

INFLUENCIA DE LA INUNDACIÓN Y LA CONECTIVIDAD SOBRE LA BIOMASA  
DE ROTÍFEROS PLANCTÓNICOS EN TRES LAGOS AMAZÓNICOS  
COLOMBIANOS



ALEJANDRO ANTONIO JIMÉNEZ GONZÁLEZ

UNIVERSIDAD DEL CAUCA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

POPAYAN

2014

INFLUENCIA DE LA INUNDACIÓN Y LA CONECTIVIDAD SOBRE LA BIOMASA  
DE ROTÍFEROS PLANCTÓNICOS EN TRES LAGOS AMAZÓNICOS  
COLOMBIANOS

ALEJANDRO ANTONIO JIMÉNEZ GONZÁLEZ

TRABAJO DE GRADO

MAESTRÍA EN RECURSOS HIDROBIOLÓGICOS CONTINENTALES

Director

Cand. PhD. CAMILO E. ANDRADE SOSSA

UNIVERSIDAD DEL CAUCA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

POPAYAN

2014

**Nota de Aceptación**

---

---

---

---

Director \_\_\_\_\_  
Mg. Camilo Andrade Sossa

Jurado \_\_\_\_\_  
Mg. Hildier Zamora González

Jurado \_\_\_\_\_  
Mg. Jhan Alejandro Sandoval

Fecha de sustentación: Popayán, 7 de Octubre de 2014

## CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	6
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	8
2. JUSTIFICACIÓN.....	9
3. OBJETIVOS.....	10
3.1 Objetivo general.....	10
3.2 Objetivos específicos.....	10
4. MARCO TEÓRICO.....	11
4.1 Pulso de inundación.....	11
4.1 Rotíferos.....	12
4.2 Estimación de la biomasa.....	13
5. ANTECEDENTES.....	15
6 METODOS.....	16
6.1 Área de estudio.....	16
6.2 Fase de campo y laboratorio.....	18
6.2.1 Variables físico-químicas y pigmentos.....	19
6.2.2 Muestreo de fitoplancton y rotíferos.....	20
6.3 Análisis biológicos en laboratorio.....	21
6.3.1 Fitoplancton.....	21
6.3.2 Rotíferos.....	21
7 TRATAMIENTO DE DATOS.....	22
8. RESULTADOS.....	23
9. DISCUSIÓN.....	38
9.1 Variables físicas y químicas.....	38
9.2 Biomasa.....	39
10. CONCLUSIONES.....	45
11. BIBLIOGRAFIA.....	46

## **AGRADECIMIENTOS**

A mis padres y hermanos por su gran paciencia e incondicional apoyo durante toda mi vida universitaria.

A mis amigos incondicionales, Mayra, Cohen, Rosita, Amanda, Pao, Daniel, Diego Martínez, Mabel y Cata quienes estuvieron siempre conmigo en todos los momentos de mi vida académica.

Al profesor Camilo Andrade, director y amigo, por el acompañamiento continuo en la elaboración de este trabajo

A la Universidad del Cauca y cada uno de los profesores de la maestría por sus enseñanzas y amistad.

Al grupo de investigación en Recursos Hidrobiológicos Continentales, de la Universidad del Cauca, por facilitar su espacio y equipos para realizar la fase de laboratorio.

Mis agradecimientos al profesor Santiago Roberto Duque y a la Universidad Nacional de Colombia sede Leticia y al grupo de trabajo de la Amazonía por toda la ayuda brindada durante mi trabajo y la colaboración económica para la fase de campo del proyecto a la vicerrectoría de investigación de la Universidad Nacional sede Leticia.

## INTRODUCCIÓN

La amazonia es un territorio que atraviesa varios países, donde se encuentra un amplio bosque húmedo tropical, con la influencia de variados tipos de suelos formados en diferentes épocas. La cuenca del río Amazonas presenta una alta biodiversidad, sus aguas albergan diferentes especies animales y vegetales, de esta misma forma la selva amazónica almacena grandes cantidades de materia. Se estima que en este espeso bosque se acumula la mayor cantidad de carbono del mundo, al mismo tiempo se almacenan gran cantidad de nutrientes. Este conjunto de recursos generan abundancia alimenticia a lo largo de la red trófica. Todos los consumidores necesitan recursos para impulsar el metabolismo y proporcionar al consumidor precursores orgánicos y nutrientes esenciales (Duque *et al.* 1997).

A lo largo de la cuenca del río Amazonas, existen zonas adyacentes que se ven influenciados por periodos de inundación cíclicos, lo que se conoce como pulso de inundación. Este fenómeno produce arrastre de materiales y anegamiento de las zonas ribereñas, modificando los ecosistemas acuáticos por efecto de la penetración de las aguas del río Amazonas afectando la heterogeneidad espacial (Sioli 1967) de forma tal que los diversos niveles de conexión dentro de la cuenca hidrográfica pueden también conducir a distintos niveles de uniformidad (Neves *et al.* 2003).

La inundación ayuda a transportar nutrientes, bacterias, protozoos, algas, rotíferos, microcrustáceos, peces y otros organismos, a sitios que en periodos de aguas bajas se encuentran aislados. El alto nivel de las aguas forja una conexión entre ecosistemas, y esta influye en todos los organismos que allí desarrollan. Las condiciones físicas y químicas se modifican por causa de la mezcla de diferentes tipos de aguas, unas que provienen de la cordillera de los Andes, y las otras que provienen de la selva amazónica (Sioli 1967). Estudios sobre la influencia de la inundación en la estructura y composición de las comunidades de rotíferos en lagos amazónicos realizados en trabajos anteriores (Andrade- Sossa 2001, Rodríguez 2003, Gonzales 2007, Pantoja 2010, Chimborazo & Jiménez 2010,

Cohen 2010, Henao 2010, Cupitra 2011), dan cuenta de los cambios que presentan las condiciones físicas y químicas, y en las comunidades de rotíferos como consecuencia del cambio en las condiciones que trae la inundación por parte de las aguas del río Amazonas.

Este trabajo permitió estimar los cambios que genera la inundación en la biomasa de los rotíferos en tres sistemas que presentan diferentes niveles de conexión con el río Amazonas en Colombia. Esta investigación hace parte de un macro proyecto, titulado “Diversidad y Ecología Funcional del Plancton en ecosistemas Amazónicos Colombianos: Influencia del pulso de Inundación y la Conectividad”. El cual contó con el apoyo financiero de la Universidad Nacional de Colombia por medio de la Vicerrectoría de Investigaciones y con el apoyo de la Universidad del Cauca, con espacios y equipos de laboratorio.

## 1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El estudio de las comunidades de zooplancton en la amazonia colombiana, se ha enfocado en investigar el efecto que genera el pulso de inundación en la estructura y composición de las comunidades, se ha realizado con mayor intensidad en lagos que por su fácil acceso permita la realización de este estudio en los diferentes periodos hidrológicos. (Andrade–Sossa 2001, Dámaso 2006, Gómez 2008, Prieto-Piraquive 2006, Rodríguez 2003, Cohen 2010, Henao 2010, Pantoja 2010).

Para los lagos Mariyú, Garza Cocha y El Socó, Chimborazo & Jiménez (2010) realizaron un estudio sobre la influencia del pulso de inundación sin tener en cuenta la biomasa en las comunidades de Rotíferos ni del plancton en general, enfocándose en aspectos taxonómicos y de fluctuación de la densidad del zooplancton.

Algunos autores como Ruttner-Kolisko (1977) y Bonecker (2007), destacan la complejidad en el análisis de la biomasa del zooplancton, aunque con este tipo de estudios se genera información clave sobre la materia orgánica disponible en los niveles tróficos y permite entender mejor procesos de flujo de energía en interacciones bióticas (Rossa *et al.*, 2007). Sin embargo, no hay publicaciones que den cuenta de este tipo de aspectos en ambientes de inundación Colombianos.

Por consiguiente se planteó **la siguiente pregunta** considerando el análisis de Rotíferos planctónicos en los lagos Mariyú, Garza Cocha y El Socó, en las fases de aguas bajas, aguas en ascenso y aguas altas.

¿Cómo influye el pulso de inundación en el grado de conectividad sobre la biomasa de Rotíferos planctónicos en los tres lagos de estudio?



## 2. JUSTIFICACIÓN

El pulso de inundación es un factor importante en la cuenca del río Amazonas, ya que adapta la biota morfológica y etológicamente, como consecuencia del sobre flujo del río, formando estructuras específicas propias de esa zona, en tanto que los diferentes niveles de conectividad determinan el mayor o menor transporte de materiales, nutrientes y organismos entre ambientes del plano de inundación.

Según Bonecker (2007), la biomasa de una comunidad acuática brinda información cuantitativa de la materia orgánica disponible en los diferentes niveles tróficos y ayuda a caracterizar las principales interacciones bióticas como predación, competencia y las perturbaciones naturales, posibilitando la realización de inferencias en la estructura de un ambiente acuático.

Dentro de las comunidades zooplanctónicas, en sistemas inundables asociados a grandes ríos, los rotíferos pueden representar los mayores valores de biomasa (Hardy *et al.* 1984) por su alta capacidad de adaptación en ambientes fluctuantes, mostrando en estudios previos registros de más del 60% de la biomasa total del sistema. Ruttner-kolisko (1977), afirma que la contribución de los rotíferos en términos de biomasa no debe ser subestimada, gracias a su tasa de renovación poblacional, lo que implica un mayor recurso de materia y energía para otros niveles tróficos.

Este trabajo aporta al conocimiento de los ambientes de inundación amazónicos, con información de la biomasa de una comunidad clave en las rutas tróficas que conducen a los peces, en especial en estado larvario, que se alimentan de organismos pequeños y de posibles relaciones entre fitoplancton y zooplancton y con variables fisicoquímicas del agua, avanzando en la comprensión del funcionamiento de estos sistemas naturales, dando insumos para futuras investigaciones y programas de gestión que pretendan aportar a su conservación y desarrollo de las poblaciones humanas que se benefician de tales ecosistemas.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo general**

Determinar la influencia de la inundación y el tipo de conectividad hidrológica, sobre la biomasa de los rotíferos planctónicos en tres lagos amazónicos colombianos.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- Estimar la biomasa de los Rotíferos, en áreas limnéticas y próximas al litoral, en los lagos Mariyú, Garza Cocha, Soco Redondo y sus canales de acceso, durante tres períodos hidrológicos.
- Comparar la variación temporal en la biomasa del ensamble de Rotíferos planctónicos entre los lagos.
- Establecer si la biomasa de Rotíferos muestra relación con los cambios en las características físico-químicas del agua y con la biomasa total de algas (Chl-a), densidad total de algas y densidad de algas de tamaño menor a 24 $\mu$ m.

## 4. MARCO TEÓRICO

### 4.1 Pulso de inundación

El pulso de inundación se define como un factor importante que condiciona la biología y ecología de los ecosistemas amazónicos, debido al intercambio dinámico de nutrientes y de energía entre la fase acuática y la fase terrestre, que ocurre cuando el agua desborda el canal principal de los ríos y fluye hacia las zonas adyacentes. Las inundaciones son a menudo estacionales, aunque algunos ríos con pequeña área de drenaje pueden presentar inundaciones de corta duración después de fuertes tormentas (Junk *et al.* 1989).

Los procesos internos de la planicie de inundación afectan el ciclo de los nutrientes debido a factores como: mecanismos de transferencia entre la fase terrestre y acuática, la cantidad y calidad de los sólidos disueltos y suspendidos, la productividad primaria y secundaria y la descomposición de materia orgánica en el río (Junk & Wantzen 2003).

Se conoce como planicie de inundación la zona de transición que alterna entre los ambientes acuáticos y terrestres, y son consideradas como una parte integral del sistema que es periódicamente acoplado o desacoplado del río por esta zona. Los hidrólogos consideran el río y su planicie de inundación como una unidad, puesto que son inseparables con respecto al agua, sedimentos y compuestos orgánicos. A esta unidad se le llama "sistema río-planicie de inundación", que comprende los hábitat lóticos permanentes, los hábitat lénticos permanentes, y la planicie de inundación (Junk *et al.* 1989) y no puede ser tratado separadamente en estudios ecológicos (Junk & Wantzen 2003).

## 4.1 Rotíferos

Son organismos de aproximadamente 50  $\mu\text{m}$  a 120  $\mu\text{m}$ , se ubican principalmente en la zona litoral de los lagos, 75% de los rotíferos son de hábitat litoral, muchos de ellos sésiles adheridos a plantas solo algunas especies se encuentran en la zona limnética para lo cual cuentan con cuerpos redondeados que les ayuda a estar suspendidos en la columna de agua (Pennak 1989).

Este filo cuenta con cerca de 2030 especies, la mayoría dulceacuícolas; la clase Monogononta con alrededor de 1570 especies y dentro de la clase Digononta el orden Bdelloidea con alrededor de 460 especies, ambas clases se diferencian tanto morfológica como reproductivamente (Segers 2007).

Su cuerpo consta de dos partes fundamentales la región anterior posee una corona de cilios anulares que presenta un movimiento que a simple vista da la ilusión óptica que rotara y atrae el alimento que será filtrado, de allí en nombre de los rotíferos, de rotación (Brusca & Brusca 2003), en algunos organismos de este grupo la corona es suprimida y reemplazada por un tubo, que se conoce con el nombre de infundíbulo a lo largo del cual pasarán las partículas filtradas hasta llegar a unas estructuras rígidas que se conocen como trofi y actúan como dientes, en conjunto todo este aparato se llama mástax, para después pasar por el esófago el estómago y el intestino para luego ser excretadas por un par de protonéfridos (Nogrady *et al.* 1993, Margalef 1983).

La región posterior está compuesta por pies, dedos y en ocasiones uñas, también poseen algunas especies apéndices móviles que le sirven para adherirse o desplazarse. Su cuerpo puede estar cubierto por una estructura rígida conocida como lorica la cual consta de dos placas una ventral y otra dorsal, en grupos como los lecanidos ésta estructura es de gran importancia taxonómica.

El órgano genital de los rotíferos es impar en la clase Monogononta o pareado en Bdelloidea. Para la reproducción los rotíferos utilizan diferentes mecanismos, el principal y más usado es la partenogénesis, mediante el cual las hembras se reproducen independientemente de existir un macho, producen huevos que se conocen como amícticos, los cuales contiene toda la información genética para producir nuevos individuos, en la Clase Bdelloidea todas las especies son hembras y hace alrededor de 40 millones de años se reproducen de esta forma y los machos no existen (Donner 1965, Gilbert 1983, Ricci 1992, Mark Welch & Meselson 2000).

En la clase Monogononta se utilizan dos fases la amíctica, y otra fase que se denomina mítica; las hembras amícticas producen huevos haploides que pueden o no ser fecundados, si no son fecundados saldrán machos, que miden un cuarto del tamaño de las hembras y no cuentan con sistema digestivo, los cuales fecundarán huevos haploides y de esta fecundación se generan huevos resistencia, debido a su cubierta gruesa que soporta la desecación, como también a otros factores desfavorables. Cuando las condiciones del medio mejoran estos huevos eclosionan y producen hembras que inician nuevamente una fase amíctica (Nogrady *et al.* 1993). Esta es la mejor estrategia que tienen estos organismos para que su población prevalezca.

El intercambio gaseoso de los rotíferos se hace a través de la superficie corporal al no poseer órganos respiratorios (Sládeček 1983).

#### **4.2 Estimación de la biomasa**

Una forma frecuente de calcular la biomasa de los rotíferos es estimar en peso fresco a partir de su biovolumen y considerando que su densidad es 1. Para el cálculo del biovolumen se recurre a las expresiones de Ruttner-Kolisko (1977); esta metodología se basa en la utilización de fórmulas matemáticas para calcular el volumen de los individuos a partir de las formas geométricas que más se asocian con el cuerpo de los rotíferos encontrados, considerando sus diferentes dimensiones (Rossa 2007). Estas medidas son determinadas con la ayuda de un

microscopio óptico, y las dimensiones deben ser estimadas con organismos adultos sin que tengan la presión de láminas cubreobjetos.

Una de las ventajas de la utilización de esta técnica es que finalmente se obtienen medidas muy cercanas para el volumen de los individuos. Ruttner-Kolisko (1977) considera que estimar la biomasa de rotíferos a partir de su biovolumen es mucho más eficiente que pesar de forma directa los individuos, ya que es más factible económicamente y lleva a un menor tiempo de ejecución. Una de las desventajas que puede tener este método, se relaciona con la posibilidad de que ocurran errores durante las mediciones, como la variación del ángulo entre los ojos del observador, diferencias ópticas entre observadores, entre otras.

Otro problema que se ha encontrado con esta técnica, es que los organismos frecuentemente poseen características externas que pueden no ser tenidas en cuenta, como cavidades o protuberancias, por lo cual se recomienda la medición de la mayor cantidad de organismos posible para así evitar la frecuencia de los errores cometidos.

## 5. ANTECEDENTES

Las anteriores investigaciones en la Amazonía han centrado su atención en comparar las comunidades zooplanctónicas en diferentes periodos hidrológicos y establecer cómo se comporta su densidad, diversidad y composición durante estos, para el sistema Yahuaraca (Andrade–Sossa 2001, Rodríguez 2003, Gómez 2008, Cupitra 2011, Andrade *et al.* 2011), Tarapoto (Henaó 2010 y Cohen 2010) y en lagos peruanos en la zona limítrofe con Colombia (Pantoja 2010)

Recientemente, Cohen (2012) analizó los cambios en biomasa entre periodos de inundación y de acuerdo al nivel de conectividad en lagos de un mismo sistema, que están interconectados por canales. La biomasa total de rotíferos fue significativamente mayor en la época de aguas bajas y los cambios en esta variable estuvieron correlacionados con la variación en la densidad de fitoplancton de menos de 24  $\mu\text{m}$ . En ese estudio se analizó también la posible influencia de la inundación en mayor o menor proporción por aguas de origen local y aguas del río Amazonas, de la presencia de vegetación acuática y del uso del *loop* microbiano dentro de la dieta de estos organismos.

Chimborazo & Jiménez (2010), realizaron un estudio sobre las comunidades zooplanctónicas en los mismos lagos propuestos en este proyecto, indicando claras diferencias entre periodos de muestreo y entre tipos de conectividad pero consideraron solo diversidad y densidad del zooplancton.

## 6 METODOS

### 6.1 Área de estudio

El área de estudio comprende tres lagos localizados en la ribera colombiana del río Amazonas. Lago Mariyú, en la Reserva Natural Isla Micos, ubicada a 35 kilómetros río arriba de la ciudad de Leticia, entre las coordenadas 4° 02' 14" Latitud Sur y 70° 06' 39" Latitud Oeste. El lago Soco Redondo, en las coordenadas 3° 44' 10" Latitud Sur y 70° 29' 34" Latitud Oeste, se encuentra aproximadamente a 1 hora en bote desde Puerto Nariño, ascendiendo por el río Loretoyacu. El lago Garzacocha en límites con el Perú, en las coordenadas 3° 44.301' Latitud Sur y 70° 40.827' Latitud Oeste, aproximadamente a 2 horas de Puerto Nariño, ascendiendo en bote por el río Amazonas y luego por el río Boiawazu, con el cual se conecta a través de un canal (Figura 1).

Estos lagos se seleccionaron con base en la clasificación de sistemas amazónicos que considera sus características físicas, químicas y fisiográficas (Sioli 1967) y su grado de conectividad con los ambientes lóticos dentro del plano de inundación. Adicionalmente, se tuvieron en cuenta por los estudios previos realizados por Chimborazo & Jiménez (2010). Los ambientes estudiados se agruparon para su análisis con base a su grado de conectividad con el río Amazonas, en las siguientes clases:

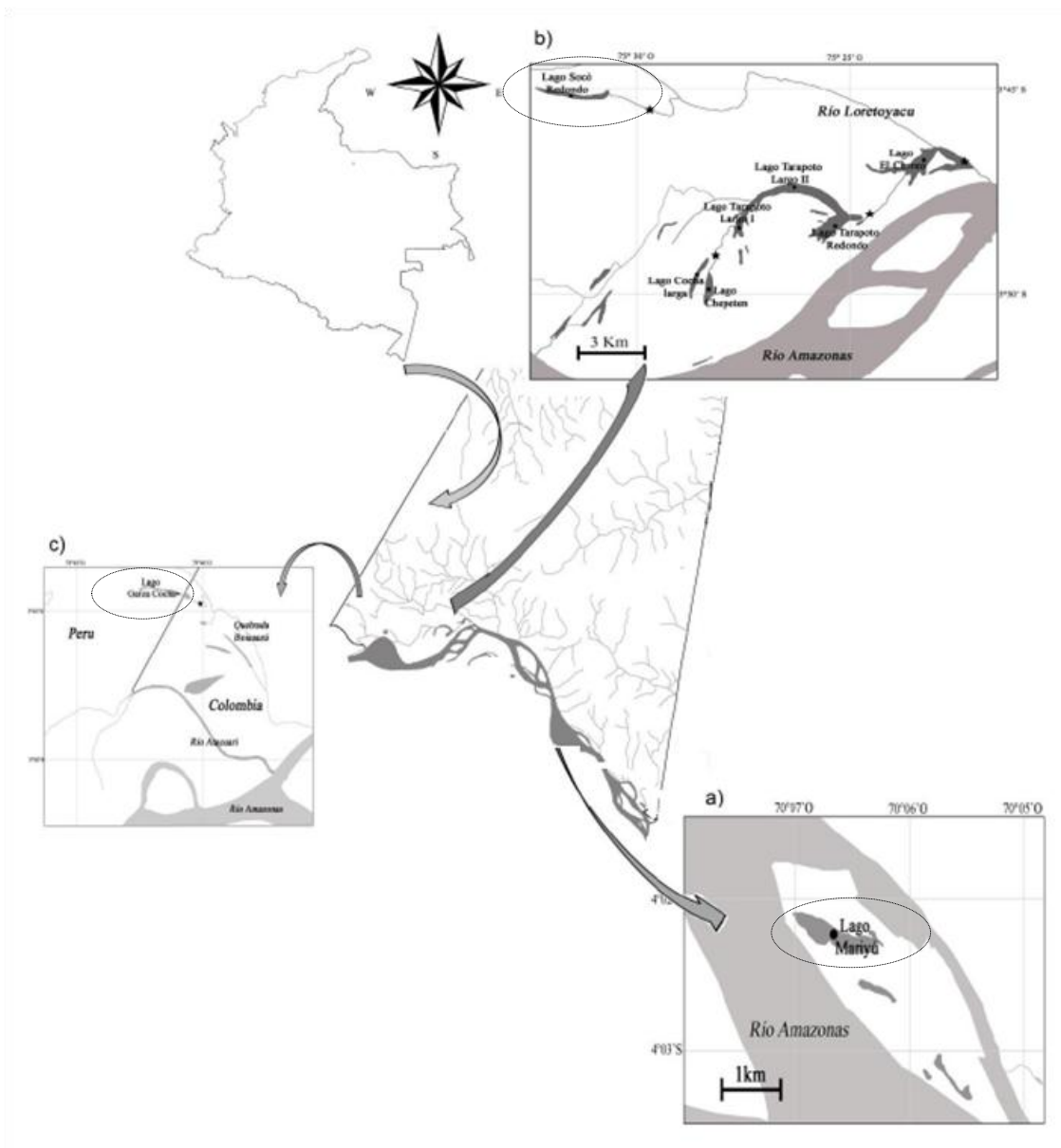
**Conectividad Tipo 1:** Conexión directa con el río Amazonas, superando banco de sedimentos aluviales (overbank connection), conexión que presenta el lago Mariyú.

**Conectividad tipo 2:** Escaso flujo sobre bancos de sedimentos (Overbank flow) - aguas negras (no hay este tipo de conectividad en los lagos de estudio)

**Conectividad Tipo 3:** Conexión que no recibe aguas de inundación proveniente del río Amazonas, pero en las épocas en que presenta sus máximos niveles hidrológicos, los lagos son inundados por los ríos Loretoyacu, Boiawazu, a través



de canales de acceso, por lo que presentan una conexión indirecta con el río Amazonas; este tipo corresponden los lagos Soco Redondo y Garzacochoa.



**Figura 1.** Localización de los lagos de estudio.

## **6.2 Fase de campo y laboratorio**

La fase de campo de este proyecto fue realizada en el marco del macro-proyecto titulado “Diversidad y Ecología Funcional del Plancton en ecosistemas Amazónicos Colombianos: Influencia del pulso de Inundación y la Conectividad”.

Durante esta fase los autores (Chimborazo & Jiménez 2010). Participaron y analizaron la información en el laboratorio en lo que atañe a composición, abundancia y diversidad de los rotíferos en algunos de los lagos. Palma (2011) realizó el mismo estudio para el fitoplancton junto con el análisis de su biomasa (clorofila-*a*). Por lo tanto, la fase de campo y los aspectos taxonómicos y de abundancia solo se nombrarán como ya realizados y se enfatizó en el componente de biomasa de rotíferos, el cual se realizó en el laboratorio de Recursos Hidrobiológicos de la Universidad del Cauca.

Tomando como guía los períodos que definen el patrón de los lagos con una conexión canalizada, se realizaron muestreos en los tres lagos, durante las fases de aislamiento (aguas bajas), ascenso (aguas en ascenso) e inundación o desborde (aguas altas) definidas por Drago 1980, 1981, y Neiff 1990. Las fechas de muestreo fueron seleccionadas de acuerdo con el comportamiento del nivel hidrométrico del río Amazonas para el período de estudio, ya que aunque es relativamente predecible se presentan variaciones anuales en intensidad y temporalidad del pulso de inundación. El nivel del río fue monitoreado tomando como referencia la información suministrada diariamente por la estación del IDEAM en Leticia y de la cual se tuvo información histórica disponible:

Aguas bajas: Septiembre del 2008.

Aguas en ascenso: Diciembre de 2008

Aguas Altas: Marzo 2009.

En cada uno de los lagos se tomaron muestras en la zona limnética, en la zona próxima al litoral, pero por fuera de la vegetación acuática, y en sus respectivos

canales de acceso, a excepción del lago Mariyú, que no presenta canal bien definido por tener conexión directa con el río Amazonas.

### 6.2.1 Variables físico-químicas y pigmentos.

En cada punto de muestreo se consideraron tres profundidades: 1. Superficial (a 10 cm de la interfase aire-agua), 2. A la profundidad determinada por la medición del disco de Secchi (DS o transparencia) y 3. Cerca del límite de la zona eufótica, estimado como tres veces la transparencia Secchi (3DS). En cada una se midieron los parámetros hidrológicos y físico-químicos que definen las características limnológicas del hábitat: profundidad total (Ecosonda Garmin), transparencia (profundidad de Secchi), temperatura, pH, conductividad (YSI 33), (Tabla 1).

**Tabla 1. Equipos para mediciones fisicoquímicas**

<b>Parámetro</b>	<b>Tipo</b>	<b>Equipo</b>
Transparencia	Visual	Disco secchi
Profundidad	Potenciómetro	Ecosonda Garmin
T°, pH y Cond.	Potenciómetro	Equipo YSI 33

Para el análisis de los nutrientes (amonio  $\text{NH}_4^+$ , nitrato  $\text{NO}_3^-$ , sílice ( $\text{SiO}_2$ ) y fosforo soluble reactivo ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), se colectaron muestras integradas de las tres profundidades consideradas en la columna de agua, con una botellas Van Dorn. Se filtraron 25 ml con filtros de fibra de vidrio de 0.45  $\mu\text{m}$  y se llenaron siete tubos Eppendorf de capacidad de 1.5 ml cada uno. Se hizo un segundo filtrado de 25 ml. Los dos filtros obtenidos se envasaron y se cubrieron con papel aluminio para evitar la degradación de los pigmentos.

Todo el material se refrigeró, se mantuvo en la oscuridad y se conservó en el laboratorio de limnología de la Universidad Nacional de Colombia, sede Amazonia. Posteriormente, se utilizó un autoanalizador BRAN + LUEBBE AAIII para la determinación de los nutrientes (en la Universidad de Vigo – España) y un

espectrofotómetro Beckman, usando acetona al 90% como solvente orgánico, para la clorofila- a (APHA-AWWA-WEF, 2005).

### **6.2.2 Muestreo de fitoplancton y rotíferos**

Para el análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton se tuvieron en cuenta las metodologías planteadas por Lund *et al.* (1958), Villafañe & Reid (1995) y Cambraet *al.*(2005). Las muestras cualitativas se tomaron con arrastres horizontales y verticales con una red de 24  $\mu\text{m}$  en diferentes puntos para explorar el mayor espacio posible del cuerpo o curso de agua y luego se integró todo lo recolectado en una sola muestra y se fijó con solución transeau Para el análisis cuantitativo, se tomó una muestra integrada de las diferentes profundidades (subsuperficial, DS y 3DS, según medida del disco Secchi) a través de una botella muestreadora tipo Van Dorn. Esta muestra se mezcló y de este volumen se tomaron 300 ml de agua con el envase plástico y se fijó con lugol concentrado (0.5 lugol x 100 ml de muestra) (Palma 2011).

La información de densidades que se usa para los cálculos de biomasa total de rotíferos, se tomó de los trabajos paralelos realizados dentro del macro-proyecto del cual hace parte este estudio. A manera de ilustración se indica aquí como se hace la metodología para este aspecto: En cada punto de muestreo se colectaron los rotíferos, cladóceros y copépodos integrando volúmenes de agua tomados a nivel superficial, DS y 3D, con una trampa Schindler-Patalas. Se filtra un volumen mínimo de 120 litros a través de una red de plancton con diámetro de poro de 45  $\mu\text{m}$ , concentrado a un volumen de 150 ml y preservado con solución de formaldehído al 4%, previa relajación con agua carbonatada. En laboratorio se hacen las determinaciones con claves especializadas y los conteos de número de organismos en la muestra completa.

Para los estimativos de biomasa de rotíferos, se realizaron arrastres con una red de plancton con diámetro de poro de 45  $\mu\text{m}$ , concentrado a un volumen de 150 ml, se aplicó como relajante agua carbonatada previo a la preservación de los organismos con solución de formaldehído al 4%, para evitar su contracción y

cambios importantes en las medidas originales. Adicionalmente se tomaron muestras vivas, para realizar mediciones en laboratorio de los organismos que no presentan lóricas o la tienen poco desarrollada y cambian de tamaño a pesar del uso de relajantes, como algunas especies de los géneros *Asplanchna*, *Synchaeta*, *Epiphanes* y otros.

### **6.3 Análisis biológicos en laboratorio**

#### **6.3.1 Fitoplancton**

Las muestras cualitativas fueron identificadas taxonómicamente a nivel de morfoespecies, todo el material fue fotografiado con una cámara digital Canon ensamblada al microscopio Olympus CX 31. Además se utilizó el programa Moticlimages Advances 3.2 para referenciar el tamaño de las microalgas y la respectiva escala. Las muestras cuantitativas se analizaron a través de la técnica Utermöhl (Lund *et al.* 1958). Sedimentando las muestras de agua (1 hora/ml); una vez cumplido este tiempo se observa la cámara y se cuentan los individuos con un microscopio invertido Olympus CK2. Para realizar un conteo más exacto, se hizo un desarmado de la cámara Utermöhl, dejando únicamente la muestra sedimentada sobre el portaobjeto para volver a contar con el microscopio óptico, de esta manera se asegura el conteo de los organismos más pequeños (Palma 2011).

#### **6.3.2 Rotíferos**

De cada especie se tomaron micro-fotografías del espécimen completo y de estructuras de interés taxonómico, a partir de las cuales se elaboraron ilustraciones de algunos de los taxa. Para la estimación de la abundancia, se contaron todos los organismos presentes en cada muestra y se expresaron los datos en número de individuos por m<sup>3</sup> (Chimborazo & Jiménez 2010).

Las estimaciones de biomasa de las especies de rotíferos se lograron mediante protocolos estándar (José de Paggi & Paggi 1995). El biovolumen de los rotíferos se estimó con las fórmulas propuestas por Ruttner-Kolisko (1977); se midieron por

lo menos 30 individuos de cada especie (Bottrell *et al.* 1976; Sendacz *et al.* 2006). A partir de los datos del biovolumen se obtuvo el peso seco, considerando que  $10^6 \mu\text{m}^3$  equivalen a  $1\mu\text{g}$  de peso húmedo (Rossa *et al.* 2007, Bottrell *et al.* 1976), y el peso seco equivale al 10% del peso húmedo (Pace & Orcutt 1981, Rossa *et al.* 2007).

## 7 TRATAMIENTO DE DATOS

A partir de los resultados de las variables físicas y químicas se realizó estadística descriptiva y un análisis de componentes principales (PCA) buscando evidenciar tendencias de agrupación de los sitios de muestreo según los períodos hidrológicos o los tipos de conectividad. Para determinar si existieron o no diferencias significativas de acuerdo con esos mismos factores se realizó una prueba de Kruskal-Wallis.

Los datos de biomasa y de densidad fueron comparados considerando el período hidrológico y tipo de conectividad utilizando un ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis y un Mann-Whitney como post-test

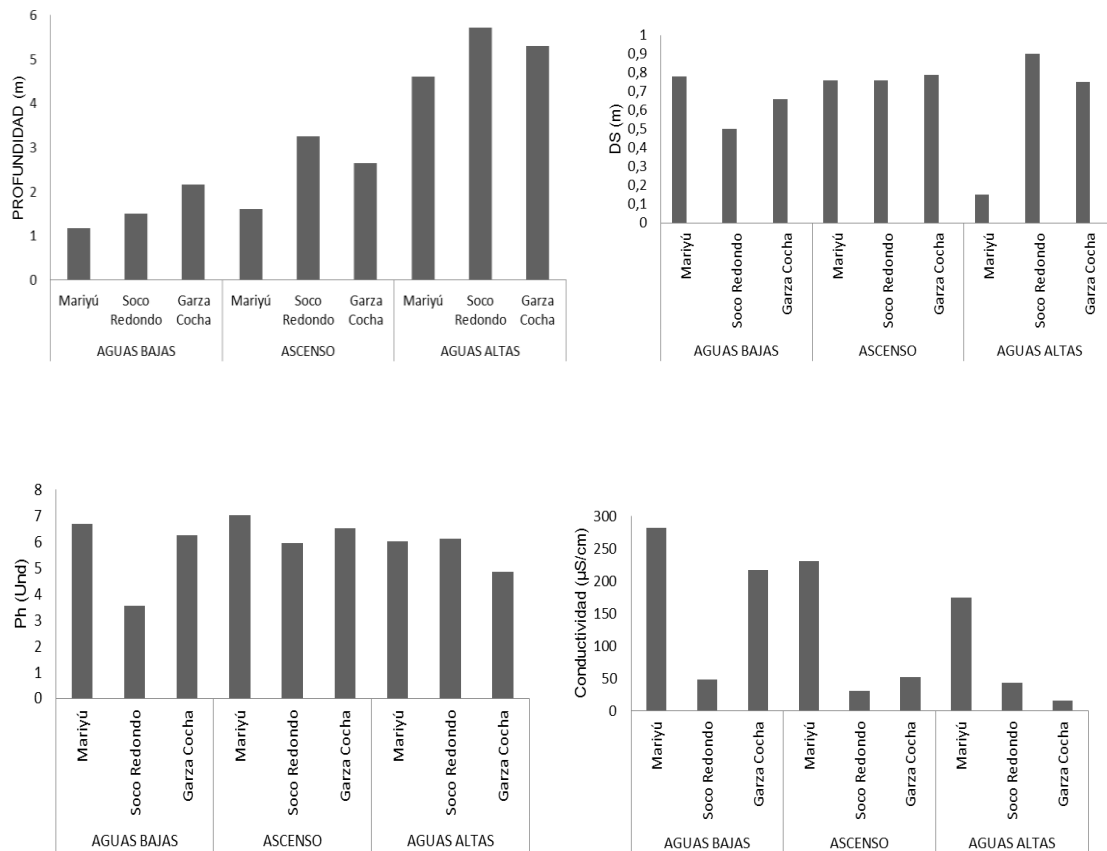
Análisis de regresión y correlación fueron realizados para observar la relación y magnitud de la misma, entre la biomasa de rotíferos y las siguientes variables independientes: biomasa total de algas (Chl-a), densidad total de algas y densidad de algas de tamaño menor a  $24\mu\text{m}$  (Palma, 2011).

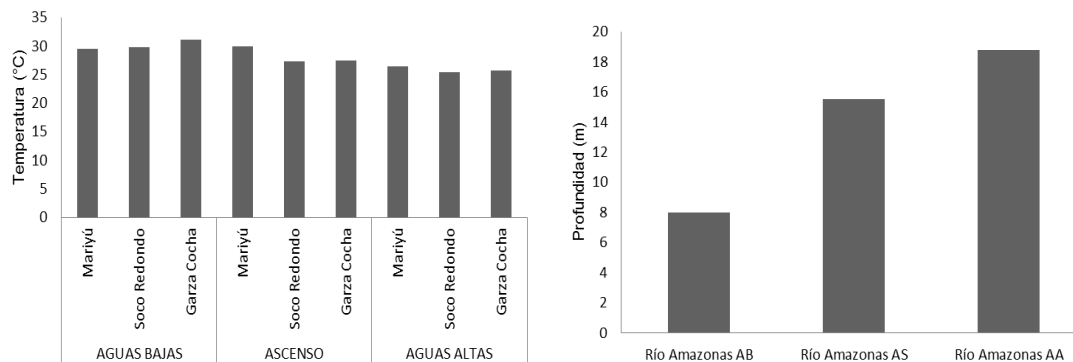
Los análisis se realizaron usando el Software SPSS Versión 22.0, licenciado para en la Universidad del Cauca

## 8. RESULTADOS

### 8.1. Características físicas y químicas de los lagos Mariyú, Garza Cocha y Socó Redondo.

Se registraron los valores promedio de las variables físicas y químicas de los lagos, canales y ríos tributarios en estudio para los tres períodos de muestreo de aguas bajas, ascenso y aguas altas (Tabla 1 y





**Figura 2.** Características físicas y químicas registradas en campo para los lagos de estudio. Valor promedio para cada periodo hidrológico.

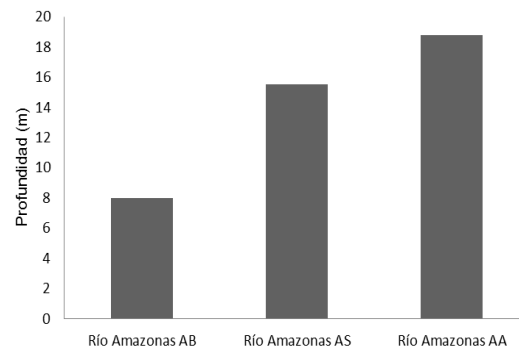
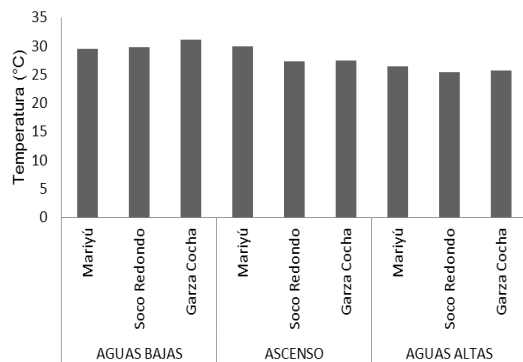
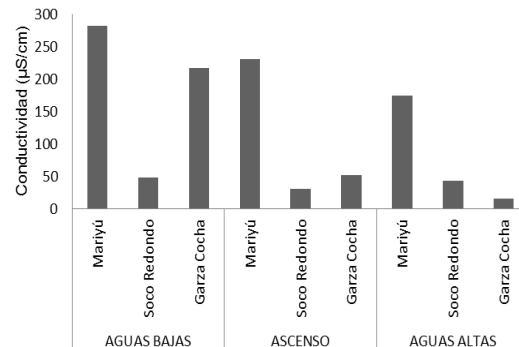
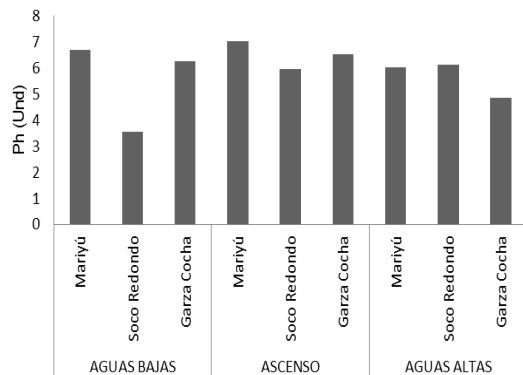
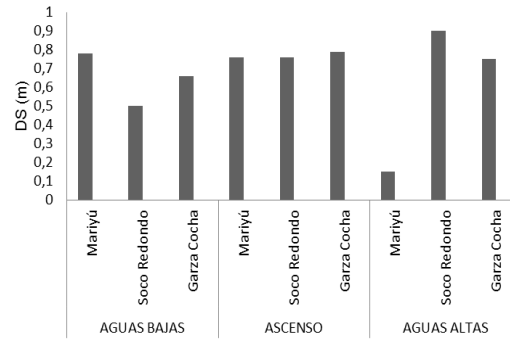
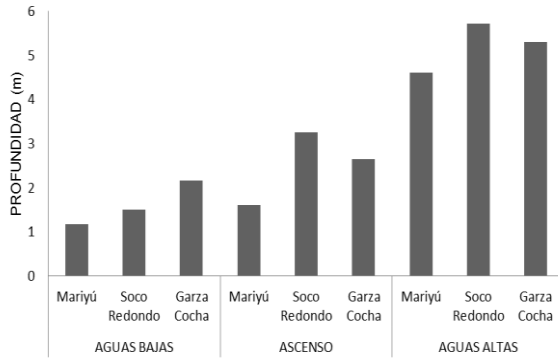
Tabla 3) y Figura 2

**Tabla 2.** Valores promedio, desviación estándar y coeficiente de variación de los parámetros físicos y químicos tomados en campo. **AB: Aguas bajas; AS: Aguas en ascenso; AA: Aguas altas; x: media; %CV: coeficiente de variación.**

Estación	Profundidad (m)		DS (m)		pH(Und)		Conductividad (µS/cm)		Temperatura (°C)	
	x	%CV	x	%CV	x	%CV	x	%CV	x	%CV
	Mariyú AB	1,17	76,150	0,78	43,51	6,67	4,357	280,9	0,1	29,54
Mariyú AS	1,60	76,149	0,76	43,55	7	0,942	230,6	4,4	29,95	1,50
Mariyú AA	4,60	27,669	0,15	4,877	6,0	10,7	173,7	1,2	26,45	0,03
S. Redondo AB	1,50	47,140	0,5	0	3,53	25,77	47,6	1,5	29,77	2,51
S. Redondo AS	3,25	15,230	0,76	26,05	5,94	2,579	29,6	0,1	27,33	0,81
S. Redondo AA	5,70	69,470	0,9	1,571	6,1	2,318	43,1	2,0	25,4	0,29
C. Socó Redondo	4,03	80,161	0,67	33,81	5,48	16,62	39,2	27,6	27,72	10,41
Garza Cocha AB	2,15	16,444	0,66	0,0	6,24	0,0	216,2	0,0	31,13	0,0
Garza Cocha AS	2,65	45,362	0,79	5,37	6,51	0,109	50,9	6,0	27,46	0,38
Garza Cocha AA	5,30	58,703	0,75	6,644	4,85	27,7	15,4	2,4	25,73	1,71
C. Garza Cocha	3,77	71,943	0,63	31,97	5,58	4,352	87,2	130,8	28,22	14,95
Q. Boiauazzú AB	5,00		0,35		6,4		176,5		30,2	
Q. Boiauazzú AS	5,30		0,6		6,47	2,362	36,0	1,5	13,42	91,96



Q. Boiauazzú AA	9,20	0,32	6,1	96,8	25,9		
Río Amazonas AB	8,00	0,23	7,3	187,8	0,1	29,2	0,0
Río Amazonas AS	18,80	0,15	7,5	0,42	161,7	3,2	28,4
Río Amazonas AA	15,50	0,14	7,3	181		27,3	



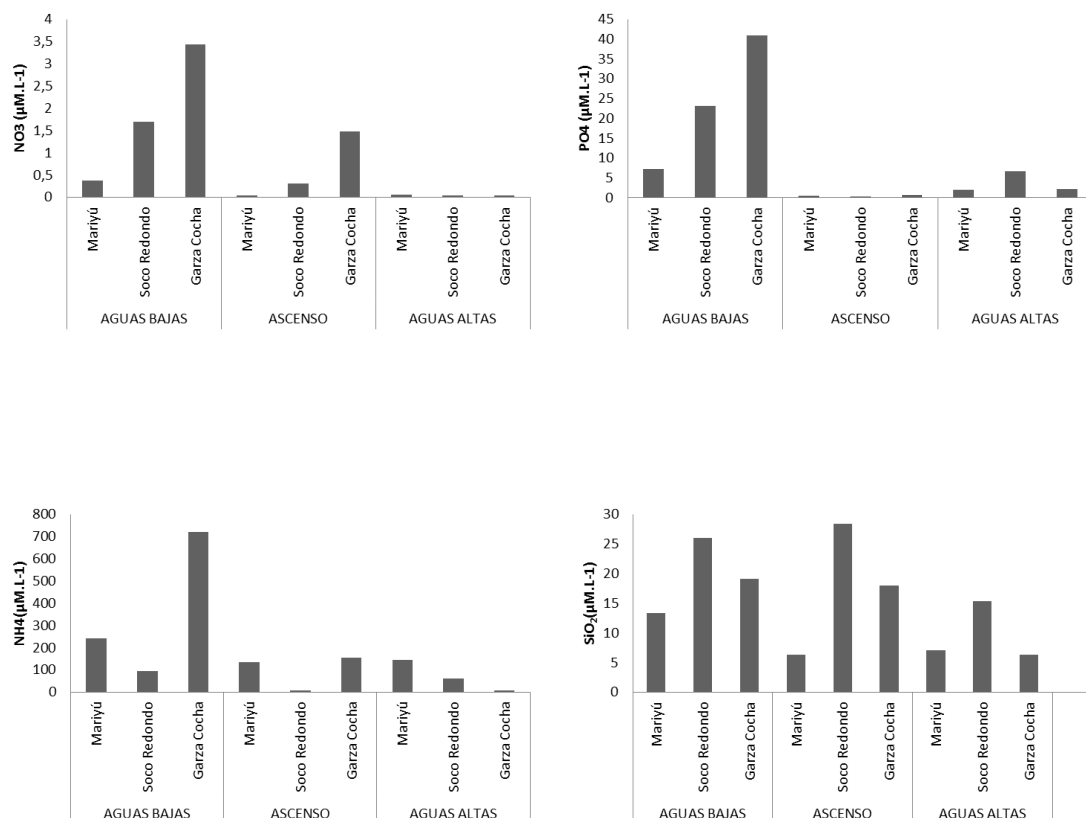
**Figura 2.** Características físicas y químicas registradas en campo para los lagos de estudio. Valor promedio para cada periodo hidrológico.

**Tabla 3.** Concentraciones de nutrientes ( $\mu\text{M.L}^{-1}$ ) registradas en cada una de las estaciones durante el estudio. **AB: Aguas bajas; AS: Aguas en ascenso AA: Aguas altas.** ; **x: media; %CV: coeficiente de variación.**

Estación	$\text{NO}_3$		$\text{PO}_4$		$\text{NH}_4$		$\text{SiO}_2$	
	$\mu\text{M.L}^{-1}$		$\mu\text{M.L}^{-1}$		$\mu\text{M.L}^{-1}$		$\mu\text{M.L}^{-1}$	
	X	%CV	x	%CV	x	%CV	x	%CV
Mariyú AB	0,383	7,20972	7,25	2,186	243	0,073	13,372	2,089
Mariyú AS	0,045	12,5708	0,49	0,722	135	30,05	6,2835	2,262
Mariyú AA	0,059	1,20873	2,01	2,178	144	6,007	7,033	2,755
S. Redondo AB	1,697	3,54283	23,2	71,47	93,9	25,71	25,941	1,387
S. Redondo AS	0,314	40,3739	0,26	141,4	6,18	3,115	28,409	5,142
S. Redondo AA	0,046	79,2581	6,7	114,8	61,3	8,945	15,388	21,13
C. Socó Redondo	0,803	132,986	17,8	82,62	50,4	107,1	24,021	35,07
Garza Cocha AB	3,439	21,3016	40,9	28,62	719	15,16	19,143	0,078
Garza Cocha AS	1,477	0,57449	0,72	12,64	154	3,66	17,914	6,395
Garza Cocha AA	0,041	34,493	2,17	7,851	6,25	1,131	6,254	1,131
C. Garza Cocha	1,813	114,199	1,81	1,813	114	114,2	18,307	16,94
Q. Boiauzzú	0,334	117,25	1,05	42,89	81,8	60,47	14,58	65,32
Río Amazonas	0,369	122,233	9,99	126,3	193	35,06	9,363	38,27

La profundidad aumentó significativamente desde el periodo de aguas bajas hasta el de aguas altas, en tanto que la temperatura tuvo un patrón inverso. El pH promedio aumento hacia el ascenso y se redujo nuevamente en aguas altas, pero no presento diferencias significativas. La conductividad y el sílice ( $\text{SiO}_2$ ) disminuyeron a medida que aumentó el nivel del agua, pero solo con diferencias significativas entre los dos periodos extremos. Los nitratos ( $\text{NO}_3$ ) y el amonio ( $\text{NH}_4$ ) disminuyen también significativamente con el aumento de la profundidad. El fosfato ( $\text{PO}_4$ ) varía significativamente entre los periodos, con mayores valores en

estiaje, disminuye fuertemente en ascenso y aumenta levemente en aguas altas. Entre aguas bajas y aguas en ascenso se registraron diferencias significativas en profundidad, temperatura y los nutrientes menos el Sílice, nitratos ( $\text{NO}_3$ ), fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) y amonio ( $\text{NH}_4$ ) con una disminución significativa en el amonio (Tabla 3 y Figura 3)



**Figura 3. Concentración de nutrientes en los lagos de estudio. Valor promedio para cada periodo hidrológico.**

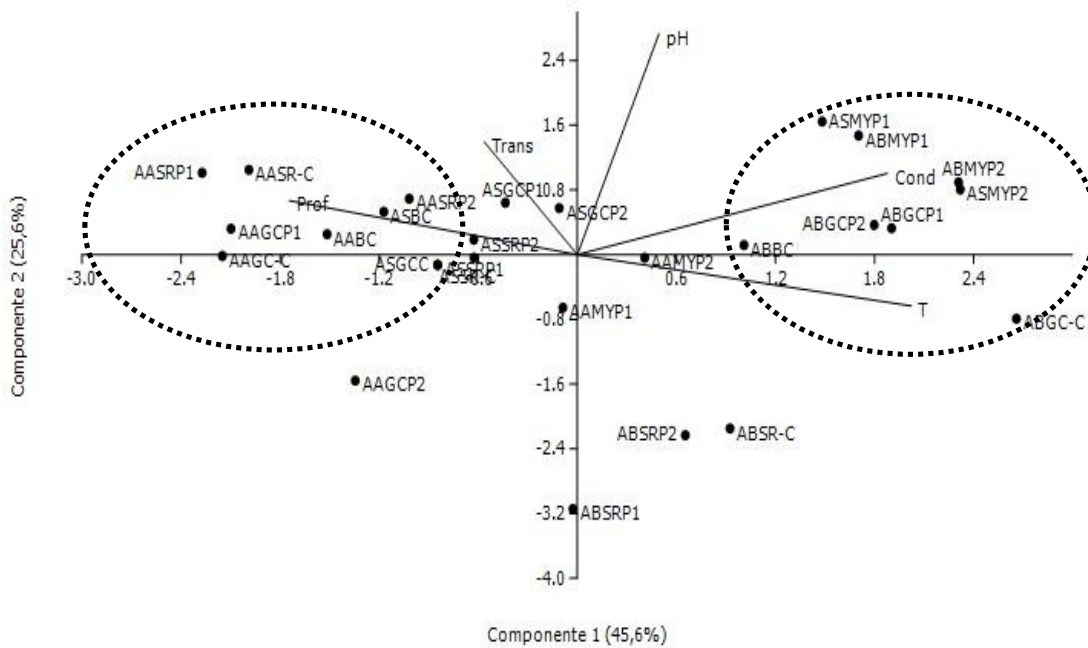
Entre los tipos de conectividad se registraron diferencias significativas en pH y conductividad, que fueron menores en los ambientes más alejados del río Amazonas, mientras que el sílice tuvo un patrón opuesto (Tabla 4)

**Tabla 4.** Estadístico de Mann-Whitney entre periodos de muestreo y entre los tipos de conectividad con el río Amazonas. (1: Conexión directa con el río Amazonas, superando banco de sedimentos aluviales; 3: Conexión que no recibe aguas de inundación proveniente del río Amazonas).

Prof (m)	pH (Und)	Cond $\mu\text{S}/\text{cm}$	Temp $^{\circ}\text{C}$	$\text{NO}_3$ $\mu\text{M.L}^{-1}$	$\text{PO}_4$ $\mu\text{M.L}^{-1}$	$\text{NH}_4$ $\mu\text{M.L}^{-1}$	$\text{SiO}_2$ $\mu\text{M.L}^{-1}$
-------------	-------------	---------------------------------	----------------------------	---------------------------------------	---------------------------------------	---------------------------------------	--

	Prof (m)	pH (Und)	Cond µSm/cm	Temp °C	NO <sub>3</sub> µM.L <sup>-1</sup>	PO <sub>4</sub> µM.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> µM.L <sup>-1</sup>	SiO <sub>2</sub> µM.L <sup>-1</sup>
<b>Diferencias entre periodos</b>								
<b>Hidrológicos</b>								
<b>Aguas Bajas - Aguas Altas</b>								
U de Mann-Whitney	72,00		9,00	0,000	0,000	8,000	9,000	12,000
Sig. exacta [2*(Sig. unilateral)]	0,00		0,008	0,000	0,000	0,006	0,008	0,021
<b>Aguas Bajas - Aguas</b>								
<b>Asenso</b>								
U de Mann-Whitney	56,50			5,000	10,000	0,000	13,000	
Sig. exacta [2*(Sig. unilateral)]	0,046			0,002	0,011	0,000	0,027	
<b>Aguas Asenso- Aguas Altas</b>								
U de Mann-Whitney	69,500			3,000	10,000	81,000		
Sig. exacta [2*(Sig. unilateral)]	0,008			0,000	0,006	0,000		
<u>Aguas Bajas</u>								
Prom	1,49	5,38	169,8	30,6	2,143	22,703	381,177	20,765
DS	0,62	1,39	103,9	1,2	1,428	15,514	319,566	5,512
CV	41,85	25,82	61,2	4,0	66,651	68,337	83,837	26,543
<u>Aguas Asenso</u>								
Prom	2,91	6,32	79,5	27,7	0,662	0,573	87,420	19,253
DS	1,42	0,50	86,2	1,4	0,601	0,249	70,309	8,980
CV	48,75	7,92	108,5	5,1	90,823	43,465	80,427	46,639
<u>Aguas Altas</u>								
Prom	6,06	5,71	68,26	25,73	0,05	5,757	64,386	13,426
DS	2,37	0,77	64,88	0,51	0,02	8,169	57,536	5,024
CV	39,11	13,44	95,05	1,98	37,04	141,878	89,360	37,420
<b>Diferencias entre conectividades 1 y 3</b>								
U de Mann-Whitney		20,00	6,000					116,000
Sig. asintót. (bilateral)		0,013	0,000					0,000
<u>Conectividad 1</u>								
Prom	2,27	6,54	228,42	28,65	0,16	3,250	174,029	8,896
DS	1,97	0,58	48,20	1,73	0,17	3,171	56,888	3,487
CV	86,65	8,80	21,10	6,02	105,78	97,573	32,689	39,195
<u>Conectividad 3</u>								
Prom	3,95	5,60	65,88	27,67	1,13	10,955	168,575	20,343
DS	2,57	1,0	67,6	2,4	1,30	14,743	259,868	5,873
CV	65,04	17,6	102,5	8,7	115,4	134,585	154,156	28,870

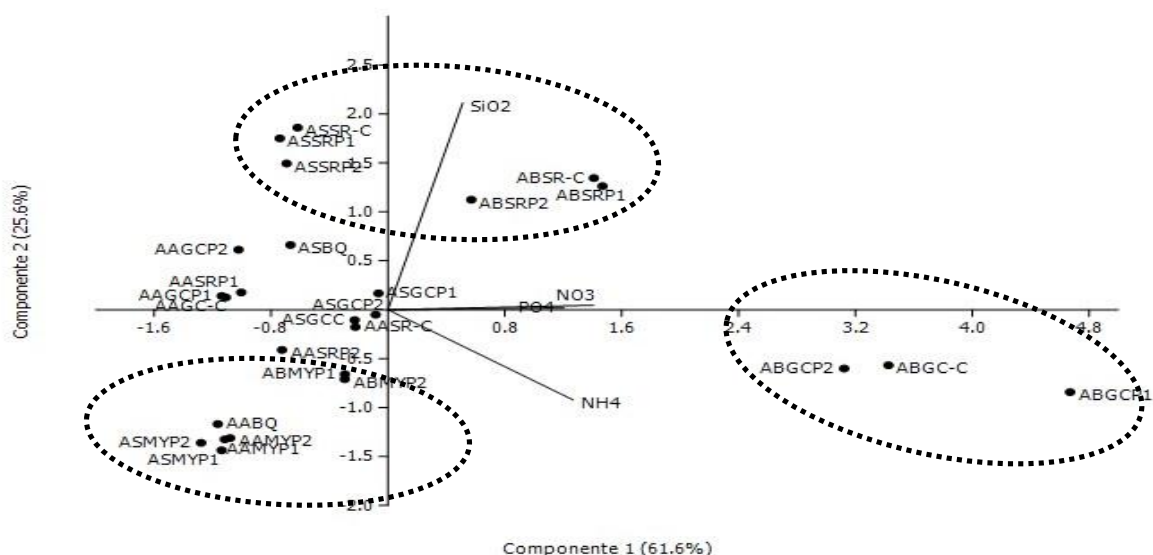
En el análisis de componentes principales (PCA) con las variables medidas en campo, tienen una tendencia a agruparse los lagos Mariyú, en aguas bajas y ascenso, con Garza Cocha en aguas bajas, con los mayores valores de conductividad y temperatura. Soco redondo en aguas bajas se separa por sus valores intermedios de esas dos variables y un bajo pH. Todos los ambientes excepto Mariyú se agrupan para el periodo de aguas altas y muestran baja conductividad, temperatura y pH (Figura 4).



**Figura 4.** Análisis de componentes principales para variables físicas y químicas tomadas en campo. **AB:** Aguas bajas; **AS:** Aguas ascenso; **AA:** Aguas altas. **MY:** Mariyú; **SR:** Socó Redondo; **SR-C:** Socó Redondo Canal; **GC:** Garza Cocha; **GC-C:** Garza Cocha Canal; **P1:** limnético; **P2:** Cerca al Litoral.

En el análisis de componentes principales para nutrientes, se registran tres grandes grupos, los mayores valores de nitratos, fosfatos y amonio los reporta Garza Cocha en periodo de aguas bajas. Los mayores valores de silicatos están en Socó Redondo en los periodos de aguas bajas y aguas en ascenso. Los menores valores de sílice los registra Mariyú en los tres periodos y la Quebrada Boiauazzú en aguas altas. Garza Cocha y Soco Redondo en aguas altas al

costado izquierdo del componente 1, se caracteriza por menores valores de fosfatos, nitratos y amonio (Figura 5).



**Figura 5.** Análisis de componentes principales para nutrientes. . **AB:** Aguas bajas; **AS:** Aguas ascenso; **AA:** Aguas altas. **MY:** Mariyú; **SR:** Socó Redondo; **SR-C:** Socó Redondo Canal; **GC:** Garza Cocha; **GC-C:** Garza Cocha Canal; **P1:** limnético; **P2:** Cerca al Litoral.

## 8.2. Clorofila-a

Con los datos de clorofila-a se realizó una clasificación del nivel trófico de los lagos (Tabla 5) se observa una condición mesotrófica en los tres lagos, con excepción de Garza Cocha que se torna oligotrófico en el periodo de aguas altas. En los canales se encontró una tendencia a aumentar levemente su nivel trófico con la inundación (Tabla 4).

**Tabla 5.** Nivel trófico de los lagos y canales de acceso, teniendo en cuenta a Contreras-Espinosa *et al.*, (1994). Los datos corresponden al valor medio obtenido para cada sistema ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ).  $\beta$  Oligotrófico: 0,35 - 0,94;  $\alpha$  Oligotrófico: 0,95 - 2,6;  $\alpha$  Mesotrófico: 2,7 - 7,2;  $\beta$  Mesotrófico: 7,3 a 20,0

Lago	Aguas bajas		Ascenso		Aguas altas	
	Chl-a	Categoría	Chl-a	Categoría	Chl-a	Categoría
Mariyú	3,6132	$\alpha$ Mesotrófico	7,046	$\alpha$ Mesotrófico	8,32	$\beta$ Mesotrófico
Soco Redondo	3,3368	$\alpha$ Mesotrófico	5,4559	$\alpha$ Mesotrófico	4,48	$\alpha$ Mesotrófico
Canal Soco Redondo	0,8811	$\beta$ Oligotrófico	0,0801	$\beta$ Oligotrófico	7,08	$\alpha$ Mesotrófico

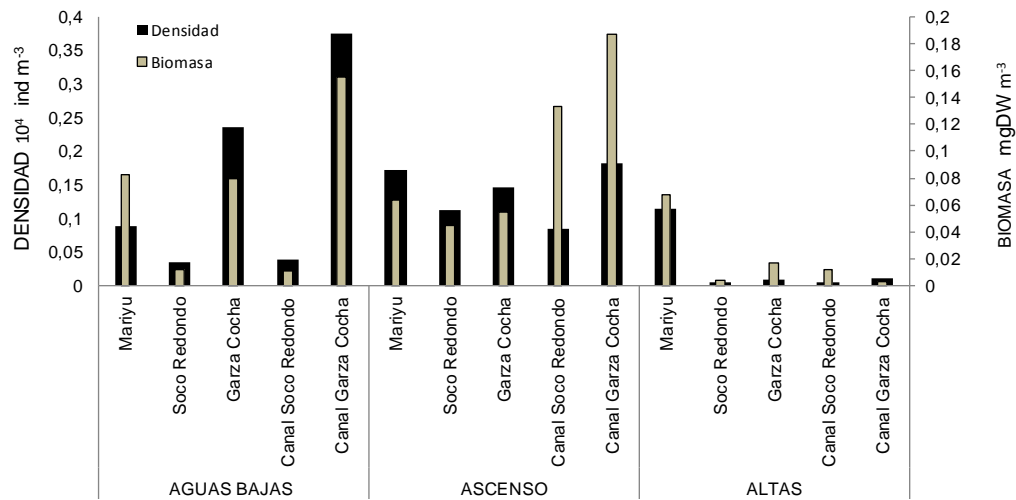
<u>Lago</u>	<u>Aguas bajas</u>		<u>Ascenso</u>		<u>Aguas altas</u>	
	Chl-a	Categoría	Chl-a	Categoría	Chl-a	Categoría
Garza Cocha	5,6535	α Mesotrófico	5,0739	α Mesotrófico	1,88	γ Oligotrófico
Canal Garza Cocha	1,6821	γ Oligotrófico	6,9687	α Mesotrófico	2,86	α Mesotrófico

### 8.3. Composición Taxonómica

Se reportan 13 familias de la clase Monogononta, ocho para el Orden Ploima y cinco del orden Flosculariacea, también siete morfoespecies de Bdelloidea; destacándose por su riqueza las familias Brachionidae (nueve especies) y Lecanidae (siete especies). El listado de especies y su distribución geográfica son reportados por Chimborazo y Jiménez (2010).

### 8.4. Biomasa de rotíferos

Los valores de biomasa presentan comportamientos que son disímiles de acuerdo al lago de estudio. En Mariyú, con conectividad tipo 1 por estar fuertemente afectado por el río Amazonas, la biomasa es ligeramente más alta en aguas bajas y solo decrece levemente con la inundación. En el lago Soco Redondo (conectividad tipo 3) y su canal de acceso, la biomasa aumenta en ascenso y luego disminuye fuertemente en aguas altas. En Garza Cocha (conectividad tipo 3) la biomasa es mayor en aguas bajas y decrece a medida que aumenta el nivel del agua. El canal de acceso al lago Garza Cocha en aguas bajas y ascenso, presenta los mayores valores de biomasa y de densidad de todo el estudio. La densidad de rotíferos para los tres lagos con frecuencia muestra un comportamiento similar a la biomasa, a través de los periodos de muestreo (Figura 6)Figura 6

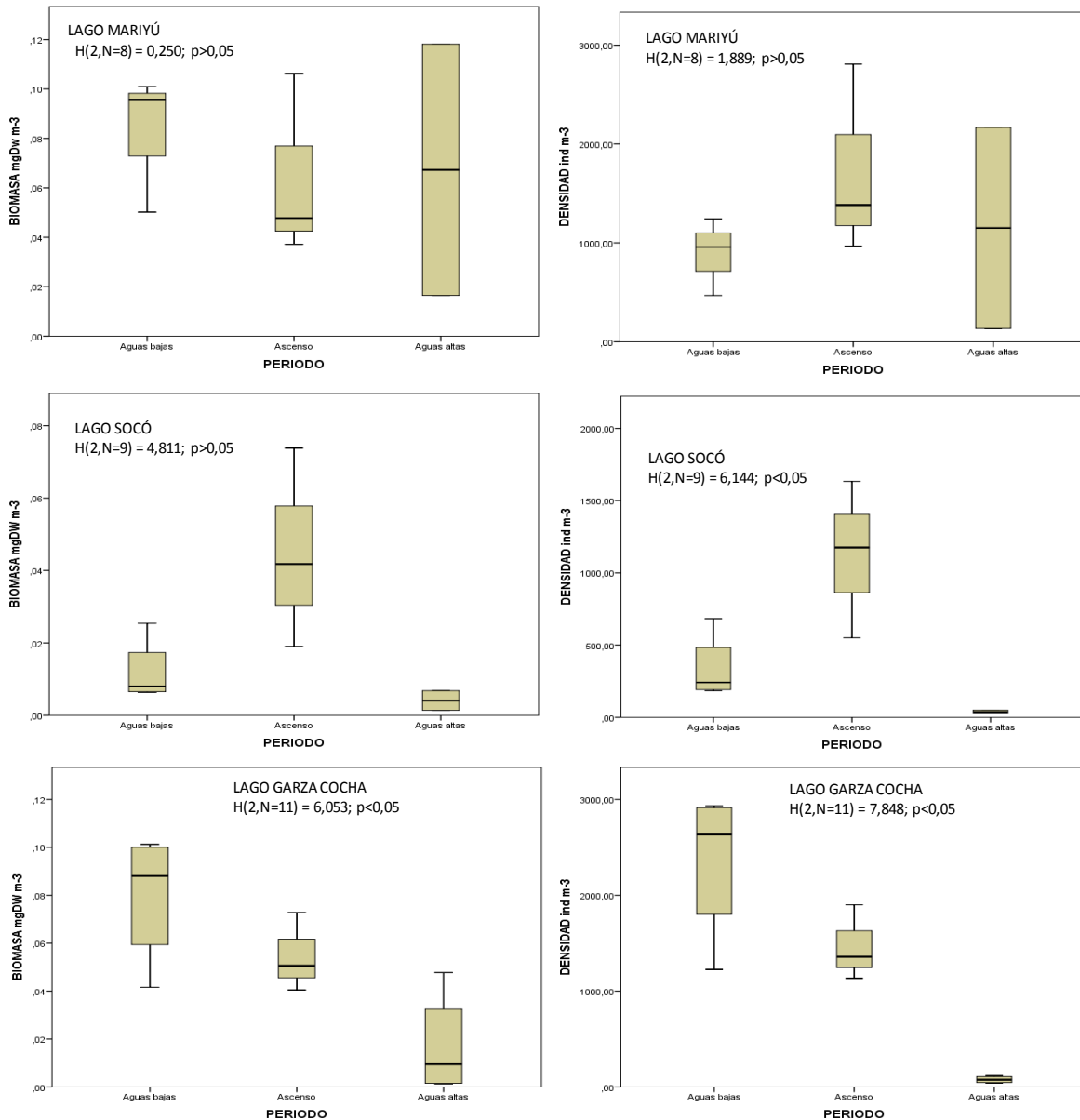


**Figura 6.** Densidad y biomasa promedio de rotíferos por cada ambiente y periodo de estudio.

Al realizar el ANOVA se pudo observar que la variación temporal de los rotíferos en el lago Mariyú no mostró diferencias significativas ni en biomasa ni en densidad. En Soco Redondo los valores fueron mayores en ascenso y muy bajas en aguas altas, pero solo para densidad estas diferencias fueron significativas. En Garza cocha hay diferencias significativas para ambas variables (Figura 7).

En general, las especies que tuvieron la mayor densidad promedio, aportaron también en un mayor porcentaje de biomasa en cada ambiente y correspondieron principalmente a las familias Brachionidae, Lecanidae, y Testudinellidae, todas ellas con trofi triturador de partículas de tipo maleorramado, y en menor medida y Synchaetidae (*Polyarthra* sp.), con trofis virgados y hábitos más fitófagos (Tabla 6).





**Figura 7.** ANOVA de Kruskal-Wallis para densidad y biomasa de rotíferos en los lagos para los tres periodos hidrológicos.

Sin embargo, las especies dominantes variaron entre épocas de muestreo y ambientes con diferente tipo de conectividad. Para el periodo de aguas bajas, en Mariyú (conectividad tipo 1) dominaron *Plationus patulus*, *Lecane curvicornis* y *Lecane papuana*. En los otros dos lagos (conectividad tipo 3) las dos especies dominantes y comunes fueron *Brachionus ahlstromi* y *Trichocerca cylindrica*, acompañadas por otras dos o tres especies con porcentajes menores y ya

particulares en cada lago, como *Filinia saltator* en Garza Cocha y *Brachionus leydigii* en Soco Redondo (Tabla 6)

**Tabla 6.** Promedio, coeficiente de variación y porcentaje relativo, de las especies de rotíferos planctónicos que presentaron alrededor del el 80% acumulado de densidad y biomasa en los ambientes estudiados.

	BIOMASA				DENSIDAD			
	TAXA	x	CV	%	TAXA	x	CV	%
<b>Aguas bajas</b>								
Conectividad Tipo I	<i>P. patulus</i>	0,049	62,747	59,950	<i>P. patulus</i>	454,167	63,323	41,288
L. Mariyú	<i>L. curvicornis</i>	0,019	132,288	23,242	<i>L. papuana</i>	304,167	88,537	27,652
	<i>L. papuana</i>	0,008	132,806	9,778	<i>L. curvicornis</i>	150,000	88,192	13,636
Conectividad Tipo III	<i>B. ahlstromi</i>	0,004	64,153	34,608	<i>B. ahlstromi</i>	116,667	55,558	34,568
L. Soco	<i>T. cylindrica</i>	0,004	49,054	29,346	<i>T. cylindrica</i>	108,333	42,482	32,099
Redondo	<i>B. leydigii</i>	0,002	171,654	16,056	<i>A. ecaudis</i>	39,583	112,759	11,728
					<i>P. dolichoptera</i>	27,083	76,537	8,025
Conectividad Tipo III	<i>B. ahlstromi</i>	0,042	30,726	53,023	<i>B. ahlstromi</i>	1181,250	30,726	50,133
L. Garza	<i>T. cylindrica</i>	0,019	46,991	23,421	<i>T. cylindrica</i>	577,083	46,991	24,492
Cocha	<i>F. saltator</i>	0,012	65,403	14,738	<i>F. saltator</i>	437,500	65,403	18,568
<b>Canal</b>	<i>L. papuana</i>	0,003	42,426	27,633	<i>L. papuana</i>	83,333	42,426	21,739
Soco								
Redondo	<i>B. ahlstromi</i>	0,003	22,330	26,693	<i>B. ahlstromi</i>	79,167	22,330	20,652
	<i>T. cylindrica</i>	0,002	70,711	15,395	<i>F. saltator</i>	70,833	41,595	18,478
	<i>F. saltator</i>	0,001	41,595	14,097	<i>H. intermedia</i>	58,333	121,218	15,217
<b>Canal</b>	<i>B. ahlstromi</i>	0,089	3,809	57,181	<i>B. ahlstromi</i>	2475,000	3,809	66,073
Garza Cocha	<i>B. leydigii</i>	0,034	141,421	21,713	<i>B. caudatus</i>	583,333	141,421	15,573
	<i>B. caudatus</i>	0,021	141,421	13,477				
<b>Aguas en</b>	<i>F. saltator</i>	0,019	76,344	30,311	<i>F. saltator</i>	897,222	76,344	52,181
<b>Ascenso</b>	<i>A. sieboldii</i>	0,015	120,185	23,871	<i>F. longiseta</i>	302,778	132,148	17,609
Conectividad	<i>F. longiseta</i>	0,008	132,148	12,831	<i>P.</i>	205,556	33,999	11,955

BIOMASA					DENSIDAD			
TAXA	x	CV	%	TAXA	x	CV	%	
				<i>dolichoptera</i>				
Tipo I								
	<i>P. dolichoptera</i>	0,008	33,999	11,799				
L. Mariyú								
Conectividad	<i>F. longiseta</i>	0,017	44,689	36,925	<i>F. longiseta</i>	702,778	44,689	62,779
Tipo III	<i>A. sieboldii</i>	0,013	132,288	29,822	<i>B. falcatus</i>	177,778	98,586	15,881
L. Soco								
Redondo	<i>B. falcatus</i>	0,006	98,586	13,069	<i>F. saltator</i>	144,444	27,264	12,903
Conectividad								
	<i>B. falcatus</i>	0,032	33,333	59,354	<i>B. falcatus</i>	875,000	33,333	59,772
Tipo III	<i>B. caudatus</i>	0,011	46,109	20,752	<i>B. caudatus</i>	316,667	46,109	21,632
L. Garza								
Cocha								
<i>T. dendraden</i>								
<b>Canal</b>	<i>E. clavulata</i>	0,051		38,453	<i>a</i>	216,667		25,743
Socó redondo	<i>T. hauerensis</i>	0,050		37,978	<i>E. clavulata</i>	200,000		23,762
					<i>F. longiseta</i>	125,000		14,851
					<i>T. hauerensis</i>	125,000		14,851
<b>Canal</b>	<i>A. sieboldii</i>	0,099	25,383	52,771	<i>B. falcatus</i>	775,000	50,182	42,759
Garza Cocha	<i>B. falcatus</i>	0,029	50,182	15,337	<i>F. longiseta</i>	308,333	53,511	17,011
	<i>E. clavulata</i>	0,018	24,957	9,700	<i>B. caudatus</i>	291,667	76,772	16,092
					<i>A. sieboldii</i>	162,500	25,383	8,9655
<b>Aguas altas</b>								
	<i>L. papuana</i>	0,021	141,421	31,928	<i>L. papuana</i>	541,667	141,42	47,101
Conectividad	<i>L. curvicornis</i>	0,017	141,421	24,859	<i>L. bulla</i>	125,000	131,99	10,870
Tipo I								
Mariyú	<i>P. quadricornis</i>	0,009	94,281	13,005	<i>L. curvicornis</i>	87,500	141,42	7,609
					<i>P.</i>			
	<i>L. bulla</i>	0,005	131,993	8,098	<i>dolichoptera</i>	87,500	141,42	7,609
	<i>L. quadridentata</i>	0,003	141,421	4,772	<i>B. ahlstromi</i>	83,333	141,42	7,246

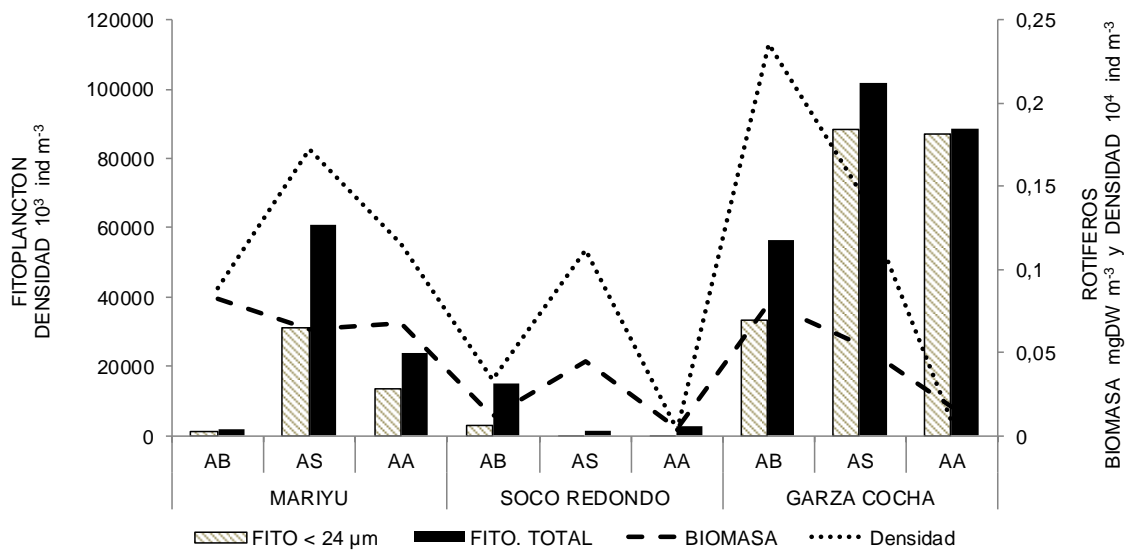
BIOMASA					DENSIDAD			
	TAXA	x	CV	%	TAXA	x	CV	%
Conectividad	<i>T. hauerensis</i>	0,002	141,421	41,124	<i>L. curvicornis</i>	8,333	141,42	22,222
Tipo III	<i>E. clavulata</i>	0,001	141,421	26,024	<i>L. bulla</i>	8,333	141,42	22,222
Soco								
Redondo	<i>T. patina</i>	0,000	141,421	9,648	<i>B. ahlstromi</i>	4,167	141,42	11,111
	<i>L. curvicornis</i>	0,000	141,421	8,726	<i>E. clavulata</i>	4,167	141,42	11,111
					<i>L. papuana</i>	4,167	141,42	11,111
Conectividad	<i>T. hauerensis</i>	0,013	182,655	75,164	<i>T. hauerensis</i>	31,250	182,66	40,541
Tipo III	<i>A. sieboldii</i>	0,003	200,000	14,895	<i>L. bulla</i>	10,417	76,59	13,514
Garza Cocha					<i>F. saltator</i>	6,250	200,00	8,108
					<i>T. patina</i>	6,250	127,66	8,108
					<i>T. cylindrica</i>	6,250	200,00	8,108
<b>Canal</b>	<i>T. hauerensis</i>	0,007	141,421	57,545	<i>L. curvicornis</i>	25,000	0,00	46,154
Soco								
Redondo	<i>A. sieboldii</i>	0,003	141,421	28,524	<i>T. hauerensis</i>	16,667	141,42	30,769
					<i>A. sieboldii</i>	4,167	141,42	7,692
<b>Canal</b>	<i>Conchilus. sp</i>	0,001	53,033	55,690	<i>Conchilus. sp</i>	66,667	53,03	64,000
Garza Cocha	<i>B. ahlstromi</i>	0,001	141,421	22,327	<i>L. hamata</i>	20,833	28,28	20,000

En el periodo de ascenso hubo un recambio en las especies dominantes tanto en biomasa como en densidad, pero siguen dominando los organismos con aparatos mandibulares trituradores de partículas (maleados y maleorramados) y hay más afinidad entre Mariyú y Soco Redondo, en donde se destacan dos del genero *Filinia*, junto con el depredador *Asplanchna sieboldii*, y menor medida *Polyarthra dolichoptera* y *Brachionus. falcatus* respectivamente. En el lago Garza cocha dominaron *Brachionus falcatus* y *B. caudatus*.

En aguas altas predominaron especies más frecuentemente litorales, en Mariyú en su mayoría del genero *Lecane*, especialmente *L. papuana* *L. curvicornis*. Los lagos Soco Redondo y Garza Cocha comparten el notable predominio en biomasa de *T. hauerensis*, en el primer caso seguido por *Epiphanes clavulata* y en el otro de *A. sieboldii*.

Se observa además, que muchos datos sobre la biomasa de especies de rotíferos presentan un alto coeficiente de variación, ya que se están incluyendo puntos limnéticos y próximos al litoral, lo que implica la inclusión de ambientes ecológicamente heterogéneos en cada una de las estimaciones.

Lagos Mariyú y Garza Cocha tuvieron una mayor densidad promedio de fitoplancton (Palma 2011) que coincidió con los mayores promedios de biomasa de rotíferos (Tabla 6). Sin embargo, no se halló relación significativa entre la biomasa de rotíferos y la densidad del total de algas o la densidad de aquellas con tamaño inferior a 24µm, que se reportan como potencialmente consumibles por los rotíferos. Al realizar el análisis de correlación entre la biomasa algal (Clorofila - a) y la biomasa de rotíferos, tampoco se encontró una relación significativa entre ellas.



**Figura 8.** Relación entre la densidad de fitoplancton con la biomasa y densidad promedio de rotíferos.

La biomasa de los sitios estudiados no presentó correlación con los primeros dos ejes del análisis de componentes principales. Sin embargo, al relacionar la biomasa con las variables físico-químicas de forma independiente se obtuvo una relación lineal significativa con la conductividad con pendiente positiva, aunque la magnitud de la correlación es muy baja ( $F(4,55) = 7.272$ ;  $p < 0.05$ ;  $r^2 = 0.17$ ).

## 9. DISCUSIÓN

### 9.1 Variables físicas y químicas

La mayor concentración de nutrientes evidenciada en el periodo de aguas bajas, ha sido atribuido por Carvalho. (1983), para lagos con planicies de inundación. En éste periodo los ambientes son menos profundos y por efecto del viento puede generarse una mayor resuspensión de sedimentos que están en procesos de descomposición, transporte de partículas y masas de aguas desde la zonas próximas al fondo, por lo cual las concentraciones de nitratos, fosfatos, silicatos y amonio aumentan en la columna de agua.

Los mayores valores promedio de pH y conductividad en el lago Mariyú, con respecto a los demás lagos, están relacionados con la conexión directa que presenta con el río Amazonas y por lo tanto una mayor mezcla con aguas blancas de origen andino, barrosas, turbias, con alta carga de sólidos en suspensión, turbidez, cationes, aniones, baja transparencia y pH neutro (Duque *et al.* 1997).

Los lagos Socó Redondo y Garzacochoa presentan una conexión tipo 3, de tal forma que el Amazonas nunca los inunda, aun que si son afectados por las aguas de los ríos Loretoyacú y Boiauazzu, que son afluentes del Amazonas. Debido a esto el lago Socó Redondo en varias de sus características promedio corresponden con aguas negras Tipo 1 y Garza Cocha aguas negras Tipo 2, de acuerdo con la clasificación de Duque *et al.* (1997).

El cambio en profundidad desde el periodo de aguas bajas (valores promedio de 1,1 a 2,1 m) que llega casi a triplicarse durante la época de aguas altas (4,6 – 5,7 m), puede estar relacionada con que en todos los lagos disminuyera el promedio de conductividad y nutrientes disueltos, a pesar de que Mariyú fuese inundado por el río Amazonas y los otros dos por tributarios de aguas negras. Con una escasa profundidad, los nutrientes e iones que usualmente se acumulan en las zonas más profundas y en los sedimentos pueden estar disponibles debido a la mayor posibilidad de mezcla que se da en sistemas someros(Andrade-Sossa *et al.* 2011)

Esta escasa profundidad podría estar explicando como en el PCA son los ambientes de aguas negras los que se asocian a los nutrientes en el periodo de aguas bajas, en tanto que al ser inundados por aguas de origen amazónico, en la época de mayor profundidad presentan los menores registros de estas variables. En tanto que Mariyú, que es inundado por el Amazonas, varió en muy escasa magnitud en su concentración de nutrientes y sus puntos de muestreo forman un solo grupo a pesar de la inundación. De esta forma, además de que el tipo de conectividad con el Amazonas o con los tributarios locales, definen las características de cada lago (Duque *et al.* 1997, Núñez-Avellaneda y Duque *et al.* 2000), la variación en profundidad puede ser uno de los factores que más determina el patrón de cambio de las condiciones físico-químicas analizadas (Chimborazo y Jiménez 2010).

## **9.2 Biomasa**

Aunque no siempre de manera significativa, se pudo observar que existe diferencia en la biomasa entre los periodos hidrológicos, con mayores registros en el periodo de aguas bajas y menores en aguas altas. Sin embargo, no hay un patrón único que distinga los dos tipos de conectividad, ya que existen diferencias entre los dos ambientes con conectividad tipo 3, especialmente en su fase de aguas en ascenso, que pueden depender de condiciones particulares de su área de inundación, tamaño, morfología de la cubeta o en el efecto de los tributarios locales en este periodo de transición. Andrade-Sossa *et al.* (2011) y Cagliariani *et al.* (2009) en lagos asociados al Amazonas y Paraná, respectivamente, hallaron que el periodo de aguas altas estuvo asociado con una mayor diversidad y riqueza, mientras que durante el periodo de aguas bajas se observó una mayor densidad, tal como ocurrió en los lagos del presente estudio (Chimborazo y Jiménez 2010). Según Gonzales (2007) y Cohen (2010), en ambientes influenciados por el río Amazonas y tributarios de aguas negras, la densidad zooplanctónica disminuye de forma notable durante el ascenso e inundación, debido al efecto de dilución y el aumento de la velocidad de corriente, hecho que

genera turbulencia e impide el mantenimiento de varios grupos del zooplancton, efecto que genera además los bajos niveles de biomasa (Cohen, 2012).

Caglietani *et al.* (2009) halló un aumento de la biomasa zooplanctónica relacionado con el incremento en la productividad microbiana durante el periodo de aguas bajas, lo cual podría explicar la mayor biomasa durante este época en Mariyú, Soco Redondo y Garza Cocha, considerando que las especies dominantes en biomasa y también en densidad, corresponden a organismos de hábitos trituradores, que muelen partículas suspendidas y también asociadas al perifiton, aprovechando la materia orgánica en descomposición y en gran medida las bacterias, protozoos y algas asociadas (Andrade-Sossa *et al.* 2011, Nogrady *et al.* 1993). Este incremento en biomasa para el periodo de estiaje fue también registrado por Cohen (2010) para algunos lagos en la llanura de inundación del río Amazonas.

Aunque en diferente magnitud, según sean afectados por aguas blancas o negras amazónicas, los lagos de estudio reciben un aporte de nutrientes durante el periodo de inundación, proveniente de las cuencas de captación y de la descomposición de vegetación inundada. Al bajar nuevamente los niveles de agua, aumenta la temperatura y se concentran los nutrientes y la materia orgánica en diferentes estados de descomposición, con su microbiota asociada, garantizando condiciones propicias para los rotíferos que, al tener estrategias *r*, responden rápidamente con un aumento en densidad (Andrade-Sossa *et al.* 2011). Además, al existir un mayor tiempo de retención durante el periodo de aislamiento de los lagos, los rotíferos tienen mayor oportunidad de completar sus ciclos de vida, lo que permite aumentar su densidad poblacional y aprovechar los recursos disponibles, reflejándose en el aumento de su biomasa total (Cohen 2012).

Según Bonecker (2007), los niveles bajos de agua y el mayor aislamiento que se genera en algunos lagos, evita o disminuye la entrada de larvas y alevinos que puedan depredar a los rotíferos, lo que favorece sus tasas de generación y el



aumento en su biomasa. Además, aunque se podría presumir que en este periodo la abundancia de peces se concentra en un menor volumen de agua y las interacciones se hacen más intensas con el zooplancton, esto usualmente afecta en mayor medida a organismos de mayor talla, como cladóceros y copépodos del macrozooplancton (Fernando 1994).

A diferencia de lo hallado por (Cohen, 2012), los resultados obtenidos para la biomasa de rotíferos mostraron que las especies que presentaron una mayor densidad, con frecuencia corresponden también con las que reunieron una mayor biomasa. Esto se debe principalmente a que, con excepción del depredador *Asplanchna*, en su mayoría los taxa hallados en estos lagos fueron incluidos en géneros como *Lecane*, *Brachionus*, *Trichocerca*, *Filinia* y *Polyarthra*, que son usualmente de pequeño tamaño, mientras que Cohen (2012) encontró algunas especies de rotíferos como el caso de *Trocospaera equatorialis* y *Scardium longicaudum*, que al tener una talla grande pueden aportar de forma importante a biomasa, aunque no se encuentren en altas densidades dentro de los sistemas.

La escasez de tallas grandes dentro de los rotíferos en Mariyú, Soco Redondo y Garza Cocha, al igual que la poca abundancia de cladóceros grandes y de copépodos en estados adultos (Chimborazo & Jiménez 2010), puede estar relacionada con la depredación selectiva por tamaño efectuada por peces zooplanctófagos (Brooks y Dodson 1965, Fernando 1994, Trevisan y Forsberg 2007) e invertebrados como *Chaoborus* (Moore & Gilbert 1987), generando el predominio de zooplancton pequeño. De acuerdo con Torres-Bejarano (2013) esta posibilidad es relevante en sistemas de la amazonia colombiana, debido a la presencia de especies de peces zooplanctófagos como los alevinos de *Colossoma macropomum*, *Pygocentrus nattereri*, *Triporthus angulatus* y larvas de *Chaoborus*.

Al igual que en el presente estudio, Torres-Bejarano (2013) en lagos relativamente cercanos a Mariyú, sobre el margen colombiano del río Amazonas, resalta un predominio de *Brachionus* y *Lecane*, con trofos moledores de partículas, en las

fases de aguas bajas, con especies frecuentes en zonas litorales y abundantes en lagos someros que tienen alta concentración de material orgánico particulado suspendido o asociado al perifiton. Torres-Bejarano (2013) y Andrade-Sossa *et al.* (2011), resaltan también el aumento en el aporte de formas limnéticas como *Filinia* y en ocasiones *Polyarthra* en periodos de ascenso, como se observó en la biomasa y densidad de Mariyú y Soco Redondo. Andrade-Sossa *et al.* (2011), encontró también la concurrencia en dominancia de especies de estos dos géneros en el periodo de ascenso junto con depredadores como *Asplanchna*, debido probablemente a su mayor capacidad de adaptación al afecto de la corriente y a la mejor capacidad de respuesta a la depredación en comparación con brachionidos y lecanidos. Las especies *Filinia* presentan dos setas móviles anterolaterales que algunos han considerado están relacionadas con la disuasión de los depredadores y otros con su capacidad de flotabilidad y tienen también una mayor actividad coronal posterior con lo que dan saltos a través de la columna de agua (Hochberg & Gurbuz 2007). Por su parte *Polyarthra* presenta paquetes de apéndices que actúan como remos, con los que se desplaza dando veloces saltos en su proceso de natación y más aún cuando está escapando a depredadores (Nogrady *et al.* 1993, Gilbert 1980).

El hecho de que en los lagos Mariyú y Garza Cocha se hallara una mayor densidad promedio de fitoplancton y también mayor biomasa y densidad de rotíferos, a comparación del lago Soco Redondo, podría indicar una respuesta del zooplancton ante una mayor oferta de recurso por vía de producción primaria, como lo observó Cohen (2012) para el caso de las algas de pequeño tamaño, aunque con un coeficiente de correlación muy bajo. Sin embargo, la no existencia de relaciones significativas entre la densidad y biomasa de fitoplancton y las mismas variables para los rotíferos, al realizar el análisis de regresión, no permite presumir una relación directa causa efecto al menos a partir de los muestreos realizados, posiblemente debido a que este tipo de relaciones son apreciables numéricamente en mejor forma cuando se realizan muestreos en cortos intervalos de tiempo, dado que tanto algas como rotíferos tienen tiempos generacionales

muy cortos y además de diferente magnitud, unos de horas y otros de días (Flórez, 2013).

Además, la falta de relación entre la biomasa de rotíferos y la densidad y biomasa algal, puede deberse a que los rotíferos aprovechan otros recursos alimenticios, como protozoos y bacterias asociadas a detritos y Perifíton (*loop microbiano*) (Ulloa 2004). El consumo de fracciones de varios tipos de gremios tróficos es un resultado de la variabilidad intrínseca de los recursos en respuesta a fluctuaciones biogeoquímicas asociadas a la hidrología de los lagos de inundación (Torres-Bejarano 2013). El concepto de *loop microbiano* explica que la producción bacteriana puede ser comparable con la producción primaria, que ésta producción es consumida por el zooplancton y que los rotíferos son los organismos que más aprovechan dicho recurso (Hyun-Woo *et al.* 2000). En estudios realizados en lagos amazónicos de aguas blancas (Anesio *et al.* 1997) encontró que durante el periodo de aguas bajas, la biomasa fitoplanctónica influye directamente en la producción de *loop microbiano*, quizá a través del aprovechamiento de subproductos eliminados por las algas, producción que sería aprovechada por el zooplancton de menor tamaño, como son los rotíferos (Maizels, *et al.* 2003).

Para el sistema de lagos Yahuaraca, asociado a la margen colombiana del río Amazonas, Torres-Bejarano 2013 analizó las principales fuentes de carbono y posición trófica del zooplancton, con el uso de isótopos estables de carbono y nitrógeno, hallando que, a diferencia de estudios en la Amazonia brasilera, había una relación trófica débil entre el zooplancton y los productores primarios fitoplanctónicos y concluyó que la principal, más no exclusiva, fuente de alimentación del zooplancton es una fracción del componente microbiano del perifíton y del detrito, lo que se presume podría estar sucediendo también en los lagos del presente estudio.

Además, de manera semejante a lo hallado en otros ambientes de la Amazonía colombiana en el caso de la biomasa (Vélez 2013, Cohen 2012) y de la densidad (Torres-Bejarano 2013, Andrade-Sossa *et al.* 2011, Cupitra 2011, Rodríguez

2003), para los lagos de estudio el ensamblaje de rotíferos está dominado principalmente por organismos trituradores, los cuales poseen trofi maleado y maleorramado, adaptados para triturar partículas, especialmente detritos y perifiton, con su microbiota asociada y algas muy pequeñas (Andrade-Sossa *et al.* 2011, Nogrady *et al.* 1993).

## 10. CONCLUSIONES

Aunque no de manera significativa en todos los lagos, existieron diferencias de biomasa entre los periodos hidrológicos, reportando los mayores registros en aguas bajas y menores en aguas altas.

Las diferencias en los tipos de conectividad no están claramente definidas, ya que el patrón general de agua altas y bajas es similar, pero en aguas en ascenso las condiciones locales de los dos lagos con conectividad tipo 3 (su tamaño, forma de la cubeta, características de la zona inundable, o el efecto de los tributarios, entre otras) determinan respuestas diferentes del ensamblaje zooplanctónico.

Solo se obtuvo una relación lineal significativa y positiva entre la biomasa y la conductividad aunque la magnitud de la correlación es muy baja. Esta relación de tipo indirecta se debe a que en época de aguas bajas la conductividad es mayor a los otros dos periodos en todos los ambientes estudiados, coincidiendo con los mayores valores de biomasa y densidad, que a su vez responden a múltiples parámetros de tipo biótico y abiótico, ya que con la baja profundidad se genera una mayor concentración de los nutrientes y material orgánico que determinan un incremento en productores y microbiota asociada a partículas detríticas y al Perifíton, lo que da lugar a un incremento en la densidad y biomasa total de especies trituradoras, las cuales por sus hábitos alimenticios se ven beneficiados en este periodo.

La no existencia de relaciones significativas entre la densidad y biomasa de fitoplancton y las mismas variables para los rotíferos, no permite presumir una relación directa causa efecto debido al consumo, lo que podría estar relacionado con: 1. Las dificultades generadas por la escasa frecuencia en los muestreos para poder detectar estas relaciones, 2. Las especies dominantes en biomasa y también en densidad, tienen hábitos trituradores, moliendo partículas suspendidas y también asociadas al perifíton, aprovechando la materia orgánica en descomposición y en gran medida las bacterias, protozoos y algas asociadas, por lo que el componente microbiano del Perifíton y detrito debe ser un recurso importante que determine los cambios en la biomasa del ensamblaje de rotíferos en los ambientes estudiados.

## 11. BIBLIOGRAFIA

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). 2005. Standard Methods for the examination of water & wastewater. 21st Edition. Joint Editorial Board.

Andrade-Sossa, 2001. Efectos de la fluctuación del nivel del agua sobre la estructura de la comunidad de rotíferos planctónicos en el lago Yahuaraca (Río Amazonas – Colombia). Tesis M.Sc. Universidad de los Andes. Bogotá.

Andrade-Sossa C., García-Folleco M., Rodríguez-Munar., C. Duque S. R. & Realpe E. 2011. Efectos de la fluctuación del nivel del agua sobre la estructura del ensamblaje de rotíferos en el lago largo (sistema Yahuaraca - llanura de inundación del río Amazonas - Colombia). *Caldasia* 33(2):407-425.

Anesio, AM., Abreu PC., Esteves FA. 1997. Influence of the Hydrological Cycle on the Bacterioplankton of an Impacted Clear Water Amazonian Lake. *Microb Ecol.*, 34(1):120-129.

Bahamón, N. 1994. Estudio limnológico, con énfasis en la comunidad de fitoplacton en algunos lagos de inundación del río Amazonas (Colombia). Tesis universidad Nacional, Santafé de Bogotá.

Bonecker, C. 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia* 579:115–123.

Bottrell, H., Duncan, A., Gliwicz Z., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson. P., Weglenska, T. 1976 Are view of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.* 24: 419-456.

Brusca, R. C. & Brusca, G. J. 2003. Invertebrates. Second Edition. Sinauer associates, INC. publishers U.S.A. 936 p.

Brooks JL., SI Dodson. 1965. Predation, body size and composition of plankton. Science, 150. p. 28-35.

Caglieriani, S., Aparecida, E., Henry, R. 2009. Rotifer abundance, biomass, and secondary production after the recovery of hydrologic connectivity between a river and two marginal lakes. *Limnologica*, 39(4): 292–301.

Cambra, J., L. Ector & S. Sabater. 2005. Protocolos de muestreo y análisis para fitobentos (Microalgas bentónicas). Metodología para el Establecimiento el Estado del Agua según la Directiva del Marco de Agua. pp 33.

Carvalho, M.L. 1983. Efeitos da flutuação do nível da água sobre a densidad e composição do zooplankton em um lago de Várzea da Amazonia, Brasil. *Acta Amazónica* 13(5-6): 715-724.

Chimborazo, S. & Jiménez, A. 2010. Influencia del pulso de inundación y la conectividad sobre el ensamblaje zooplanctónico en tres lagos amazónicos colombianos. Tesis pregrado. Universidad del Cauca. Popayán

Cohen, I. 2010. Influencia del pulso de inundación y la conectividad sobre el ensamblaje de rotíferos planctónicos en cuatro lagos amazónicos colombianos. Tesis pregrado. Universidad del Cauca. Popayán.

Cohen, I. 2012. Influencia de la inundación y la conectividad sobre la biomasa de rotíferos planctónicos, en cuatro lagos amazónicos colombianos. Trabajo de grado de Maestría en recursos Hidrobiológicos Continentales. Universidad del Cauca, Popayán.

Contreras-Espinosa, F. 1994 La clorofila a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas.. México.

Cupitra, O. 2011. Influencia del pulso de inundación y la conectividad sobre el ensamblaje zooplanctónico en el Sistema de lagos Yahuaraca, Leticia Amazonas. Tesis pregrado. Universidad del Cauca. Popayán.

Dámaso, J. 2006. El conocimiento ancestral indígena sobre los peces de la Amazonia: los lagos de Yahuaraca. Documentos Ocasionales No. 7, Universidad Nacional de Colombia, Sede Amazonia. Leticia. <http://www.imani.unal.edu.co/publicaciones.htm>.

Drago, E. C. 1980. Aspectos limnológicos en ambientes próximos a la ciudad de Santa Fe (Paraná Medio): Comportamiento hidrológico y sólidos suspendidos. *Ecología (Argentina)* 5:31–48

Drago, E. C. 1981. Grados de conexión y fases hidrológicas en ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná (Argentina). *Ecología (Argentina)* 6:27–33.

Donner, J. 1965. Ordnung Bdelloidea (Rotifera, Rädertiere). AkademieVerlag, (in German) Berlin. Pp 297.

Duque, S. R. 1993. Inventario, caracterización y lineamientos para la conservación de los humedales en el Departamento del Amazonas. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Duque, S.R y Patiño, A. 2000. Caracterización de la laguna La Paya (Parque Nacional Natural La Paya) Amazonía colombiana. Universidad Nacional de Colombia – Parque Nacional Natural La Paya. Leticia. 70 p

Duque, S. R., J. E. Ruiz., J. Gómez & E, Roessler. 1997. Limnología. En: IGAC (Ed.). Zonificación para el plan modelo Colombo-Brasileño (Eje Apaporis-Tabatinga: PAT). Bogotá. Editorial Linotipia 69-134.

Fernando, CH. 1994. Zooplankton fish and fisheries in tropical freshwaters. *Hydrobiologia* 272:105-103.

Flórez, C. 2013. Relaciones entre la fluctuación del fitoplancton, rotíferos y microcrustáceos en escalas cortas de tiempo a lo largo de un ciclo de inundación en el lago Yahuaraca (Leticia Amazonas Colombia). Trabajo de grado de



Maestría en recursos Hidrobiológicos Continentales. Universidad del Cauca, Popayán.

Gilbert, J. 1980. Feeding in the rotifer *Asplanchna*: behavior, cannibalisms, selectivity, prey defenses and impact on rotifer communities. . In W.C. Kerfoot (ed.). *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*. University of New England, Hanover, New Hampshire, USA.

Gilbert, JJ. 1983. Rotifera. In Adiyodi K.G. and Adiyodi R.G. (Eds) *Reproductive biology of invertebrates. oogenesis, oviposition and oosorption*. Wiley and Sons. 1:181–209.

Gómez, M. C. 2008. Dinámica espacial y temporal de la comunidad fitoplanctónica en el lago Yahuaraca, Planicie de inundación del río Amazonas. Tesis MSc. Universidad Javeriana, Bogotá.

Gonzales, A. 2007. Influencia de *Utricularia foliosa* sobre la diversidad zooplanctónica en las dimensiones longitudinal y temporal de la quebrada Yahuaraca (Amazonía Colombiana). Trabajo de grado (Lic. Biología). Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá. 115p.

Hardy, E., Robertson, B. & Koste, W. 1984. About The relationship between the zooplankton and fluctuating water levels of Lago Camaleao, a central Amazonian várzea Lake. *Amazoniana IX* (1): 80.

Henao, E. C. 2010. Influencia del pulso de inundación y la conectividad sobre el ensamblaje de micro-crustáceos planctónicos, en cuatro lagos Amazónicos Colombianos. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Universidad del Cauca. 50p.

Hochberg, R. & O.A. Gurbuz. 2007. Functional morphology of somatic muscles and anterolateral setae in *Filinianovaezealandiae* Shiel and Sanoamuang, 1993 (Rotifera). *Zoologischer Anzeiger - A Journal of Comparative Zoology* 246 (1): 11-22.

Hyun-Woo, K., Soon-Jin, H., Gea-Jae, J. 2000. Zooplankton grazing on bacteria and phytoplankton in a regulated large river (Nakdong River, Korea). Oxford University Press.

IDEAM. 1974- 2004. Promedio histórico mensual de precipitaciones (mm) en la zona de Leticia.

José de Paggi, S. & J. C. Paggi. 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. En: Lopretto C. & G. Tell. Ecosistemas de aguas continentales. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata – Argentina.

Junk, W.J & Wantzen, K.M. 2003. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications – an update. En: RL. Welcomme & T. Petr. (eds). Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/16. P: 117-14.

Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106: 110–127.

Legendre & Legendre. 1998. Numerical Ecology, 2ª Ed. Elsevier Science B.V., Amsterdam. 853 p.

Lund, J., W. G., C. Kipling. & E. D Le Cren. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimations by counting. Hidrobiología 2:143-170.

Maizels. P., E. Etchepare., E. Chornomaz., J. bustingorry; R. Escaray Y V. Conzonno. 2003. Parámetros Abióticos y Biomasa Planctónica en la Laguna Chascomús (provincia de Buenos Aires). Período de Inundación 2002. Biología Acuática, 20: 6-11.

- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona, España. 1009 pp.
- Mark-Welch D. & Meselson M. 2000. Evidence for the evolution of bdelloid rotifers without sexual reproduction or genetic exchange. *Science* 288: 1211–1215.
- Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15 (6):424-440.
- Moore, M. V. & J. J. Gilbert. 1987. Age-specific *Chaoborus* predation on rotifer prey. *Fresh water Biology* 17: 223-236
- Neves, I. F., O. Rocha, K. F. Roche & A.A. Pinto 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuibá (Mato Grosso, Brazil) With analysis of Rotifera and Cladocera diversity. *Braz. J. Biol.*, 63(2): 329-343.
- Nogrady, T., Wallace, R. L., & Snell, T.W. 1993. Rotifera, Volumen 1: Biology, Ecology and Systematics. En Dumont, H.J. Ed. 1993. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. SPB Academic Publishing bv. The Hague. 142 p.
- Núñez-Avellaneda M. Duque S. R. 2000 Estudio del fitoplancton en ambientes acuáticos de la Amazonía colombiana SINCHI - IMANI Leticia
- Pace ML, JD Orcutt Jr .1981. The relative importance of protozoans, rotifers and crustacean in a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 26: 822-830.
- Paggi, J. C. 1995. Crustácea Cladóceras. En: Lopretto, C. & G. Tell. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales*. Tomo I. Ediciones Sur, La Plata – Argentina
- Palma, L. 2011. Efecto de la conectividad del río Amazonas en la ecología del fitoplancton en lagos amazónicos. Tesis de Maestría. Universidad del Nacional sede Leticia.

Pantoja, A. 2010. Influencia del pulso de inundación sobre las comunidades planctónicas de los lagos peruanos cabalococha y cushillococha (cuenca río Amazonas). Universidad del Cauca

Pennak, RW. 1989. Fresh-Water Invertebrates of the United States. 3d. ed. John Wiley&Sons. USA: 628 pp.

Prieto-Piraquive, E. 2006. Caracterización de la pesquería en las lagunas de Yahuaraca (Amazonas Colombia) y pautas para su manejo. Tesis Msc. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales "Ezequiel Zamora". Guanaré, Venezuela.

Ricci, C. 1992. Rotifers: parthenogenesis\_and\_heterogony. In Dallai R. (Ed.) Sex originand evolution. Select ed Symposia and Monographs U.Z.I., Mucchi, Modena 6: 329–341.

Rodríguez, C. 2003. Cambios en la estructura de la comunidad de rotíferos en el lago Yahuaraca. Planicie de inundación del Río Amazonas Trabajo de pregrado. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá D.C.

Rossa C,D., Bonecker C, Fulone L, J. 2007. Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: revisão de métodos e fatores influentes. Interciencia, 32 (4): 220-226.

Ruttner-Kolisko, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol. 8: 71-76.

Segers, H. 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. Zootaxa 1564. Magnolia Press.

Sendacz, S., S. Caleffi & J. Santos-Soares. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of são paulo, brazil. Braz. J. Biol. 66(1B): 337-35.

Sioli, H., 1967. Studies in Amazonian waters. Atlas do simposio a biota Amazónica. 3: 9-50.

Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201.

Torres-Bejarano, A. 2013. Ecología trófica y dinámica del zooplancton en dos lagos de inundación de la Amazonia colombiana. Trabajo de grado Maestría en Estudios Amazónicos. Universidad Nacional de Colombia Sede Amazonia, Leticia.

Trevisan G, Forsberg BR. 2007. Relationships among nitrogen and total phosphorus, algal biomass and zooplankton density in the central Amazonia lakes. *Hydrobiologia* 586:357–365

Ulloa, V. 2004. Density and biomass of planktonic rotifers in different habitats in upper Paraná River (PR, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, 16(3):281-292.

Vélez, A. 2013. Biomasa de rotíferos en el sistema de lagos Yahuaraca y su relación con los nutrientes y fitoplancton. Tesis maestría Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D.C

Villafañe, V. E., & F. M. H. Reid, 1995. Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton, p. 169-185. In Alveal, K., Ferrario, M. E., Oliveira, E. C., and Zar, E. (eds.). *Manual de métodos ficológicos*. Universidad de Concepción, Chile.