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. El tramo final del río, presenta un extenso plano de inundación conformado por lagos (localmente denominados ciénagas) y canales meandricos de conexión entre ellas y el cauce principal del río (Jaramillo & Jiménez, 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.

Según Rangel (2004), la parte media del río Atrato pertenece a una zona con balance hídrico húmedo a muy húmedo (112 a 248) y el municipio del Medio Atrato se encuentra incluido en la unidad de llanuras aluviales (0 a 50 msnm). En la zona existen suelos del dique que son generalmente franco arcillosa - limosa, suelos del palmar que presentan una acidez muy fuerte y un alto contenido de materia orgánica y suelos de las colinas fuertemente ondulado desarrollados a partir de materiales sedimentarios como areniscas, lutitas y limolitas. (Figura 1).

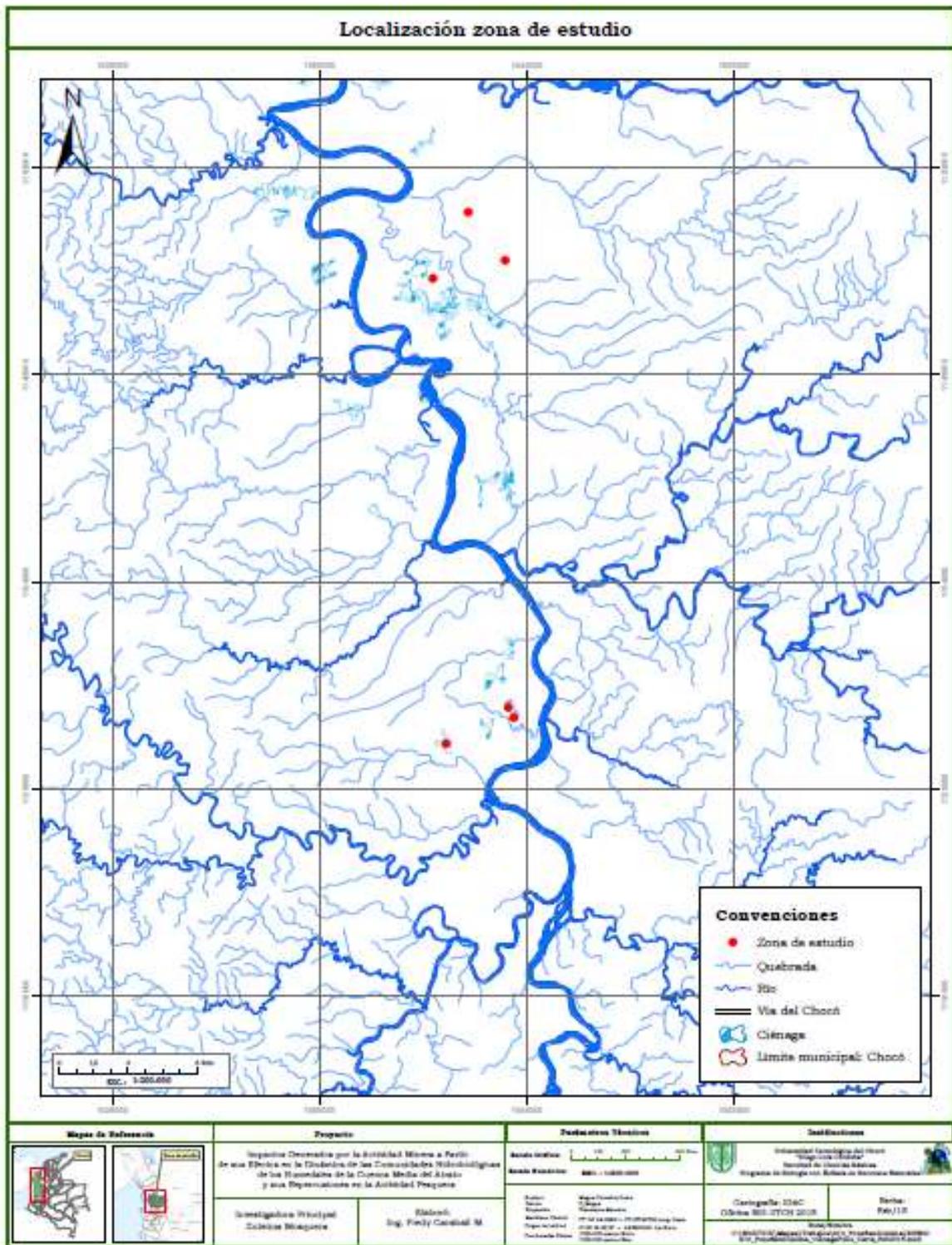


Figura 1: Zona de estudio: corregimiento de Puné (Medio trato) y Sanceno (Quibdo).

Fuente: Córdoba -Aragón, K.E. 2018

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

Estudiar el ensamblaje fitoplanctónico de dos complejos cenagosos afectados por la actividad minera en la cuenca media del Atrato, Chocó - Colombia

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la composición taxonómica del ensamblaje fitoplanctónico en dos complejos cenagosos afectados por la actividad minera en la cuenca media del Atrato.
- Establecer la estructura numérica del ensamblaje fitoplanctónico en dos complejos cenagosos afectados por la actividad minera en la cuenca media del Atrato.
- Analizar la dinámica fisicoquímica del agua en dos complejos cenagosos afectados por la actividad minera en la cuenca media del Atrato.

4. MARCO TEORICO

4.1. Fitoplancton

Según Pulido (2015) el fitoplancton constituye el conjunto de microorganismos fotosintéticos adaptados a vivir parcial o continuamente en la columna de agua, que utilizan la radiación solar como fuente de energía para la síntesis de materia orgánica (fotoautotróficos), y que están habilitados para desarrollar todo su ciclo vital suspendidos en las aguas abiertas de los sistemas lenticos (Reynolds, 2006). Las características fisicoquímicas, la disponibilidad de nutrientes y la temperatura, que actúa directamente sobre los organismos e indirectamente en la viscosidad del agua, son parámetros relevantes para esta comunidad (Wetzel, 1983; Margalef, 1983; Reynolds, 1984; Roldán y Ramírez, 2008).

Una de las principales características ecológicas del fitoplancton es la coexistencia simultánea de numerosas poblaciones de especies en un mismo hábitat, algunas de las cuales en determinados momentos presentan mayor dominancia, otras son especies comunes y una gran proporción son taxones raros (Ramírez, 2000). Por otra parte, los organismos fitoplanctónicos han desarrollado adaptaciones que les permiten mantenerse en suspensión, por ejemplo, mediante la formación de apéndices, la agrupación en colonias o filamentos, la reducción del tamaño, la presencia de vacuolas de gas o de gotas de aceite, la resistencia morfológica y la presencia de flagelos, entre otras estrategias (Ramírez, 2000 en Pulido, 2015).

La principal función ecológica del fitoplancton consiste en ser la entrada de energía al sistema a través de la producción primaria, por lo que se constituye en la base de la cadena trófica acuática. Por lo tanto, en función de esta comunidad se puede determinar el estado trófico de un sistema lentico en periodos recientes. Así mismo, el fitoplancton es un indicador potencial de la calidad general del agua por la gran diversidad de especies, la rápida tasa de crecimiento y la facultad de reaccionar casi inmediatamente ante los cambios ambientales (Roldán, 1992 citado en Pulido, 2015).

El fitoplancton de los sistemas tropicales es altamente diverso y puede desarrollar poblaciones densas que contribuyen con la vía detrítica e influyen en las condiciones fisicoquímicas del agua. De acuerdo con Pulido (2015) los grupos taxonómicos de algas predominantes en aguas dulces tropicales son (nomenclatura taxonómica según Guiry y Guiry, 2015):

4.1.1. Cyanobacteria: las algas verde-azules o cianofíceas, son los organismos procariotas del fitoplancton. Realizan fotosíntesis mediante pigmentos como la clorofila a, ficobilinas (ficocianina y ficoeritrina) y carotenoides. Los niveles de organización que presentan son unicelular, colonial y filamentoso (Arocena y Conde, 1999).

Para Pulido (2015) son predominantes las formas filamentosas y algunos filamentos presentan heterocistos y acinetos, células especiales cuya forma, número y posición son importantes caracteres taxonómicos (Parra y Bicudo, 1995). Los heterocistos son células especializadas para la fijación del nitrógeno atmosférico, mientras que los acinetos son células de resistencia, de mayor tamaño que las vegetativas, que se forman cuando las condiciones ambientales no son favorables (Arocena y Conde, 1999). Debido a que algunas especies tienen la capacidad de fijar nitrógeno de la atmósfera, se las asocia con aguas deficitarias en nitrógeno o ricas en fósforo. Son propias de condiciones ambientales estables (Pinilla y Duarte, 2006).

4.1.2. Chrysophyceae: clase principalmente de agua dulce, forma parte de las algas pardas, poseedoras de clorofila a y c. Otros pigmentos presentes son β -caroteno, xantofilas, luteína y diadinoxantina. Son organismos unicelulares o coloniales, con número variable de flagelos. Algunos géneros tienen escamas silíceas y otras cápsulas. Se asocian con aguas pobres en nutrientes, ya que en algunas especies su comportamiento trófico es similar al de los organismos heterotróficos. Tienen formas de resistencia, que se forman en el interior de la célula vegetativa y se rodean de una pared silícea con un poro (Parra y Bicudo, 1995 citados en Pulido, 2015).

4.1.3. Bacillariophyceae: clase de algas denominadas diatomeas, que presentan gran variedad de formas y tamaños, pero tienen la característica común de desarrollar conchas silíceas cuyos patrones de ornamentación son importantes en su taxonomía. La pared silicificada o valva consta de dos tecas, una superior o epiteca y una inferior o hipoteca, lo que en conjunto se denomina frústulo. Forman parte del grupo de algas pardas o doradas, que contienen clorofila a y c, β -caroteno, xantofilas y diatoxantina (Arocena y Conde, 1999 citados en Pulido, 2015).

Las células vegetativas no tienen flagelos, pero poseen cierta movilidad gracias al flujo de agua que pasa a través de perforaciones en sus paredes celulares. Son organismos principalmente unicelulares, aunque algunas especies son coloniales. Las células vegetativas carecen de flagelo, aunque presentan cierta movilidad gracias al flujo de agua que pasa a través de perforaciones en sus paredes celulares. Son organismos principalmente unicelulares y algunas especies son coloniales. Pueden alcanzar densidades muy altas, pero no forman manchas flotantes como las cianofíceas, debido a su alta tasa de sedimentación (Arocena y Conde, 1999 citados en Pulido, 2015).

4.1.4. Dinophyta: también denominados dinoflagelados o pirrófitos, las especies de este grupo están cubiertas por placas de celulosa con ornamentaciones características y están provistas de dos flagelos. Son poco apetecidas por el zooplancton. Los dinoflagelados, más diversos y abundantes, presentan clorofila a y c, β -carotenos y fucoxantina. Son organismos unicelulares que pueden formar cadenas. Tienen dos flagelos dispuestos transversalmente en un surco longitudinal (sulcus) y otro transversal (annulus), que les permiten una importante movilidad (Pulido, 2015).

La mayoría de las especies tiene por debajo de la membrana celular placas de celulosa en número y disposición específicos, algunas de las cuales presentan espinas o prolongaciones. Pueden desplazarse entre la capa superficial iluminada y la profunda de la columna de agua, alcanzando mayor desarrollo poblacional al final del período de estratificación. Según las condiciones ambientales, pueden ser autotróficas, heterotróficas o mixotróficas (Parra y Bicudo, 1995 citados en Pulido, 2015).

4.1.5. Euglenozoa: este grupo, principalmente de agua dulce, incluye organismos pigmentados y no pigmentados, pueden ser fotoautótrofos o heterótrofos. Aunque son fotosintetizadores, muchos pueden ser saprófagos (consumidoras de materia orgánica en descomposición), por lo que se las considera indicadoras de aguas ricas en materia orgánica. La heterotrofia, aún de los organismos pigmentados, es favorecida por la disponibilidad de materia orgánica, condición bajo la cual pueden desarrollar floraciones (Aracena y Conde, 1999 citados en Pulido, 2015).

Presentan clorofila a y b, β -carotenos y xantofilas. Los pigmentos se encuentran en cloroplastos discoidales, estrellados o en banda. Por debajo de la membrana celular presentan una película proteica. La mayoría de las especies son unicelulares muy móviles, de tamaño y forma variable. Algunas poseen una lóriga. Presentan varios flagelos, aunque generalmente dos (Aracena y Conde, 1999 citados en Pulido, 2015).

4.1.6. Cryptophyta: en este grupo, el cuerpo celular es asimétrico con caras dorsal-ventral y derecha-izquierda claramente definidas. La forma celular asimétrica resulta en un movimiento peculiar de vaivén durante la natación. La mayoría tienen un solo cloroplasto lobulado con un pirenoide central, aunque pueden tener dos. Poseen clorofila a y c2 (pero no clorofila b), así como ficobiliproteínas que se producen dentro de los tilacoides del cloroplasto. Presentan dos flagelos fijados apical o lateralmente en la base de una depresión. Cada flagelo es de aproximadamente la misma longitud que el cuerpo de la célula. Dependiendo de la especie, hay una o dos filas de pelos microtubulares unidos al flagelo (Reynolds, 2006 citados en Pulido, 2015).

4.1.7. Xanthophyta: algas unicelulares, coloniales, filamentosas o cenocíticas. Las especies móviles generalmente presentan dos flagelos desiguales subapicales. Poseen dos o más plastidios discoidales por célula, que contienen clorofila a. Las células son en su mayoría de color amarillo-verdoso debido a un pigmento accesorio predominante, la diatoxantina (Reynolds, 2006 citados en Pulido, 2015).

4.1.8. Chlorophyta: constituyen un grupo muy diverso. Son llamadas algas verdes por el color brillante de sus cloroplastos. Incluyen desde formas unicelulares hasta coloniales y de libre movimiento o adheridas a un sustrato (Pinilla y Duarte, 2006). Algunas especies unicelulares y coloniales presentan flagelos que les permiten cierta movilidad. Poseen clorofila a y b, carotenos y xantofilas y la mayoría presenta una pared celular con celulosa (Arocena y Conde, 1999 citados en Pulido, 2015).

Su diversidad morfológica y funcional permite la ocurrencia de estos organismos en aguas de muy variadas características, aunque en general se asocian con aguas ricas en nutrientes y con una relación N:P alta (Pinilla y Duarte, 2006 citados en Pulido, 2015).

4.1.9. Conjugatophyceae (=Zygnematophyceae): clase de algas unicelulares o filamentosas simples, las células no poseen flagelos, la reproducción sexual se da por conjugación, poseen gametos ameboides, plasmogamia y cariogamia separadas en el tiempo, y el cigoto forma una zigóspora. Las formas filamentosas no poseen plasmodesmos. La mayoría de géneros planctónicos son miembros de la familia Desmidiaceae, principalmente unicelulares con células que tienen un estrechamiento más o menos marcado en dos hemicelulas unidas por un istmo (Pulido, 2015).

4.2. Grupos morfofuncionales del fitoplancton

De acuerdo con su morfología, el fitoplancton puede clasificarse en distintos grupos funcionales que relacionan aspectos como la tasa de crecimiento, la velocidad de hundimiento, el tamaño de la población y la biomasa. Para hacer esta clasificación se tienen en cuenta aspectos morfológicos como la dimensión lineal máxima (DLM), el biovolumen (V) y la relación área superficial volumen (A/V) (Kruk et al. 2010). A continuación, se

mencionan las características de los siete grupos funcionales basados en la morfología de las micro algas, descritos por Kruk *et al.* (2010) (citados en Pulido, 2015):

Grupo I. Organismos pequeños con alta relación S/V: este grupo incluye individuos de tamaño pequeño, rápida tasa de crecimiento y alta abundancia numérica, pertenecientes a los taxones Chlorococcales, Chroococcales, Oscillatoriales, Xanthophyceae y Ulothricales. Están bien adaptados a la adquisición de recursos y a la pérdida rápida de individuos por hundimiento. A pesar de ser palatables, las pequeñas especies con una alta tasa de crecimiento podrían recuperarse rápidamente después de pastoreo intensivo. Este grupo muestra las máximas biomásas y abundancias numéricas de las comunidades fitoplanctónicas.

Grupo II. Organismos pequeños flagelados con estructuras exoesqueléticas silíceas: este grupo contiene sólo representantes de la familia Chrysophyceae. Estos organismos de pequeño tamaño, gracias a la motilidad conferida por los flagelos, pueden evitar el hundimiento y facilitar la toma de nutrientes. Los flagelos y espinas silíceas pueden reducir las pérdidas por pastoreo. Además de los rasgos morfológicos considerados, la producción de propágulos resistentes y la mixotrofia facultativa favorece a muchas de las especies de este grupo, para tolerar condiciones de bajas concentraciones de nutrientes. Sus poblaciones suelen presentar baja biomasa y no generan impactos negativos en la calidad del agua.

Grupo III. Grandes filamentos con aerotopos: las especies de este grupo (de los órdenes de Cianobacterias Nostocales y Oscillatoriales) son grandes y crecen lentamente, pero su alta relación A/V les confiere una mayor tolerancia a la limitación por baja intensidad de la luz. Por otra parte, la capacidad de algunos organismos de fijar nitrógeno los hace tolerantes a bajas concentraciones de este nutriente y el potencial de producir propágulos resistentes (hormogonios y acinetos) puede mejorar su tolerancia a la baja disponibilidad de nutrientes. Las bajas tasas de hundimiento pueden resultar de la presencia de aerotopos (vesículas de gas) y de una superficie alta en relación con el volumen, lo cual también facilita el acceso a los recursos. Su gran tamaño y el potencial de toxicidad dan a este grupo una mayor resistencia al pastoreo. La dominancia por parte de estos organismos puede tener efectos importantes en la calidad del agua, como consecuencia de la alta biomasa alcanzable y el potencial de formar floraciones tóxicas.

Grupo IV. Organismos de tamaño medio que carecen de rasgos especializados: en este grupo, las especies tienen tolerancias moderadas frente a la limitación de recursos y tasas de hundimiento moderado. Sin embargo, teniendo en cuenta que algunas de las especies de este grupo tienen tamaño pequeño y son de alta calidad como alimento, son susceptibles a altas pérdidas por pastoreo. Este grupo (conformado por organismos de los taxones

Chlorococcales, Oscillatoriales, Xanthophyceae y Zygnematophyceae) contiene especies que no generan amenazas para la calidad del agua.

Grupo V. Flagelados unicelulares de tamaño medio a grande: de manera similar al **grupo IV**, esta agrupación abarca una gran variedad de especies. Su tamaño y relación A/V moderados, junto con la presencia de flagelos, reduce las tasas de hundimiento. La motilidad también facilita la búsqueda eficaz de nutrientes, en conjunción con la producción de quistes, lo cual podría aumentar la tolerancia en condiciones de bajos nutrientes. Además, la capacidad de mixotrofia y fagotrofia de algunas especies les permite tolerar condiciones de menor disponibilidad de nutrientes disueltos. Su relativamente alta DLM y la presencia de flagelos pueden proporcionarles tolerancia sustancial contra el pastoreo. A este grupo pertenecen la mayoría de los taxones de Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Volvocales y Chlorococcales.

Grupo VI. Organismos no flagelados con exoesqueletos silíceos: este grupo contiene únicamente diatomeas (Bacillariophyceae). La presencia de una pared silíceea es probablemente el principal rasgo de estas especies. Debido a su alta densidad celular y la falta de motilidad, estos organismos se hunden rápidamente y se excluyen de aguas pobres en fuentes asimilables de sílice. Las diatomeas rara vez tienen efectos negativos sobre la calidad del agua pero su dominio en los embalses puede causar graves dificultades de filtración.

Grupo VII. Grandes colonias mucilaginosas: la presencia de mucílago, junto con lípidos y aerotopos en las colonias de mayor tamaño, les proporciona propiedades boyantes. Por otra parte, el mucílago puede ayudar a mantener un microambiente adecuado para las células y evitar el pastoreo. Su gran tamaño y volumen, y la baja relación A/V, hace que las especies de este grupo sean sensibles a un bajo suministro de recursos. Estas características, junto con el potencial para producir toxinas y sustancias alelopáticas, puede promover su proliferación. La gran biomasa poblacional que pueden alcanzar algunas especies en aguas superficiales las ubica en la categoría de algas “molestas”. A este grupo pertenecen especies coloniales de Chlorococcales, Chroococcales y Oscillatoriales.

4.3. Principales grupos de microalgas

4.3.1. Cianofitas

Las cianofitas, también llamadas cianobacterias, son microorganismos procarióticos que carecen de membrana nuclear. Presentan pigmentos fotosintéticos como la clorofila y carotenoides como las xantofilas (mixoxantina, flavacina, luteína y zeaxantina) y ficocianina un pigmento de color azul por el cual se les denomina como algas verde azules.

Las cianobacterias son en general organismos fotosintetizadores, pero algunas viven heterotróficamente. Estas microalgas comparten con algunas otras bacterias la capacidad de usar N_2 atmosférico como fuente de nitrógeno y pueden ser unicelulares o pluricelulares (López & Méndez, 2014).

La reproducción de las algas verde azules se lleva a cabo a través de división celular por fragmentación de colonias o de filamentos y por esporas. Presentan una pared celular similar a la de las bacterias, en el citoplasma se distingue una zona central o centro plasma donde se encuentra el ADN y otra periférica o cromo plasma donde están los corpúsculos con los pigmentos. Pueden vivir en ambientes acuáticos, sobre rocas y árboles, en aguas termales soportando temperaturas de hasta 90°C y en simbiosis con hongos formando líquenes (Lee, 2008 citado en López & Méndez, 2014).

4.3.2. Clorófitas

Son algas verdes que se encuentran distribuidas por todo el mundo y su tamaño comprende desde las microscópicas, unicelulares, hasta las grandes algas formadas por filamentos de considerable longitud. Todas contienen clorofila, lo que les permite sintetizar sustancias alimenticias a partir de materias minerales, adicionalmente tienen carotenoides como la luteína y su alimento los almacenan en forma de almidón (Lee, 2008 citado en López & Méndez, 2014).

Su reproducción puede ser sexual o asexual; incluso algunas especies presentan una reproducción con alternación de generaciones. El 90% de las clorófitas son de hábitat de agua dulce y el 10% de hábitat marino. Las especies de agua dulce son cosmopolitas y las marinas tienden a estar en aguas tropicales (Lee, 2008 citado en López & Méndez, 2014).

4.3.3. Diatomeas

Las diatomeas son un grupo de microalgas unicelulares pertenecientes a la Clase Bacillariophyceae. El tamaño de estas algas va desde menos de 10 micras de longitud hasta 1 mm de diámetro para las especies mayores, e incluso dentro de una misma especie la diferencia de tamaños puede alcanzar hasta unas treinta veces más su tamaño normal, como resultado de un característico método de reproducción. Son estrictamente autótrofas, presentan pigmentos fotosintéticos como la clorofila a y c y betacarotenos. Una característica especial de este tipo de algas es que se encuentran rodeadas por una pared celular única, hecha de sílice (dióxido de siliciohidratado) llamada frústula y que se pueden encontrar solitarias o conformando cadenas. En este último caso las diferentes especies presentan distintas estrategias o formas de unión entre las células (Tomas, 1997 citado en

López & Méndez, 2014).

La taxonomía de este grupo se basa en dos aspectos principales: la simetría y las características de su pared celular y constituyen el grupo más importante del fitoplancton debido a que contribuyen con cerca del 90% de la productividad de los sistemas acuícolas. Según López & Méndez (2014) estas micro algas predominan por sobre otros grupos fitoplanctónicos debido a que se ven especialmente favorecidas por los eventos de turgencia (Tomas, 1997) y se encuentran en todas las aguas marinas de los ecosistemas costeros (Moreno *et al.* 1996) debido a la elevada disponibilidad de compuestos inorgánicos (silicatos, nitratos y fosfatos) que estimulan su desarrollo (Hasle y Syvertsen, 1996; Lara-Villa *et al.*, 1996 citados en López & Méndez, 2014). Gran número de diatomeas mueren como consecuencia de los cambios estacionales, como por ejemplo aquellos que provocan el empobrecimiento local del material nutritivo, alteraciones medioambientales, su transporte por movimientos verticales del agua o bien al encontrarse localizadas por debajo de la zona eufótica, etc. (Werner, 1977 citado en López & Méndez, 2014).

De acuerdo con López & Méndez, (2014) el resultado de estas incidencias lleva a una acumulación de diatomeas muertas y de sus frústula en el fondo del mar y ello a su vez provoca que en determinadas zonas constituyan el principal componente del fango marino. La mayoría de las diatomeas acumulan aceites o ácidos grasos en vez de azúcares como producto final de la fotosíntesis, por lo que bajo condiciones excepcionales unos crecimientos particularmente de diatomeas pueden producir suficiente aceite como para llegar a formar una capa oleosa en la superficie del mar de varias millas de extensión (Werner, 1977 citado en López & Méndez, 2014).

4.3.4. Dinoflagelados

Los dinoflagelados son organismos unicelulares, los cuales corresponden a un grupo del fitoplancton marino de carácter cosmopolita. Se distribuyen en función de la temperatura, salinidad y profundidad, y sus características morfológicas y requerimientos nutritivos los hacen exitosos desde el punto de vista reproductivo, donde la estabilidad en la columna de agua es mayor y la concentración de nutrientes más baja (Tomas, 1997 citado en López & Méndez, 2014).

Los dinoflagelados fluctúan entre diversos tamaños, por lo que se les ubica dentro del micro plancton, y pueden ser divididos en dos grandes grupos diferenciados por la presencia o ausencia de placas de naturaleza celulósica en su pared celular o anphiesma. De acuerdo a esta característica se les denomina tecados o atecados, respectivamente.

Presentan cloroplastos en forma de discos o varillas con clorofilas a y c y algunas xantofilas específicas como la peridina (López & Méndez, 2014). Por tanto, las distintas combinaciones de pigmentos les proporcionan una coloración amarilla, pardo amarillenta, parda, verde azul, etc. Dentro de este grupo los representantes más comunes son los Gymnodiniales (dinoflagelados desnudos o desprovistos de caparazón) y los Peridinales (dinoflagelados con el cuerpo recubierto por un caparazón) (Tomas, 1997 citado en López & Méndez, 2014).

4.4. Composición de las microalgas

El contenido de lípidos, carbohidratos y proteínas de las microalgas es variable y puede ser manipulada mediante varios parámetros. En general, las cianobacterias tienen un contenido de hasta 20% en lípidos y la relación C: N puede variar entre 6 y 9 dependiendo de la especie. Según López & Méndez (2014) para determinar la composición de las microalgas se puede usar la siguiente fórmula $C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$, de donde se deduce que un kilogramo de micro algas contendría:

- 523,9 g de carbono
- 74,5 g de hidrógeno
- 296,5 g de oxígeno
- 92,2 g de nitrógeno
- 12,76 g de fósforo

También se señala que los tamaños de las algas eucarióticas varían entre 0,5-30 μm , mientras que las cianobacterias pueden llegar a medir hasta 200 μm (Ruiz, 2011 citado en López & Méndez, 2014).

4.4.1. Alimentación de las microalgas

Por lo general, las microalgas son organismos fotosintetizadores y son considerados como los productores primarios de biomoléculas sintetizadas a partir de la transformación de la energía luminosa a energía química. No obstante, no todas las especies de microalgas son fotoautotróficas (Romo, 2002). Ruiz (2011) (citado en López & Méndez, 2014) señala los siguientes tipos de alimentación para las microalgas:

a. Fotoautótrofa: Donde las microalgas obtienen la energía del Sol y el carbono de compuesto inorgánico (Ruiz, 2011).

b. Fotoheterótrofa: Estas microalgas obtienen la energía del sol y emplean compuesto orgánico como fuente de carbono (Ruiz, 2011).

c. Mixotrófica: Son microalgas capaces de crecer bajo procesos tanto autótrofos como

heterótrofos, de manera que la fuente de energía es tanto la luz como la materia orgánica y el carbono lo obtienen tanto de compuesto orgánico como inorgánico (Ruiz, 2011).

d. Heterótrofa: Los compuestos orgánicos proporcionan tanto la energía como la fuente de carbono. Es decir, existen algas que pueden desarrollarse bajo ausencia de luz, como por ejemplo *Chlorella protothecoides* (Ruiz, 2011).

Según Romo (2002) (citado en López & Méndez, 2014), algunas microalgas fotoautótrofas tienen la capacidad de obtener la energía heterotróficamente dependiendo de sus necesidades, alternando en la utilización de la energía lumínica y la transformación a la energía química utilizando dióxido de carbono como sustancias orgánicas y que, además, algunas han sido etiquetadas como “fotoautótrofa obligadas”. Por tanto, algunas de estas especies pueden transformarse en heterótrofas cuando los niveles de nutrientes se encuentran sustancialmente arriba o por debajo de las condiciones naturales.

4.4.2. Reproducción de las Microalgas

La multiplicación de las microalgas ocurre generalmente por reproducción asexual (simple división celular). En este tipo de reproducción las micro algas crecen acumulando abundante materia orgánica y cuando ha logrado duplicar su material, se divide en dos microalgas más pequeñas que contiene, cada una, la misma información genética para efectuar de nuevo el ciclo (López y Catzim, 2010 citado en López & Méndez, 2014). En condiciones de cultivo, la reproducción de las microalgas se lleva a cabo mediante mitosis y su crecimiento puede ser limitado por los niveles de nutrientes inorgánicos, así como por la deficiente manipulación en las unidades de cultivos (Prieto et al., 2005 citado en López & Méndez, 2014). Los ciclos de vida de las microalgas son cortos, por tanto, pueden desarrollar la formación de esporas de resistencia o de células de reposo para sobrevivir en situaciones desfavorables (López y Catzim, 2010).

4.4.3. Características Adaptativas de las Microalgas

Los grupos que conforman a las microalgas presentan individuos con notables similitudes morfológicas como repuesta adaptativa al medio físico en el que habitan. Las características adaptativas que presentan las microalgas están relacionadas con la resistencia al hundimiento y con la habilidad para absorber rápidamente nutrientes cuando estos se encuentran disponibles o para acumularlos intracelularmente cuando escasean. Por ello, a fin de mantenerse en la capa iluminada de las aguas naturales, sólo las formas más pequeñas tienden a ser redondeadas y las medianas y grandes muestran algún grado de alargamiento o poseen apéndices, prolongaciones, cuernos, espinas y otras estructuras que

aumenta tanto la fricción con el agua como la relación superficie/volumen para la absorción de nutrientes (López y Catzim, 2010).

4.4.4. Importancia económica y ecológica de las microalgas

Las algas son de gran importancia ambiental ya que fijan más del 40% del carbón de la tierra, además de ofrecer a la biósfera una considerable proporción de oxígeno (Bitog et al., 2009). Las algas son muy atractivas para el propósito de producir varios compuestos de interés comercial ya que no tienen que competir con tierras de cultivo y pueden hacer uso de residuos como fuente de nutrimentos. Las microalgas marinas son utilizadas para consumo humano y para la producción de alginatos, agar y carragenina. Así mismo son de gran interés para la producción de compuestos de alto valor agregado como algunos pigmentos y biodiesel (Bitog *et al.*, 2009 citado en López & Méndez, 2014).

4.5. Factores reguladores del crecimiento

Las condiciones ambientales como: la luz, temperatura, pH, entre otras afectan el crecimiento y la asimilación de nutrientes en las micro algas, (Stevenson J. *et al.* 1996 citados en López & Méndez, 2014). La luz es la fuente de energía que lidera las reacciones fotosintéticas, por lo que la calidad, cantidad y fotoperiodo deben ser considerados al trabajar con micro algas ya que estas varían de acuerdo al tipo, afectando al crecimiento y a la síntesis de compuesto orgánicos como lípidos, carbohidratos y proteínas, Asimismo si la intensidad de la luz es muy fuerte se da el efecto de fotoinhibición, disminuyendo su crecimiento. (Barsanti & Gualtieri, 2006 citados en López & Méndez, 2014).

La temperatura también regula el metabolismo de las microalgas, así como también la composición de la biomasa y la velocidad de crecimiento, siendo el rango óptimo para la mayoría de micro algas, entre 18 y 22° C (FAO, 2008 en López & Méndez, 2014).

Con respecto al pH, el rango óptimo de la mayoría de micro algas se encuentra entre 7 y 9 (FAO, 2009), siendo soportables valores mayores a éstos, ya que valores ácidos generalmente causan muerte de las micro algas. También afecta a la solubilidad de varios compuestos en el medio de cultivo, por lo que a un pH elevado disminuye la asimilación de ciertos metales traza (Richmond A, 2004). Diversos valores de pH ocasionan disociación de ciertas sales en sus componentes, pudiendo estos últimos tener efecto tóxico o inhibitorio para el crecimiento microalgal (González A, 2000; López & Méndez, 2014).

La turbulencia es de gran relevancia ya que permite una distribución homogénea de las microalgas en su medio, facilita la asimilación de nutrientes y captación de la luz, mejora el

intercambio gaseoso y posee función termorreguladora (González A., 2000). La salinidad regula el crecimiento principalmente en base al ósmosis, siendo muy variable entre microalgas y puede ocasionar efectos letales (González A, 2000; López & Méndez, 2014). Dentro de los nutrientes esenciales para el crecimiento de las microalgas, se destaca el carbono, cuya fuente principal es el dióxido de carbono, el cual representa aproximadamente el 50 % en peso seco (Chiu Y., 2009 citado en López & Méndez, 2014). El nitrógeno representa el 7-10% en peso seco y forma parte de moléculas esenciales como proteínas, clorofila, ácidos nucleicos, entre otros (Richmond A., 2004 citado en López & Méndez, 2014). El fósforo también es otro macronutriente importante que interviene en los procesos metabólicos para un crecimiento y desarrollo normal de las microalgas, generalmente constituye el 1% en peso seco (Richmond A., 2004). Otros macronutrientes son el azufre, potasio, sodio, hierro, magnesio y calcio; mientras que los elementos traza pueden ser boro, cobre, manganeso, zinc, molibdeno, cobalto, vanadio y selenio (Richmond A., 2004).

4.6. Propiedades particulares de las microalgas

Medianamente la biomasa está constituida por 20-30% de lípidos, de 40-50% de proteínas y de la parte restante subdividida entre los carbohidratos, que en algunas especies pueden llegar hasta el 55% de la biomasa, y otros compuestos de importancia menor (Borowitzka 1988, Benemann et al., 1998; Spolaore *et al*, 2006; López & Méndez, 2014). Las microalgas se constituyen así en el producto del más eficiente estado de producción de biomasa en el ciclo de la naturaleza, siendo reconocidas como un excelente recurso medioambiental y biotecnológico (Borowitzka, 1988; Benemann et al., 1998; Spolaore *et al*. 2006; López & Méndez, 2014)

En contraste a la mayoría de las bacterias y el total de los hongos y levaduras, las microalgas por su capacidad fotosintética pueden alcanzar grandes rendimientos solamente con energía solar adecuada y una fuente de carbono como el CO₂ o bicarbonatos, además de nutrientes de fácil disponibilidad (Olguín, 1984; Behrens, 1999; López & Méndez, 2014).

Algunas especies de microalgas pueden crecer sobre sustrato orgánico, en presencia o ausencia de luz (Travieso y Benítez, 1998; Behrens, 1999; Miao y Wu, 2006; citado en López & Méndez, 2014). La capacidad de estos microorganismos de poder crecer en ambientes diferentes y adversos a muchos otros organismos vegetales, es debido a la variedad excepcional de lípidos y de otros compuestos inusuales, que están en condiciones de sintetizar (Guschina y Hardwood, 2006; López & Méndez, 2014).

Entre los distintos grupos de organismos fotosintéticos, las microalgas resultan ser uno de los más eficientes en utilizar la energía solar. Por lo general, las plantas superiores presentan una eficiencia fotosintética alrededor del 2% o también menos, mientras que las microalgas, gracias a su simplicidad estructural tienen una eficacia fotosintética claramente superior y según las condiciones ambientales y de cultivo, pueden alcanzar hasta 4-8% de eficiencia fotosintética. Así por ejemplo, se tienen estimaciones de productividades tan altas como 60-80 ton. De peso seco / ha/ año; en contraste con cultivos convencionales que producen del orden de 10-30 ton/año. Esta característica las hace extremadamente productivas (Olguín, 1984; Kojima y Lee, 2001; Salazar-González, 2006 citados en López & Méndez, 2014).

Las microalgas son convertidores mucho más eficientes de la energía solar que cualquier planta terrestre conocida, porque crecen en la suspensión donde tienen el acceso ilimitado al agua y acceso más eficiente al CO₂ y a los nutrientes. En general, los cultivos en gran escala son más simples y baratos, de importancia particular es que las microalgas pueden ser cultivadas todo el año, y cosechadas continuamente (Salazar-González, 2006; López & Méndez, 2014).

Pueden crecer en tierras marginales de las regiones áridas del mundo, en ambientes salinos e hipersalinos de baja calidad o en aguas residuales cargadas de nutrientes, que no son buenas para la irrigación agrícola o el consumo para seres humanos o animales (Derner et al., 2006). Así, los cultivos no compiten con la agricultura tradicional por cantidad o calidad de suelos (Thomas, 1983; Ciferri y Tiboni, 1985; Hall, 1986; Richmond, 1986c; López & Méndez, 2014).

Para citado López & Méndez (2014) Los cultivos algales también tienen una consumición del agua, más baja que la requerida por los cultivos tradicionales (Vieira, 2004). Si uno considera que el agua usada se puede utilizar luego para la irrigación, los cultivos algales son aún más ventajosos (Vieira, 2004). Las micro algas crecen al igual que las bacterias, es decir, de manera exponencial (Derner *et al*, 2006). Presentan un crecimiento muy rápido, ningún vegetal terrestre da un crecimiento de ese tipo. Y por ser organismos unicelulares, su biomasa entera posee los productos de interés, a diferencia de las plantas superiores en las que los productos recuperables se encuentran en sitios u órganos específicos, lo que dificulta su extracción (Cohen, 1993; Richmond, 1986; Romero, T. y Suarez, G. 2001; Romero y Otero, 2004; Derner et al., 2006). Debido a esto, la inducción fisiológica para la producción de compuestos de interés comercial como proteínas, lípidos glicerol, pigmentos, enzimas y biopolímeros es fácilmente realizable (Cohen, 1993; Richmond, 1986; Romero,

T. y Suarez, G. 2001; Romero y Otero, 2004; Derner et al., 2006), constituyéndose en un valioso recurso medioambiental y biotecnológico (Ciccarone, 1997, Albarracín et al. 2004, Albarracín et. al., 2005).

A partir de la escasez de alimento en el mundo, entre 1935-1940, surge el interés de desarrollar sistemas algales tendientes a encontrar nuevas fuentes de proteínas. Entre las diferentes fuentes no convencionales de proteínas, las microalgas probablemente tengan la más larga historia (Venkataraman y Becker, 1985 citados en López & Méndez, 2014). Durante la II Guerra Mundial científicos alemanes empezaron a cultivar microalgas masivamente para obtener lípidos y proteínas, reconociendo a la biomasa algal como un suplemento alimentario importante (Venkataraman y Becker, 1985 citado en López & Méndez, 2014). Además, las microalgas juegan desde los años 40 un papel importante en acuicultura (Goldman, 1979; Soeder, 1986 citado en López & Méndez, 2014). Consecuentemente, en los años 60 fue notable el éxito obtenido con la producción comercial del *Chlorella* en Japón y Taiwán como alimento natural (Soong, 1980; Lee, 1997 citados en López & Méndez, 2014). Por otro lado, para resolver problemas de contaminación ambiental y reciclaje de residuos, se comprueba que las microalgas juegan un papel importante en la transformación de la materia orgánica de las aguas residuales y agua tratada que puede utilizarse para riego (Shelef et al, 1978 citado en López & Méndez, 2014).

4.7. Principales usos de las microalgas

A nivel industrial las algas marinas se utilizan para la producción de fertilizantes, hormonas vegetales, antifúngicos y herbicidas. También se elaboran abonos y mejoradores del suelo por su alto contenido de hormonas y nutrimentos básicos (Robledo, 1990; Guzmán del Proo, 1993). Uno de los productos más rentables extraídos de las algas son los ficocoloides (alginatos, carragenanos y agar) los cuales se utilizan como gelificantes y emulsificantes, en la industria alimenticia, cosmética, farmacéutica, bacteriológica y bioquímica (Hoppe et al., 1979; Chapman y Chapman, 1980; Castro, 1997 citados en López & Méndez, 2014).

Farmacológicamente se han utilizado en tratamientos de parasitosis, desórdenes gastrointestinales, hipertensión, problemas urinarios e hipercolesterolemia y actualmente se emplean algunas algas en la medicina homeopática y naturista (Martínez, 1991). (González et al., 1991) explican que es posible el uso de las algas marinas en la alimentación animal utilizándolas como complemento para la dieta de ovejas, vacas y gallinas, ya que elevan la cantidad y calidad de la lana, leche, huevos, aumentan la fertilidad y reducen las enfermedades infecciosas. (Rodríguez, 1995) informa sobre estudios realizados en Israel,

los cuales muestran los grandes beneficios del empleo de las algas como alimento para peces, bivalvos y aves, por contener altas cantidades de aminoácidos, ácidos grasos, minerales y vitaminas (López & Méndez, 2014).

4.8. Eutrofización

Uno de los componentes biológicos clave del desarrollo de los procesos eutróficos es el incremento de los productores primarios (Dolbeth et al., 2003; Höfle et al., 1999 y Western, 2001) donde el fitoplancton juega un papel determinante. El incremento en la concentración de nutrientes favorece el crecimiento de ciertas poblaciones de fitoplancton (Carpenter y Cottingham, 1997; Howarth et al., 2000; Muylaert et al., 2002; Sohrin et al., 1997; Weisner et al., 1997; Weithoff et al., 2000), que son responsables de una elevada actividad fotosintética que conduce a la producción de gran cantidad de biomasa y de oxígeno disuelto (Smith y Smith 2001). Posteriormente, las microalgas sirven de alimento para una segunda respuesta a nivel de los consumidores primarios, dando lugar a una “explosión” del bacterioplancton (Höfle et al., 1999) que es responsable de consumir gran parte del oxígeno disuelto del agua (generando condiciones de anoxia) (López & Méndez, 2014).

Usualmente (López & Méndez, 2014) también se incrementa la cantidad de sólidos en el agua, aumentando la turbidez del medio reduciendo la incidencia de la radiación fotosintéticamente activa (Fontúrbel, 2004; Smith & Smith, 2001), ocasionando un efecto en cascada sobre grupos clave de animales y plantas del medio acuático (Achá & Fontúrbel, 2003).

Puesto que no todas las especies de fitoplancton existentes en los ecosistemas lénticos y que están expuestos a procesos eutróficos presentan las mismas características de tolerancia al cambio de la concentración de nutrientes, este proceso usualmente va acompañado de una reducción de la diversidad (López & Méndez, 2014), se reduce la equitatividad de la comunidad en un aparente control de tipo bottom-up, (Fretwell, 1977; Fretwell, 1987; Mengue, 1992; Mengue, 2000), donde tienden a predominar ciertos grupos eurioicos, en desmedro de la reducción y/o desaparición de otros, afectando así al conjunto de la comunidad. En este sentido, dependiendo de la naturaleza de los contaminantes que se originen en el proceso eutrófico, se presentan ciertos grupos característicos que se han manifestado como buenos indicadores ambientales (Terrel y Bytnar 1996).

4.9. Floración algal

Las aguas con alto contenido de nutrientes (eutrofizadas) u otros residuos químicos (contaminadas) alteran la composición de la biota (Hallegraeff, 1992; Paerl, 1996; López &

Méndez, 2014), donde una de las respuestas inmediatas y evidentes es la disminución de la diversidad de las comunidades fitoplanctónicas, lo cual favorece el incremento de las especies más aptas para crecer en estas condiciones especiales (Hallegraeff, 1992; Paerl, 1996; López & Méndez, 2014). Las floraciones algales son una consecuencia de la eutrofización y pueden ser desarrolladas por diversas especies de fitoplancton pertenecientes a las Clases Bacillariophyceae (diatomeas), Chlorophyceae (algas verdes), Dinophyceae (dinoflagelados), Chrysophyceae, Cryptophyceae o Cyanophyceae (cianobacterias) (Hallegraeff, 1992; Paerl, 1996; López & Méndez, 2014).

Las especies fitoplanctónicas se desarrollan muy rápidamente, algunas de ellas ante condiciones favorables se dividen varias veces al día y responden fácilmente a los cambios de las condiciones ambientales, lo que provoca explosiones de fitoplancton (Bayard y McConnaughey, 1975; López & Méndez, 2014). Este fenómeno puede suceder en cualquier tiempo y lugar siempre que se den las condiciones locales favorables, con frecuencia existen varios afloramientos entre la primera y última manifestación primaveral; en algunas localidades costeras, en condiciones especiales, se producen también floraciones invernales (Bayard & McConnaughey, 1975; López & Méndez, 2014). Durante estos afloramientos la cantidad de fitoplancton puede duplicarse en el día, produciendo grandes acumulaciones de billones de células hasta que el empobrecimiento del material nutritivo de las plantas y la disminución del crecimiento a causa de las poblaciones zooplanctónicas que se desarrollan con mayor lentitud, disminuyen paulatinamente el aumento de la población, provocando un equilibrio o un fuerte descenso del fitoplancton total en la zona, que es reemplazado por zooplancton (Bayard & McConnaughey, 1975; López & Méndez, 2014)

Durante las floraciones se incrementan las interacciones entre las algas y otros microorganismos de su entorno. Algunos de éstos pueden ser patógenos y están representados por bacterias, hongos, ciliados y ameboides que se sitúan dentro de las colonias, en las vainas de los filamentos, en las cápsulas o en los microambientes formados por la agrupación de organismos. Las floraciones de algunos géneros algales (*Microcystis*, *Anabaena* y *Aphanizomenon*) se caracterizan porque se agrupan formando grandes unidades coloniales. Las interacciones pueden ser azarosas e inespecíficas como en el caso de bacterias y amebas encontradas en el mucílago de *M. aeruginosa* (Paerl, 1988 citado en López & Méndez, 2014). Pueden ser muy específicas como la asociación entre *Pseudomonas aeruginosa* y los heterocistos (células especializadas para la fijación de nitrógeno atmosférico) de *Anabaena oscillarioides*.

Si bien estas asociaciones son mutuamente beneficiosas entre los organismos planctónicos,

pueden tornarse nocivas para organismos de niveles superiores, ya sea por consumo o contacto. Un bloom puede ser muy favorable a la producción piscícola si la especie que lo provoca constituye una buena fuente de alimento, como, por ejemplo, los bloom de Clorófitas, o bien, por el contrario, pueden ser muy desfavorables si están producidos por algas no asimilables para los organismos consumidores y que a su vez desvían una cantidad importante de materia que no es aprovechada por la cadena trófica (es el caso del bloom de Cianófitas) (Paerl, 1988 citado en López & Méndez, 2014).

Tras la aparición de un bloom se observa generalmente una fase de crecimiento seguida de una desaparición casi total de fitoplancton, llamada die-off (Paerl, 1988 citado en López & Méndez, 2014). Existen varias hipótesis que justifican las causas de esta desaparición brutal, entre otras, Smith (1988 citado en López & Méndez, 2014) ha observado en ciertos casos de die-off la presencia de agentes patógenos, bacterias y virus que provocan la destrucción de las células. Este mismo autor atribuye la aparición de estos fenómenos a la respuesta ante acontecimientos como deficiencias de nutrientes que pueden paralizar la formación de las proteínas y entrañar una fotólisis de las células, o bien reducir sus defensas quedando más susceptibles a un ataque bacteriano o viral. (Boyd et al., 1978 citado en López & Méndez, 2014) explican los die-off como alteraciones debidas a variaciones en las condiciones meteorológicas, tales como la sucesión de períodos de fuertes ensolamientos, con vientos al inicio, seguidos de algunos días de calma, etc. Por tanto, podemos decir que los die-off pueden ser provocados o estar favorecidos por alguno de estos factores, actuando solos o bien en combinación unos con otros.

4.9.1. Organismos que desarrollan floración algal

Las floraciones pueden ser desarrolladas por diversas especies de fitoplancton pertenecientes a las Clases Bacillariophyceae (diatomeas), Chlorophyceae (algas verdes), Dinophyceae (dinoflagelados), Chrysophyceae y Cryptophyceae dentro de las algas eucariotas, y Cyanophyceae (cianobacterias) como procariota (Parra et al. 1986 citado en López & Méndez, 2014).

Son muchas las especies de cianobacterias que desarrollan floraciones en ambientes de agua dulce, salobre o marina. En la tabla 1 se encuentran los géneros de cianobacterias de aguas continentales (dulce y salobre), que han registrado floraciones tóxicas con mayor frecuencia a nivel mundial. Se destacan *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* y *Nodularia*, por su amplia distribución y por los efectos sobre otros organismos debido a la presencia de toxinas, denominadas genéricamente cianotoxinas (Parra et al., 1986 citado en López & Méndez, 2014).

4.9.2. Floraciones de cianobacterias

Las cianobacterias son frecuentes formadoras de floraciones en aguas continentales eutrofizadas (especialmente con altos niveles de nitrógeno y fósforo), siendo indicadores del deterioro de la calidad ambiental (Margalef, 1981; Reynolds y Walsby, 1975; Reynolds, 1987; López & Méndez, 2014). Algunas especies de este grupo (*Microcystis* spp, *Anabaena* spp, *Aphanizomenon*spp) desarrollan floraciones fácilmente visibles debido a que las células se acumulan en la superficie de la columna de agua, formando una capa densa de algunos centímetros de espesor y de un color verde flúor característico (Margalef, 1981; Reynolds y Walsby, 1975; Reynolds, 1987). Estas especies ascienden a la superficie en un lapso de minutos a horas cuando la columna de agua se estabiliza, debido a la presencia de vacuolas de gas protoplasmáticas. Dicha estabilidad se da en condiciones de vientos menores a $3 \text{ m}^{\text{s}^{-1}}$, de modo que en menos de 24 h un ambiente turbulento pasa a un estado estable y permite la acumulación de la floración en la superficie (Margalef, 1981; Reynolds y Walsby, 1975; Reynolds, 1987 citado en López & Méndez, 2014). Las floraciones de otras cianobacterias (*Planktothrix*spp, *Oscillatoria* spp, *Planktolyngbyas* spp.) no se acumulan en la superficie sino en niveles más profundos y menos iluminados (Reynolds et al, 1983), o permanecen dispersas en la columna de agua, por lo que no siempre son visibles a simple vista (Reynolds et al, 1983 citado en López & Méndez, 2014).

4.9.3. Causas que favorecen y controlan el desarrollo de floraciones de cianobacterias.

Los factores que favorecen el desarrollo de floraciones de cianobacterias, así como sus efectos, se resumen en la. Para crear las condiciones favorables al desarrollo de una floración basta con que estén presentes algunos y no todos los factores mencionados, dependiendo de las características naturales de los sistemas acuáticos (Reynolds *et al.*, 1983; López & Méndez, 2014). Tal como se presenta a continuación:

1) La carga excesiva de nutrientes en el agua, principalmente de nitrógeno (N) y fósforo (P) son, fundamentales para la vida de los organismos, el exceso de alguno de ellos transforma al otro en un nutriente limitante para el crecimiento algal, de modo que solo aquellas especies capaces de desarrollar determinadas estrategias podrá superar esa carencia y alcanzar densidades muy altas. Cuando estas condiciones no ocurren, la floración desaparece y da lugar a otros organismos. Este proceso de enriquecimiento puede verse acelerado por la participación del hombre mediante aportes producto de las actividades industriales, rurales y a los residuos domésticos. El control de estos aportes hace posible la disminución de las floraciones y hasta la desaparición del fenómeno (Parra *et al*, 1986; López & Méndez, 2014).

2) Otro factor determinante es la intensidad luminosa que generalmente va asociado al incremento de la temperatura y a la duración del día solar. La luz tiene incidencia directa sobre el metabolismo algal, de modo que al aumentar la intensidad luminosa también aumenta la actividad fotosintética y la demanda de nutrientes. En consecuencia, se produce un incremento de la biomasa de las células algales que ocasiona el incremento de las poblaciones de determinadas especies. Cuando la floración se acumula en la superficie de la columna de agua, se produce un sombreamiento sobre el resto de las especies dispersas en los niveles inferiores y con ello una limitación de su crecimiento. Además, la alta intensidad luminosa también puede producir fotoinhibición en algunas especies y ocasionar la muerte y sedimentación de las algas acumuladas en la superficie. Por otra parte, el aporte de sedimentos mediante fuentes difusas incrementa la turbidez de la columna de agua limitando el crecimiento algal. En este sentido, las especies de cianobacterias que poseen vacuolas de gas regulan su posición en la columna de agua y permanecen en las capas superiores iluminadas, donde pueden desarrollar floraciones (Parra *et al*, 1986; López & Méndez, 2014).

3) El aumento de la temperatura del agua por sobre los 20 °C favorece el desarrollo de las cianobacterias, ya que incrementa las tasas de crecimiento y de reproducción celular. La mayoría de las floraciones de este grupo se registran durante períodos cálidos a excepción de *M. aeruginosa* que se reporta como una especie que desarrolla floraciones en ambientes con temperatura < 20 °C (Parra *et al.*, 1986). Otro efecto del aumento de la temperatura está relacionado con la estratificación de la columna de agua debido a que al incrementarse la temperatura de las capas superficiales se forma un gradiente vertical de densidad que resulta en la estratificación de la columna de agua. En ausencia de viento o con baja turbulencia (velocidad del viento menor a 3 m s⁻¹) se acelera el proceso de sedimentación de las partículas (incluidas especies de algas), el agotamiento de los nutrientes y la acumulación superficial de las cianobacterias. En algunos sistemas, los altos tiempos de residencia del agua determinan la anoxia (ausencia de oxígeno) de los niveles más profundos y con ello la liberación de compuestos químicos reducidos desde el sedimento, constituyendo un incremento de la carga interna de nutrientes al sistema. Por otro lado, los cuerpos de agua con bajo tiempo de residencia (< 10 días) como los sistemas fluviales (ríos) o los embalses con tasas de renovación altas, impiden el establecimiento de las condiciones ambientales favorables al crecimiento de las cianobacterias (Parra *et al*, 1986; López & Méndez, 2014).

4) La turbulencia, que generalmente está asociada a la presencia del viento, determina una

disminución de la transparencia del agua por aumento de la turbidez en ambientes someros (re suspensión), actuando como un factor controlador de las floraciones, ya que ocasiona una disminución de la tasa de fotosíntesis y de la biomasa algal. Cuando la intensidad del viento ocasiona la mezcla de la columna de agua, impide la acumulación de las cianobacterias en la superficie y favorece la resuspensión de los nutrientes. Por otra parte, la distribución y ubicación de una floración en un cuerpo de agua tiene relación también con la dirección del viento antes y/o durante el acontecimiento. Las floraciones se acumulan en las bahías hacia donde sopla el viento y/o en las zonas protegidas (Parra *et al*, 1986; López & Méndez, 2014).

5) Entre las causas no controlables se mencionan la presencia de especies capaces de desarrollar floraciones y los efectos debidos a las interacciones entre las comunidades planctónicas. Un ejemplo claro es el efecto de la predación ejercida por el zooplancton sobre las especies de fitoplancton competidoras con las cianobacterias por algún recurso (nutrientes, luz). Cuando esto ocurre, la ausencia del competidor establece un nicho que es rápidamente colonizado por las cianobacterias y permite el desarrollo de la floración (Parra *et al*, 1986; López & Méndez, 2014).

6) Factores adicionales como la disminución en la concentración de carbono inorgánico disuelto en el agua con el consiguiente incremento del pH, también favorece el desarrollo de floraciones. Este incremento del pH puede estar dado por las características naturales del sistema (aguas duras) o por los efectos del crecimiento de la comunidad fitoplanctónica. En este sentido, la incorporación de carbono que las algas toman como CO₂ disuelto en el agua mediante la fotosíntesis, determina un cambio en la concentración de iones debido a la disminución del carbono disponible, un aumento del pH y una limitación para el crecimiento de muchas especies de algas, excepto las cianobacterias (Parra *et al*, 1986; López & Méndez, 2014).

4.9.4. Procesos asociados a actividades humanas más relevantes que determinan las floraciones

1) Los aportes puntuales, provenientes de aguas residuales domésticas o industriales no tratadas, que son vertidas directa o indirectamente a los sistemas acuáticos.

2) Los aportes difusos provenientes de aguas de escorrentía debido al lavado de suelos de áreas cultivadas y fertilizadas, de suelos deforestados o de campos con ganadería (ya sea extensiva, tambos, etc.).

3) La aridez de regiones próximas o dentro de la cuenca hidrográfica, o los efectos similares debidos a suelos sin vegetación.

4) El manejo de los flujos de salida (manejo de las compuertas de las represas) mediante el cual es posible regular el tiempo de residencia del agua en los embalses.

4.9.5. Consecuencias de las floraciones de cianobacterias

En aguas dulces y estuarinas, las floraciones son indicadoras de un proceso de eutrofización acelerada, a la vez que ocasionan perjuicios con relación a los diversos usos del recurso. Entre los efectos más destacables de estos fenómenos se mencionan:

1) Para López & Méndez (2014) la presencia de cianotoxinas y el consiguiente riesgo de intoxicación de los seres vivos en contacto con el fenómeno. Como ejemplo: las floraciones de *M. aeruginosa*, especie cosmopolita que también desarrolla floraciones tóxicas, producen efectos negativos sean o no tóxicas. Cuando estos fenómenos se dan en cuerpos de agua destinados a usos humanos, como fuente de agua potable, recreación, baños, etc., ocasionan importantes perjuicios desde el punto de vista sanitario y estético (Codd et al., 1989; Falconer, 1996, 1999; Falconer y Humpage, 1996). La toxina de esta especie, microcystina, es una hepatotoxina potente, 100 veces más que el cianuro (Pizzolón, 1996). La ingestión de agua con altas concentraciones de cepas tóxicas de esta alga ocasiona la muerte de animales (desde pequeñas aves a ganado) (Carmichael, 1981; Falconer, 1993, 1996; Frazier et al., 1998; Neering, 1993; Vasconcelos, 1999) y/o efectos acumulativos crónicos que pueden producir la muerte por la formación de tumores hepáticos (Chorus y Bartram, 1999). Se estima que una dosis de efecto letal para el hombre requiere el consumo de 5 litros de agua con una densidad de algas de 2.10^5 cel ml⁻¹. Si bien esta densidad es fácilmente alcanzable en una floración, el aspecto del agua provoca un natural rechazo que constituye una defensa para el potencial consumidor (Pizzolón, 1996).

Sin embargo, los animales no hacen ninguna distinción, por lo que constituyen las víctimas mortales más numerosas por intoxicación con cianotoxinas. También se han registrado efectos nocivos de diferente gravedad en seres humanos (Carmichael, 1981; Chorus y Bartram, 1999; 1996; Falconer y Humpage, 1996; Pizzolón, 1996) a causa del contacto, ingestión o inhalación de la microcystina. Se consideran de mayor riesgo los efectos debidos a la ingestión de dosis sub-letales de toxina, ya sea en forma disuelta dada su presencia en cuerpos de agua destinados a potabilización y/o recreación, o por consumo de organismos acuáticos en contacto con floraciones tóxicas (Falconer, 1996; Freitas et al., 2001; Laurén-Määttä et al., 1995; Neehring, 1993; Williams et al., 1997 citados en López

& Méndez, 2014).

2) Otro efecto de las floraciones de cianobacterias se relaciona con la alta productividad primaria de la comunidad planctónica (Falconer, 1996; Freitas et al., 2001; Laurén-Määttä et al., 1995; Neehring, 1993; Williams et al., 1997). Esto determina, por un lado, un incremento en el consumo de oxígeno debido a la respiración de las algas y especialmente de los microorganismos degradadores de esa biomasa. Por otra parte, se produce una alteración de las propiedades químicas del agua, especialmente del pH, debido al consumo del carbono que puede volverse limitante para el desarrollo de otras micro algas. Esto favorece la disminución de la diversidad de la biota del sistema (Falconer, 1996; Freitas et al., 2001; Laurén-Määttä et al., 1995; Neehring, 1993; Williams et al., 1997 citados en López & Méndez, 2014).

3) El mayor consumo de oxígeno que se produce cuando la floración sedimenta, frecuentemente ocasiona la anoxia en los niveles más profundos del cuerpo de agua. Este efecto puede determinar la muerte de la fauna ictícola (peces), especialmente los que viven próximos al sedimento. También está asociado a la liberación de nutrientes reducidos desde el sedimento, junto al desarrollo de bacterias sulfactantes y la liberación de SH₂ (gas sulfhídrico) (Chorus y Bartram, 1999).

4) La liberación de SH₂ determina que el agua tenga un olor y sabor desagradable, además de resultar un compuesto tóxico para la biota del sistema. El fuerte olor y sabor del agua y de los organismos acuáticos, puede también estar asociado a la presencia de compuestos volátiles (Geosmina y 2- methyl-isoborneol o 2-MIB) sintetizados por algunas especies de cianobacterias y/o hongos (actinomicetes). Estos productos dificultan y encarecen los tratamientos de potabilización del agua, que conjuntamente con las toxinas disueltas, deben ser totalmente removidos del sistema. También pueden ser causantes de mal sabor en los productos de pesca, limitando su consumo (López & Méndez, 2014); (Chorus y Bartram, 1999).

5) Las floraciones de cianobacterias afectan a los organismos acuáticos por algunas de las causas antes mencionada o por otros efectos mecánicos o bioquímicos, ya sea colmatando mecánicamente las agallas de los peces e impidiendo el intercambio gaseoso, intoxicando directamente a los organismos o indirectamente a través de la cadena trófica (Chorus y Bartram, 1999); (López & Méndez, 2014).

4.9.6. Floraciones tóxicas

Algunas cepas de cianobacterias sintetizan metabolitos secundarios que tienen efectos tóxicos sobre la biota (Chorus y Bartram, 1999). Estos metabolitos tóxicos, denominados genéricamente cianotoxinas, comprenden un variado grupo de moléculas de diferentes características. Son básicamente neurotoxinas, dermatotoxinas, gastrotoxinas y hepatotoxinas (López & Méndez, 2014). En el hombre pueden causar desde ligeros malestares digestivos hasta muerte por asfixia o deshidratación (Carmichael, 1981; Falconer, 1999; Sivonen, 1996).

5. ANTECEDENTES O ESTADO DEL ARTE

5.1. El fitoplancton como componente esencial de investigaciones limnológicas

A partir de la convención de Ramsar en 1971 se inició un movimiento mundial sobre el conocimiento, la conservación y el uso racional de los humedales. En esta misma década, comenzó a nivel nacional el estudio de las ciénagas. Squires y Riveros (1971) estudiaron algunos aspectos de la biología del Ostión (*Crassostrea rhizophorae*) y su producción potencial en la Ciénaga Grande de Santa Marta y, Dahl (1971) investigó sobre los peces del norte de Colombia, realizando inventarios de biodiversidad, en los cuales se incluyeron algunos cuerpos cenagosos. Aunque el trabajo pionero más reconocido en las citas científicas es el realizado por el investigador francés Ducharmé (1975) quien llevo a cabo estudios limnológicos en varios cuerpos de agua colombianos, incluyendo las ciénagas.

El componente autotrófico del plancton presenta un mayor número de investigaciones, lo cual se puede generalizar a todos los ecosistemas acuáticos del país. Este fenómeno puede deberse a un mayor número de investigadores dedicados a este ensamble, además por el hecho que al ser fundamentales en la cadena alimenticia su caracterización es indispensable para cualquier tipo de investigación ambiental.

De las evaluaciones del fitoplancton se pueden mencionar algunas generalizaciones, tales como el hecho que la mayoría de los organismos reportados son de carácter cosmopolita (lo que puede estar asociado al uso de claves elaborados en otras latitudes); en la época de aguas bajas se presenta una tendencia al aumento de la densidad de las cianofíceas y clorofíceas, aunque en los sistemas amazónicos son las euglenofíceas las especies que se ven favorecidas en esta época; dependiendo de la morfometría de la cubeta se pueden presentar diferencias horizontales en la estructura del ensamble; los ensambles algales responden a la composición química del agua; se presentan cambios en el biovolumen del fitoplancton, el perfil de abundancias y los índices comunitarios respecto al pulso de inundación, pero no se ha evaluado hasta ahora la relación entre las variables morfométricas y el ensamble fitoplanctónico.

La importancia que tiene el estudio del fitoplancton radica en generar el conocimiento sobre este grupo de productores primarios, que se encuentra entre los primeros eslabones de la cadena alimenticia de los ecosistemas acuáticos, ya que sirve de alimento a organismos mayores como son larvas y peces planctófagos (Arino, *et al.*, 2004).

5.2. Estudio del fitoplancton a nivel mundial

A nivel internacional se distinguen publicaciones importantes sobre el fitoplancton entre las que sobresalen las siguientes:

Entre las primeras investigaciones sobre fitoplancton sobresalen las realizadas en el Golfo de California, las cuales se llevaron a cabo a inicios del siglo XX, siendo la institución SCRIPPS, la primera en realizar descripciones y en reportar concentraciones de células por litros para una amplia red de estaciones (Cuupp y Allen, 1938) (citados en Ayala, 2008). Posteriormente el IPN realizó un estudio donde enumeró una cantidad de especies reportadas como nuevos registros para esta área principalmente dinoflagelados provenientes de zonas cálidas ecuatoriales (Osorio-Tefall, 1942; Gilbert y Allen, 1943; y Round, 1967) (citados en Ayala, 2008). Klement (1964) observó número y abundancia de las especies de *Protoperdinium*, frente a las costas de San Blas, Nayarit, hasta la región del norte del golfo de California.

Martínez-López *et al.* (2001) en el golfo de California, México documentaron la primera aparición de una proliferación algal del dinoflagelado *Prorocentrum minimum*, asociado con la mortalidad de algunas especies de peces.

Según Vélez – Azañero (2016) las microalgas y cianobacterias como indicadores son importantes en ambientes continentales acuáticos (Lobo *et al.*, 1995; Licursi & Gómez, 2003; Lobo *et al.*, 2004; Medina *et al.*, 2012) por su tolerancia y sensibilidad a los cambios ambientales, y por sus ciclos biológicos reducidos (Meybeck *et al.*, 1992; Roset *et al.*, 2001) Gómez *et al.* 2001. Contaminación y biodiversidad en ecosistemas acuáticos. El fitoplancton de la bahía de Santiago de Cuba. Revista de Investigaciones Marinas. 22: 191-197. Franco *et al.* 2003. Fitoplancton del río alto andino "Kaño" - Tacna (Cordillera suroccidental del Perú). Ciencia & Desarrollo. 7: 49-55. Composición y distribución del fitoplancton en aguas costeras ecuatorianas durante la niña (septiembre 2001)". En este sentido, se han realizado diversas e importantes investigaciones sobre la diversidad de comunidades zooplactónicas y fitoplanctónicas y su relación con la calidad del agua en ambientes lóticos de gran importancia tales como el río Lurín, el río Chillón y el río Rímac (Iannacone *et al.*, 2013; Ruiz *et al.*, 2007; Alvarino & Iannacone, 2007; Yucra & Tapia, 2008).

De acuerdo con Dobal (2011) sobre cambio climático sobresalen los trabajos de: Domis *et al.* (2007), quienes realizaron estudios para analizar la respuesta global del fitoplancton al aumento de la temperatura. Evidencias experimentales y análisis de series históricas que permiten concluir que las cianobacterias podrían ser beneficiadas por el aumento de la temperatura (Reynolds, 2006; Domis *et al.* 2007; Paerl & Huisman, 2008). Fomento de la dominancia de cianobacterias y la formación de floraciones algales tóxicas, con afectaciones a la salud humana (Huisman *et al.* 2004). Afectaciones de la cianobacterias a la salud humana en diversos países (Sant'Anna *et al.* 2005).

5.3. El fitoplancton en Colombia

Vale la pena resaltar que las primeras investigaciones limnológicas en el país se realizaron en la década del cincuenta. El primer reporte limnológico para Colombia se debe a los trabajos realizados por el profesor Joaquín Molano Campuzano, quién, por contrato con el ministerio de agricultura, realizó una serie de observaciones y estudios en varias lagunas y ríos, los cuales se centraron en mediciones fisicoquímicas del agua y en observación del plancton (Molano, 1954 citado en Roldán y Ramírez, 2008).

En Colombia, pese a contar con una gran cantidad de humedales, los esfuerzos investigativos han sido parciales y aislados. Arias (1985) presenta la primera síntesis hasta la fecha sobre el estado del arte en la investigación de ciénagas (lagos de planos inundables) en el país. Este trabajo trata sobre las ciénagas del río Magdalena, los tipos de ciénagas, la estratificación ecológica, aspectos de limnología física, química y biológica, esta última sección presenta un conocimiento general, excepto en el componente del perifiton, sobre el cual sólo se reporta información del zooperifiton, especialmente de larvas de insectos, algunos moluscos e hirudíneos. Posteriormente, Roldán (1992) en uno de los primeros libros de limnología escritos para el neotrópico apenas si menciona las ciénagas, presentando algunos datos sobre su origen, clasificación e importancia.

Ramírez y Viña (1998) en su libro presentan información fisicoquímica de varias ciénagas al igual que información biológica, especialmente sobre macrófitas y fitoplancton. En este trabajo se resalta que se empleó la información levantada en numerosas investigaciones ambientales realizadas por la empresa colombiana de petróleos (Ecopetrol) y contratistas, lo cual no es común en nuestro país, ya que tradicionalmente este tipo de investigación queda relegado a las oficinas gubernamentales y a unos pocos funcionarios (Montoya & Aguirre, 2009).

En este libro como ejemplo de estudio de los ecosistemas lénticos se emplean algunas investigaciones realizadas en las ciénagas de Tabarucú o San Pablo, San Marcos, Grande de Loricá y Ayapel. Se plantean algunas ideas tales como: 1) el cuidado que se debe tener con la aplicación de índices biológicos, 2) se deben hacer análisis más profundos sobre el concepto de eutroficación y su aplicación a nivel del trópico, 3) se plantean tres nuevos índices de contaminación del agua, 4) se aboga por el uso de la estadística multivariada en las investigaciones limnológicas y 5) se enfatiza en la necesidad de generar un sistema de colecciones biológicas para el país (Montoya & Aguirre, 2009).

Pasados 11 años de la publicación del libro *Limnología Colombiana: Aporte a su conocimiento, estadística y análisis* de Ramírez y Viña (1998), se han generado avances metodológicos, ya que hoy día es difícil de encontrar proyectos de investigación en ciénagas que carezcan de diseño experimental y que no presenten un tratamiento estadístico de la información; cada vez se da mayor importancia a los muestreos que tienen en cuenta las diferentes fases del régimen hidrológico, los gradientes ambientales, las réplicas y el

cumplimiento de las condiciones de cada prueba estadística seleccionada (Montoya & Aguirre, 2009).

Se han generado algunas revisiones sobre los humedales y sistemas de planos inundables de los principales ríos del país (Arias, 1977; Himat, 1984; Moreno y Fonseca, 1987; Donato, 1991, 1998; Duque, 1997, 1998; Guerrero, 1998; Naranjo *et al.* 1998) (Citados en Montoya & Aguirre, 2009). En 1999, el Ministerio de Medio Ambiente realizó un documento con las bases técnicas para la conservación y uso sostenible de los humedales.

Ramírez (2000) escribe un libro sobre el fitoplancton colombiano de agua dulce, en el cual presenta información de las ciénagas El Llanito, Lórica, Sonso, Betancí y Guarinó. Este mismo año Pinilla (2000) realizó una recopilación sobre los indicadores biológicos en los sistemas acuáticos continentales de Colombia, en la cual se discute sobre bioindicación y se realiza un listado de organismos acuáticos (fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados y bacterias) y su distribución espacial a lo largo del país, incluyendo varias ciénagas (Montoya & Aguirre, 2009).

Respecto al uso de los bioindicadores en este tipo de ecosistema, estos han sido poco empleados, ya que la mayor parte de los trabajos realizados en el país en este campo están asociados al empleo de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad biológica de los sistemas lóticos, aunque algo se ha trabajado sobre esta comunidad asociada a macrófitos, falta mucho por investigar en este sentido. En otras latitudes las diatomeas han sido empleadas como bioindicadoras en este tipo de ambientes, pero debido a la ausencia de interés, de escuelas de taxonomía-cladística y de financiación, la elaboración de inventarios de flora y fauna se encuentra en un estado incipiente, lo que no permite la implementación por el momento de este tipo de índices. Vale la pena mencionar que en la región amazónica colombiana es la zona donde se ha generado mayor número de publicaciones relacionadas con la taxonomía de las diatomeas en el país, lo cual se ha favorecido por el trabajo en conjunto entre el Instituto Amazónico de Investigaciones (Sinchi), la Universidad Nacional de Colombia e investigadores de la Universidad Nacional de la Plata (Argentina) (Montoya & Aguirre, 2009).

En el 2008, la Universidad de Antioquia realizó el primer congreso nacional de ciénagas y lagunas de Colombia, en el cual se presentaron 102 trabajos entre conferencias magistrales (13); carteles (6) y ponencias sobre limnología y calidad del agua (21), embalses, lagos, políticas y gestión ambiental (22); fauna (21) y funcionamiento de los ecosistemas (21). En este evento se evidenció que hay una diversificación de líneas de investigación sobre este tipo de ecosistemas; han aumentado el número de investigaciones y probablemente de investigadores, aunque son pocos los dedicados exclusivamente a este tipo de sistema; los estudios cortos son los más comunes y están relacionados con proyectos de grado y evaluaciones ambientales, por lo que estudios multianuales no han sido implementados y publicados, con excepción del programa de investigación en el complejo cenagoso de

Ayapel llevado a cabo por la Universidad de Antioquia, el cual lleva siete años de trabajo continuo en numerosas líneas de trabajo (Montoya & Aguirre, 2009).

Los estudios sobre las comunidades fitoplanctónicas en lagunas Someras de humedales son relativamente escasos si se los compara con Otras comunidades. La mayoría de estos estudios describen la composición del fitoplancton y las complejas interacciones dinámicas bidireccionales entre el río y las lagunas someras que se encuentran en su cuenca (García de Emiliani, 1997; Huszar y Reynolds, 1997; Train y Rodríguez, 1998; de Melo y Huszar, 2000). En este sentido se referencian varias investigaciones (Carmona, 1979; Vásquez y Sánchez, 1984; Rojas, 1993; Cuartas, 1999; Plata- Díaz et al, 2000; Cuesta, 2002; Galvis, 2004; Plata- Díaz et al., 2004; Restrepo et al., 2004; Gocke et al., 2004; Pinilla, 2006a; Hernández- Atilano, 2006; Marciales- Caro et al., 2008; Hernández- Atilano et al., 2006, 2008a, 2008b; Gómez et al., 2008; Palacio et al., 2008; Rejas et al., 2008; Salcedo-Rodríguez et al., 2008; Jaramillo y Duque, 2008; Leguízamo et al., 2008; Reyes et al., 2008; Plata et al., 2008; López y Ramírez, 2008; Pava et al., 2008; Pereira et al., 2008).

Entre los componentes del metabolismo de los ecosistemas acuáticos, la productividad primaria ha sido la que mayor atención ha recibido en las investigaciones en el país (Hernández, 1986; Hernández y Gocke, 1990; Ruiz, 1995; Duque, 1997; Cuartas, 1999; Tatis- Muvdi y Gutiérrez- Moreno, 2006; Marín, 2007; Pinilla, 2006b; Álvarez y Aguirre, 2008; Rodríguez et al., 2008; Granados et al., 2008; González y Briceño, 2008; Montoya-Moreno y Aguirre, 2009c). En este contexto, los resultados presentan oscilación en el nivel trófico de los cuerpos de agua respecto al pulso de inundación.

Sobre conservación (Hernández et al., 1980; Viña, 1989; García y Dister, 1990; CIA- CVS, 1990; Viña et al, 1991; Macera y Vidal, 1994; PROCÍENAGA 1994, 1995; Caballero y Durango, 1998; Botero y Salzwedel, 1999; MINAMBIENTE, 1999; CSB, CVS, CORPOMOJANA, CORPAMAG Y CORANTIOQUIA, 2002; Mendoza, 2002. Este tema de investigación es de origen más reciente, no obstante, tiende a presentar un enfoque más holístico de los ecosistemas, al integrar a las investigaciones limnológicas otros componentes como la fauna y flora terrestre y acuática y la evaluación de la dinámica de las poblaciones; se esboza una tendencia al uso sostenible de estos ecosistemas con fines ecoturísticos y la capacitación a pescadores y habitantes de la zona de influencia del cuerpo de agua.

Otro tipo de investigación que se ha realizado en los lagos de planos inundables (ciénagas) han sido los estudios de impacto ambiental, los cuales se popularizaron en este tipo de ecosistemas a partir de la década del ochenta con el inicio de los atentados contra los oleoductos. Tan solo en 1982 el oleoducto de Caño Limón-Coveñas recibió 52 atentados guerrilleros, lo que generó un derramamiento de 336.163 barriles de crudo (Viña et al., 1991a). Aparte de lo lamentable de este tipo de acciones, los estudios de impacto ambiental

no han sido ampliamente difundidos, por lo que esta información se encuentra guardada en varias instalaciones oficiales, lo que dificulta plantear tendencia sobre este tema.

Entre los estudios de la agremiación fitoplanctónica se destacan los realizados por Donato *et al.*, (1987) quienes establecieron la estructura, dinámica y distribución de la comunidad fitoplanctónica en una laguna del Fuquene en Cundinamarca Colombia. Gómez (2008) quien determinó la dinámica espacial y temporal de la comunidad fitoplanctónica en el sistema de lagos Yahuaraca, planicie de inundación del río Amazonas. Hernández *et al.*, (2008) quienes estudiaron la variación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en diferentes momentos del pulso hidrológico en la ciénaga de Ayapel.

Así mismo se destacan los estudios de Montoya & Aguirre (2010) sobre Dinámica de la producción primaria Fito planctónica en un lago tropical (ciénaga Escobillitas) a lo largo del pulso de inundación. Ayapel, Cordoba, Colombia. (Trabajo de Grado). Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental GAIA, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia. Apartado 1226, Medellín, Colombia. 87pp. Peña *et al* (2005) sobre Algas como indicadores de contaminación. Cali: Universidad del Valle. Y Salazar (2001) sobre Caracterización de la estructura fitoplanctónica en aguas del Pacífico colombiano y su relación con eventos asociados al fenómeno El Niño. Tesis de Biología con Mención en Biología Marina. Universidad del Valle, Cali, 59Pp.

5.4. El fitoplacton en el Chocó

A nivel regional son pocos los estudios realizados del Fitoplancton en el departamento del Chocó, pero se puede resaltar el trabajo de Asprilla *et al.*, (1998), en el cual se realizó una caracterización limnológica preliminar estudiando la ecología al plancton en la ciénaga Jotaudó. Cuesta & Cuesta (2001), quienes evaluaron la estructura del fitoplancton en dos profundidades en la ciénaga la Grande en el corregimiento la Loma de Belén; Peña & Pinilla (2002), estudiaron la composición, distribución y abundancia de la comunidad fitoplanctónica de la ensenada de Utria (pacífico colombiano); Mena (2010), quien analizo la producción primaria y estructura del fitoplanctónica de la ciénaga la grande corregimiento de Sanceno Quibdó chocó; Urrutia (2015) analizó la diversidad y distribución vertical de la comunidad fitoplanctónica y su relación con las variables fisicoquímicas en ciénagas de la cuenca media del río Atrato, Chocó-Colombia. Palma-Delly (2009), Producción primaria y estructura fitoplanctónica de la ciénaga La Grande corregimiento de Sanceno Quibdó-Chocó, Colombia. (Trabajo de Grado). Facultad de Ciencias Básicas, Universidad Tecnológica del Chocó, Quibdó, Chocó; 53 pp.

6. DISEÑO METODOLÓGICO

6.1. Unidad de Análisis

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

6.2. Unidad de Trabajo

En esta investigación la unidad de trabajo estuvo conformada por dos complejos cenagosos de la cuenca media del Atrato ubicados en los corregimientos de Puné y Sanceno, pertenecientes a los municipios de Medio Atrato y Quibdó respectivamente, en donde se escogieron tres ciénagas de cada complejo seleccionando ecosistemas entre mayor y menormente afectados por la actividad minera, en comparación con ecosistemas de buenas condiciones ecológicas, con el fin de estudiar el ensamblaje fitoplancton de ambos complejos.

6.3. Tipo de Investigación

La investigación se desarrolló mediante un enfoque cuantitativo, que comprendió un proceso de recolección y análisis de información, que pretendía en un primer momento empírico-analítico describir y analizar su ubicación en la cuenca media del Atrato y, los efectos de minería, en las especies que conforman el ensamblaje fitoplanctónico en los dos complejos cenagosos.

6.4. Diseño Metodológico

La fase de campo de esta investigación tuvo una duración de 2 meses (abarcando los dos periodos climáticos de la zona). En Cada campaña de muestreo se midió parámetros físicos, químicos, biológicos. El muestreo se llevó a cabo entre agosto y septiembre de 2013, a la altura de los corregimientos de Sanceno y Puné.

La fase de laboratorio tuvo una duración 6 meses en la que se hizo la fijación y homogenización de las muestras que permitió realizar el montaje de las placas para el análisis cualitativo, que permitiría la identificación taxonómica y el conteo de los organismos.

6.5. Determinación de la composición taxonómica del ensamblaje fitoplanctónico

Para determinar la composición, taxonómica del ensamblaje fitoplanctónico en cada uno de los complejos cenagosos se seleccionaron 3 ciénagas. En cada una de las cuales se ubicaron 3 puntos de muestreo. El tipo de muestreo que se llevo a cabo fue superficial, y tuvo una duración de 10 minutos. La colecta de los organismos fitoplanctónicos se realizó con una

red cónica simple con tamaño de poro de 30 μm , apertura de malla de 30cm de boca y 1 m de largo, mediante arrastres horizontales y circulares. Se tomaron las muestras de agua en frascos plásticos herméticos de 500 ml, las mismas fueron fijadas *in-situ* y se preservaron con formalina al 4 %, siguiendo la metodología descrita por Balech (1977); Pinilla (1995) y Ramírez (2000). Posteriormente fueron trasladadas al laboratorio de Limnología de la Universidad Tecnológica del Chocó (figura 2).



Figura 2: Colecta de organismos Fitoplanctónicos en los complejos de Sanceno y Puné

6.6. Análisis del ensamblaje fitoplanctónico en laboratorio

Para el análisis del ensamblaje fitoplanctónico en el laboratorio se utilizaron las muestras de agua (500 ml) tomadas en cada ciénaga y que fueron previamente fijadas; las cuales se homogenizaron y se tomaron submuestras de 250 ml; posteriormente fueron centrifugadas para obtener una muestra de 1 ml, correspondiente a 20 gotas. Se realizó el montaje en una

placa porta objeto y sobrepuesto un cubre objeto de 22 * 22 mm; se contó la totalidad del área comprendida bajo el cubreobjetos; este proceso se aplicó para cada estación. Para el análisis cualitativo de la muestra se utilizó un microscopio óptico marca ZEISS (Primo Star), el cual facilitó la visualización utilizando los objetivos de 40X y 100X, que permitían observar las características morfológicas de los organismos Fitoplanctónicos y hacer el conteo de los mismos (Figura 3). Cada muestra se analizó hasta contabilizar 150 células de la especie más abundante de acuerdo con metodología descrita por Ramírez (2000).



Figura 3: Proceso de centrifugado de las muestras e Identificación taxonómica del ensamblaje fitoplanctónico.

Para la identificación taxonómica de los organismos fitoplancton se utilizaron los trabajos y claves taxonómicas de Bicudo & Bicudo (1970), Bourrelly (1970, 1972, 1981), Whitford & Schumacher (1973), Precott (1973), Needham & Needham (1982), Parra *et al.*, (1983), Blanco & Sánchez (1984), Hino & Tunisidi (1984), Prescott (1984), Bold & Wynne (1985), Tell & Conforti (1986) Krammer & Lange - Bertalot (1991) Lange & Moser (1994), Ramírez (2000), Bicudo & Menezes (2006).

6.7. Análisis la dinámica fisicoquímica

Para el análisis de la dinámica fisicoquímica de los complejos cenagosos se tuvieron en cuenta algunas variables como: pH, oxígeno disuelto, alcalinidad, conductividad eléctrica, temperatura y sólidos totales disueltos, ésta se midió con un equipo multiparametrico marca HACH. La transparencia se midió con un disco Secchi, para el análisis del Nitrato,

Amonio y Fosfato se tomaron muestras de agua en botellas de 500 ml y se trasladaron al laboratorio de Limnología de la Universidad Tecnológica Del Chocó, donde estas se analizaron con un espectrofotómetro marca MERCK. Estas variables se midieron en los mismos puntos donde se hicieron las colectas del fitoplancton obteniendo perfiles de cada parámetro. Además, en cada punto de muestreo se midió la profundidad para conocer el nivel de agua (Figura 4).

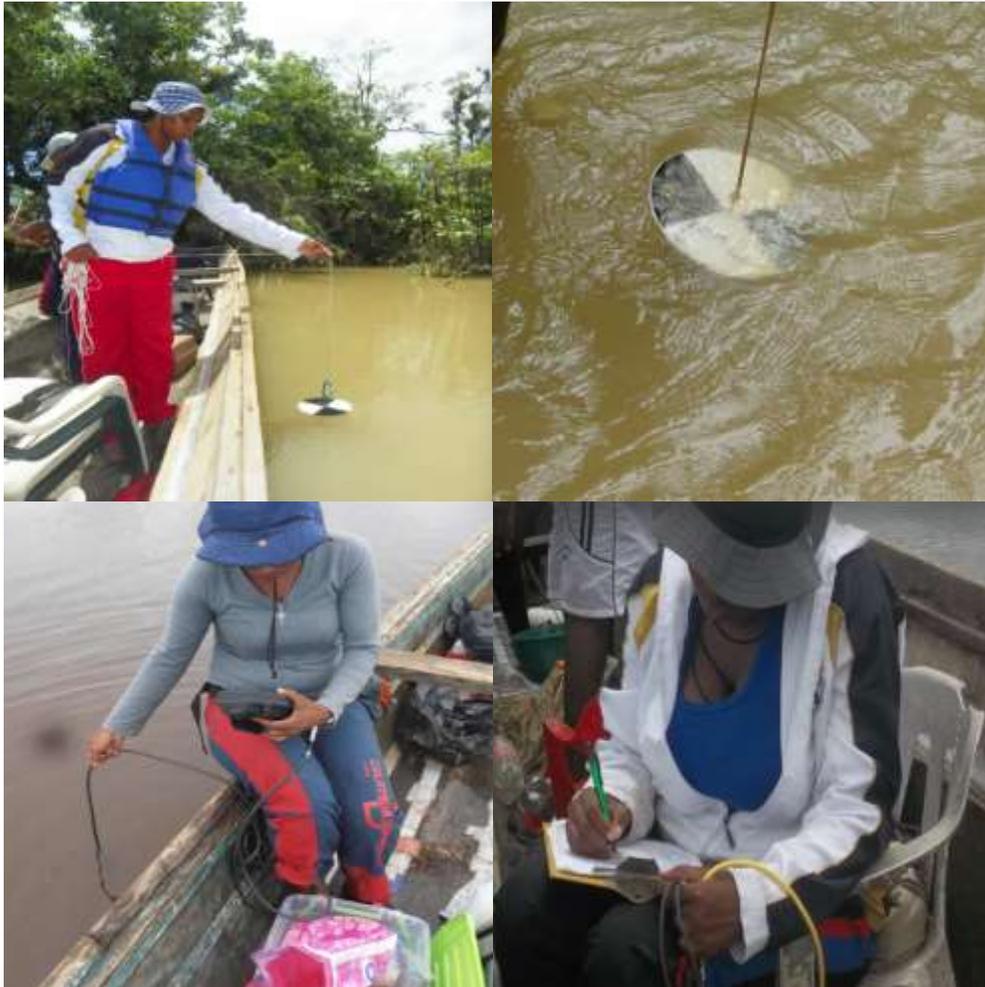


Figura 4: Toma y registro de análisis fisicoquímicos en los complejos de Sanceno y Puné.

6.8. Técnicas e Instrumentos

A cada una de las variables medidas dentro de los muestreos, se les aplicó un análisis exploratorio de datos, a través de la estimación de la media aritmética (\bar{X}) como medida de tendencia central y el coeficiente de variación de Pearson (CV), como medida de dispersión relativa.

La estructura y composición numérica se determinó mediante la utilización de los índices estadísticos de Diversidad de Shannon, Dominancia de Simpson, Riqueza de Margaleff y Equidad de Pielou. Para el análisis de datos se utilizó el programa Past versión 3.

Para establecer la similitud de los complejos como de 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 del ensamblaje fitoplanctónico estudiado.

La abundancia de organismos del fitoplancton entre complejos se evaluó con una prueba t, y finalmente se efectuó una correlación (análisis de correlación de Pearson, r) para evaluar la interacción entre las clases algales del fitoplancton y las variables fisicoquímicas e hidrológicas, previa verificación de los supuestos de normalidad en ambos grupos de datos. Todos los análisis fueron hechos en el programa STATGRAPHICS Plus 5.1.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1. Composición taxonómica del ensamblaje fitoplanctónico

En términos generales para esta investigación se identificaron 14.322 organismos fitoplanctónicos pertenecientes a 96 morfoespecies, 41 géneros agrupados en 13 clases y 6 divisiones y 28 familias. En ambos complejos la clase más representativa fue Euglenophyceae con el 41.09% de los individuos, mientras que a nivel de género los más abundantes fueron *Euglena* con el 17.24% y *Phacus* con el 17.16%. A nivel de clases Conjugatophyceae fue la que presentó mayor riqueza taxonómica con el 37% de las morfoespecies (Tabla 2).

Tabla 2: composición taxonómica de la comunidad fitoplanctónica de dos complejos cenagosos en la cuenca media del Río Atrato.

Clases	Morfoespecies	Complejo Puné			Complejo Sanseno			Total	%
		C. Plaza	C. Arrastradero	C. Algamasá	C. La Negra	C. Plaza Seca	C. La Grande		
Dinophyceae	<i>Peridinium ps</i>	17	0	0	0	0	0	17	0,12
	<i>Gyrodinium sp</i>	1	0	0	0	0	0	1	0,01
Conjugatophyceae	<i>Xanthidium sp</i>	0	0	0	301	3	0	304	2,12
	<i>Cosmarium pseudodisnea</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Cosmarium calcareum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Cosmarium archerianum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Cosmarium cucurbitinum</i>	0	0	0	1	4	0	5	0,03
	<i>Cosmarium undulatum</i>	0	0	0	9	0	0	9	0,06
	<i>Cosmarium parvulum</i>	0	0	0	0	0	1	1	0,01
	<i>Cosmarium dusenii</i>	0	0	0	0	5	0	5	0,03
	<i>Cosmarium pachydermum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Cosmarium margaritatum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Cosmarium pentulatum</i>	0	0	0	0	0	1	1	0,01
	<i>Bambusina brebissonii</i>	0	0	0	0	1	1	2	0,01
	<i>Euastrum cuspidatum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Staurastrum leptocladum</i>	0	0	0	1	0	0	1	0,01

	<i>Staurastrum paradoxum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Staurastrum urinator</i>	0	0	0	29	15	17	61	0,43
	<i>Staurastrum anisatum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Staurastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Triploceras verticillatum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Triploceras gracile</i>	0	0	0	0	2	0	2	0,01
	<i>Micrasterias radiosa</i>	0	0	0	0	2	0	2	0,01
	<i>Xanthidium armatum</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Actinotaenium speinospermum</i>	0	0	0	0	2	0	2	0,01
	<i>Pleurotaenium nodosum</i>	0	0	0	2	1	2	5	0,03
	<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	0	0	15	12	0	27	0,19
	<i>Closterium kuetzingii</i>	0	0	0	0	3	7	10	0,07
	<i>Closterium libellula</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Closterium rostratum</i>	0	0	0	0	6	0	6	0,04
	<i>Closterium sp1</i>	0	0	0	0	2	0	2	0,01
	<i>Closterium sp2</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	2	0	2	0,01
	<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01
	<i>Spirogyra sp.</i>	0	0	0	0	2	0	2	0,01
	<i>Cylindrocystis americana</i>	0	0	0	0	3	0	3	0,02
	<i>Gonatozygon brebissonii</i>	0	0	0	0	7	0	7	0,05
Xanthophyceae	<i>Centritractus belanophorus</i>	181	6	29	14	6	0	236	1,65
Chrysophyceae	<i>Dinobryon divergens</i>	727	19	0	145	0	0	891	6,22
	<i>Dinobryon cilindrico</i>	510	16	0	0	0	0	526	3,67
	<i>Dinobryon sertularia</i>	313	22	0	0	0	0	335	2,34
	<i>Dinobryon acuminatus</i>	56	8	0	0	0	0	64	0,45
	<i>Synurophyceae</i>								
	<i>Synura sp</i>	89	0	0	0	0	0	89	0,62
	<i>Mallomonas elongata</i>	2	9	1	0	0	0	12	0,08

Fragilariophyceae	<i>Fragilaria construens</i>	17	14	0	29	391	0	451	3,15	
	<i>Fragilaria sp1</i>	26	12	0	21	338	1	398	2,78	
	<i>Fragilaria sp2</i>	0	0	0	0	25	2	27	0,19	
	<i>Synedra ulna</i>	0	0	0	1	0	0	1	0,01	
Bacillariophyceae	<i>Cymbella sinuata</i>	0	0	1	0	0	0	1	0,01	
	<i>Cymbella prostrata</i>	0	0	0	2	0	0	2	0,01	
	<i>Surirella tenera</i>	181	9	34	210	374	41	849	5,93	
	<i>Surirella robusta</i>	7	1	8	0	37	701	754	5,26	
	<i>Eunotia minor</i>	0	1	1	0	0	0	2	0,01	
	<i>Eunotia glacialis</i>	0	0	0	4	0	0	4	0,03	
	<i>Eunotia sp</i>	20	0	0	0	1	0	21	0,15	
	<i>Diploneis elliptica</i>	1	0	0	0	0	0	1	0,01	
	<i>Pinularia formica</i>	0	0	0	0	0	1	1	0,01	
	<i>Pinnularia acrospharia</i>	28	20	43	15	15	2	123	0,86	
	<i>Frustulia rhomboides</i>	30	0	0	14	0	0	44	0,31	
	<i>Neidium productum</i>	0	0	0	1	0	0	1	0,01	
	<i>Navicula sobrensis</i>	0	0	0	0	1	0	1	0,01	
	<i>Navicula cuspidata</i>	0	0	0	2	0	0	2	0,01	
	<i>Navicula phyllepta</i>	0	0	0	4	0	0	4	0,03	
	<i>Navicula gregaria</i>	0	0	8	0	0	0	8	0,06	
	<i>Navicula radiosa</i>	3	0	0	0	0	0	3	0,02	
	<i>Navicula praeterita</i>	0	0	8	18	3	6	35	0,24	
	<i>Navicula ordinaria</i>	0	0	4	0	0	0	4	0,03	
	<i>Navicula vasta</i>	0	0	4	0	55	4	63	0,44	
	<i>Navicula crucicula</i>	1	0	2	0	0	0	3	0,02	
	<i>Navicula sp1</i>	23	0	0	1	0	0	24	0,17	
	<i>Navicula sp2</i>	0	0	0	1	0	0	1	0,01	
	Euglenophyceae	<i>Phacus orbicularis</i>	15	113	236	423	10	1161	1958	13,67
		<i>Phacus tortus</i>	0	1	14	0	0	0	15	0,10

	<i>Phacus longicauda</i>	46	23	222	51	29	68	439	3,07
	<i>Phacus brevicaudatus</i>	0	11	0	0	0	0	11	0,08
	<i>Phacus efevrei</i>	0	0	0	22	11	0	33	0,23
	<i>Phacus ps</i>	0	0	0	3	0	0	3	0,02
	<i>Trachelomonas superba</i>	0	77	0	0	0	0	77	0,54
	<i>Trachelomonas curta</i>	8	271	12	56	0	58	405	2,83
	<i>Trachelomonas mucosa</i>	0	417	18	32	1	5	473	3,30
	<i>Trachelomonas spinulosa</i>	0	0	0	1	0	0	1	0,01
	<i>Euglena acus</i>	288	528	471	275	0	276	1838	12,83
	<i>Euglena hemichromata</i>	10	48	0	10	0	0	68	0,47
	<i>Euglena polymorpha</i>	8	9	5	0	0	0	22	0,15
	<i>Euglena spirogira</i>	0	9	25	27	20	68	149	1,04
	<i>Euglena oxyuris</i>	0	3	0	0	0	0	3	0,02
	<i>Euglena proxima</i>	11	223	42	4	5	102	387	2,70
	<i>Estrombomonas</i>	3	0	0	0	0	0	3	0,02
	<i>Estrombomonas fluviatilis</i>	1	0	0	0	0	0	1	0,01
Chlorophyceae	<i>Sphaerocystis schrotri</i>	73	247	13	22	313	44	712	4,97
	<i>Oedogonium ps</i>	459	15	51	366	50	0	941	6,57
	<i>Coelastrum sp</i>	1	0	0	0	0	0	1	0,01
Trebouxiophyceae	<i>Trochiscia sp</i>	131	0	26	427	200	21	805	5,62
	<i>Oocystis sp</i>	0	0	0	46	0	352	398	2,78
Ulvophyceae	<i>Ulothrix subtilissima</i>	0	0	0	0	2	0	2	0,01
Cyanophyceae	<i>Calothrix fusca</i>	53	0	8	17	21	6	105	0,73
	Número de especies	3340	2132	1286	2622	1994	2948	14322	

La abundancia de los géneros *Euglena* y *Phacus* se debe probablemente a que estos se encuentran entre los más tolerantes a condiciones de polución, pudiendo encontrarse en cantidades suficientes como para producir floraciones o espumas de color brillante sobre el agua (Becerra, 2009). Además, son organismos ampliamente estudiados ya que tienen la capacidad de crecer en ambientes acuáticos que poseen altas concentraciones de materia

orgánica (Rehman, 2011), con una baja transparencia y un ambiente con alta concentración de oxígeno, condiciones observadas en esta investigación.

En cuanto a la riqueza taxonómica de morfoespecies representada por Conjugatophyceae se puede inferir que se debe posiblemente a que esta clase es muy abundante particularmente en ciénagas y ríos, y constituyen los organismos dominantes del fitoplancton en los ecosistemas acuáticos. Su metabolismo controla enormemente el flujo de energía y el ciclo de nutrientes en los ecosistemas, por sus niveles poblacionales y la variedad de tipos metabólicos (Salazar, 2001). Además, constituyen el componente principal en la productividad primaria, en los ecosistemas lenticos, y la mayoría de sus organismos son utilizados como indicadores de la calidad de agua (Roldan, 1992).

Se puede señalar que la proporción de especies abundantes se obtuvo una densidad total de 22 especies correspondiendo al 22,9%, mientras que las raras presentaron una densidad total de 51 especies representadas en el 53,1%, evidenciándose el mayor porcentaje en las especies raras. Margalef (1983), realiza un reporte sobre la importancia de las especies raras y que en muestras biológicas existe la tendencia a encontrarse pocas comunes y, la mayoría raras, pues tienen la capacidad de indicar diferencias en factores ambientales en el tiempo y el espacio. Además, es de importancia resaltar que estas especies suelen ser la causa de una fracción considerable de la riqueza total de una comunidad (Clarke & Warwick, 1994).

El complejo cenagoso con mayor abundancia de organismos fue Sanceno con una densidad total de 7.564 organismos, distribuidos en 11 clases, 23 familias, 35 géneros y 74 morfoespecies, donde la clase más representativa fue Euglenophyceae con 2.718 organismos con un porcentaje de 18.97%, siendo la familia *Phacaceae* la más abundante, junto con el género *Phacus* con 1.778 individuos (12.41%) dentro de las tres ciénagas estudiadas en este complejo; mientras que la clase menos representativa fue Ulvophyceae con solo 2 organismos representados en 0.01% (Figura 5).

El complejo cenagoso de Puné tuvo una densidad total de 6.758 individuos, representados en 11 clases, 21 familias, 23 géneros y 46 morfoespecies. La clase más abundante en este complejo fue Euglenophyceae, con 3.168 organismos obteniendo un porcentaje del 22.1%, junto con la familia *Euglenaceae* con 2.487 organismos correspondiente al 17.36%, el género *Euglena* es el más abundante con 1680 organismos (11.7%) mientras que la clase menos abundante fue *Dinophyceae* con un solo organismo (Figura 5).

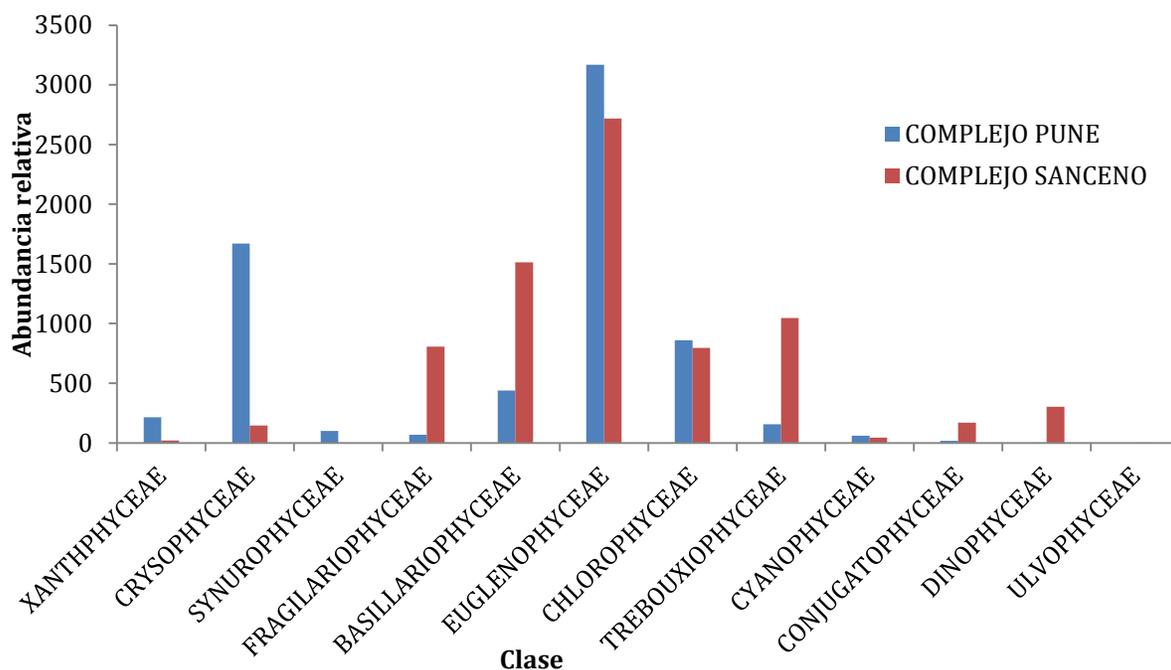


Figura 5: Abundancia total a nivel de clases de la comunidad fitoplanctónica en dos complejos Cenagosos estudiados.

La presencia de la clase Euglenophyta en cantidades elevadas en los dos complejos estudiados, posiblemente se debe al alto grado de eutrofización en el que se encontraban las ciénagas, y en este sentido, autores como Moreno-Ruiz *et al.* (2008) relacionan la abundancia de los miembros de clase, como una respuesta a considerables cantidades de materia orgánica, derivadas de las actividades urbanas, asociadas a descargas de aguas servidas. Además, los organismos de esta clase tienen la capacidad de ser indicadores de calidad de agua y de constituirse como el componente principal en la productividad primaria en las ciénagas (Roldan, 1992). Puede decirse que los organismos de esta división son casi enteramente dulceacuícolas, aunque unos pocos representantes son de ambientes estaurinos y marinos generalmente se encuentran en pequeños cuerpos de agua rica en materia orgánica (Lewis, 1978).

La abundancia de la familia Phacaceae en el complejo cenagoso de Sanceno y Euglenaceae en Pune al igual que sus géneros “*Phacus* y *Euglena*” se debe posiblemente a que los miembros de éstas, abundan en aguas ricas en materia orgánica, encontrándose durante todos los años (Margaleff, 1983) y constituyéndose como los primeros eslabones de la cadena alimenticia de los ecosistemas acuáticos, sirviendo de alimento a organismos mayores como son larvas y peces planctófagos (Arino, *et al.* 2004). Además, toleran condiciones de pululación por lo tanto son abundantes en algunos ecosistemas lenticos.

7.2. Estructura numerica del ensamblaje fitoplanctónico

A nivel general la diversidad presentó un valor promedio de 3,09 bits/ind, teniendo en cuenta que el valor del índice va de 0 a 5 y una dominancia de Simpson con un valor promedio de 0,93; riqueza de Margaleff de 9,92 y equidad de 0,67. Estos valores de diversidad están dentro de los ámbitos registrados para zonas inundables de ecosistemas dulceacuícolas colombianos, los cuales oscilan entre 2,5 - 4.0 bits/ind (Ramírez-Barón *et al.*, 2010). En cuanto a los complejos, la diversidad en el complejo cenagoso de Puné registra un valor de 2,28 bits/ind, mientras que en el complejo de Sanceno presenta un valor de 2,24 bits/ind), dando clara muestra de un deterioro en la calidad del agua que posiblemente se asocia con los efectos de la actividad minera que se llevan a cabo en toda la cuenca. Para el caso de la dominancias se reportan valores de 0,84 y 0,83 para cada complejo respectivamente (Tabla 3). Los valores de diversidad presentados en las ciénagas del complejo de Puné, indican una mejor calidad del agua en comparación con los ecosistemas del complejo de Sanceno; ya que por lo general las comunidades fitoplanctónicas sometidas a pocas perturbaciones presentan una diversidad más alta (Holzman 1993; Pádisak 1993; Reynolds 1993; Sommer 1993; Sommer *et al.* 1993).

Tabla 3: Indices de diversidad para los complejos de puné y sanceno

INDICES	Diversidad Shannon - Weaver	Dominancia de Simpson	Riqueza Margalef	Equidad de Pielou
General	3.09	0.93	9.92	0.67
Sanceno	2,79	0,90	8,28	0,64
Pune	2,86	0.91	8.10	0.74

De acuerdo con Margaleff (1995), los valores de diversidad reportados por este estudio hacen referencia a ecosistemas de baja diversidad, ya que según este autor los valores inferiores a 2 representan zonas de baja diversidad y los valores superiores a 5 son indicativos de alta diversidad. De la aplicación de la fórmula se obtuvieron resultados de 2,28 y 2,24 para Puné y Sanceno respectivamente, lo cual demuestra que estos complejos cenagosos presentan un ensamblaje fitoplanctónico con una ligera tendencia al decrecimiento, si se consideran los efectos de la actividad minera en la composición fisicoquímica de las aguas de estos ecosistemas, muy similar a lo que reportan Arango y Fonseca (1978) al referirse a las afectaciones que sufre esta comunidad, frente a las descargas de aguas servidas producto de las actividades humanas, que permiten la entrada de nutrientes y crean zonas de posible eutrafización que afectan algunas especies, disminuyendo la diversidad del ensamblaje (Campo, 2007). Lo anterior puede ser soportado en las afirmaciones de Webber y Roff (1996), al señalar que en ecosistemas con tendencias oligotróficas, este tipo de descargas traen como consecuencia el aumento de algunos organismos y la exclusión de otros, afectando la composición y abundancia del fitoplancton.

De acuerdo con lo anterior este estudio cobra importancia, al aportar información básica sobre la ecología del ensamblaje fitoplanctónico, si se consideran las afirmaciones del IIAP (2016) al resaltar que en el caso del departamento del Chocó, esta comunidad no ha sido estudiada en relación con su respuesta a las perturbaciones antrópicas, lo que hace difícil establecer relaciones con resultados de otros ecosistemas; en este sentido, cabe mencionar que los estudios de los impactos y efectos de la minería en los componentes ambientales, son recientes y aun insuficientes para lograr el entendimiento del cambio o la pérdida de la funcionalidad de los elementos que integran ecosistemas específicos como los acuáticos, situación que dificulta la toma de decisiones acertadas en materia de restauración.

La diversidad promedio es de 3,09 lo que significa que la riqueza dentro de la muestra analizada es moderada con una ligera tendencia a representar zonas en proceso de pérdida o disminución de su riqueza y abundancia, si se tienen en cuenta los planteamientos descritos por Campo & Duval (2014), al hacer referencia al valor de importancia de este índice.

El índice de dominancia de Simpson muestra resultados entre 0 a 1 en el cual los valores cercanos a 1 explican la dominancia de una especie por sobre las demás; son ecosistemas más homogéneos (Margale, 1995 en Campo & Duval, 2014). La dominancia dio como resultado 0,93, lo que sugiere que existe una o más especies dominantes, entre las cuales se distinguen para esta investigación *Euglena sp* y *Phacus sp* (figura 6), dentro de un ecosistema que presenta una tendencia hacia la homogenización de acuerdo con Campo & Duval (2014). Esto se puede evidenciar claramente en los reportes de abundancia, donde las especies de la clase Euglenophyta, representan el 41% de la abundancia total de individuos, seguidas de Bacillariophitas (13%), Crysophicea (12%) y Chlorophyceae (11%) que también están representadas de la misma forma.

El hecho de que *Euglena sp* y *Phacus sp*, hallan sido las especies más abundantes significa que las ciénagas que conforman los complejos de Puné y Sanceno, son ecosistemas que como consecuencia de la actividad minera están sufriendo transformaciones, en las que en algunos de ellos, se puede evidenciar la existencia de aguas con un porcentaje significativo de contaminación y cierta riqueza de materia orgánica que hacen referencia al deterioro del ecosistema, de acuerdo a lo descrito por Ramírez (2000) con relación a la ecología de estas dos especies.

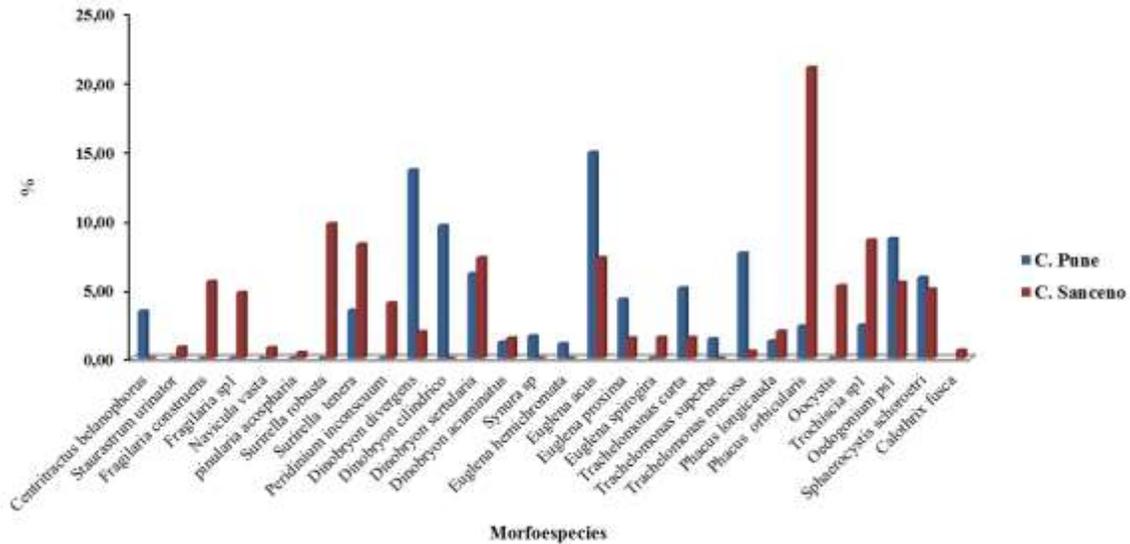


Figura 6: Abundancia relativa del ensamblaje fitoplanctónico en los complejos cenagosos de Puné y Sanceno.

El índice de equidad de Pielou posee valores que pueden variar de 0 a 1 siendo cercanos a 1 los que corresponden a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes. El resultado de la aplicación de este índice en el complejo de Puné fue igual a 0,74, mientras que para el complejo de Sanceno fue de 0,64 (Margaleff, 1995). De acuerdo con Campo & Duval (2014), estos valores sugieren situaciones de mayor homogeneidad en la abundancia de las especies del corregimiento de Puné, mientras que en Sanceno las condiciones de los ecosistemas permiten el desarrollo de abundancias muy desiguales.

7.2.1. Cambios en las estructuras de los complejos cenagosos

La composición de especies del ensamblaje fitoplanctónico analizada en los 6 ecosistemas cenagosos, evidenció niveles bajos de similitud que contrastan con las condiciones ecológicas de estos biotopos para otras épocas, si se parte de la premisa de que hace 15 años atrás, ambos complejos presentaban condiciones ecológicas muy similares de acuerdo con los relatos de pescadores experimentados y ancianos de la zona.

Al analizar la riqueza y la abundancia relativa del ensamblaje fitoplanctónico de ambos complejos, se puede apreciar que la diversidad de esta comunidad presenta varios niveles de similitud de acuerdo con las condiciones de los ecosistemas; así las cosas, aplicando el índice de similitud de Bray - Curtis se puede distinguir la formación de cuatro grupos, con tan solo un 61% de similitud entre ellos (Figura 7).

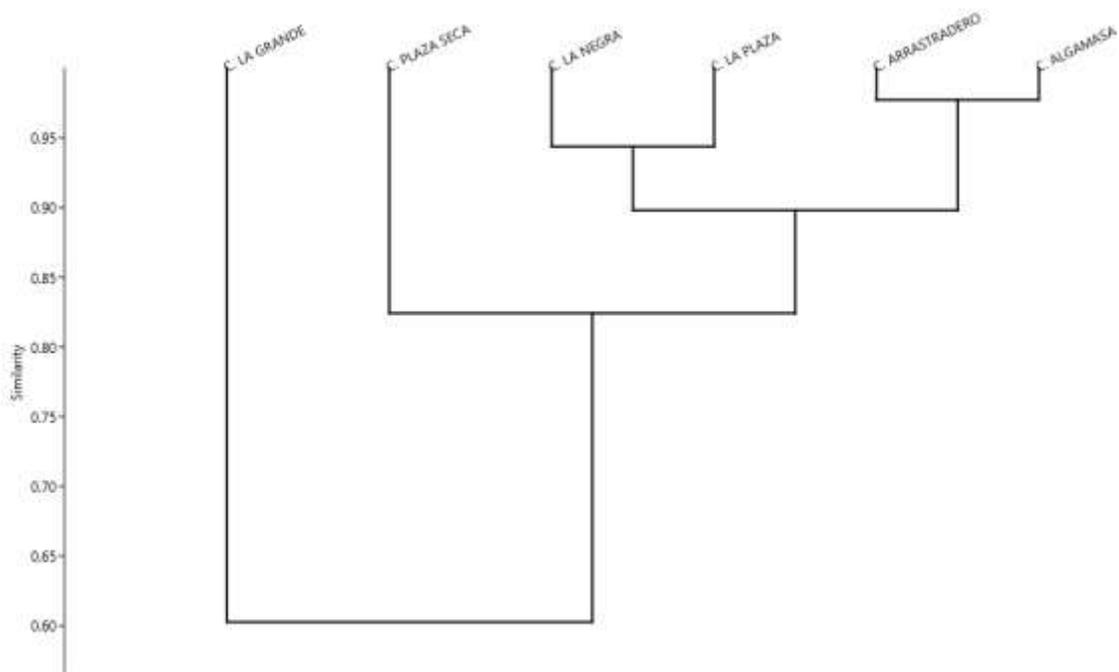


Figura 7: Análisis de similaridad de Bray – Curtis para la composición y estructura numérica del ensamblaje fitoplanctónico de los complejos cenagosos de Puné y Sanceno en la cuenca media del Atrato.

El primer grupo está conformado por los ecosistemas cenagos de Arrastradero y Algamasa, ambos del complejo cenagoso de Puné y, presentan un nivel de similaridad de 98 %. Esto debido probablemente a que las condiciones ecológicas de los ecosistemas son muy similares y les permite compartir un ensamblaje fitoplanctónico con una estructura numérica parecida.

El segundo grupo está conformado por las ciénagas La Negra y La Plaza de los complejos de Sanceno y Puné respectivamente, las cuales presentan un nivel de similaridad del 94% y se caracterizan por ser las ciénagas más productivas y menos afectadas por la actividad minera en cada uno de los complejos a los que pertenecen. Estas y las ciénagas del primer grupo presentan una similitud del 90%, estableciéndose como los ecosistemas más representativos del estudio en términos de la condición bioecológica del fitoplancton. Aunque La Negra y La Plaza conforman los ecosistemas menos afectados por la actividad minera y albergan el ensamblaje fitoplanctónico con mayor riqueza y abundancia relativa, no presentan un porcentaje de similaridad mayor, debido a que están en complejos diferentes, donde la dinámica de circulación y alimentación del agua no es la misma, ya que intervienen factores como su conexión con las fuentes hídricas, el tamaño y la profundidad del espejo de agua, la deforestación, entre otras variables de interés.

El tercer grupo está conformado por la ciénaga Plaza Seca del complejo de Puné, quien se une al primer y segundo grupo con un porcentaje de similaridad del 82%; lo que probablemente se deba a que esta ciénaga dentro del complejo de Puné empieza a hacer

evidente los efectos de la actividad minera que se lleva a cabo en la cabecera del río Puné y algunos tributarios menores, donde los procesos de erosión y sedimentación están causados por la acumulación de minerales y sedimentos, que traen consigo la alteración del ecosistema acuático, ante la inestabilidad de las variables fisicoquímicas, de acuerdo a lo reportado por Lagarejo (2015).

El cuarto grupo está conformado por la ciénaga La Grande del complejo de Sanceno, y describe la situación ecológica más precaria de todo el estudio, al parecerse a los otros grupos tan solo en un 61% (grupos uno, dos y tres); presentando un 39% de diferencias en su condición bioecológica con respecto a las otras ciénagas, lo que probablemente se deba según Lagarejo (2015) a que este ecosistema cenagoso es el que ha recibido los mayores efectos de la actividad minera; ya que ésta se practicó de forma directa en el ecosistema, haciendo uso de maquinaria pesada para la extracción de los metales preciosos.

El análisis de similitud Bray-Cutis aplicado para comparar la existencia de cambios en la composición de los ensamblajes fitoplanctónicos muestra que los complejos cenagosos de Sanceno y Puné presentan una similitud de tan solo el 19%, lo que los hace diferentes en un 81%. Identificándose el complejo de Puné como el que 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 8).

De acuerdo con Lagarejo (2015) en el caso de las ciénagas del complejo de Sanceno, estos biotopos exhiben condiciones de colmatación natural de sus ecosistemas, que en los últimos 15 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 y directamente sobre el ecosistema 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 fitoplanctónicos, por cuanto las condiciones ambientales del ecosistema se mantienen en constantes fluctuaciones, con la acción permanente de las precipitaciones y las variaciones en los niveles del río.

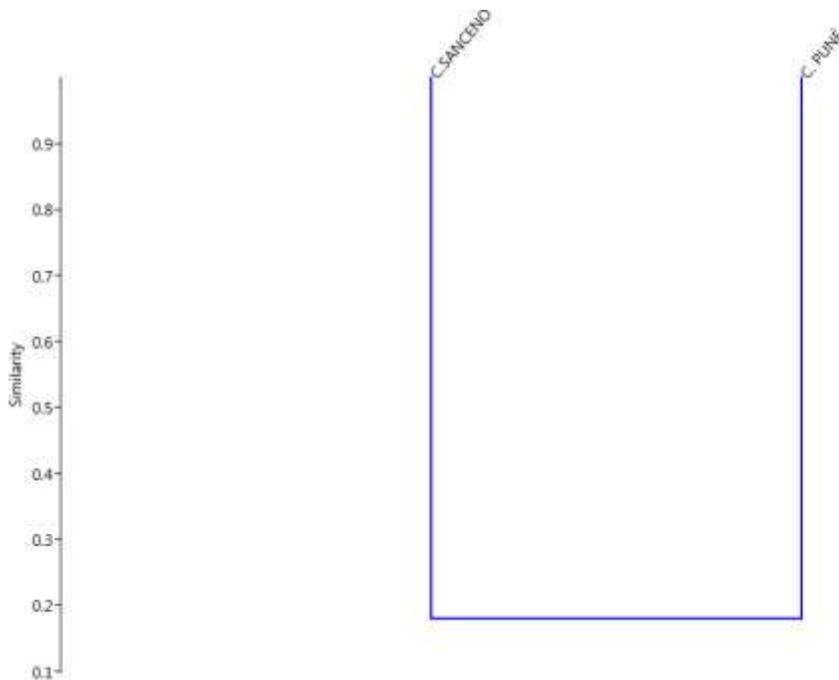


Figura 8: Nivel de similaridad de los complejos cenagosos de Sanceno y Puné de acuerdo con el índice de Bray – Curtis.

Por otro lado la aplicación de la prueba t, para la evaluación de la abundancia de organismos del ensamblaje fitoplanctónico entre los complejos de Sanceno y Puné muestra que no se observaron diferencias significativas en la abundancia de organismos del fitoplancton entre los complejos cenagosos ($t= 0,0806$; $p=0,936$) (Figura 9). Ya que ambos presentan características ecológicas y de perturbación muy similares, Estos resultados son coherentes con la dinámica ecológica de los cuerpos de agua lenticos, donde la comunidad fitoplanctónica está organizada conforme a la disponibilidad de nutrientes, (Reynolds, 1997).

Gráfico Caja y Bigotes

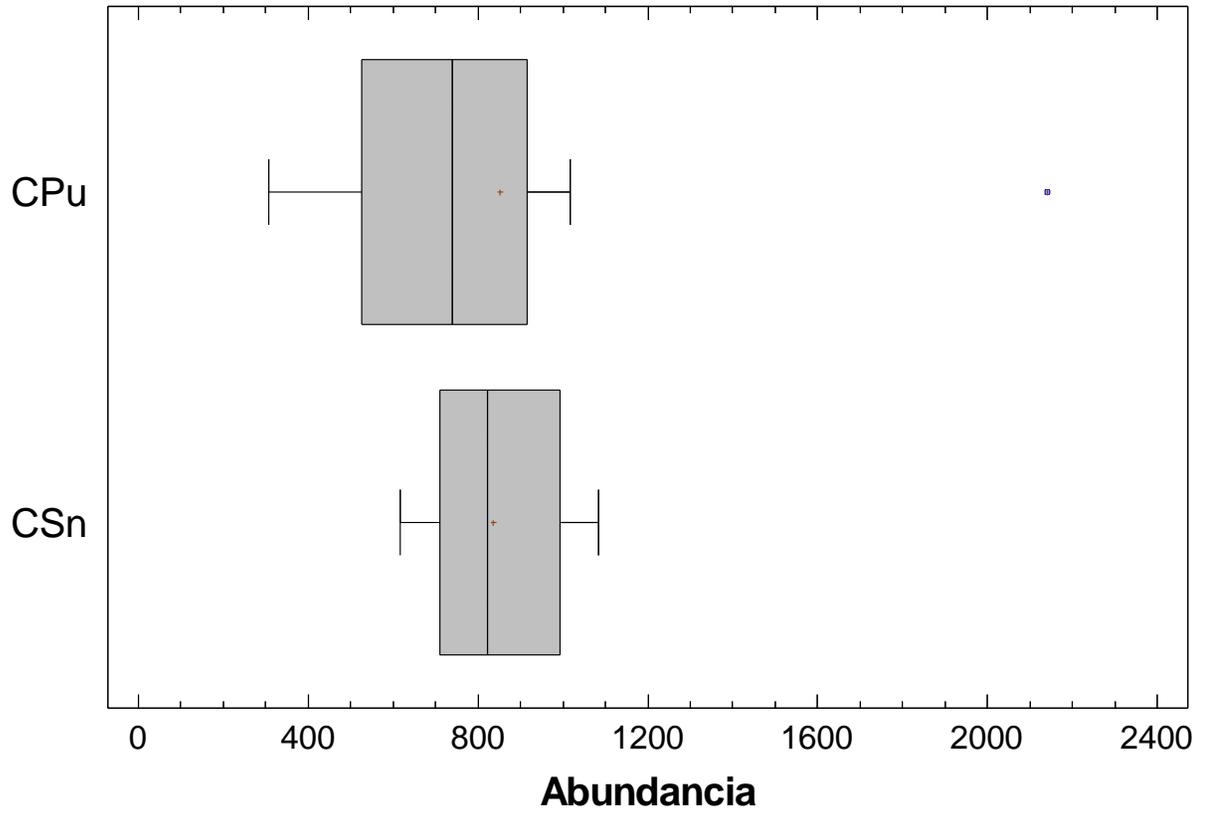


Figura 9: Gráfico de cajas y bigotes para la abundancia de organismos del ensamblaje fitoplanctónico entre complejos cenagosos (CPu= complejo pune; CSn= complejo sanceno)

7.3. ANÁLISIS DE LA DINÁMICA FÍSICOQUÍMICA

En cuanto al análisis de la dinámica fisicoquímica registrada en el desarrollo de esta investigación se obtuvieron los siguientes resultados:

Tabla 4 : Parámetros fisicoquímicos e hidrológicos, máximo, mínimo, promedios y coeficiente de variación(CV) en los complejos cenagosos

Parámetros	Complejo Pune			Complejo Sanceno			
	La Plaza	Arrastradero	Algamasas	La Grande	Plaza Seca	La Negra	
Tem. (°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
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
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)	E.	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
		Max	7,18	7,2	6,86	6,83	6,21	6,51
Oxígeno (mg/L)	disuelto	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
		Max	261	227	619	1230	120,4	140
Solidos (mg/L)	Totales	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
		Max	0,657	0,54	0,624	0,12	0,096	0,124
Nitritos(mg/L)		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
		Max	0,7	1,3	1,2	1,01	1,28	1,02
Nitratos (mg/L)		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
		Max	0,035	0,037	0,029	0,25	0,126	0,164
Fosfato (mg/L)		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
		Max						

	Max	<0,010	<0,010	<0,010	0,023	<0,010	<0,010
	Min						
Amonio(mg/L)	Promedio						
	CV (%)						

La temperatura presento muy pocas variaciones entre las ciénagas de ambos complejos, condiciones típicas de aguas de las zonas tropicales, con valores promedios de entre 29 y 28°C, estando los promedios dentro de los rangos normales (> 30°C, Asprilla *et al.* 1998). Los datos de temperatura son normales para las zonas tropicales y estos dependen de la altura sobre el nivel del mar (Machado y Roldan, 1981). Estos valores obtenidos por este parámetro indican una estabilidad relativa de este factor dentro de los dos ecosistemas estudiados, lo cual favorece el desarrollo de la biota (Guerrero *et al.* 2003). 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 (Roldan, 1992). La temperatura se ve influenciada por factores como, viento, corrientes y periodos de retención de agua, cambios de densidad del agua, profundidad y altitud; por lo que cualquier cambio brusco que se presente, altera con gran facilidad su respuesta fisiológica, Esta variable afecta la química del agua y las funciones de los organismos acuáticos. Influye en la cantidad de oxígeno que se puede disolver en el agua, la velocidad de fotosíntesis, de las algas y otras plantas acuáticas (García, 2003).

La transparencia del agua mostró mayores valores en el complejo de Sanceno, registrando valores promedios de entre 0,74 y 0,31 m, mientras que en el complejo de Puné no se reportaron valores superiores a 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 Puné, la profundidad estuvo entre 2,38 y 3,41 m lo que afectó en este caso los valores de transparencia observados. Estos resultados reflejan la influencia del pulso de inundación y la incidencia del viento sobre la resuspensión de los sólidos en el cuerpo de agua, además de la elevada carga de nutrientes y materia orgánica provenientes del río. Los valores de transparencia a lo largo del estudio manifestaron marcadas oscilaciones en las diferentes zonas de muestreo; el valor alto y bajo de transparencia encontrado en la ciénagas ya mencionadas puede ser debido; por un lado al desarrollo de macrófitas flotantes las cuales asemejaban a una alfombra gruesa y por el otro, a la turbidez del agua, cargada de materia en suspensión, la cual actúa esencialmente reduciendo la intensidad lumínica y por consiguiente la transparencia (Meneses, 1997). Las variaciones de profundidad en las diferentes ciénagas en especial a la de Arrastradero donde se observó el mayor valor y la Grande el menor valor, se deben posiblemente al nivel

hidrológico de estos ecosistemas que fluctúa en relación al régimen pluvial, paralelamente a las condiciones de mantenimiento de los canales afluentes del ambiente (Meneses 1997).

El pH indicó escasas variaciones en los complejos, mostrando valores promedios que revelan aguas levemente ácidas para el complejo de Pune (6,34 - 6,69) y ácidas en el complejo de Sanceno (5,32 a 5,42), estando estas, dentro del rango establecido para cuerpos de agua situados en zonas de tierras bajas tropicales con rangos entre 5-9, de acuerdo con Roldán & Ramírez (2008), esto puede ser atribuido posiblemente a la naturaleza de los suelos ácidos o arcillosos de la zona al igual que los de la mayoría del departamento, los cuales son lavados por los procesos de escorrentías o por el metabolismo de estos ecosistemas (procesos de producción y respiración) (Roldán 1992; Payne 1986).

Por otro lado, estos resultados pueden atribuirse a que el complejo de Sanceno está siendo sometido a considerable actividad minera la cual influye significativamente a acidificar el espejo de agua como resultado de la oxigenación e hidrólisis de sulfuros con formación de sulfatos ácidos (drenaje ácido de mina) convirtiéndose así en uno de las más grandes dificultades que genera la minería. Así las cosas, el menor valor presentado, puede estar relacionado con los procesos activos de descomposición y respiración al liberar CO₂ y formar ácido carbónico, reduciendo el pH en esta zona (Esteves, 1988).

El parámetro alcalinidad presentó significativas variaciones, en el complejo de Sanceno registrándose igualmente en éste los promedios más relevantes de entre 37,8 a 33,9 mg/C. caso contrario en el complejo de Puné donde se reportan valores que no superan los 22,8 mg/L. Los valores de alcalinidad en aguas tropicales son menores de 100mg/l. Estos valores altos de alcalinidad posiblemente se debieron a la alta saturación del agua por contaminación (actividad minera dentro del complejo de ciénagas) o carbonatos (Roldan 1992). Los valores reportados son menores a 100 mg/L, encontrándose dentro del rango establecido para aguas tropicales (Roldan & Ramírez 2008). Esta variable en aguas superficiales está determinada generalmente por el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, Internacionalmente. Stevenson (1999). La acidez o alcalinidad del agua, es una variable restrictiva principalmente para el desarrollo de los organismos acuáticos. La presencia de una alcalinidad alta, se asocia a la mayor concentración de los aniones orgánicos que pasan a ser parte de la alcalinidad total, otro factor que influye en el incremento de la alcalinidad es la presencia de los diferentes eventos del pulso de inundación que traen consigo el incremento del agua proveniente de los ríos y al mismo tiempo el ingreso de aguas residuales que se observan en la zona profunda.

La conductividad eléctrica mide la cantidad de iones presentes en el agua y por ende, se relaciona con la salinidad y los sólidos disueltos. Mediante la conductividad se proporciona información acerca de la detección de fuentes de contaminación Roldan (1992). Esta variable mostró en general pocas variaciones entre los complejos de ciénagas, presentándose una particularidad en la ciénaga Algamas (complejo 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.

El oxígeno es uno de los gases con mayor importancia en la dinámica de los ecosistemas acuáticos (Roldan, 1992), ya que su presencia y concentración define el tipo de especies de acuerdo con su tolerancia y rangos de adaptación, y por ende establecen toda la estructura y funcionamiento biótico de los sistemas acuáticos Ramírez & viña (1998). Se puede señalar que el oxígeno disuelto, en esta investigación presentó bajos coeficientes de variación en todas las ciénagas, destacándose las del complejo de Puné con valores promedio más altos (5,74 a 6,89 mg/L); a diferencia de Sanceno, donde 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, presentando 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 ligada con impactos de la actividad minera, que en algunos eventos se ha ejercido exclusivamente 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. Las menores concentraciones se deben posiblemente a la turbidez del agua que dificulta la penetración de la luz y con ello la actividad autotrófica, otro factor sería la disminución de la pluviosidad durante los días de muestreo, la cual incrementa la concentración del material orgánico disuelto y particulado que a su vez demandan oxígeno para su mineralización, disminuyendo la concentración del mismo (Urrego *et al.* 2000).

Para López y Méndez (2014) estudios recientes muestran que los niveles de OD disminuyen en sectores donde los vertidos de aguas residuales llegan a los ríos sin tratamiento previo (Guzmán, 2011). Por tanto, las descargas con alto contenido de materia orgánica y la llegada de grandes cantidades de sedimento no promueven un ciclo saludable de los niveles de OD a lo largo del día. Se sabe que las descargas de sedimento son altas en los cursos de aguas arriba de los ríos Atrato y Quito y Puné, dada la actividad minera que se practica directamente sobre el cauce del río, lo cual concuerda con los resultados obtenidos al describir los niveles de turbidez en cada uno de los ecosistemas estudiados y permite

comprender mas fácilmente la colmatación acelerada que sufren las ciénagas de Sanceno ante la influencia y dependencia de los ríos Atrato y Quito, que han recibido un alto deterioro ante la practica extrema de la minería aluvial.

En cuanto a los sólidos totales disueltos muestran en general pocos cambios, excepto las ciénagas La Grande (Sanceno) con una variación del 151,37% y Algamasa (Pune) con una variación del 60,79%; debido posiblemente a las circunstancias meteorológicas como la precipitación en la zona del río Atrato, originando una mayor o menor disolución y arrastre de sedimentos los cuales afectan directamente la concentración de sólidos en el agua.

Los valores registrados en los complejos de cenagosos se hallan por arriba de niveles obtenidos por Roldan (1992), atribuyendo así estos resultados posiblemente a la acción minera desarrollada en las zonas de estudio las cuales generan un incremento de los sólidos, producto de las actividades de extracción desarrolladas, cabe destacar que la concentración de sólidos totales disueltos está representada en la cantidad de materiales suspendidos en las aguas de una ciénaga. Estos resultados pueden estar asociados a la presencia de residuos sólidos, aguas residuales, escorrentías, suelo arenoso y concentraciones de iones (Tirado *et al.* 2011).

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 las mayores concentraciones de oxígeno registradas en las ciénagas de este corregimiento, ya que el incremento de oxígeno aumenta la velocidad a la cual el amoniaco 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; así como también a los campamentos minero ubicados en la cabecera del rio Pune que drena sus aguas directamente a este complejo cenagosos, junto con el rio Atrato y algunos tributarios importantes.

Los nitritos en concentraciones elevadas reaccionan dentro del organismo con aminas y amidas secundarias y terciarias formando nitrosaminas de alto poder cancerígeno y toxico (OMS, 1980, 1985; RUSSO, 1995; Gray, 1996; Marín, 1996).

Lo que nos puede llevar a prever, que con las constantes descargas de materia fecal de las poblaciones que se encuentran ubicadas en las márgenes del rio 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 (Albert, 1990; Gray, 1996; Pardo y Marañón, 1997; Prat

et al., 1999). Habitualmente las concentraciones de nitritos en el espejo de agua son escasas, sin embargo, puede presentarse esporádicamente en mayores concentraciones repentinamente, posiblemente por contaminación industrial primordialmente por actividad minera y el vertimiento de aguas residuales de tipo domésticas.

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 4); Encontrándose en esta investigación por encima del límite estándar para aguas naturales (0,3 a 0,5 mg/L, Machado y Roldan 1981 citado por Gurrero-Bolaños 2003; Lagarejo, 2015). 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); Marín, (1995); Canter, (1997).

Los promedios de Fosfatos en el complejo de Pune tienden a altos con promedio entre 0,07 y 0,13, con una gran variación. Mientras que en las ciénagas de Sanceno fueron bastante bajos (0,022 a 0,035 mg/L) ver tabla., 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).

Por ultimo, cabe destacar que el amonio no fue detectado ($<0,010$ mg/L) en todos los cuerpos de agua, salvo la ciénaga La Grande (complejo de Sanceno) con un valor de 0,023 mg/L. Se puede señalar que estos resultados (no presencia de amonio), pueden estar relacionados con el proceso de estabilidad de la materia orgánica, el cual es altamente eficiente y el nitrógeno se concentra en forma de nitratos, tal como lo confirman los valores de este modo de nitrógeno reportado en casi todas las ciénagas (Tabla 4).

El análisis de correlación de Pearson, utilizado para explorar la manera en que las variables fisicoquímicas e hidrológicas influyen sobre la comunidad fitoplanctónica, muestra que solo 5 de las 12 clases registradas se relacionan con las variables fisicoquímicas e hidrológicas (Tabla 5). En términos generales, la clase Conjugatophyceae estuvo relacionada en forma positiva con la alcalinidad y la transparencia y en forma negativa con el oxígeno y los sólidos totales disueltos; la clase Ulvophyceae se correlacionó en forma positiva con el pH y negativamente con la temperatura; la clase Trebouxiophyceae se correlacionó en forma positiva con la alcalinidad; la clase Bacillariophyceae se correlacionó negativamente con el oxígeno y finalmente, la clase Dinophyceae se correlacionó positivamente con la transparencia.

Tabla 5: Correlación entre las variables fisicoquímicas e hidráulicas y la abundancia de clases del ensamblaje fitoplanctónico (coeficiente de correlación de Pearson " r ", ($p > 0.05$)).

Clases	VARIABLES	r	p - valor
Conjugatophyceae	Oxígeno	-0,540	0,025
	Alcalinidad	0,699	0,002
	Transparencia	0,590	0,013
	Sólidos totales	-0,585	0,014
Ulvophyceae	pH	0,999	0,000
	Temperatura	-0,513	0,035
Bacillariophyceae	Oxígeno	-0,570	0,017
Trebouxiophyceae	Alcalinidad	0,546	0,023
Dinophyceae	Transparencia	0,603	0,010

8. CONCLUSIONES

La presencia de la clase Euglenophyceae en cantidades elevadas en los dos complejos estudiados, sugiere un alto grado de eutrofización de las ciénagas provocado posiblemente por los efectos de la actividad minera, y en este sentido, autores como Moreno-Ruiz *et al.* (2008) sugieren que la abundancia de los miembros de la clase, es una respuesta a considerables cantidades de materia orgánica, derivadas de las actividades antrópicas asociadas a descargas de aguas servidas como es el caso de la minería.

De acuerdo con Margalef (1995), los valores de diversidad reportados por este estudio hacen referencia a ecosistemas de baja diversidad, ya que según este autor los valores inferiores a 2 representan zonas de baja diversidad y los valores superiores a 5 son indicativos de alta diversidad. De la aplicación de la fórmula se obtuvieron resultados de 2,28 y 2,24 para Puné y Sanceno respectivamente, lo cual demuestra que estos complejos cenagosos presentan un ensamblaje fitoplanctónico con una ligera tendencia al decrecimiento, si se consideran los efectos de la actividad minera en la composición fisicoquímica de las aguas de estos ecosistemas.

La diversidad promedio es de 3,09 lo que significa que la riqueza dentro de la muestra analizada es moderada con una ligera tendencia a representar zonas en proceso de pérdida o disminución de su riqueza y abundancia, si se tienen en cuenta los planteamientos descritos por Campo & Duval (2014), al hacer referencia al valor de importancia de este índice.

El hecho de que *Euglena sp* y *Phacus sp*, hallan sido las especies más abundantes significa que las ciénagas que conforman los complejos de Puné y Sanceno, son ecosistemas que como consecuencia de la actividad minera están sufriendo una transformación, en la que en algunos de ellos, se puede evidenciar la existencia de aguas con un porcentaje significativo de contaminación y cierta riqueza de materia orgánica que hacen referencia al deterioro del ecosistema, de acuerdo a lo descrito por Ramírez (2000) con relación a la ecología de estas dos especies.

El análisis de similaridad Bray-Cutis aplicado para comparar la existencia de cambios en la composición de los ensamblajes fitoplanctónicos muestra que los complejos cenagosos de Sanceno y Puné presentan una similaridad de tan solo el 19%, lo que los hace diferentes en un 81%. Identificándose el complejo de Puné como el que 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.

De manera general, las diatomeas presentan los mayores valores de concentración en la ciénaga la Grande y la Negra del complejo de Sanceno y los menores valores en Arrastradero y Algamasa del complejo de Puné, lo que permite sugerir que al menos parte de la acción del crecimiento de clorofitas y cianofitas es debido al incremento de nutrientes lo cual favorece al crecimiento de fitoplancton.

De acuerdo con las observaciones hechas en campo y las referencias dadas por algunos campesinos de la zona, las descargas de sedimento son altas en los cursos de aguas, arriba de los ríos Atrato, Quito y Puné, dada la actividad minera que se practica directamente sobre el cauce del río, lo cual concuerda con los resultados obtenidos al describir los niveles de turbidez en cada uno de los ecosistemas estudiados y permite comprender más fácilmente la colmatación acelerada que sufren las ciénagas de Sanceno, ante la influencia y dependencia de los ríos Atrato y Quito, que muestran un deterioro significativo de sus ecosistemas por las practicas extremas de la minería aluvial.

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). Estos valores más altos de nitritos registrados en Pune se hayan asociados a las mayores concentraciones de oxígeno registradas en las ciénagas de este complejo, ya que el incremento del oxígeno aumenta la velocidad a la cual el amoníaco es oxidado a nitritos.

9. RECOMENDACIONES

Realizar estudios sobre la ecología de especies como *Euglena sp* y *Phacus sp*, las cuales fueron dominantes en los dos complejos cenagosos durante el tiempo de estudio.

Se sugiere continuar estudios físico-químicos y biológicos en el tiempo y en el espacio en los ecosistemas de humedales de la cuenca media del Atrato, donde los muestreos incluyan los periodos climáticos que se presentan en la zona, para evaluar el efecto de las actividades antropogénicas, y en especial interés un monitoreo de la calidad del agua de las ciénagas La Grande de Sanceno y Plaza Seca de Puné, debido al deterioro que presentan ante los impactos de la actividad minera, teniendo en cuenta la presencia de posibles especies indicadoras de contaminación.

Recomendar a las autoridades competentes del Chocó el desarrollo de planes de contingencia y mitigación ambiental para que las empresas públicas y privadas empleen técnicas que minimicen los impactos antropogénicos en los diferentes ecosistemas que conducen hacia el río Atrato.

Con el fin de favorecer la divulgación de trabajos científicos entre la comunidad en general y entre los estudiantes de colegios en especial, se recomienda la elaboración de herramientas didácticas virtuales, que muestren la importancia de los estudios ecológicos, la belleza de los organismos acuáticos y el peligro que corren ante la afectación de sus ecosistemas.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Achá, D. & Fontúrbel, F. (2003). La diversidad de una Comunidad, ¿Está controlada por Top-Down, Bottom-Up o una combinación de estos? *Revista de Biología. Org.* 13: 1-16.

Albarracín, I., Cravero, M. & Romero, T. (2005). Observaciones preliminares sobre crecimiento de *Chlorella vulgaris* en efluentes cloacales de la ciudad de Trelew, Chubut. Argentina. *Revista AGUA- Tecnología y Tratamiento- Saneamiento Ambiental.* ISSN 0325-623530 (155):63-70.

Albarracín, I., Proserpi, C. & Malerba, M (2004). Bioensayos con *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus quadricauda* como indicadores de eutrofización: Respuesta de ambas especies en condiciones controladas de cultivo. *Revista cubana de Investigaciones Pesqueras.* Cuba. ISSN 0138-8452.

Álvarez, J. C. & Aguirre, N., (2008). Variación temporal de la producción primaria neta asociada al sistema radicular *Eichhornia azurea* en un sector litoral de la Ciénaga de Paticos, Ayapel, Córdoba. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 99 P.

Alvariño, L. & Iannacone, J. (2007). Diversidad de Invertebrados Acuáticos de la Bocatoma de la Atarjea en el Río Rímac, Lima Perú durante 1999. *Biotempo.* 7: 61-75.

Amoros, C. & A.L. Roux. (1988). Interaction between water bodies within the floodplains of larger rivers: Functions and development of conectivity. *Munstersche Geographische Arbeiten* 29:125-130.

Arango, H & Fonseca, C. (1976). Cambios en la biomasa planctónica en la bahía de Cartagena, colombia. Trabajo de grado universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de biología Marina. Cartagena.Colombia.1978. 50 pág.

Arias, P. (1977). Evaluación limnológica de las planicies inundables de la cuenca Norte del río Magdalena. Proyecto para el desarrollo de la pesca continental, Bogotá. INDERENA-FAO.

Arias, P. (1985). Las ciénagas en Colombia. *Divulgación Pesquera.* INDERENA (Bogotá). 22 (2, 3, 4):39-70.

Arino O., Shin Y., Mullon C.A. (2004). Mathematic al derivation of size spectra in fish populations. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Section Biologies;* 327:245-254.

- Arocena, R. y D. Conde (Eds). (1999). Métodos en ecología de aguas continentales con ejemplos de limnología en Uruguay. Facultad de Ciencias - Instituto de Biología, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. 60 p.
- Asprilla S, Ramírez JJ, Roldan G. (1998). Caracterización limnológica preliminar de la Ciénaga de Jotaudo (Chocó, Colombia). *Revista de Actualidades Biológicas*, 20(29):87-107.
- Ayala, G. (2008). Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del sistema lagunar Topolobampo – Ohuira – Santa María. (Tesis de maestría). Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, B.C.S.
- Balech, E. (1977). Introducción al fitoplancton marino, 211 p. Eudeba, Buenos Aires.
- Barsanti, L. & Gualtieri, P. (2006). *Algae, Anatomy, Biochemistry, and Biotechnology*. Boca Raton, Florida: Taylor y Francis Group.
- Bayard, H. & McConnaughey, S. (1975). Introducción a la biología marina. Ed. Acribia: 455 págs.
- Behrens, P. (1999). Commercial developments in microalgal biotechnology. *J. Phycol.* 35:215-226.
- Benemann, J., Dunahay, T., Roessler, P. & Sheehan, J. (1998). A look back at the U.S Department of Energy's Aquatic Species Program-Biodiesel from Algae. National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, U.S.
- Berilinsky, M. & K. H. Mann. (1973). An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnol. Oceanogr.* 18(1):1-14.
- Bicudo, C. & M. Menezes. (2006). Géneros de algas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). Segunda edição. São Carlos. 502 pp.
- Bicudo, C.E.M. & Bicudo, R.M.T. (1970). Algas de águas continentais brasileiras chave ilustrada para identificação de gêneros. São Paulo, Editora da Universidade Federal. 228p.
- Bioaccumulation and clearance of microcystins from salt water mussels, *Mytilus edulis*, and in vivo evidence for covalently bound microcystins in mussel tissues. *Toxicon* 35(11): 1617-1625.
- Bitog, J., Lee, I., Yoo, J., Hwang, S., Hong, S. & Seo, I. (2009). Development of a large-sized photobioreactor for microalgae production. In Proceedings of the 2009 CIGR International Symposium of the Australian Society for Engineering in Agriculture, Brisbane, Queensland, Australia, September 13–16.

Blanco, L., & Sánchez, L. (1984). Contribución al estudio taxonómico de las diatomeas del Orinoco medio, Bajo Caroni y algunas lagunas de inundación (Venezuela). San Félix: Fundación La Salle de Ciencias Naturales.

Bold, H., & Wynne, M. (1985). Introduction to the algae. 2nd Ed. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall Inc.

Bonecker, C.C. & F.A. Lansac-Tôha. (1996). Community structure of rotifers in two environments of the upper river Parana floodplain-Brazil. *Hydrobiologia* 325:137-150.

Bonetto, A. A., Y. Zalocar de Domitrovic & E. R. Vallejos. (1982). Contribución al conocimiento del fitoplancton del Paraná Medio. 1.

Bonetto, A. A., Y. Zalocar de Domitrovic & E. R. Vallejos. (1983). Fitoplancton y producción primaria del Alto Paraná. *Physis*, 41 (101): 81- 93.

Borowitzka, M. (1988). Fats, Oils and Hydrocarbons. *Micro-Algal Biotechnology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.p.257-287.

Botero, L. & Salzwedel, H. (1999). Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangroveestuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean Coastal Management* 42: 243256.

Bourrelly, P. (1970). Les algues d'eau douce: initiation à la systématique. Tomo III: les algues bleues et rouges. Les eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Editions N. Boubécos y Cie. 512 pp.

Bourrelly, P. (1972). Les algues d'eau douce: initiation à la systématique. Tomo I. Les algues. V. Éditions N. Boubécos y Cie. 572 pp.

Bourrelly, P. (1981). Les algues d'eau douce: initiation à la systématique. Tome II. Les algues jaunes et brunes. Les Chrysophycees, Pheophycees, Xanthophycees et Diatomees. Societe Nouvelle des Editions N. Boubécos y Cie. 606 pp.

Boyd, C., Davis, J. & Johnston, E. (1978). «Die-offs of the blue-green algae, *Anabaena variabilis*, in fish ponds». *Hidrobiología*, 61: 129-133.

Bucheli T, Fent K (1995). Induction of cytochrome P- 450 as a biomarker for environmental contamination. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.* 25: 201-268.

Caballero, H. & Durango, L. C. (1998). Aproximación para la evaluación ambiental de dos complejos cenagosos en el marco de la depresión momposina. *Gestión y Ambiente* 1: 2737.

- Campos, H. (1984). Limnological study of Araucarian lakes (Chile). Ver. Imt. Venein Limnol, 22: 1319–1327.
- Campos, H.; W.Steffen; O. Parra; P. Dominguez; G. Agüero. (1987). Estudios Limnológicos en el Lago Caburgua (Chile). Gallana, Bot. 44 (1–4): 61–84.
- Canter, L.W. (1997). Nitrates in groundwater. University of Oklahoma, Norman, Oklahoma. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Capó, M. (2002). Principios de Ecotoxicología. McGraw Hill. Madrid, España. 314 pp.
- Carmichael, W. (1981). The water environment. Algal toxins and health. Plenum Press, New York.
- Carmona, G. (1979). Contribución al conocimiento de la ecología del plancton de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis de pregrado. Universidad de Antioquia. 80 p.
- Carpenter, S. & Cottingham, K. (1997). Resilience and Restoration of Lakes. Conservation Ecology, 1: 2.
- Castro, R. (1997). Actividad antibacteriana de *Sargassum sinkola* (Sarsassaceae, Phaeophytia) v *Laurencia johnstonii* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) de la Bahía de La Paz, B.C.S., Tesis de Maestría, CICIMAR, I.P.N. La Paz, B.C.S., México.
- Chapman, V. & Chapman, D. (1980). Seaweeds and their uses. Chapman and Hall. London. 3a. 334 p.
- Chiu, Y. (2009). Lipid accumulation and CO₂ utilization of *Nannochloropsis oculata* in response to CO₂ aeration. Taiwan.
- Chorus, I. and J. Bartram. (1999). Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organization. 416 pg.
- CIA (CVS, Universidad de Antioquia). (1990). Estudio de Impacto ambiental por minería en la Ciénaga de Ayapel. Casa editora. Medellín, Colombia.
- Ciccarone, P. (1997). Uso de microalgas para depuración de efluentes de plantas pesqueras en Rawson, Chubut. Argentina. Seminario de Licenciatura.
- Codd, G., Bell, S. & Brooks, W. (1989). Cyanobacterial toxins in water. Water Science and Technology 21:1-13.
- Cohen, Z., (1993). Production and partial purification of gamma-linolenic acid and some pigments from *Spirulina platensis* J.appl.Phycol. 5: 109-115.

- Crites, Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. McGraw Hill Interamericana, S.A. Colombia. 739p.
- CSB, CVS, CORPOMOJANA, CORPAMAG Y CORANTIOQUIA. (2002). Plan de manejo integral de los humedales, subregión de la depresión Momposina, parte baja de los ríos Cauca, Magdalena y San Jorge y cuenca del río Sinú. Corporación Autónoma Regional del Sur de Bolívar.
- Cuartas, J., (1999). Caracterización fisicoquímica y productividad fitoplanctónica de la ciénaga de Guarinocito (Caldas, Colombia). Tesis de maestría, Universidad de los Andes. Bogotá. 93 P.
- Cuartas, J., (1999). Caracterización fisicoquímica y productividad fitoplanctónica de la ciénaga de Guarinocito (Caldas, Colombia). Tesis de maestría, Universidad de los Andes. Bogotá. 93 P.
- Cuesta, D, F., & Cuesta. (2001). estructura de la comunidad fitoplanctonica en dos profundidades de la ciénaga la Grande del corregimiento la Loma de Belén. Tesis pregrado. Chocó-Colombia, Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba” Facultad de Ciencias. 1-3, 9-40 p.
- Cuesta, D., (2002). Estructura de la comunidad fitoplanctónica en dos profundidades en la ciénaga La Grande. Revista Universidad Tecnológica del Chocó 17: pp. 4147.
- Cupp, E. E. & W. E. Allen. (1938). Plankton diatoms of the Gulf of California obtained bay the G. Allan Honcook Pacific expedition of 1937. University of Southem California Publ., 3(5): 61 – 100 p.
- Dahl, G., (1971). Los peces del Norte de Colombia. Ministerio de Agricultura, Instituto de Desarrollo de los Recursos Naturales Renovables INDERENA, 319 P.
- Dejoux, C. & A. Iltis. (1991). El Lago Titicaca. Síntesis del Conocimiento Limnológico. Actual ORSTM Imp. Talleres Gráficos Hisbol. La Paz, Bolivia. 578 pp.
- Derner, B., Ohse, S., Vilella, M., Matos de Carvalho, S. & Fett, R. (2006). Microalgas, produtos e aplicacões. Ciencia Rural, Santa María. 36 (6):1959-1967.
- Dobal, V., Loza, S. y G. Lugioyo. (2011). Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores de estrés ambiental en ecosistemas costeros. Instituto de Oceanología, Serie Oceanológica. No. 9, 2011 (Número Especial). ISSN 2072-800x.
- Dolbeth, M., Pardal, M., Lilleblo, A., Azeiteiro, U. & Marques, J. (2003). Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. Marine Biology, 10.1007, 1133-1135.

Domis, L. N. S., Mooij, W. M. & Huisman, J. (2007). Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. *Hydrobiologia*, 584, 403-413.

Donato, J. CH. (1991). Los sistemas acuáticos de Colombia: síntesis y revisión. Universidad Javeriana. Cuadernos divulgativos 4: pp. 1- 8.

Donato, J. CH. (1998). Los sistemas acuáticos de Colombia: síntesis y revisión en E. Guerrero (ed): Una aproximación a los humedales de Colombia. Fondo FEN Bogota. pp. 31- 47.

Donato, J.; Duque, S.R. & Mora-Osejo, L. (1987). Estructura y dinámica del fitoplancton de la Laguna de Fúquene. *Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Física y Naturales*, v. 16, n. 62, p. 113-144.

Ducharmé, A. (1975). Informe técnico de biología pesquera (Limnología). INDERENA-FAO 4: 1- 42.

Duque, S. R. (1997). Tipificación limnológica de algunos lagos de la Amazonía colombiana a través de la composición, biomasa y productividad del fitoplancton. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia. 34 P.

Duque, S. R. (1998). Estudio de humedales en la Amazonía Colombiana en E. Guerrero (ed): Una aproximación a los humedales de Colombia. Fondo FEN Bogotá. pp. 73- 91.

Duque, S. R., (1997). Tipificación limnológica de algunos lagos de la Amazonía colombiana a través de la composición, biomasa y productividad del fitoplancton. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia. 34 P.

Campos-Gonzales, E. M. 2007. Fitoplancton de las Islas Providencia y Santa Catalina Caribe Colombiano. (Trabajo de grado). Facultad de ciencias naturales, Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Martha, D.T.C.H. –Colombia; 77 pág.

Esteves, F. A. (1988). *Fundamentos de Limnología*. Ed. Interciencias. FINEP. Rio de Janeiro, Brasil.

Falconer, I. (1993). Algal toxins in seafood and drinking water. Academic Press. 209 pp.

Falconer, I. (1996). Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia* 35 (6 Suppl.): 6-11.

Falconer, I. & Humpage, A. (1996). Tumour promotion by cyanobacterial toxins. *Phycologia* 35(6-Suppl.): 74-79.

FAO (2008). Cultivo de bivalvos en criadero. Un manual práctico. Documento técnico de pesca. Tercera parte. Disponible en: www.fao.org/3/a-y5720s.pdf.

FAO (2009). Departamento de Pesca. La producción de alimento vivo y su importancia en acuicultura. Cultivo de Microalgas. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/field/003/ab473s/AB473S00.htm>.

Fierro Morales, J. (2012). Políticas mineras en Colombia. Bogotá: ILSA

Findeneg, I. (1965). Factors controlling primary productivity, special with regard to water replenishment, stratification and mixing. In Golman C.G. (Ed). Primary Productivity in Aquatic Environments. Mem. Inst. Ital. Hidrobiol 18 (suppl.) also Univ. Calif. 1966: 107-119.

Fontúrbel, F. (2004). Modelo operacional ambiental y aspectos sociales relevantes del proceso de eutrofización localizada en cuatro estaciones experimentales del lago Titikaka. Publicaciones Integrales, La Paz. 241 p.

Franco J., Sulca L. & Cáceres C. (2003). Fitoplancton del río altoandino "Kaño" - Tacna (Cordillera suroccidental del Perú). Ciencia & Desarrollo. 7: 49-55.

Frazier, K., Colvin, B., Styer, E., Hullinger, G. y García, R. (1998). Microcystin toxicosis in cattle due to overgrowth of blue-green algae. Vet. Hum. Toxicol. 40(1): 23-24.

Freitas, V., Moraes, R., Acevedo, S. & Fretwell, S. (2001). Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Río de Janeiro, Brazil): Ecological implication and human risk. Toxicon 39:1077-1085.

Fretwell, S. (1977). The regulation of plant communities by food chains exploiting them. Perspectives in biology and medicine, 20: 169-185.

Fretwell, S. (1987). Food chain dynamics: the central theory of ecology?. Oikos, 50: 291-301.

Für Theoretische und Angewandte Limnologie. 25:912-917.

Galvis, C. O., (2004). Aspectos ecológicos de la comunidad planctónica y bentónica de la ciénaga Zapayán, Magdalena. VI Seminario Colombiano de Limnología. Montería. 56 P.

García De Emiliani, M. O. (1980). Fitoplancton de una laguna del valle aluvial del Paraná Medio ("Los Matadores", Santa Fe, Argentina). I. Estructura y distribución en relación a factores ambientales. Ecología, 4: 127-140.

- García De Emiliani, M. O. (1986). Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná (tramo Goya-Diamante), IV: Análisis de componentes principales y factores comunes. *Rev. Asoc. Cienc. Nut. Litoral.*, 17 (1): 51-61.
- García De Emiliani, M. O. (1990). Phytoplankton ecology of the Middle Paraná river. *Actu Limnol. Bras.*, 3: 391-417.
- García De Emiliani, M. O. (1997). Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river – floodplain lake system (Paraná River - Argentina). *Hydrobiologia*, 357: 1 - 15.
- García DE Emiliani, M. O. (1997). Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia* 357: 1-15.
- García, L. C. & Dister, F. (1990). La planicie de inundación del medio y bajo Magdalena. Restauración y conservación de habitats. *Interciencia* 15(6): pp. 396-410.
- Gilbert, J. Y. & W. E. Allen. (1943). The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the E. W. Scripps in 1939 and 1940. *J. Mar. Res.*, 5(2): 89- 110.
- Giorcio, P. A., A. Vinocur, R. J. Lombardo & G. Tell. (1991). Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river - a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 224: 129- 154.
- Gocke, K., Hernández, C., Giesenhagen, H. and Hoppe, H.G., (2004). Seasonal variations of bacterial abundance and biomass and their relation to phytoplankton in the hypertrophic tropical lagoon Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Journal of plankton research* 26: pp. 1429-1439.
- Goldman, J. (1979). Outdoor algal mass cultures II. Photosynthetic yield limitations, *Water Res.*, L3, 119-136.
- Gómez L., Larduet Y. & Abrahantes N. (2001). Contaminación y biodiversidad en ecosistemas acuáticos. El fitoplancton de la bahía de Santiago de Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*. 22: 191-197.
- Gómez, M. C., Rivera Rondón, C. A. & Duque, S., (2008). Dinámica espacial y temporal del fitoplancton en el sistema de lagos de Yahuaraca, planicie de inundación del Río Amazonas (Leticia Colombia). VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 19 P.
- Gómez, M. C., RiveraRondón, C. A. & Duque, S. (2008). Dinámica espacial y temporal del fitoplancton en el sistema de lagos de Yahuaraca, planicie de inundación del Río Amazonas (LeticiaColombia). VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 19 P.

- González, A. & Briceño, H., (2008). Fotosíntesis y transpiración de *Rhizophora mangle* en la Ciénaga Los Olivitos. Municipio de Miranda, estado Zulia Venezuela. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 102 P.
- González, M. (2000). Alternativas en el Cultivo de Microalgas. Tesis de Grado. Universidad Politécnica del Litoral. Guayaquil, Ecuador.
- Gopal, B. (1994). The role of ecotones (transition zones) in the conservation and management of tropical inland waters. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 24:17-25.
- Granados, C., Rodríguez, J. C., Mancera, J. E. y López, H.J., 2008. Producción primaria fitoplanctónica, respiración, balance metabólico y relación con variables fisicoquímicas durante la época lluviosa de 2007 en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 102 P.
- 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. Bogotá (Colombia).
- Guerrero, E. (1998). Una aproximación a los humedales en Colombia. Bogotá, Fondo FEN-Colombia.
- Guerrero, F. Manjares, A. & N. Nuñez. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira, Magdalena, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana* 8(2): 43-55.
- Guiry, M. D. & Guiry G. M. (2015). *Algae Base*. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway [consultado 3 Sep 2015]. Disponible en: <http://www.algaebase.org>.
- Guschina, I. & Hardwood, L. (2006). Lipids and lipid metabolism in eukaryotic algae. *Progress in Lipid Research*, 45:160-186.
- Guzmán Del Proo, S. (1993). Desarrollo y perspectivas de la explotación de algas marinas en México. *Ciencia Pesquera* 9: 129-136.
- Guzmán, G. (2011). Evaluación espacio temporal de la calidad del agua del Río San Pedro en el estado de aguas calientes, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27 (2): 89-102
- Hallegraeff, G. (1992). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32(2): 79-99.

Hasle, G. R. & Syvertsen, E.E. (1996). Marine diatoms. In C Tomas. (Ed.), *Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellates* (pp. 5-385). San Diego: Academic Press.

HENAO de U., A. (1987). El disco secchi y el estado trófico. *Revista Ainsa* 12: 67-79.

Hernández Atilano, E., Aguirre, N. J., Palacio, J. & Ramírez, J.J., (2008^a). Comportamiento de la asociación fitoplanctónica en diferentes niveles hidrológicos de una planicie de inundación: Una respuesta biológica, estructural y funcional al pulso. VIII Congreso Nacional de Limnología. Santiago de Cali. 17 P.

Hernández Atilano, E., Aguirre, N. J., Palacio, J. & Ramírez, J. J. (2008^b). Variación espacio temporal de la asociación fitoplanctónica en diferentes momentos del pulso hidrológico en la Ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Actualidades Biológicas* 30: pp. 6781.

Hernández, C. (1986). Producción primaria y dinámica del fitoplancton en La Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Tesis de maestría. Universidad nacional de Colombia. Bogotá. 177 P.

Hernández, C. & Gocke, K., 1990. Productividad primaria en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betún* 19: 101119.

Hernández, J., Von Hildebrand, P. & Alvarez, L., (1980). Problemática del manejo de los manglares con especial referencia al sector occidental de la Ciénaga Grande de Santa Marta. En *Memorias seminarios sobre informe científico y de impacto humano sobre los ecosistemas de manglares*. Unesco. Cali.

HernándezAtilano, E., (2006). Estructura de la agremiación fitoplanctónica en la ciénaga de Ayapel en diferentes periodos del pulso hidrológico. Trabajo de maestría. Universidad de Antioquia.

HernándezAtilano, E., Aguirre, N. J., Palacio, J. & Ramírez, J.J. (2008^a). Comportamiento de la asociación fitoplanctónica en diferentes niveles hidrológicos de una planicie de inundación: Una respuesta biológica, estructural y funcional al pulso. VIII Congreso Nacional de Limnología. Santiago de Cali. 17 P.

HIMAT. (1984). *Inventario nacional de cuerpos de agua*. Ministerio de Agricultura. Bogotá

Hino & Tunisidi. (1984). *Atlas de algas da represa do Broa*. Sao Carlos: Universidade Federal de Sao Carlos.

- Höfle, M., Haas, H. & Dominik, K. (1999). Seasonal dynamics of bacterioplankton community structure in a eutrophic lake as determined by 5S rRNA analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 3164-3174.
- Hoppe, H., Leving, T. & Tanaka, Y. (1979). *Marine algae in pharmaceutical science.* Walter de Gruyter and Co., Berlin. 196p.
- Howarth, R., Swaney, D., Butler, T. & Marino, R. (2000). Climatic control on eutrophication of the Hudson River Estuary. *Ecosystems*, 3: 210-215.
- Huisman, J., Sharples, J., Stroom, J., Visser, P., Kardinaal, W., Verspagen, J. & Sommeijer, B. (2004). Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85, 2960-2970.
- Huszar, V.L.M. & Reynolds, C.S. (1997). Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia* 346(1-3): 169-181.
- Iannacone J., Alvarino L., Jiménez-Reyes R. & Argota G. (2013). Diversidad del plancton y macrozoobentos como indicador alternativo de calidad de agua del río Lurín en el distrito de Cieneguilla, Lima-Perú. *The Biologist (Lima)*. 11: 79-95.
- Iannacone, J., L. Alvarino, C. Caballero, & J. Sánchez. (2000). Cuatro ensayos ecotoxicológicos para evaluar lindano y clorpirifos. *Gayana* 64:139-146.
- INGEOMINAS. (1999). *Inventario minero ambiental de Colombia por departamentos.* Ministerio de Minas y Energía, Instituto de Investigaciones Geológicas y Mineras. Bogotá (Colombia).
- INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO. 2016.** Caracterización ecológica de la ciénaga el Guineo, rio Salaquí-Cuneca Baja de Atrato. Informe final. 107 pp. Quibdó-Chocó.
- Jaramillo, L. C. & Duque, S., (2008). Influencia del pulso de inundación en la comunidad fitoplanctónica de la madre vieja el vaticano Florencia Caquetá (Colombia). VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 38 P.
- Jomiddleton, B.A. (2002). *Flood pulsing in wetlands: restoring the natural hydrological balance.* John Wiley & Sons, Nueva York. 308pp. John Wiley & Sons, Nueva York. 389pp.
- Junk, W.J. (1997). General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplain. *Ecological Studies*. 126:3-20.

Junk, W.J. & K.M. Wantzen. (2003). The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications an updates. Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: 117-149.

Junk, W.J., M.T.F. Piedade, F. Wittman, J. Schongart & P. Parolin. (2010). Amazonian flood plain forest: ecophysiology, biodiversity and sustainable management (Ecological studies). Springer. 632pp.

Kilham, P. & R. E. Hecky. (1988). Comparative ecology of marine and freshwater phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 33:776-795.

Klement, W. (1664). Armored Dinoflagellates of the Gulf of California. University of California. Publ. Bulletin Scripps institute of Oceanography. 8: 347 – 371.

Kojima, H. & Lee, Y. K. (2001). Photosynthetic microorganisms in Environmental Biotechnology. Springer-Verlag. Hong-Kong. 310p.

Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D., Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. VEB G. Fischer. Jena, 576 pp.

Kruk, C., V. L. M. Huszar, E. T. Peeters, S. Bonilla, L. S. Costa, M. Lüring, C. Reynolds & M. Scheffer. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshw. Biol.* 55: 614–627.

Kshirsagar, A.D. (2013). Bioremediation of wastewater by using microalgae: an experimental study. *International Journal of Life Science Biotechnology and Pharma Research.* 2(3): 339-346.

Lange-Bertalot, H. & Moser G. (1994). *Brachysira*. Monographie der Gattung. *Bibliotheca Diatomologica*, 29: 1-212.

Laurén-Määttä, C., Hietala, J., Reinikainen, M. & Walls, M. (1995). Do *Microcystis aeruginosa* toxins accumulate in the food web: a laboratory study? *Hydrobiol.* 304: 23-27.

Laws, E.A. (1991). *Aquatic Pollution*. Willey – Interscience Pub. New York, 10-13 pp.

Lee, R. (2008). *Phycology*. Cambridge University Press. 547 págs.4 ed.

Lee, Y. (1997). Commercial production of microalgae en the Asia-Pacific rim. *Journal of Applied Phycology* 9:403-411.

Leguízamo, B., Mogollón, M., Duque, S. & López, W., (2008). Caracterización de la comunidad fitoplanctónica de la ciénaga de San Sebastián, complejo cenagoso del Bajo

- Sinú, departamento de Córdoba Colombia. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 107 P.
- Licursi M. & Gómez N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura Pampeana Argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*. 21: 31-49.
- Lobo E. A., Callegaro V. L. M., Hermany G., Bes D., Wetzel C.A. & Oliveira M.A. (2004). Use of epilithic diatoms as bioindicators for lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 16: 25-40.
- Lobo E. A., Katoh K. & Aruga Y. (1995). Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan área, Japan. *Freshwater Biology*. 34: 191-204.
- Lobo E. A., Katoh K. & Aruga Y. (1995). Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan área, Japan. *Freshwater Biology*. 34: 191-204.
- Löffler, H. (1964). The Limnology of Tropical High–Mountain Lakes. *Verh. Internat. Vere in Limnol.* 15: 176–193.
- López, J. M. & A. F. Méndez. (2014). Evaluación de la concentración de los grupos de fitoplancton: Diatomeas, Cianofitas, Clorofitas y Dinoflagelados y su relación con los parámetros fisicoquímicos, en las aguas del Río Estero Real, período junio-noviembre 2013. (Tesis de Pregrado). Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua. Leon – Nicaragua.
- López, M. T. & Ramírez, J.J., (2008). Dinámica del agrupamiento de *Scenedesmus* presente en La Ciénaga La Bahía, Malambo (AtlánticoColombia). VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 110 P.
- López, S. & Catzim, L. (2010), Capítulo 4: Microalgas Dulceacuícolas, Encontrado en “Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán”, Centro de Investigación Científica de Yucatán, PPD-FMAM, Conabio, Seduma. México, pp. 165-166.
- Luque, M. E. & A. L. Martínez De Fabricius. 2000. Ficoflora fitoplanctónica y epilítica del río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 35 (1-2): 21-32.
- Macera, E. & Vidal, L.A. (1994). Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Anales Instituto de Investigaciones Marinas Punta Betín* 23: pp. 103117.
- Machado, T. & G.Roldan. (1981). Estudio de las características fisicoquímicas y biológicas del río Anorí y sus principales afluentes. *Actualidades Biológicas*, 10(35): 3 -19.

- Margalef, R. (1981). *Limnología*. Ed. Omega.
- Marín, C. M., (2007). Producción y consumo de raíces en *Eichhonia crassipes* y material asociado bajo condiciones controladas en un sitio en la ciénaga de Ayapel. Trabajo de maestría. Universidad de Antioquia.
- 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.
- Martínez – López, A., A. E. Ulloa – Pérez, J. R. Hernández – Afonso, M. T. Hernández – Real N- Herrera-Moreno. (2001). Primer registro de marea caoba de *Prorocentrum* mínimo, en la costa del municipio de Guasave, Sinaloa. VIII Congreso de la Asociación de Investigadores del mar y Segundo Simposio Internacional sobre el mar de Cortés. AIMAC-UABC-IIO. Ensenada, B. C. 29 de mayo al 1 de Junio de 2001.
- 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.
- Medina J., Piña V., Nieves S., Arzola G. & Guerrero I. (2012). La importancia de las microalgas. *CONABIO. Biodiversitas*. 103: 1-5.
- Melo, S. de & Huszar, VLM. (2000) Fitoplancton en un lago amazónico de llanuras aluviales (Lago Batata, Brasil): variación diel y estrategias de especies. *J. Plankton Res.* , 22, 63-76.
- Mena, P., D. (2010). Producción primaria y estructura del fitoplanctónica de la cienaga la Grande corregimiento de Sanceno Quibdó chocó. Tesis pregrado. Chocó-Colombia, Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba” Facultad de Ciencias. 53p.
- Mendoza, M. S. (2002). Programa de desarrollo sostenible de la región de la Mojana, Colombia. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Bogotá 45 p.
- Meneses J., L. (1997). Estructura de la Comunidad de Cladóceros en la Laguna Alalay (Cochabamba, Bolivia) Departamento de Biología – Facultad de Ciencias y Tecnología - Universidad Mayor de San Simón. *Rev. Bol. de Ecol.* 3: 47-59.
- Mengue, B.A. (1992). Community regulation: under what conditions are bottom-up factors important on rocky shores? *Ecology*, 73: 755-765.

- Mengue, B.A. (2000). Top-down and bottom-up community regulation in marine habitats. *Journal of marine biology and ecology*, 250: 257-289.
- Metcalf, A. Eddy J. (1996). *Ingeniería de las aguas residuales: tratamiento, vertido, reutilización*. Tomo I McGraw – Hill/Interamericana S.A. México.
- Meybeck M., Friedrich G., Thomas R. & Chapman D. (1992). Rivers. En D. Chapman (ed.). *Water Quality Assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (pp. 239-316). Londres: Chapman & Hall.
- Miao, X. & Wu, Q. (2006). Producción de biodiesel a partir de aceite de microalgas heterotróficas, *Bioresource Technology*, vol. 97, problema. 6, pp. 841-846. DOI: 10.1016/j.biortech.2005.04.008
- Middleton, B.A. (1999). Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. (1999). *Humedales interiores de Colombia: Bases técnicas para su conservación y uso sostenible*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Mirande, V., N. Romero, M. A. Barrionue Vo, G. S. Meoni, B. Navarro, M. C. Apella & B. C. Tracanna. (1999). Human impact on some limnological characteristics of the Gastona river (Tucumán, Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11 (2): 101-111.
- Mitsch, W.J. & J.G. Gosselink. (2000). *Wetlands*. Third Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York. 920pp.
- Montoya Moreno, Y. & Aguirre, N., (2009c). Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un lago tropical de plano de inundación a través del pulso de inundación. En prensa.
- Montoya-Moreno, Y. & Aguirre, N. (2010). Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un lago tropical (ciénaga Escobillitas) a lo largo del pulso de inundación. *Rev. Fac. Ingeniería. U. Antioquia*. 55(2):76-89.
- Montoya, Y. & N. Aguirre. (2009). Estado del arte de la limnología de lagos de planos inundables (Ciénagas) en Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*. Volumen 12 - No. 3, Agosto a Diciembre de 2009, Medellín ISSN 0124.177X. pp 85-106.
- Moreno L.F. (1989). *Colonización del perifiton en tres embalses del oriente antioqueño*. [Tesis de Magister]. [Medellín (Colombia)]: Universidad de Antioquia.
- Moreno, J. L., Licea, S. & Santoyo, H. (1996). *Diatomeas del Golfo de California Sur* (pp. 272). México: Universidad Autónoma de Baja California Sur.

- Moreno, L. F. & Fonseca, C. (1987). Las Ciénagas: polos potenciales para el desarrollo. *Actualidades Biológicas* 16(61): pp. 57- 68.
- Munné, A & N. Prat.N. (1997). Caudal y calidad biológica de las aguas del río Anoia. *Tecnología del Agua* 160: 32
- Munné, A. C. Solá & N. Prat. 1998. QBR: Un índice rápido pra la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- Muylaert, K., Gucht, K., Vloemans, N., Meester, L.D., Gillis, M. & Vyverman, W. (2002). Relationship between bacterial community composition and bottom-up versus top-down variables in four eutrophic shallow lakes. *Appl. Environ. Microbiol.*68: 4740-4750.
- Naranjo, L. G., Andrade, G., Ponce de León, E. (1998). Humedales interiores de Colombia: bases técnicas para su conservación y uso sostenible. Instituto de Investigaciones de recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Ministerio del Medio Ambiente.
- Needham, J. G., & Needham, P. R. (1982). Guía para el estudio de los seres de las aguas dulces. Barcelona: Editorial Reverté, S.A.
- Neehring. (1993). Mortality of dogs associated with a mass development of *N. Spumigena* in a brackish lake at the German North Sea Coast. *J. Plankton Res.* 15(7): 867-872.
- Neiff, J.J. (1999.) El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En: Malvárez, A.I. (ed) Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe. Montevideo. 229pp
- Neiff, J.J., M.H. Iriondo & R. Carignan. (1994). large tropical South American wetlands: a overview. Pp. 156-165. En: R.J. Naiman & H. Decamp (eds). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Man and the biosphere series, vol. 4.* The Parthenon Publ. Group Inc., Park Ridge.
- Núñez-Avellaneda M. Duque S. R. (2000). Estudio del fitoplancton en ambientes acuáticos de la Amazonía colombiana SINCHI - IMANI Leticia.
- O'farrell, I. (1993). Phytoplankton ecology and limnology of the Salado river (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*, 27 1 : 169- 178.
- O'farrell, I. (1994). Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the river Plate basin (Argentina). *Hydrobiologia*, 289: 109-117pp.
- O'farrell, I. & I. Izaguirre. (1994). Phytoplankton ecology and limnology of the river Uruguay lower basin (Argentina). *Arch. Hydrobiol /S~ppl9.9 (1-2):* 155-179pp.

- Olguin, E. (1984). Microalgae biomass as source of chemicals, fuels and proteins. In sixth Australian Biotechnology Conference. University of Queensland, St. Lucia Brisbane.
- Organización Mundial De La Salud. (1980). Nitrates, nitrites et composés Nnitroso. Ginebra, pp 86p.
- Osorio – Tefall, B. F. (1942). Notas sobre algunos Dinoflagelados fitoplanctónicos marinos de Mexico con descripción de nuevas especies. An. Esc. Nal. De Cienc. Biol., 2: 435-450p.
- Paerl, H. (1988). Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). *Phycologia* 22(6): 80-88p.
- Paerl, H. (1996). A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia* 35(6): 25-35p.
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms like It Hot. *Science*, 320, 57-58.
- Palacio Betancur, H. M., Aguirre, N. J. & Palacio, J., (2008). Distribución del zooplancton en cuatro ciénagas del sistema cenagoso de Ayapel, Córdoba Colombia. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 113 p.
- Pardo, F., Marañón, E. (1997). Contaminación química de las aguas. En: Contaminación e Ingeniería Ambiental. (Ed) FICYT, Oviedo, III. 6, pp 154 – 188p.
- Parra O, Gonzalez M & DE LA Rossa V. (1983). Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales, con especial referencia al fitoplancton de Chile. *Chorophyceae* pp 1-350p.
- Parra, O. & C. Bicudo. (1995). Introducción a la biología y sistemática de las algas de aguas continentales. Univ. Concepción. 268 p.
- Parra, O., Avilés, D., Becerra, J., Dellarossa, V. & Montoya, R. (1986). First toxic blue-green algal bloom recorder for Chile: A preliminary report. *Gayana Bot.* 43(1-4): 15-17.
- Pava, E., Carrasquilla, J. & López, W., (2008). Caracterización de la comunidad fitoplanctónica de un plano de inundación del río Sogamoso en la cuenca media del río Magdalena (Ciénaga de San Silvestre, Colombia). *Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales* 3(1): pp. 435-7p.
- Payne, A., I. (1986). *The ecology of Tropical Lakes and Rivers*. John Wiley & Sons, 301 pp.
- Peña E.J., Palacios M.L. & Ospina-Álvarez N. (2005). Algas como indicadores de contaminación. Cali: Universidad del Valle.

- Peña, D. S. (2005). Evaluación de algunas características fisicoquímicas del agua y su relación con la presencia de sustancias húmicas en la ciénaga Cachimbero, municipio de Cimitarra– Santander. Tesis de pregrado. Universidad de Antioquia. 157 P.
- Peña, V. & Pinilla, G.A. (2002). Composición, distribución y abundancia de la comunidad fitoplanctónica de la Ensenada de Utría, Pacífico colombiano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 37: 67-81pp.
- Pereira, L., Mogollón, M., Duque, S. & Morales, M., (2008). Caracterización de la comunidad fitoplanctónica de la Ciénaga de Ayapel, departamento de Córdoba Colombia. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 113 P.
- Pinilla G. (1995). Ecología regional de pequeños lagos artificiales en el altiplano cundiboyacense, Informe Final, 185 p. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Colciencias, Santafé de Bogotá.
- Pinilla, G. A. (2000). Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 67 P.
- Pinilla, G. A., (2006^a). Evaluación de la eficiencia fotosintética del fitoplancton en un lago amazónico (Lago Boa) y en un lago andino (Lago Guatavita). *Acta Amazónica* 36(2): pp. 221-228.
- Pinilla, G. A., (2006b). Vertical distribution of phytoplankton in a clear water lake of Colombian Amazon (Lake Boa, Middle Caquetá). *Hydrobiologia* 568(1): pp. 79-90.
- Pinilla, G. & J. Duarte. (2006). La importancia ecológica de las ciénagas del Canal del Dique y la determinación de su estado limnológico. Cormagdalena – Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 97 p.
- Pizzolón, L. (1996). Importancia de las cianobacterias como factor de toxicidad en las aguas continentales. *Interciencia* 21(6): 239-245. Disponible en: http://www.interciencia.org/v21_06/art01/.
- PlataDíaz, Y., Donato, J. C. & Gavilán, R., (2000). Estructura y dinámica de la comunidad fitoplanctónica de un lago de inundación de la cuenca del Magdalena medio Santandereano (Colombia). IV seminario Nacional de Limnología. Bogotá. 290 P.
- Plata Díaz, Y., Eschenique, R. & GavilánDíaz, R. A., (2004). Primer registro de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya & Subba Raju en un lago de llanura aluvial en aguas dulces de Colombia. VI Seminario Colombiano de Limnología. Montería. 97 P.

- PlataDíaz, Y., Jiménez, D. & Pimienta, A., (2008). Preferencias ecológicas de los géneros *Lepocinclis*, *Strombomonas* y *Trachelomonas* en La cuenca media y baja del río Magdalena. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 109 P.
- Prat, N., Rieradevall, M., Munné, A. (1999). La qualitat ecológica del Llobregat, el Besos i el Foix. Informe 1997. Diputació de Barcelona, pp 154.
- Prescot, G. W. (1973). *Algae of the western Great Lakes area*. W. M. Brown Company Publishers. Dubuque, Iowa. 977 p.
- Prescott, G.W. (1984). *How to know the freshwater algae*. 7th Ed. Wm C. Brown Company Publishers, Dubuque, IW, USA.
- Prieto, M., Mogollón, M., Castro, A. & Sierra, L. (2005). Efecto del medio y condiciones de cultivos en la reproducción de tres diatomeas marinas con potencial acuícola, *Revista "MVZ. Córdoba"*, Vol.10, n, 1, pp. 544-554.
- Prociénaga, (1994). Estudio de impacto ambiental de la reapertura de canales en el delta exterior del río Magdalena. Proyecto de cooperación técnica colomboalemán para la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Santa Marta, Colombia. 382 P.
- Prociénaga. (1995). Plan de manejo ambiental de la subregión Ciénaga Grande de Santa Marta 1995-1998. Santa Marta, Colombia. 354 P.
- Pulido, P. C. (2015). El Fitoplancton en la Determinación del Estado Trófico del Humedal el Salitre (Bogotá D.C., Colombia) En Épocas Climáticas Contrastantes. (Tesis de Maestría). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D.C., Colombia.
- Ramírez J. (2000). *Fitoplancton de Agua Dulce: Aspectos Ecológicos, Taxonómicos y Sanitarios*. 1 ed. Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. Pp 207.
- Ramírez, G. A. & Viña, G. V. (1998). *Limnología Colombiana: Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Panamericana, BP- Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, Colombia. 293 P.
- Rejas, D., Bustamante, M. & Pouilly, M., (2008). Importancia relativa de la disponibilidad de recursos (topdown) y la depredación (bottomup) en el control de las densidades fitoplanctónicas en lagunas amazónicas. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 24 P.
- Restrepo, J., Sarmiento, M. R. & Duque, S.,(2004). Estudio limnológico de algunas ciénagas del río Sinú, Caribe Colombiano. VI Seminario Colombiano de Limnología. Montería. 105 P.

- Reyes, F., Ovalle, H., Castellano, P. & Pimienta, A., (2008). Composición taxonómica de macroinvertebrados acuáticos de la depresión Momposina (Bolívar, Colombia). VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 108 p.
- Reynolds, C. (1987). Cyanobacterial water blooms. *Adv. Bot. Research* V.13.
- Reynolds, C. S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge. 384 p.
- Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of Phytoplankton*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. & Walsby. (1975). Water blooms. *Biol. Rev. Cambridge Philos. Soc.* 50: 437-481.
- Reynolds, C., Tundisi, J.G. y Hino, K. (1983). Observations on a metalimnetic *Lyngbya* population in a stably stratified tropical lake (Lagoa Carioca, Eastern Brazil). *Arch. Hydrobiol.* 97 (1): 7-17.
- Richerson, P. J.; C. Widmer y T. Kittel, (1977). *The Limnology of lake Titicaca (Perú–Bolivia)* Univ. California Davis Inst. Ecology 78.
- Richmond, A. (1986). Microalgae of economic potential. In *CRC Handbook of Microalgal Mass Culture*, Richmond (Ed), CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 199-243.
- Richmond, A. (2004). *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology*. Primera edición. USA: Blackwell Publishing Robledo, R.D. (1990). Las Macroalgas marinas un recurso desconocido. *ICYT.* 12(169): 3-8.
- Risser, P.G. (1990). The ecological importance of land-water ecotones. Pages 7-21.
- Naiman, R. J. & H. Decamps. (Eds.). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and the biosphere series, vol. 4. The Parthenon Publ. Group Inc., Park Ridge.
- Robledo, R.D. (1990). Las Macroalgas marinas un recurso desconocido. *ICYT.* 12(169): 3-8.
- Rodríguez, J. D., Mancera, J. E. & López, H. J., (2008). Efectos de la recomunicación del río Magdalena con su antiguo delta: cambios en la producción primaria fitoplanctónica y respiración en el complejo Pajarales, 1989 a 2005. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 101 P.
- Rojas, I. G., (1993). Estudio semicuantitativo y cualitativo de las comunidades fitoplanctónicas de las ciénagas El Llanito, Juan Esteban y Chucurí, Magdalena medio

Santandereano. Informe final. Laboratorio de investigaciones ambientales. INDERENA, Bucaramanga.

Roldan, G. (1980). Estudios limnológicos de 4 ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros. *Actual. Biol.* 9(34): 103–117. 529 pp.

Roldán, G. & J.J. Ramírez. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Segunda edición. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. BMWP/Col. Segunda Edición. Medellín Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. 170 p.

Roldán, G. & J. Ramírez. (2008). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Segunda Edición. Ed. Universidad de Antioquia, Medellín. 442 p.

Roldán, P. G. (1992). *Fundamentos de limnología neotropical*. Universidad de Antioquia, Medellín. 1a Ed. 529 P.

Romero, T. & Otero, C. (2004). *Chlorella* spp. Desarrollada en los efluentes de la industria pesquera para alimentar *Brachionus plicatilis*. *Revista Electrónica de Veterinaria (REDVET)*. Especial Monográfico Acuicultura. Vol. V (2).

Romero, T. & Suarez, G. (2001). Resultados orientados al uso de *Chlorella* sp. Cultivada en aguas residuales de la Industria Pesquera Cubana. II Taller Internacional CONyMA'2001.

Romo, A. (2002). *Manual para el cultivo de microalgas, Memoria Técnicas para un Trabajo Profesional*. Universidad Autónoma de Baja California sur Área Interdisciplinaria de Ciencias del Mar. Departamento de Biología Marina. 50pp.

Roset J., Aguayo S. & Muñoz M. J. (2001). Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Revista de Toxicología*. 18: 65-71.

Round, F. E. (1967). The phytoplankton of the Gulf of California. Part 1. Its composition, distribution and contribution to the sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1: 76-97.

Ruiz J., Junes K. & La Torre M. I. (2007). Flora algal del río Chillón en la provincia de Lima, Perú. *The Biologist (Lima)*. 5(2): 43-51.

Ruiz, A. (2011). Puesta en marcha de un cultivo de microalgas para la eliminación de nutrientes de un agua residual urbana previamente tratada anaeróbicamente. Trabajo para optar al “Máster Universitario en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente”, Universidad Politécnica de Valencia. España, 96pp.

Ruiz, E., 1995. *Limnología fisicoquímica y una aproximación a la producción primaria de la Ciénaga de Zapotosa*. Tesis de maestría, Universidad de los Andes. Bogotá. 100 P.

- Russo, R.C. (1995). Ammonia, nitrite and nitrate. *Fundamentals of aquatic toxicology*.
- Salazar-González, M. (2006). Aplicación e importancia de las microalgas en el tratamiento de aguas residuales. *Contactos* 59: 64-70.
- Salazar, C.S. (2001). Caracterización de la estructura fitoplanctónica en aguas del Pacífico Colombiano y su relación con eventos asociados al fenómeno El Niño. Tesis de Biología con Mención en Biología Marina. Universidad del Valle, Cali, 59 pp.
- Salcedo Rodríguez, H., LópezBohórquez, W. & TorrijosOtero, P., 2008. Composición preliminar del fitoplancton del estero Tres Moriches, CasanareColombia. VIII Seminario Colombiano de Limnología. Santiago de Cali. 34 P.
- Sant'Anna, C., Azevedo, M. T., Agujaro, L., Carvalho, M.C., & Souza, R.C. (Eds.), (2005). Manual ilustrado para Identificación y conteo de Cianobacterias planctónicas de aguas
- Scasso, F.; N. Mazzeo; J. Gorga; G. Lacerat; I. Clemente; D. Fabiani and S. Bonilla. (2001). Limnological changes in a sub-tropical shallow hypertrophic lake during its restauration: two years of a whole-lake experiment. *Aquatic. concerv. Mar. Frshw. Ecosyst.* 11: 31-44.
- Schindler, D. W. (1971). A Hipotesis to Explain Differences and Similarities among Lakes in the Experimental Lakes Area, Northwestern. Ontario. *J. Fish. Reb. Board Canadá* 28.
- Seeligmann, C. T. (1999). Dinámica del fitoplancton del río Salí (Tucumán, Argentina) en relación a la contaminación. *Naturu Neotropicalis*, 30 (1 y 2): 57-66.
- Seeligmann, C. T., S. Martínez De Marco, S. Isasmendi Y B. Tracanna. (1999). Impacto de la actividad minera sobre la ficoflora. *Rev. Bol. de Ecol.*, 6: 217-227.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication*. Illinois, Urbana, EEUU. 117 p.
- Shelef, G., Moraine, R. & Oron, G. (1978). Photosynthetic biomass production from sewage. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebh. Limnol.* 11: 3-14.
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163: 698.
- Smith, D. W. (1988): «Phytoplakton and catfish culture. *Aquaculture*, 74:167-189.
- Smith, R.L. & Smith, T.M. (2001) *Ecology*. Addison Wesley, Madrid. 639 p.
- Soeder, C.J. (1986). An historical outline of applied algology. In *Handbook of Microalgal Mass Culture*. Richmond (Ed.), CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 25-41.

- Sohrin, Y., Matsui, M., Kawashima, M., Hojo, M. y Hasegawa, H. (1997). Arsenic Biogeochemistry Affected by Eutrophication in Lake Biwa, Japan. ICR Annual Report, 4, 14-15.
- Soong, P. (1980). Production and development of *Chlorella* and *Spirulina* in Taiwan, in *Algae Biomass*, Shelef and Soeder (Eds), Elsevier/North- Holland.
- Spolaore, P., Joannis-Cassan, C., Duran, E. y Isambert, A. (2006). Commercial applications of microalgae. *J. of Bioscience and Bioengineering*. Vol 101: 87- 96.
- Squires, H. J. & Riveros, G., (1971). Algunos aspectos de la biología del Ostión (*Crassostrea rhizophorae*) y su producción potencial en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Estudios e Investigaciones*. N° 6. Bogotá.
- Stevenson, R. J. (1996). "An introduction to algal ecology in Fresh water Benthic habitat". In: *algal ecology. Freshwater benthic ecosystems*. Stevenson J., Bothwell, M. y Lowe, R. USA: (Eds). Academic Press: San Diego, CA, USA, pp. 03–30.
- Tangorra, M., L. M. Mercado, A. Rodriguez Capitulo Y N. Gomez. (1998). Evaluación de la calidad ecológica del A" El Gato a partir del estudio del bentos, fitoplancton y variables físico-químicas. *Anales XVII Congreso Nacional del Agua*. Santa Fe, Argentina: 1-9. Taylor & Francis. 455 -471 pp.
- TatisMuvdi, R. & GutiérrezMoreno, L., 2006. Phytoplankton primary production in a tropical shallow pulsing system: Malambo complex (Atlántico, Colombia). VII Seminario Colombiano de Limnología. Tolima. 65 P.
- Tebbutt, T.H.Y. (1999). *Fundamentos de control de la calidad de agua*. Limusa Noriega
- Tell, G., & Conforti, V. (1986). *Bibliotheca Phycologica: Euglenophytas pigmentadas de la Argentina*. Stuttgart: J. Cramer.
- Terrel, C. & Bytnar, P. (1996). *Water quality indicators guide*. Kendall/Hunt publishing company, Dubuque. 131 p.
- Tirado O., Manjarrez G., Díaz C. (2011). Caracterización Ambiental de la Ciénaga de la Quinta Localizada en Cartagena de Indias, Colombia. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* 14(2): 131 – 139.
- Tomas, C. (1997). *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press. New York. 858 p.
- Tracanna, B., C. T. Seeligmann, V. Mirande, L. B. De Parra, M. T. De Plaza & E Molinari. (1999). Cambios espaciales y temporales del fitoplancton en el embalse Río Hondo (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 34 (1-2): 101-105

Travieso, L. & Benítez, F. (1998). Cultivo de *Arthrospiras*: del Laboratorio a Planta Piloto. Curso: Tecnología y aprovechamiento del cultivo heterotrófico de microalgas. Centro de Investigaciones Pesqueras. La Habana Cuba.

Train, S. & Rodrigues, L.C. (1998). Fluctuaciones temporales de la comunidad de fitoplancton del río Baía, en la llanura de inundación del río Paraná superior, Mato Grosso do Sul, Brasil *Hydrobiologia*, 361 (1998), pp. 125 – 134

Urrego, A. P; Ramírez, R., John J. (2000). Cambios Diurnos de Variables Físicas y Químicas en la Zona de Ritral del río Medellín, Colombia. Departamento de Biología, Universidad de Antioquia. Apartado 1226, Medellín, Colombia. *Caldasia* Vol. 22, No. 1, (1): 127-141.

Urrutia-Córdoba, K. (2015). Diversidad y distribución vertical de la comunidad fitoplanctonica y su relación con las variables fisicoquímicas en ciénagas de la cuenca media del río Atrato, Chocó-Colombia. Tesis pregrado. Chocó-Colombia, Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba” Facultad de Ciencias. 52p

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.

Vasconcelos, V. (1999). Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health. *Braz. J. Med. Biol. Res.* 32(3): 249-254.

Vasquez, E. & J. Rey. 1993. Rotifer and cladoceran zooplankton assemblages in lakes on the Orinoco River floodplain (Venezuela). *Verhandlungen Internationale Vereinigung*.

Vásquez, E. & Sánchez, L., 1984. Variación estacional del plancton en dos sectores del río Orinoco y una laguna de inundación adyacente. *Soc. Cien. Nat. La Salle* 44(121): pp. 1131.

Vázquez G., Castro G., Gonzalez G., Pérez R. & Castro T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *Contactos*. 60: 41-48.

Vélez – Azañero, A., Lozano, S., & K. Cáceres – Torres. (2016). Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en cuenca baja del río Lorin, Lima, Perú. *Revista de Ecología Aplicada*. 15(2016): 69-79. Jul. /dic.

Vélez-Azañero A. & Lizárraga-Travaglini A. (2013). Diversidad de Carabidae (Coleoptera) asociados a la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú. *The Biologist (Lima)*. 11: 97-106.

Venkataraman, L.V., & Becker, E.W. (1985). *Biotechnology and utilization of algae. The Indian experience*. Ed. Sharada Press. New Delhi, India 257 pp.

- Vieira, C. (2004). Produção de biodiesel a partir de microalgas. 1er Congreso Latinoamericano sobre Biotecnología Algal. Argentina. ISBN N° 987- 1130-32-5.
- Viña, G., (1989). Impacto del dragado en las zonas del manglar del canal del Dique (Colombia). Bull Inst. Geol. Bassin 45: pp. 177188.
- Viña, G., Ramírez, A., Lamprea, L., et al., (1991^a). Ecología de la ciénaga de Zapatosa y su relación con un derrame de petróleo. Ecopetrol DCC. Cúcuta.
- Viña, G., Ramírez, A., Lamprea, L., *et al.*, (1991^a). Ecología de la ciénaga de Zapatosa y su relación con un derrame de petróleo. Ecopetrol DCC. Cúcuta.
- Wan Maznah W.O. (2010). Perspectives on the Use of Algae as Biological Indicators for Monitoring and Protecting Aquatic Environments, with Special Reference to Malaysian Freshwater Ecosystems. Tropical Life Sciences Research. 21(2): 51-67.
- Ward, J. V. & J.A. Stanford. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers: Research and Management. 11:105-119.
- Webber, D. & Roff, J. (1996). Influence of Kingston harbor on the phytoplankton community of the nearshore hellshire coast, southeast Jamaica. Bull. Mar. Sci. Vol 59 N° 2; 245-258 pág
- Weisner, S., Strand, J. & Sandsten, H. (1997). Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. Ecologic, 109: 592-599.
- Weithoff, G., Lorke, A. & Walz, N. (2000) Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton, and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. Ecologic, 125: 91-100.
- Werner, D. (1977). The biology of diatoms. Botanical Monographs, 13 (pp. 498). Berkeley, Ca: University of California Press.
- Western, D. (2001). Human-modified ecosystems and future evolution. PNAS, 98: 5458-5465.
- Wetzel, R. G. (1983). Limnology. Freshwater Ecology Program, Dept. Biological Sciences. Univ. Alabama. Philadelphia: Saunders. Tuscaloosa, AL. 860 p.
- Wetzel, R.G. (ed.) (1983). Periphyton of aquatic ecosystem. B.V. Junk, The Hague, Holanda. 346 p.
- Whitford, A. L. & J. G. Schumacher. (1973). A Manual of Fresh-Water algae. Published by Sparks Press Raleigh N. C. 324 pp.
- Williams, D., Dawe, S., Kent, M., Andersen, R., Craig, M. y Holmes, C. (1997).

Yucra H. A. & Tapia P. M. (2008). El uso de microalgas como bioindicadoras de polución orgánica en Brisas de Oquendo, Callao, Perú. *The Biologist* (Lima). 6: 41-47.

Zalocar De Domitrovic, Y. 1990. Efecto de las fluctuaciones del nivel hidrométrico sobre el fitoplancton en tres lagunas isleñas en el área de confluencia.

Zorrilla, A., Buck, A., Palmer, P., & D. Pellow. (2010). Impactos de la minería. *Revista virtual de la Coordinación Regional del Pacífico Colombiano. Pacifico Territorio de Etnias.* AÑO 2 - N° 6.

ANEXOS

Anexo 1: Registro fotográfico de la ciénaga la Grande del complejo cenagoso de Sanceno



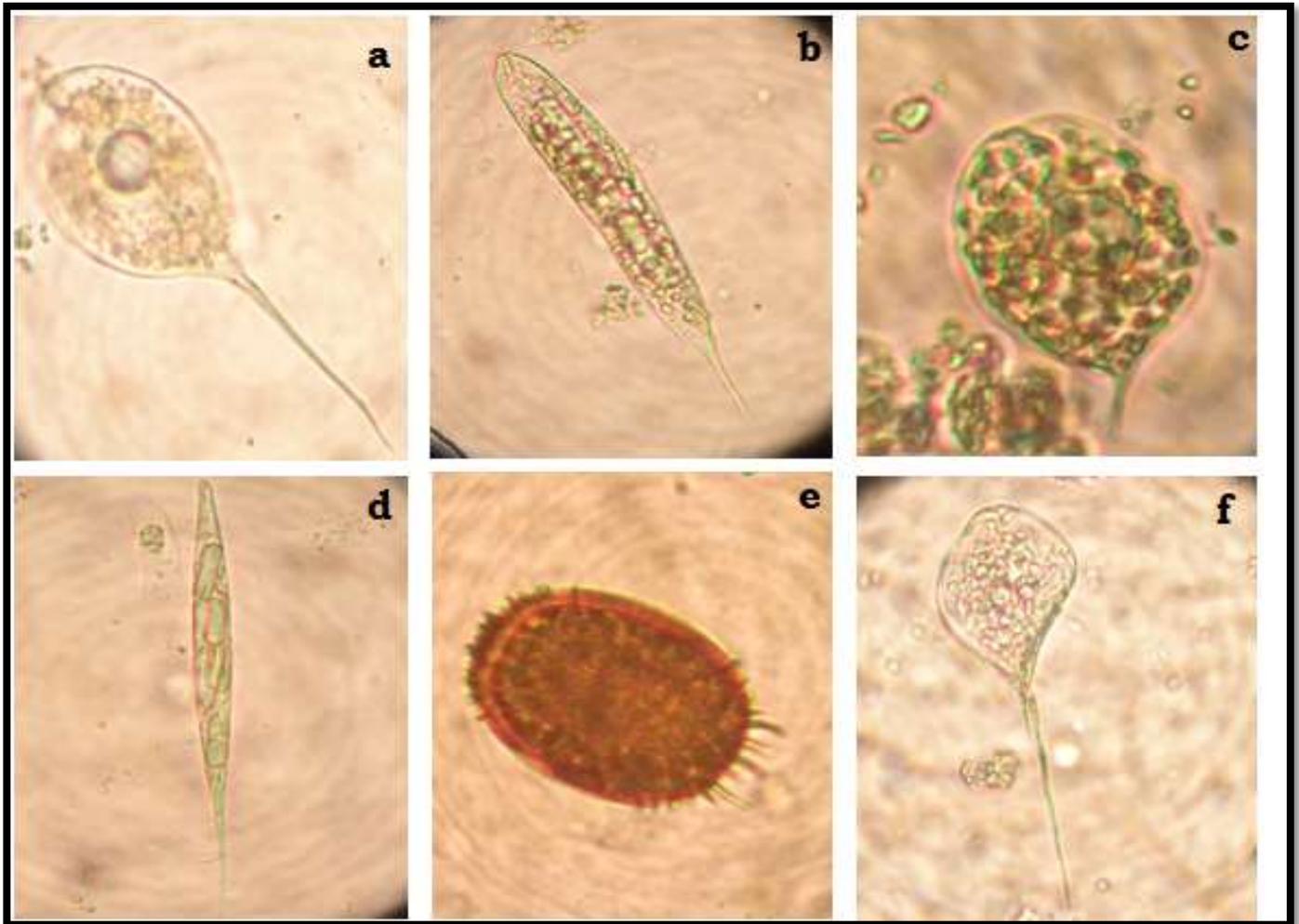
Anexo 2: Registro fotográfico del complejo cenagoso de Puné ciénagas Algamasa y Arrastradero respectivamente.



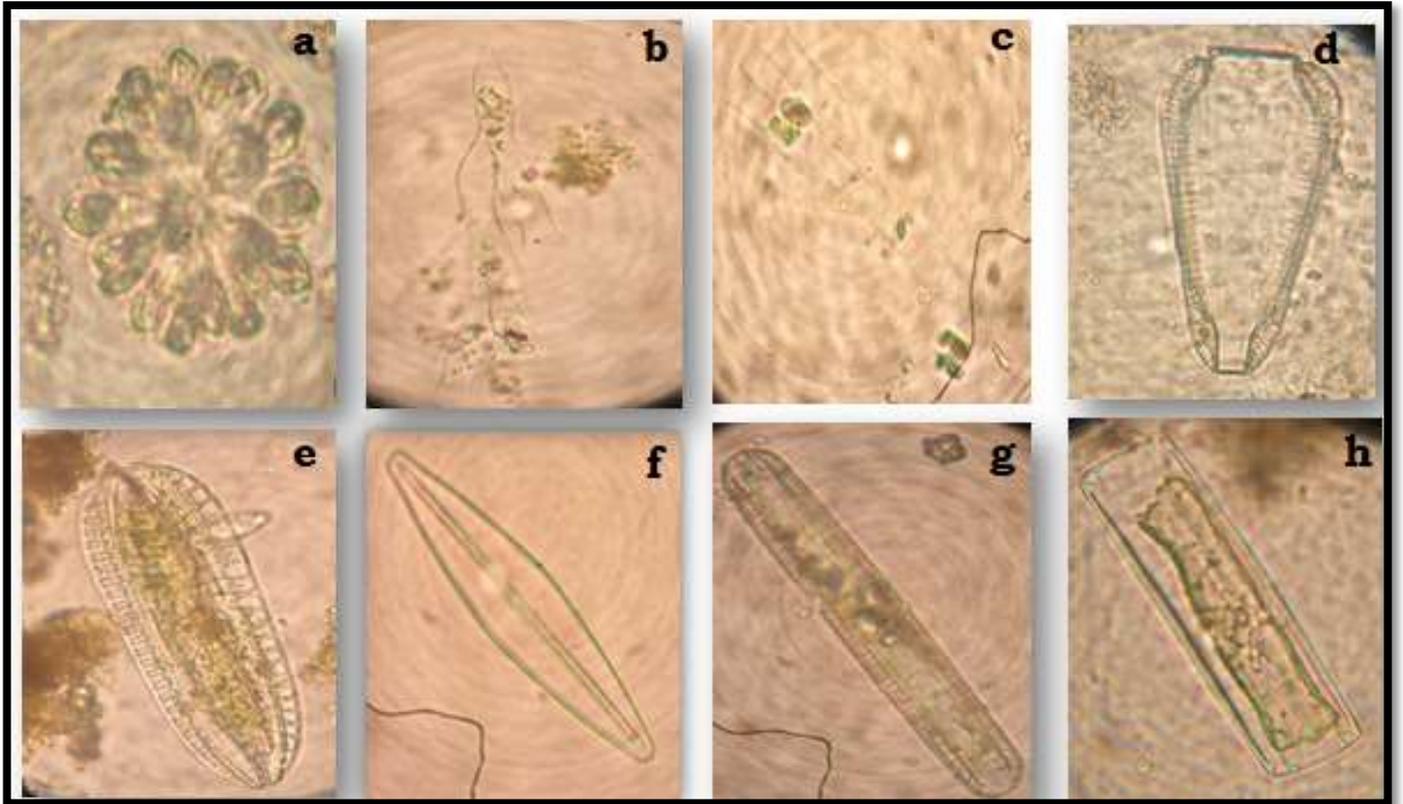
Anexo 3 : Contaminación por materia orgánica producida por el exceso de nutrientes provocados por la actividad minera en la ciénaga la Grande de Sanceno.



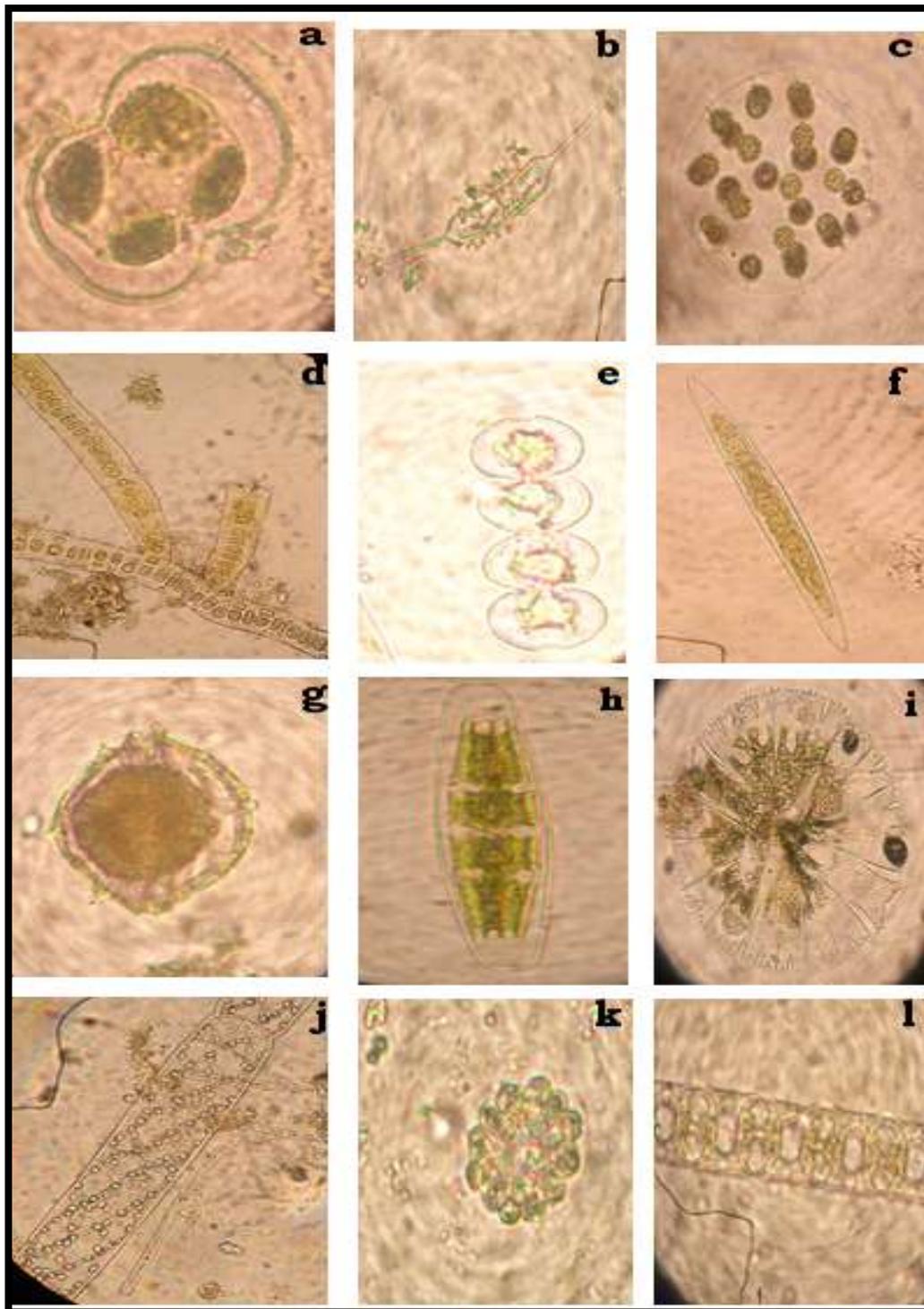
Anexo 4: Registro fotográfico de las morfoespecies de la división Euglenophyta: a. *Phacus longicauda*, b. *Euglena oxyuris*, c. *Phacus orbicularis*, d. *Euglena acus*, e. *Trachelomonas armata*, f. *Phacus tortus*.



Anexo 5: Registro fotográfico de las morfoespecies de la división Heterokontophyta: a. *Synura* sp, b. *Dinobryons cilindrycum*, c. *Dinobryons divergens*, d. *Surirella robusta*, e. *Surirella tenera*. f. *Frustulia rhomboides*, g. *Pinnularia* sp., h. *Eunotia* sp.



Anexo 6: Registro fotografico de la diversidad algal encontrado en los compolejos de Sanceno y Puné: a. *Actinotaaenium* sp2, b. *Centritactus belanophorus*, c. *Eudorina Elegans*, d. *Stigonema ocellatum*, e. *Cosmarium depressum*, f. *Closterium tenuatum*, g. *Peridinium* sp, h. *Netrium* sp, i. *Micrasteria radiosa*, j. *Spirogyra*, k. *Coelastrum* sp, l. *Desmidium baileyi*.



Anexo 7: Presencia de las clases por estaciones de muestreo

Complejos	Cienagas	Estaciones	Clase Xanthophyceae	Clase Chrysophyceae	Clase Synurophyceae	Clase Fragilariophyciae	Clase Bacillariophyceae	Clase Euglenophyceae	Clase Chlorophyceae	Clase Trebouxiophyceae	Clase Cyanophyceae	Clase Conjugatophyceae	Clase Dinophyceae	Clase Ulvophyceae	Total
Complejo de Puné	la plaza	1	183	1294	89	16	65	28	307	131	9	17	1	0	2140
		2	18	20	2	19	106	100	13	0	29	0	0	0	307
		3	0	292	0	8	23	262	213	0	15	0	0	0	813
	Arrastradero	1	2	4	0	6	20	560	100	0	0	0	0	0	692
		2	1	8	1	8	8	604	157	0	0	0	0	0	787
		3	3	53	8	12	3	599	5	0	0	0	0	0	683
	Alga Masa	1	21	0	0	0	9	245	60	26	8	0	0	0	369
		2	8	0	1	0	204	800	4	0	0	0	0	0	1017
	Complejode Sanceno	La Grande	1	0	0	0	0	2	804	2	34	0	2	0	0
2			0	0	0	1	6	723	29	317	4	4	0	0	1084
3			0	0	0	2	749	181	13	22	2	23	0	0	992
plaza seca		1	0	0	0	554	35	66	17	0	13	35	0	0	720
		2	0	0	0	174	219	8	23	200	8	14	0	2	648
		3	6	0	0	56	193	2	323	0	0	33	3	0	616
La Negra		1	0	34	0	4	33	62	351	18	2	9	198	0	711
		2	2	4	0	25	7	525	0	226	0	23	10	0	822
		3	12	127	0	22	230	317	22	219	15	20	93	0	1077
		244	1709	101	885	1682	5569	1617	974	90	160	212	2	14.322	

