

**INFLUENCIA DEL PULSO DE INUNDACIÓN SOBRE LAS COMUNIDADES  
PLANCTÓNICAS DE LOS LAGOS PERUANOS CABALLOCOCHA Y  
CUSHILLOCOCHA (CUENCA RÍO AMAZONAS).**

**ÁNGELA LUCÍA PANTOJA MATTA**



**UNIVERSIDAD DEL CAUCA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y EXACTAS DE LA EDUCACIÓN**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA**  
**POPAYÁN**  
**2010**

**INFLUENCIA DEL PULSO DE INUNDACIÓN SOBRE LAS COMUNIDADES  
PLANCTÓNICAS DE LOS LAGOS PERUANOS CABALLOCOCHA Y  
CUSHILLOCOCHA (CUENCA RÍO AMAZONAS).**

**ÁNGELA LUCÍA PANTOJA MATTA**

**Trabajo de investigación presentado para optar al título de Bióloga**

**Director:**

**Camilo E. Andrade Sossa M. Sc.**

**Universidad Del Cauca**

**Asesor**

**Santiago R. Duque Escobar M. Sc.**

**Instituto de Investigaciones IMANI**

**Universidad Nacional de Colombia-Sede Amazonía**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA  
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y EXACTAS DE LA EDUCACIÓN  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA  
POPAYÁN  
2010**

**Nota de aceptación**

---

---

---

---

---

---

---

---

---

**Msc. Camilo Ernesto Andrade Sossa (Director)**

---

---

**Ph.D. Apolinar Figueroa (Jurado)**

---

---

**Msc. Gerardo Ignacio Naundorf (Jurado)**

**Popayán, \_\_\_\_ de Marzo 2010**

## TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	13
1. RESUMEN	15
2. ABSTRAC	17
3. INTRODUCCION	19
4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	20
5. OBJETIVOS	21
5.1 OBJETIVO GENERAL	21
5.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS	21
6. JUSTIFICACIÓN	22
7. MARCO TEÓRICO	23
7.1 Caracterización de las aguas amazónicas	23
7.2 Pulso de inundación	24
7.3 Comunidades de un ecosistema acuático	24
7.3.1 Fitoplancton	25
7.3.2 Zooplancton	25
7.3.2.1 Los Rotíferos (Filum Rotífera)	26
7.3.2.2 Los Cladóceros	27
7.3.2.3 Los Copépodos	28
8. ANTECEDENTES	30
9. AREA DE ESTUDIO	33

9.1 Lago Caballococha	33
9.2 Lago Cushillococha	34
9.3 Precipitación	35
9.4 Clima	36
9.5 Hidrología	37
9.6 Características fisiográficas y edafológicas	38
10. METODOLOGÍA	41
10.1 Trabajo de campo	41
10.1.1 Selección de los sitios de muestreo	41
10.1.2 Toma de muestras físicas y químicas y de biomasa algal	42
10.1.3 Toma de muestras biológicas	43
10.2 Trabajo de laboratorio	45
10.2.1 Análisis de muestras biológicas	45
10.2.2 Tratamiento de datos	48
11. RESULTADOS	51
11.1 Variables físicas y químicas	51
11.2 Comunidad fitoplanctónica	56
11.2.1 Clorofila <i>a</i>	71
11.3 Comunidad zooplanctónica	71
11.4 Variación de la riqueza y la abundancia	82
12. DISCUSIÓN	90

12.1	Variables físicas y químicas	90
12.2	Comunidad fitoplanctónica	93
12.3	Comunidad zooplanctónica	98
13.	CONCLUSIONES	110
14.	BIBLIOGRAFÍA	112
15.	ANEXOS	129

## Lista de Figuras

**Figura 1.** Ubicación de los lagos Caballococha y Cushillococha.

**Figura 2.** Lagos Caballococha y Cushillococha en aguas bajas.

**Figura 3.** Lagos Caballococha y Cushillococha en aguas en ascenso.

**Figura 4.** Variaciones en la precipitación durante el período de estudio.

**Figura 5.** Tendencia de la variación en el nivel hidrométrico del río Amazonas.

**Figura 6.** Ubicación de los puntos de muestreo en cada uno de los lagos.

**Figura 7.** Obtención de las muestras cualitativas de fitoplancton y zooplancton.

**Figura 8.** Obtención de las muestras cuantitativas de fitoplancton y zooplancton.

**Figura 9.** Variación temporal y espacial de las variables físicas y químicas de los lagos Caballococha y Cushillococha durante el estudio.

**Figura 10.** Variación temporal y espacial de las concentraciones de nitritos, Amonio, Nitratos, Fosfatos y silicatos durante el estudio.

**Figura 11.** Análisis de componentes principales para las variables abióticas.

**Figura 12.** Variación de la riqueza fitoplanctónica para las clases de algas registradas durante el estudio.

**Figura 13.** Variación de la Riqueza específica, Densidad promedio, Diversidad de Shannon y Equitatividad en la comunidad fitoplanctónica.

**Figura 14.** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para el fitoplancton en aguas bajas.

**Figura 15:** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para el fitoplancton en aguas en ascenso.

**Figura 16.** Variación de la abundancia proporcional (%) de las especies registradas en los lagos Caballococha ante el estudio.

**Figura 17.** Correspondencia canónica entre las variables físicas y químicas y la densidad de las especies más abundantes de la comunidad fitoplanctónica.

**Figura 18.** Comunidad zooplanctónica registrada durante el estudio.

**Figura 19.** Variación de la riqueza específica, Densidad promedio, Diversidad de Shannon y la Equitatividad en la comunidad zooplanctónica.

**Figura 20.** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para el zooplancton en aguas bajas.

**Figura 21.** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para el zooplancton en aguas en ascenso.

**Figura 22.** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para el zooplancton durante todo el estudio.

**Figura 23.** Cambios en la densidad poblacional de los trituradores fitófagos, depredadores (Rotífera), filtradores, raspadores (cladóceras), omnívoros y herbívoros (copépodos) durante el estudio.

**Figura 25.** Modelo teórico del efecto del pulso de inundación, la conectividad y la distancia Río-Lago sobre las características físicas y químicas (pH, Conductividad, DS, Temperatura, OD, Nutrientes, Trofía), densidad (D) y riqueza (R) de las comunidades biológicas (fitoplancton y zooplancton) en los ambientes estudiados.



## Lista de Tablas

- Tabla 1.** Tipos de ambientes acuáticos del eje PAT, Amazonía Colombiana.
- Tabla 2.** Características fisiográficas y edafológicas del área de estudio.
- Tabla 3.** Equipos utilizados en la medición de las variables físicas y químicas a tener en cuenta en el estudio.
- Tabla 4.** Literatura utilizada para la identificación taxonómica del fitoplancton.
- Tabla 5.** Literatura utilizada para la identificación taxonómica del zooplancton.
- Tabla 6.** Promedios y coeficientes de variación (%) de los parámetros físicos y químicos registrados en los lagos bajo estudio.
- Tabla 7.** Concentración de nutrientes ( $\mu\text{M.L}^{-1}$ ) registradas en cada una de las estaciones de muestreo de los lagos durante el estudio.
- Tabla 8.** Mann-Whitney para el conjunto de variables fisicoquímicas de ambos lagos incluyendo sus canales de acceso durante el estudio. Variable de agrupación: Período hidrológico.
- Tabla 9.** Riqueza (S), densidad (Ind/L), Índice de Shannon (H') y Equitatividad o Índice de Proporcionalidad (E) en la comunidad fitoplanctónica durante el estudio.
- Tabla 10.** Composición taxonómica fitoplanctónica registrada en los lagos Caballococha y Cushillococha.
- Tabla 11.** Ordenación del nivel trófico de los lagos, teniendo en cuenta a Contreras-Espinosa *et al.*, (1994).
- Tabla 12.** Lista de rotíferos Monogononta registrados en los lagos Caballococha y Cushillococha.
- Tabla 13.** Lista de cladóceros registrados en los lagos Caballococha y Cushillococha.
- Tabla 14.** Lista de copépodos registrados en los lagos Caballococha y Cushillococha.

**Tabla 15.** Número de especies en cada estación de muestreo de los lagos bajo estudio.

**Tabla 16.** Densidad promedio (DP: Ind/M<sup>3</sup>), Abundancia relativa (AR) e índice de constancia (IC) de los rotíferos encontrados en los lagos Caballococha y Cushillococha durante el estudio. Especies constantes IC>50%; especies accesorias, 25%<IC>50%; y especies accidentales, IC<25%.

**Tabla 17.** Densidad promedio (DP: Ind/M<sup>3</sup>), Abundancia relativa (AR) e índice de constancia (IC) de los cladóceros encontrados en los lagos Caballococha y Cushillococha durante el estudio. Especies constantes IC>50%; especies accesorias, 25%<IC>50%; y especies accidentales, IC<25%.

**Tabla 18.** Densidad promedio (DP: IndM<sup>3</sup>), Abundancia relativa (AR) e índice de constancia (IC) de los copépodos encontrados en los lagos Caballococha y Cushillococha durante el estudio. Especies constantes IC>50%; especies accesorias, 25%<IC>50%; y especies accidentales, IC<25%.

**Tabla 19.** Riqueza específica (S), Densidad promedio (Ind/M<sup>3</sup>), Índice de Shannon e Índice de Proporcionalidad o Equitatividad (E) de la comunidad zooplanctónica durante el estudio.

**Tabla 20.** Kruskal-Wallis para los tipos de alimentación presentes en rotíferos (trituradores, fitófagos, depredadores), cladóceros (filtradores, raspadores) y copépodos (omnívoros, herbívoros) entre los períodos de estudio (A), entre los lagos Caballococha y Cushillococha en aguas bajas (B) y en aguas en ascenso (C). Valores de Chi-cuadrado ( $X^2$ ) y significancia al 5% (p).

## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios por mis padres, Álvaro y Lucía, mi hermano Álvaro Javier, quienes con su esfuerzo me ayudaron a ser lo que soy, por su amor, su comprensión y apoyo incondicional durante todos estos años y por ser mi mayor motivo para salir adelante.

A Cesar Bravo, quien con su compañía, su amor, su amistad, su respeto y su paciencia ha marcado en mi vida momentos que nunca olvidare y a quien también le agradezco y le atribuyo su colaboración en la realización de este trabajo.

A mis amigos, Miguel Ángel, Eliana, Marcela, Betty, Andrés, Julián, Judy; quienes a pesar de la distancia me brindaron su amistad incondicional y con los que compartí gratos momentos por los cuales siempre llevaré en mi corazón, a Liliana Palma, Jenny Duarte y Fabiane Almeida por ofrecirme su amistad durante mi estadía en Leticia y su apoyo en la realización del proyecto y a mis compañeros de Laboratorio, Alejo, Samir, Cohen y Eliana que hicieron de las jornadas de trabajo en laboratorio momentos agradables donde risas e historias fueron compartidas.

A la Universidad del Cauca por brindarme su espacio para mi formación profesional y personal.

A Camilo Ernesto Andrade Sossa, Msc, profesor de la Universidad del Cauca por colaborar con sus aportes, conocimientos y asesorías durante el desarrollo del trabajo de grado.

A los profesores del departamento de Biología con los que tuve la oportunidad de compartir dentro y fuera de un aula de clase y cuyas enseñanzas fueron aportes importantes para mi formación personal y como Bióloga.

A la Universidad Nacional De Colombia-Sede Amazonia por facilitarme los recursos y espacios necesarios para llevar a cabo actividades que competen a la realización del trabajo de grado.

A Santiago Roberto Duque Escobar, Msc, profesor de la Universidad Nacional De Colombia-Sede Amazonia- Instituto de Investigaciones IMANI por su apoyo incondicional y constante dedicación durante el desarrollo de este trabajo.

A la Fundación Omacha por financiar el proyecto y facilitar mi estadía en Leticia.

A los profesores Nelson Aranguren y Daniel Monrroy por sus consejos, sus aportes y colaboración incondicional durante la realización de las actividades que competen a este proyecto.

Al Profesor Apolinar Figueroa y Gerardo Naundorf por su colaboración en la revision y correccion del contenido del documento.

A Fernando Felipe Muñoz y los integrantes del Grupo de Estudios ambientales GEA por su colaboración y aportes al trabajo.

A todas las personas que con sus consejos, regaños y hospitalidad me permitieron corregir mis errores y crecer como persona.

## 1. RESUMEN

Se realizó un estudio descriptivo de dos lagos peruanos; Caballococha y Cushillococha, sometidos al pulso de inundación del Río Amazonas, con el fin de conocer la variación de la estructura y diversidad de la comunidad fitoplanctónica y zooplanctónica, así como de los parámetros físicos y químicos durante dos periodos hidrológicos, y determinar la existencia de una correlación entre factores bióticos y abióticos.

Se determinó que la transparencia, la conductividad, el oxígeno disuelto, la saturación de oxígeno y el pH son los parámetros que presentan mayor variación de un periodo a otro, evidenciando que las aguas de los lagos en el periodo de aguas bajas se comportan como aguas negras, mientras que en el periodo de aguas altas, al recibir la influencia del río Amazonas, los lagos adquieren características típicas de aguas blancas. El análisis de componentes principales muestra que los sitios de estudio presentan un patrón de diferenciación dado por la conductividad, parámetro físico que presenta la más alta variación entre los dos periodos hidrológicos estudiados.

Se encontraron 106 morfoespecies pertenecientes a 50 géneros en el período de aguas bajas y 125 morfoespecies correspondientes a 52 géneros en aguas en ascenso, riqueza distribuida en ocho clases. Con respecto a la estructura, las clases Bacillariophyceae y Euglenophyceae predominan a lo largo del estudio, siendo *Aulacoseira granulata* y *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas volvocina*, las especies más abundantes con una densidad promedio de 10560 ind/L<sup>-1</sup>, 6560 ind/L y 3161 ind/L respectivamente. Para el zooplancton, se registraron 66 taxones pertenecientes a 44 especies de rotíferos (incluyendo un Bdelloidea), 17 cladóceros y 5 copépodos; siendo *Brachionus falcatus falcatus* (2403 ind/M<sup>3</sup>) y *Filinia longiseta* (2296 ind/M<sup>3</sup>) los más abundantes dentro de los rotíferos, *Bosminopsis deitersi* (3528 ind/M<sup>3</sup>) y *Moina Minuta* (1605 ind/M<sup>3</sup>) dentro de los cladóceros y *Termocyclops tenuis* (581 ind/M<sup>3</sup>) y *Notodiaptomus cf. coniferoides* (255 ind/M<sup>3</sup>). La densidad zooplanctónica al igual que la fitoplanctónica se reducen de forma notable una vez el río Amazonas ingresa a los lagos, mientras el proceso contrario se presenta para la riqueza.

Análisis de correspondencia canónica muestran que algunos de los parámetros físicos y químicos se relacionan con la dominancia de ciertas especies de fitoplancton y zooplancton, las cuales responden al cambio en las condiciones del agua, así como a la variación en la disponibilidad de recursos (nutrientes).

**Palabras claves:** Pulso de inundación, fitoplancton, diversidad, abundancia, planos inundables, conectividad.

## 2. ABSTRAC

We conducted a descriptive study of two lakes Peruvians Cushillococha Caballococha and, subject to the flood pulse of the Amazon River in order to study the variation of the structure and diversity of phytoplankton and zooplankton community, as well as physical and chemical parameters during two hydrological phases, and determine the existence of a correlation between biotic and biotic factors.

It was determined that transparency, conductivity, dissolved oxygen, oxygen saturation and pH are the parameters that the greatest variation from one period to another, showing that the waters of the lakes at low waters phase behave like water black, while in high waters phase, receiving the influence of the Amazon River, the lakes have properties typical of whitewater. The principal component analysis shows that the study sites show a pattern of differentiation given by conductivity, physical parameter that presents the highest variation between the two hydrological phases studied.

We found 106 morphospecies belonging to 50 genera in the low-water period and 125 morphospecies in 52 genera for rising waters, wealth distributed among eight classes. With regard to the structure, the classes Bacillariophyceae and Euglenophyceae dominated during the study, with *Aulacoseira granulata* and *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas volvocines* most abundant species with an average density of 10,560 ind/L-1, 6560 ind / L and 3161 ind / L respectively. For zooplankton, 66 taxa were recorded belonging to 44 species of rotifers, 17 cladocerans and 5 copepods, being *Brachionus falcatus falcatus* (2403 ind/M3) and *Filini longiseta* (2296 ind/M3) the most abundant within rotifers, *Bosminopsis deitersi* (3528 ind/M3) and *Moina Minutes* (1605 ind/M3) within cladocerans and *Termocyclops tenuis* (581 ind/M3) and *Notodiaptomus cf. coniferoides* (255 ind/M3). The zooplankton density as well as phytoplankton is reduced significantly after the Amazon River enters the lake, while the reverse process occurs for wealth.

Canonical correspondence analysis showed that some of the physical and chemical parameters related to the dominance of certain species of phytoplankton and zooplankton, which respond to changing water conditions and the variation in resource availability (nutrients).

**Key words:** Flood pulse, phytoplankton, diversity, abundance, food planes, connectivity.



### 3. INTRODUCCIÓN

La cuenca del río Amazonas representa uno de los sistemas hidrológicos de mayor extensión y caudal en América, caracterizada principalmente por ser de aguas blancas (Sioli, 1967) y de transportar desde los Andes gran cantidad de material en suspensión y nutrientes que permiten elevar la productividad de los ecosistemas que se encuentran en sus planos inundables, áreas que periódicamente se ven influenciadas por el pulso de inundación, proceso que obedece a los cambios en el nivel del río Amazonas y que genera conexión entre los ambientes lóticos y lénticos, posibilitando el ingreso de nutrientes así como un alto nivel de segregación, reflejado en la diversidad biológica que se puede encontrar a nivel de las poblaciones planctónicas (Ward & Stanford, 1995; Bornette *et al.*, 1998; Tockner *et al.*, 1999).

Así, las interacciones bióticas y abióticas entre el río y el plano inundable hacen que la biota de estos ecosistemas acuáticos responda al pulso de inundación, a través de fluctuaciones en su biomasa, abundancia y diversidad por medio de la variedad interespecífica de tamaños, formas o procesos de migración alternada (Junk *et al.*, 1989).

De esta manera, a través del presente trabajo se busca precisar el efecto del pulso de inundación sobre la estructura de las comunidades planctónicas (fitoplancton y zooplancton) en los lagos Caballococha y Cushillococha de la Amazonia peruana, durante dos períodos hidrológicos (aguas bajas y aguas en ascenso) y así profundizar en el conocimiento de la dinámica funcional de dichos ecosistemas acuáticos y proporcionar información que argumente futuros planes de gestión y conservación de este tipo de ambientes.

#### 4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

El pulso de inundación provocado por la variación en el nivel del río Amazonas, influye de manera importante sobre los lagos que se encuentran en su plano inundable; puesto que cuando el nivel del río asciende, ingresa de forma directa, o indirecta a través de canales o ríos tributarios, generando un proceso que incluye una fase de ascenso y desborde (aguas altas) donde el sistema río-plano inundable se encuentra conectado; seguido de una disminución del nivel del río y con ello las fases de descenso y aguas bajas en donde los lagos quedan nuevamente desconectados del río. Esta transición entre una fase y otra ocasiona cambios temporales en las características físicas y químicas del agua y en la estructura de las comunidades de los lagos (Drago, 1980; 1981; Neiff, 1990).

Igualmente, el pulso de inundación predice que el estado de los nutrientes del plano inundable depende de la cantidad y calidad de sólidos disueltos y suspendidos del río patrón; sin embargo, esto también incluye la premisa de que los procesos internos del plano inundable, los mecanismos de transferencia de nutrientes en la zona de transición acuático-terrestre (ATTZ), la ubicación de los lagos y la relación de cercanía o no con el río también influyen los ciclos de nutrientes, la producción primaria y secundaria y la descomposición (Junk *et al.*, 1989).

De esta manera surgen de manera particular para los lagos Caballococha y Cushillococha las siguientes preguntas:

- ¿Que diferencias existen entre los lagos en cuanto al comportamiento de los parámetros físicos y químicos, teniendo en cuenta la relación de cercanía al río Amazonas?

-¿En que forma varía la estructura de las comunidades planctónicas (fitoplancton y zooplancton) en respuesta al pulso de inundación correspondiente a las fases de aguas bajas y ascenso?

-¿La variación de los parámetros físicos y químicos influye en los cambios de densidad y diversidad del fitoplancton y zooplancton durante el estudio?

## **5. OBJETIVOS**

### **5.1 OBJETIVO GENERAL**

Analizar el comportamiento ecológico que muestran las comunidades de fitoplancton y zooplancton de los lagos peruanos Caballococha y Cushillococha y las variaciones de algunas características físicas y químicas de sus aguas, como respuesta al pulso de inundación al cual se encuentran sometidos por la fluctuación del nivel hidrométrico del río Amazonas.

### **5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Inferir a partir de los cambios en la composición taxonómica y densidad poblacional la forma como estas comunidades responden al pulso de inundación.

Determinar si los lagos resultan ser diferentes durante las fases hidrológicas de muestreo, en cuanto a la estructura (composición, densidad y diversidad) de las comunidades planctónicas y el comportamiento de las características físicas y químicas medidas (Temperatura, Transparencia, Conductividad, pH, Oxígeno disuelto, Nitritos, Nitratos, Amonio, Fosfatos y Silicatos).

Deducir si los cambios observados en la estructura de las comunidades obedecen a la fluctuación de las características físicas y químicas del agua provocadas por el pulso de inundación.

## 6. JUSTIFICACIÓN

El estudio de los factores bióticos y abióticos que regulan la dinámica y estructura de las comunidades naturales ha sido uno de los principales enfoques de la biología y la ecología. En ecosistemas acuáticos, la estructura de las comunidades planctónicas ha sido una herramienta para deducir aspectos de la estructura y funcionamiento de los sistemas acuáticos (Margalef, 1983).

Hasta ahora, los estudios que incluyen comunidades biológicas en los sistemas acuáticos amazónicos de la región limítrofe entre Colombia y Perú, han sido enfocados en ambientes que, por su facilidad de acceso y cercanía, han permitido explorar la diversidad en algunas fases de la dinámica fluvial de los ríos. Tal es el caso del sistema Yahuaraca (Leticia – Colombia); sobre el cual se han realizado estudios que abarcan las comunidades de macroinvertebrados, zooplancton, fitoplancton, peces y macrófitas acuáticos, incluyendo comportamientos ecológicos característicos (Andrade, 2001; Rodríguez, 2003; Manjarrés-Hernández, 2006; Torres-Bejarano, 2006). Sin embargo, existen ambientes acuáticos en esta zona, de los cuales se desconoce la composición y estructura de las comunidades; como es el caso de los lagos Caballococha y Cushillococha, conectados directamente al río Amazonas y este último ambiente también de forma indirecta al río Yavarí.

Así, se hace necesario contemplar los ambientes acuáticos de la región amazónica en su totalidad, pues la mayoría pertenecen a grandes sistemas interconectados, en un mayor o menor grado según el pulso de inundación del río, donde las comunidades biológicas de este tipo de ambientes están sometidas a cambios temporales de las condiciones de sus hábitats, determinados principalmente por las fluctuaciones en el nivel del agua (Junk et al. 1989), y se asume que debido a esta variación, la composición y diversidad también cambia, como una respuesta adaptativa de la comunidad que es reflejada además, en variedad interespecífica de tamaños, formas y organización en estructuras coloniales (Reynolds, 2006).

El presente estudio se desarrolla con el propósito de abordar aspectos limnológicos de los lagos peruanos Caballococha y Cushillococha, tales como la respuesta de las comunidades planctónicas a las variaciones ambientales que trae consigo el pulso de inundación, dado por el cambio en el nivel hidrométrico del río Amazonas, así como, los cambios que presentan sus aguas en cuanto en sus características físicas y químicas a medir.

## 7. MARCO TEÓRICO

### 7.1 Caracterización de las aguas amazónicas

El río Amazonas, en relación con su cuenca de captación y la cantidad de afluentes, es el río con el mayor caudal de agua en el mundo, ya que vierte 175.000 m<sup>3</sup>/s al Océano Atlántico (Sioli, 1984), lo cual corresponde a una quinta parte (20%) del agua dulce total que llega a los mares del mundo. Su cuenca de captación abarca más de siete millones de kilómetros cuadrados, de los cuales aproximadamente la mitad corresponden al Brasil, mientras que el resto está repartido entre Colombia, Perú, Venezuela, Ecuador y Bolivia (Borsford *et al.*, 2006). Esta cuenca tiene una longitud de 6600 km aproximadamente, con un ancho medio de 10.000 m en aguas altas y un máximo de 14.000 m frente a la desembocadura del río Xingú, Brasil. El caudal de estiaje en su desembocadura es de 80.000 m<sup>3</sup>/s y aumenta a 160.000 m<sup>3</sup>/s en aguas altas (IGAC, 1980), lo que indica una fluctuación promedio en el nivel de aguas de 11 m en la vertical.

Según las características físicas y químicas, geológicas, fisiográficas y la cobertura de su cuenca de drenaje, Sioli (1967) clasifica las aguas de los ríos de la cuenca amazónica en:

- Ríos de aguas blancas, de color amarillento, baja transparencia, pH casi neutro, gran cantidad de sedimentos, ricos en nutrientes y con frecuencia de origen andino.
- Ríos de aguas claras, de alta transparencia, baja cantidad de sedimentos en suspensión, baja fertilidad y pH ligeramente ácido.
- Ríos de aguas negras, de color marrón producido por la presencia de compuestos húmicos. Estas aguas se caracterizan por ser bastante ácidas, pobres en iones inorgánicos, además de su transparencia media, pocos nutrientes y poca productividad primaria.

Luego en la investigación realizada por Duque *et al.* (1997) que incluyen los sistemas de los ríos Amazonas, Putumayo y Caquetá, se adecua la clasificación que realizó Sioli (1967) a los ambientes colombianos, con siete tipos de aguas. Posteriormente, Núñez-Avellaneda & Duque (2001) realizan la siguiente tipificación de ambientes acuáticos para la Amazonia colombiana:

- Aguas blancas Tipo I: de origen andino, características barrosas, con alta carga de sólidos en suspensión, cationes y aniones y pH entre 5.2 – 7.6.
- Aguas blancas Tipo II: de origen andino, menos turbias, con baja carga de sólidos en suspensión. Menor conductividad, pH ligeramente ácido (5.0 – 6.6).
- Aguas negras Tipo I: de origen amazónico, con grado de mineralización moderado, conductividad, turbidez, y sólidos suspendidos moderados, pH ligeramente ácido a neutro (6.0 – 7.1).
- Aguas negras Tipo II: de origen amazónico, con baja mineralización, pH ácido a medianamente ácido (4.6 – 6.8), y mediana cantidad de sólidos en suspensión.

## **7.2 Pulso de inundación**

El pulso de inundación es un importante factor condicionante de la biología y ecología de los ecosistemas amazónicos, debido al dinámico intercambio 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).

El concepto del pulso de inundación propone que los nutrientes de la planicie de inundación dependen de la cantidad y la calidad de los sólidos disueltos y suspendidos del río. Sin embargo, los procesos internos de la planicie de inundación y los mecanismos de transferencia de nutrientes entre la fase terrestre y acuática, influyen fuertemente el ciclo de nutrientes, la productividad primaria y secundaria y la descomposición de materia orgánica (Junk & Wantzen, 2003).

## **7.3 Comunidades de un ecosistema acuático**

El término plancton fue acuñado por Victor Hensen en 1887 y se refiere al conjunto de organismos carentes de movimientos propios y que son transportados por el movimiento del agua. El plancton incluye tanto bacterias (bacterioplancton), como plantas (fíco o fitoplancton) y animales (zooplancton).

Kolkwitz introdujo el término seston, el cual incluye todo el material particulado en suspensión. El seston se clasifica a su vez como bioseston y abioseston (tripton). El bioseston incluye el plancton, necton (organismos con movimientos propios) y el pleuston (organismos que se ubican sobre la superficie del agua).

El plancton constituye un componente fundamental de los ecosistemas acuáticos. La productividad primaria basada en el plancton de todos los sistemas acuáticos se considera mayor que la de todos los ecosistemas terrestres. Igualmente, determinan los flujos y ciclos de elementos en los ecosistemas acuáticos, son los iniciadores de las cadenas alimenticias, además de poseer numerosas aplicaciones biotecnológicas.

### **7.3.1 Fitoplancton**

Son organismos fotosintéticos adaptados a vivir parcial o continuamente en aguas abiertas. Es la parte fotoautotrófica del plancton y el principal productor primario de carbón orgánico en la zona pelágica de los mares y las aguas continentales (Reynolds, 2006).

En cuanto a la clasificación taxonómica del fitoplancton, a nivel de División, está basada en criterios por parte de microscopistas y bioquímicos durante los últimos 150 años, de los cuales hay poco disenso. En contraste, la subdivisión dentro de clases, ordenes, etc., y la investigación de afinidades dentro y entre familias, incluso la validez de las especies supuestamente bien caracterizadas, ha sido sujeto de una re-evaluación masiva. El nuevo factor que ha entrado a jugar un papel importante es el aporte de los biólogos moleculares mediante los métodos de secuenciación y lectura de genes (Reynolds 2006).

Ecológicamente la estructura de la comunidad del fitoplancton se ve influenciada por el hábitat, desarrollándose eficazmente en la porción iluminada de los ecosistemas acuáticos (zona fótica). Así, debido a la dependencia de los movimientos del agua; el fitoplancton presenta adaptaciones a la intensidad lumínica. Otro factor, son los nutrientes, pues además de los elementos básicos, se requieren de 13 a 15 elementos esenciales para su crecimiento, los cuales no son generalmente limitantes. Aquí, el nitrógeno y el fósforo presentan un mayor impacto en la distribución de estos organismos. La temperatura también ejerce notable influencia sobre el metabolismo de las células fitoplanctónicas, afectando el funcionamiento enzimático, las tasas de absorción celular, la síntesis de macromoléculas y la distribución estacional de los organismos (Roldán 1992).

### **7.3.2 Zooplancton**

Constituidos básicamente por rotíferos y microcrustáceos, que incluyen cladóceros y copépodos y en ocasiones ostrácodos y conchostráceos. Ocasionalmente se hallan también larvas de insectos (Diptera: Chaoboridae) y algunos autores también incluyen gastrotricos, nemátodos e inclusive protozoarios (Esteves, 1988). Dentro de esta comunidad, los rotíferos juegan un papel importante en las cadenas tróficas, siendo el eslabón entre el fitoplancton y los consumidores primarios (grandes cladóceros y copépodos, larvas y

alevinos), pero su importancia se acrecienta porque pueden transferir rápidamente materia y energía desde bacterias y partículas detríticas, que son recursos no utilizables para algunos organismos planctónicos (Nogrady *et al.*, 1993).

Con respecto a los microcrustáceos planctónicos, estos se dividen en braquiópodos y copépodos. De los distintos órdenes de los braquiópodos, los más conocidos y estudiados son los anomópodos y ctenópodos, denominados cladóceros. Los copépodos son crustáceos que se pueden encontrar tanto en aguas continentales como en aguas marinas, siendo mucho más abundantes y diversos en aguas marinas, en comparación con los rotíferos y cladóceros (Esteves, 1998).

### **7.3.2.1 Los Rotíferos (Filum Rotifera)**

Constituyen un grupo de metazoos microscópicos, de cuerpo cubierto por una cutícula elástica que, en ciertas especies y en ciertas regiones, forman placas rígidas. Tienen dos características importantes para estudios taxonómicos y filogenéticos: Un sistema vibrátil, denominado corona, de función locomotora y filtradora en la parte anterior del cuerpo y un aparato mandibular (mastax) altamente diversificado de acuerdo a sus hábitos alimenticios (Margalef, 1983; Nogrady, 1993). Estos organismos tienen un número reducido y constante de células (eutelia), que es el mismo en todos los individuos de cada especie (Esteves, 1988).

Taxonómicamente, se tiene la Clase Digononta que poseen un par de germovitelarios y se agrupan dentro de dos órdenes (Bdelloidea y Seisonidea) y la Clase Monogononta; rotíferos compuestos de un solo ovario y agrupados en tres Órdenes (Collothecaceae, Flosculariaceae y Ploima).

En estos organismos, el mastax consiste, además de los músculos, de siete piezas esclerotizadas llamadas trofi, el cual determina el rol trófico de los rotíferos y sirve como carácter taxonómico. El trofi consta de las siguientes partes: Una impar, el fulcro, dos ramas (rami), un par de piezas móviles (manubrium), cada una de las cuales consiste en un soporte terminado por una garra articulada (unci) (Margalef, 1983). Hay varios tipos de trofi, según su funcionalidad: Maleado, Virgado, Cordado, Forcipado, Incudado, Ramado, Maleorramado, Uncinado, Fulcrado.

En cuanto a sus hábitos alimenticios, los rotíferos presentan diferentes tipos: omnívoros, carnívoros (inclusive caníbales) o herbívoros. La obtención del alimento puede ocurrir de varias maneras, de acuerdo a los hábitos alimenticios de cada especie. Según Ruttner-Kolisko (1974) y Esteves (1988) los principales tipos son: *Tipo remolino* (típico de rotíferos omnívoros), *Tipo fórceps* (especies



carnívoras que se alimentan de protozoarios u otros pequeños metazoarios) y el *Tipo succionador* (especies carnívoras y en herbívoras).

Desde el punto de vista ecológico, muchas especies de rotíferos son cosmopolitas. Este factor se debe a su gran capacidad de dispersión en forma de huevos en estado de resistencia y que habitan en diferentes tipos de ambientes acuáticos y en diferentes hábitats dentro de los mismos (Lewis, 1983). La mayoría de rotíferos (Monogononta) tienen un ciclo sexual complicado, en el cual se superponen múltiples generaciones dominadas por hembras. Los machos son de organización simplificada en grado variable, desde simplemente pequeños, como corresponde a su haploidía, aunque una fracción de sus células es realmente diploide, hasta una extrema reducción de toda la anatomía (Nielsen, 2000).

### **7.3.2.2 Cladóceros**

Conocidos generalmente como pulgas de agua. Presentan adaptaciones ecológicas y mecanismos de dispersión que les permiten estar en muchos ambientes acuáticos continentales, siendo más diversos en las zonas litorales de los ecosistemas lacustres (Esteves, 1988). El cuerpo no es claramente segmentado, siendo recubierto por un único caparazón, de apariencia bivalva, plegado dorsalmente y abierto ventralmente, que cubre casi todo el cuerpo con excepción de la zona cefálica, que esta separada por una depresión o surco cervical (Elmoor-loureiro, 1997; Wetzel, 1981). Esta valva y proyecciones cefálicas son importantes en mecanismos de defensa ante los predadores, flotabilidad y resistencia a condiciones ambientales desfavorables (Wetzel, 1981).

Los cladóceros son organismos altamente filtradores por lo tanto su alimentación básica se constituye de fitoplancton y detritus; solo muy pocas especies son depredadoras (Elmoor-Loureiro, 1997; Esteves, 1988). Estos organismos pueden tener reproducción sexual y partenogénica. En épocas favorables los cladóceros se reproducen por partenogénesis originando sólo hembras que incrementan de forma rápida la población (Esteves, 1988). Su ciclo de vida puede variar de 1 a 2 semanas (Margalef, 1983). El surgimiento de machos puede ocurrir después de varias generaciones partenogénicas y es influenciado por varios factores como alteración de la temperatura y el nivel del agua, falta de alimento o la ocurrencia de sobrepoblaciones que inhiben la partenogénesis favoreciendo su formación, (Esteves, 1988; Margalef, 1983).

Un aspecto muy importante en la ecología de los cladóceros es su distribución y migración vertical en la columna de agua. Los factores que inducen a los cladóceros a realizar migraciones verticales son varios, pudiendo ser tanto bióticos como abióticos. En general no ocurre debido a un solo factor, pero si a

la interacción de un conjunto de factores. Los factores más frecuentes son: la luz, temperatura, gases disueltos, alimento, transporte de agua, vientos y fuga a la predación (Esteves, 1988).

Aunque la sistemática de los cladóceros se encuentra en plena revisión y en los últimos años se ha presentado varios cambios, causados por estudios más cuidadosos en su morfología y ecología, para la región Neotropical se reportan ocho familias, todas ellas registradas para Colombia: Bosminidae, Daphniidae, Moinidae, Iliocryptidae, Macrothricidae y Chydoridae (Gaviria & Aranguren, 2007).

### **7.3.2.3 Copépodos**

Hacen parte de los pequeños crustáceos y es el grupo más grande en especies; se han descrito alrededor de 8500. La mayoría de ellos marinos y son, por lo general, el componente más abundante y conspicuo de una muestra de plancton (Gaviria, 1999). También hay muchas especies dulceacuícolas, muy comunes en lagos, embalses y tierras húmedas. Algunas especies también son parásitas de animales tanto marinos como dulceacuícolas, especialmente peces (Esteves, 1988). En ambientes continentales se pueden encontrar principalmente dos ordenes de copépodos planctónicos: Calanoida y Cyclopoida, aunque el segundo tiene también muchos representantes asociados a la zona litoral entre la vegetación acuática.

El cuerpo de un copépodo de vida libre suele estar adelgazado de adelante hacia atrás y es algo cilíndrico. El tronco está compuesto de un tórax portador de cinco pares de apéndices y un abdomen sin apéndices; presenta una segmentación evidente. Los cinco primeros segmentos se encuentran fusionados con uno o dos del tórax, formando el cefalotórax. Siguen cuatro o cinco segmentos torácicos y a continuación el abdomen conformado por máximo cinco segmentos que pueden estar fusionados. A la parte anterior se le conoce como metasoma y a la parte posterior se le conoce como urosoma (Gaviria, 1994).

Se encuentran especies herbívoras que se alimentan de gran variedad de algas, desde diatomeas unicelulares hasta algas verdes filamentosas. También hay carnívoras y omnívoras, las cuales se alimentan de microcrustáceos, larvas de dípteros, detritus y otros microorganismos (Wetzel, 1981). Los Calanoida son esencialmente filtradores de fitoplancton, en tanto que los Cyclopoida son denominados macrófagos raptorales (Wetzel, 1981).

Los copépodos presentan un desarrollo indirecto pasando por estadios larvarios que incluyen nauplios y copepoditos que se diferencian de los adultos por el

tamaño, la forma general, y el número y desarrollo de apéndices (Esteves, 1988).

Ecológicamente, los copépodos presentan mayor biomasa, en relación con los demás grupos y representan el nivel de los consumidores primarios y las formas depredadoras forman parte de los consumidores secundarios (Wetzel, 1981; Roldán, 1992, Esteves, 1988). Debido a que presentan diferentes etapas de desarrollo (nauplio, copepoditos, adultos), su papel en los ecosistemas es importante principalmente en el flujo de energía del ecosistema, pues gran número de especies de copépodos son herbívoros en todas sus fases de desarrollo, haciéndose importantes en la transferencia de energía entre los productores primarios y los niveles tróficos superiores (Esteves, 1988).

Para Colombia se encuentran reportadas 3 familias de Calanoida (Centropagidae, Diaptomidae y Acartiidae) y una familia de Cyclopoida (Cyclopidae) con tres subfamilias (Halicyclopiniae, Eucyclopiniae y Cyclopiniae) (Gaviria, 1994; Gaviria & Aranguren, 2007).

En los cuerpos de aguas amazónicas, las fluctuaciones de los copépodos pueden estar marcadas por eventos periódicos, como la época de aguas altas y bajas. Factores abióticos como la temperatura y el flujo de la corriente pueden afectar la abundancia y diversidad de los copépodos y de las comunidades zooplanctónicas en general. El comienzo del periodo de decaimiento de la abundancia de los copépodos coincide con el periodo de más circulación total de agua (Vásquez & Sanchez, 1984; Arcifa *et al.*, 1992) y con la respectiva disminución de la temperatura en la columna de agua. Es posible que la temperatura tenga un efecto fisiológico directo sobre los copépodos y/o indirectamente a través de su influencia sobre la abundancia del fitoplancton (Arcifa *et al.*, 1992).

## 8. ANTECEDENTES

En lo que respecta a la comunidad de fitoplancton se encuentran investigadores como Fittkau *et al.* (1975), Uherkovich (1981), en estos trabajos se expone claramente el cambio de la biota acuática con respecto a los diferentes tipos de agua. También se encuentran trabajos como los de Forster (1969) que tratan el mismo tema.

Se vienen desarrollando importantes investigaciones en torno a la biología y ecología de las microalgas acuáticas, información que está recopilada en los trabajos de Duque (1998), Duque y Núñez-Avellaneda (2000) y Núñez-Avellaneda y Duque (2001), Núñez-Avellaneda (2004). También se han estudiado de forma intensa los aspectos taxonómicos (Duque & Núñez-Avellaneda, 2000) y ecológicos trabajando densidades, distribución, biomasa y productividad (Duque *et al.*, 2007). Igualmente, se han realizado acercamientos a la relación del fitoplancton con otras comunidades como perifiton y macrófitos (Díaz-Olarte *et al.* 2006) y sobre el papel del pulso de inundación en la dinámica del fitoplancton se destaca el trabajo de Gómez (2008).

Según los estudios realizados en los lagos de la Amazonia central, se reconocen hasta el momento aproximadamente 275 especies de microalgas; presentándose mayor riqueza para los grupos Euglenophyceae (97) y Zygothryxaceae (74), seguidas de Bacillariophyceae (43), Chlorophyceae (51) y Chrysophyceae (34). Otras clases como Cyanophyceae, Dinophyceae, Tribophyceae y Cryptophyceae, apenas se reconoce su presencia pero aún no se tienen publicaciones específicas al respecto (Duque, 2007).

En el 2005 Pinilla analiza la relación entre las variables físicas y químicas y la distribución vertical de la comunidad de fitoplancton en un lago de aguas claras (Lago Boa) en la Amazonia Colombiana mas específicamente en el Caquetá Medio, encontrando que la comunidad se transformo de una comunidad diluida dominada por cianobacterias en aguas altas a una con una elevada abundancia de clorófitas coccoides en aguas bajas; concluyendo que la estructura vertical de la comunidad de fitoplancton del Lago Boa responde a cambios anuales producidos por el pulso de inundación y los cambios ambientales verticales, los cuales son mas fuertes durante la fase de aguas altas.

En cuanto a los estudios limnológicos del zooplancton de planos inundables, en la región Neotropical con respecto a sus variaciones en composición y estructura debido al efecto del pulso de inundación se ha hecho especial énfasis en el estudio de los lagos Castanho (Brandorff, 1977), Jacaretinga (Brandorff & Andrade, 1978) y Grande (Carvalho, 1983) donde los crustáceos

fueron dominantes, y el lago Camaleão, donde los rotíferos alcanzaron a corresponder el 70% de la densidad total de zooplancton.

Muchos estudios ecológicos de zooplancton muestran que las variables limnológicas tienen una gran influencia sobre la densidad de este grupo, sin embargo, recientes estudios han discutido en qué forma otros factores como el pulso de inundación, morfometría ambiental y conectividad, afectan la estructura y dinámica de los ensamblajes (Bonecker & Lansac-Tôha 1996, Lansac-Tôha et al. 1997, Serafim Jr, 1997; Garcia et al. 1998, Aoyagui & Bonecker 2004). Además, hay evidencia de que la conectividad entre diferentes ambientes en las planicies de inundación (ríos, canales y lagunas) influencia las interacciones bióticas entre todas las poblaciones acuáticas debido a los cambios en su abundancia por competencia y depredación (Amoros & Roux, 1988; Ward & Stanford, 1995; Junk, 1997).

Aoyagui & Bonecker (2004) para sistemas del Paraná hallaron la mayor riqueza de especies en los ríos durante el período de inundación, mientras que las lagunas aisladas presentaban las menores riquezas en el mismo período. La abundancia fue alta en lagunas conectadas, seguidas las aisladas y luego los ríos pero sin variación espacial y temporal marcada, sugiriendo que esto puede depender de la magnitud de la inundación en cada período debido a la menor dilución y alta disponibilidad de recurso alimenticio. Otros autores indican que el efecto de los distintos niveles de conectividad y estados de inundación puede depender del tipo de agua del río que inunda, de la existencia o no de tributarios locales y el aporte que hagan a los lagos dependiendo de los ciclos pluviales y del grupo taxonómico estudiado, ya que rotíferos, cladóceros y copépodos presentan diversas características en cuanto a ciclo de vida, tiempo generacional, estrategia reproductiva y alimenticia y tolerancia a variaciones ambientales (Green, 1972; Robertson & Hardy, 1984, Pourriot y Meybeck 1995, Andrade-Sossa 2001, Neves et al. 2003, Rodríguez 2003).

Estudios intensivos sobre taxonomía y ecología han sido realizados en la parte de la Amazonia central, pero se ha prestado atención a la diversidad y dinámica de las poblaciones de rotíferos que se encuentran en la zona alta del medio Amazonas. En Colombia la fauna de rotíferos solo ha sido estudiada a nivel de especie por Hauer (1956) y para esta región recientemente Andrade (2001) realizó un estudio sobre la fluctuación del nivel del agua sobre la estructura de la comunidad de rotíferos planctónicos en el lago Yahuaraca, debido al pulso de inundación que ocasiona el río Amazonas y el aporte del caudal proveniente de la quebrada Yahuaraca. Luego, Rodríguez (2003) caracterizó la comunidad de rotíferos en el Sistema de lagos Yahuaraca y describió el cambio en su estructura con el paso del tiempo durante la fase de llenado, desde aguas bajas hasta el desborde, evaluando los cambios de las características físico-químicas

del sistema de lagos a medida que el proceso de inundación avanza, y estableció que todas las variables físicas y químicas medidas durante la época de muestreo en el sistema de lagos Yahuaraca cambian en respuesta a la entrada de las aguas blancas del río Amazonas, ya que algunas se incrementan por la mezcla de aguas blancas y negras mientras que otras disminuyen por el efecto de dilución.

## 9. ÁREA DE ESTUDIO

Los lagos Caballococha y Cushillococha se encuentran ubicados en sector peruano, en jurisdicción de la población de Caballococha, frente a la frontera Colombiana (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación de los lagos Caballococha y Cushillococha. Fuente: USGS- Global visualization viewer 2008-2009.

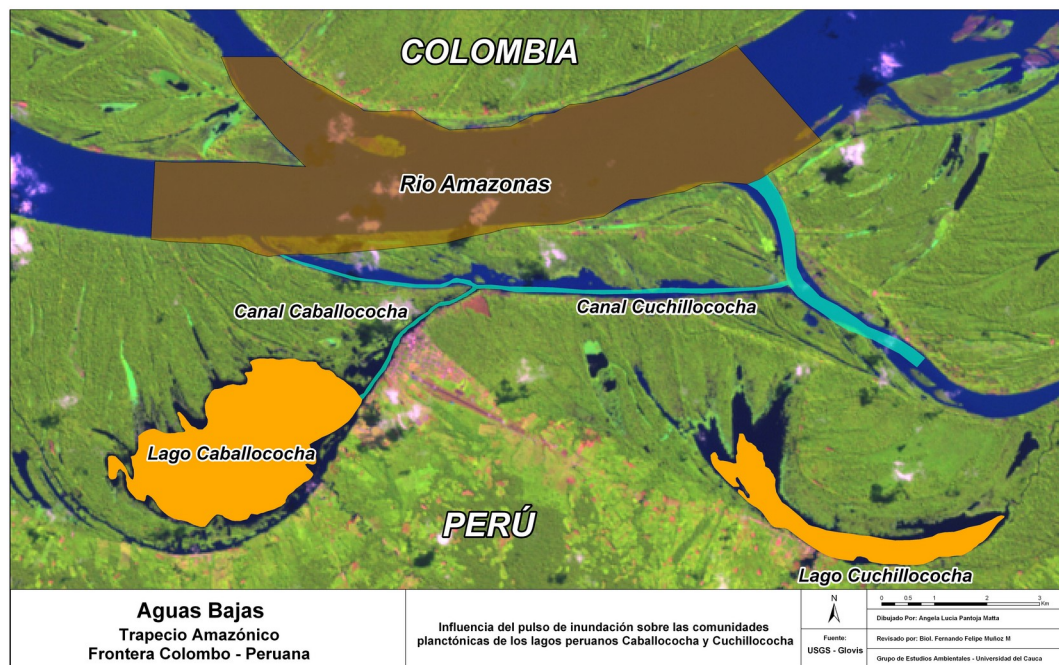
### 9.1 Lago Caballococha

Se encuentra ubicado entre las coordenadas  $3^{\circ} 54'56.2''$  S y  $70^{\circ} 32'40.7''$  W, conectándose al río Amazonas a través de un canal denominado el Canal de Caballococha de aproximadamente 7.1 kilómetros de distancia. Su extensión comprende alrededor de 820.3 hectáreas de espejo de agua con un perímetro de 15.53 kilómetros en aguas bajas y 965.1 hectáreas de espejo de agua con un perímetro de 18.41 kilómetros en aguas en ascenso (USGS- Global visualization viewer 2008-2009).

## 9.2 Lago Cushillococha

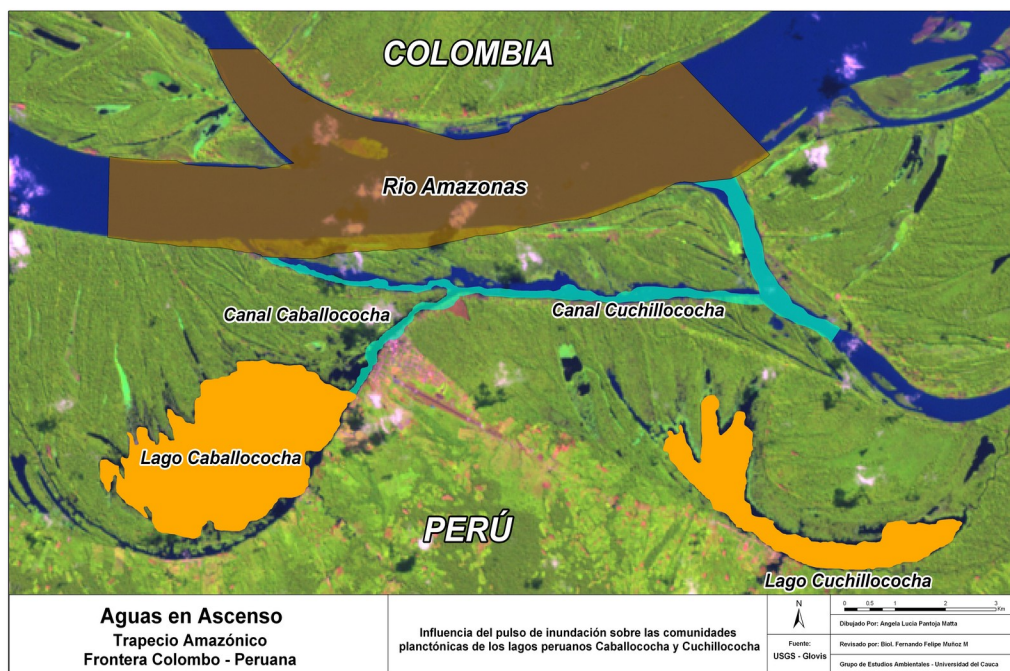
Se encuentra ubicado entre las coordenadas 3° 56' 3" S y 70° 25' 45.9" W. Presenta un canal de conexión con el río Amazonas denominado Canal de Cushillococha de aproximadamente 9.8 kilómetros de distancia. Su extensión comprende alrededor de 258.2 hectáreas de espejo de agua con un perímetro de 15.34 kilómetros en aguas bajas y 440.1 hectáreas con un perímetro de 18.97 kilómetros en aguas en ascenso. Vale aclarar que este canal no llega al límite del lago, sin embargo es el que le permite verse influenciado por el río Amazonas durante el estudio (Fuente: USGS- Global visualization viewer 2008-2009).

A continuación las figuras 2 y 3 muestran los lagos Caballococha y Cushillococha en el periodo de aguas bajas y en ascenso respectivamente.



**Figura 2.** Lagos Caballococha y Cushillococha en aguas bajas. Fuente: USGS- Global visualization viewer 2008-2009.





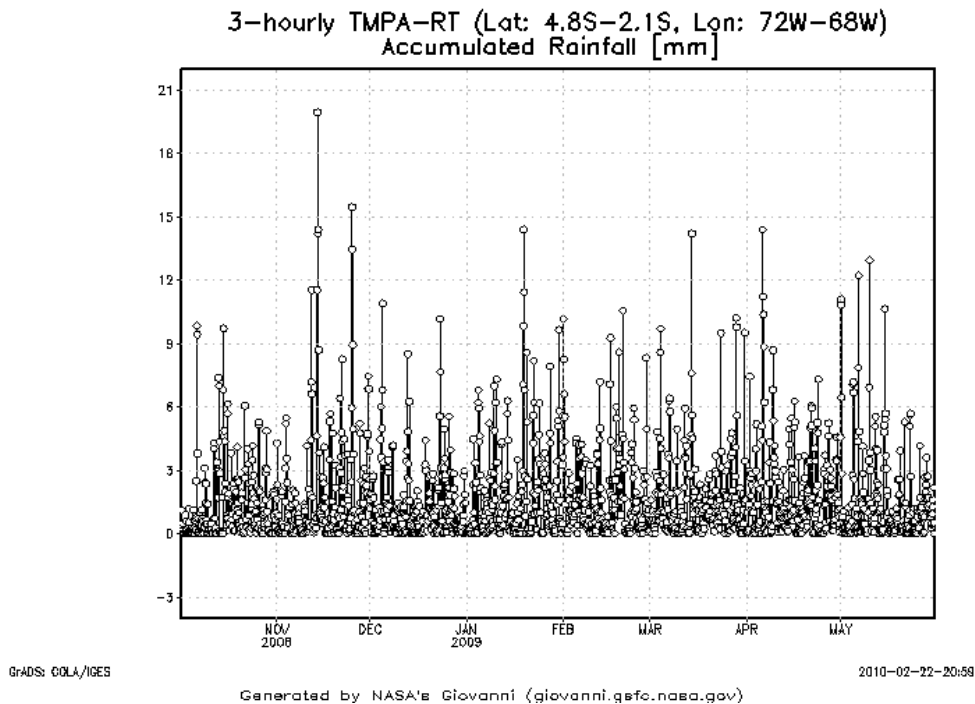
**Figura 3.** Lagos Caballococha y Cushillococha en aguas en ascenso. Fuente: USGS-Global visualization viewer 2008-2009.

### 9.3 Precipitación

La precipitación en la región amazónica se encuentra influenciada por la Zona de Confluencia Intertropical (ZCIT) que toma diferentes posiciones durante el año y por las masas de aire húmedas provenientes del Brasil. Así, la distribución de las lluvias es monomodal presentando una temporada seca entre los meses de julio y septiembre, siendo bien definido al sur de Leticia; y una época lluviosa entre los meses de octubre y junio, presentándose los máximos valores durante el segundo trimestre del año. Los datos de la estación meteorológica muestran que en la última década las cantidades anuales de precipitación han variado entre 2840 mms y 3654 mms distribuidos entre 221 y 274 días con lluvia al año, en promedio; las precipitaciones máximas en 24 horas han venido oscilando entre 93.5 mms y 135.0 mms y la precipitación máxima media en 24 horas, presenta una distribución más homogénea y varía entre 60 mm y 70 mm, en promedio para toda el área de interés. Para Puerto

Nariño como punto más cercano al área de estudio se registra un valor promedio anual de 3.780 mm mensuales (Rangel & Luengas, 1997).

A continuación la Figura 4 muestra las fluctuaciones de la precipitación para la región donde se encuentran ubicados los lagos bajo estudio durante el periodo 2008-2009.

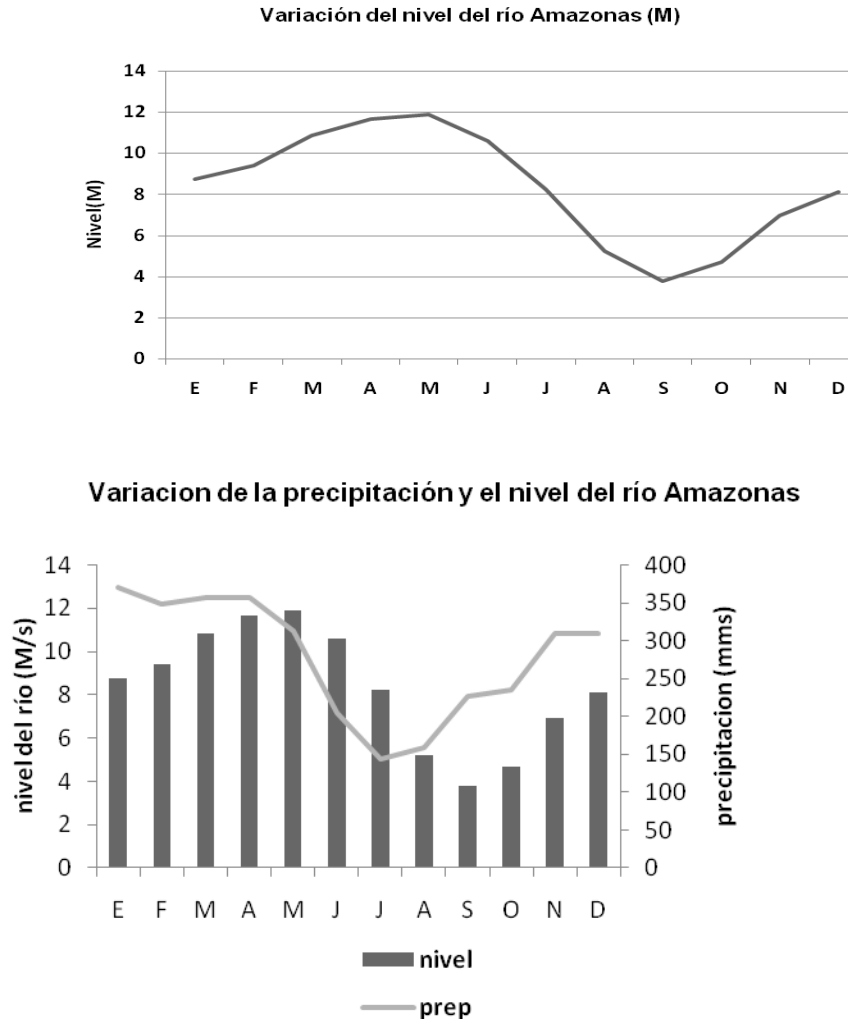


**Figura 4.** Variaciones en la precipitación durante el período 2008-2009. Fuente: Giovanni NASA.

#### 9.4 Clima

Según el sistema de Clasificación de Caldas-Lang desarrollado para aplicación exclusiva del trópico americano y basado en una relación entre la precipitación y la temperatura, el clima para la región amazónica comprendida en el plan Apaporis-Tabatinga se divide en dos tipos: Cálido Húmedo y Cálido Super-Húmedo que corresponden al mismo piso térmico con temperaturas (promedio mensuales) que oscilan entre los 24 y 26°C debido a que las variaciones altitudinales no sobrepasan los 200 m, (Rangel & Luengas, 1997).

## 9.5 Hidrología



**Figura 5. Arriba:** Tendencia de la variación en el nivel hidrométrico del río Amazonas durante el período 1988-2006. **Abajo:** Variación de la precipitación (barras) y el nivel del río Amazonas (líneas) durante el período 1988-2006. Fuente: IDEAM.

El caudal del río Amazonas se encuentra influenciado por los aportes provenientes de los Andes, el Escudo Brasileiro y el Escudo Guayanés; las aguas que drenan estas tres unidades poseen características físicas y químicas muy distintivas y han sido clasificadas en tres categorías por Sioli (1984): *Aguas blancas*, caracterizadas por su gran cantidad de sedimentos, ricas en nutrientes, baja transparencia y pH cercano a la neutralidad; las *aguas negras*,

de colores oscuros, escasos nutrientes y bajo pH; y las *aguas claras* de alta transparencia, baja fertilidad y pH ligeramente ácido.

El río Amazonas presenta para la mayor parte del ciclo hidrológico, características físicas de corriente de aguas blancas por su contenido de sedimentos, dada la gran magnitud de su cuenca, que drena principalmente las laderas de la cordillera oriental en el Perú y el Ecuador; presenta desbordamientos laterales con grandes almacenamientos transitorios, en la zona baja del territorio Peruano (Rangel & Luengas, 1997).

Los sólidos en suspensión que transporta el río Amazonas son de 116 mg/L y esta representado por arcillas, limos y arenas finas, además de una porción de plancton proveniente de los lagos de la planicie de inundación. Por su parte los afluentes de la ribera colombiana del río Amazonas presentan una concentración promedio de sólidos disueltos de 29 mg/L. También el río Amazonas transporta gran porción de material metamórfico, ígneo y volcánico (cuarzo 70%, feldespato 5% y líticos 25%) producto de la erosión de sus cabeceras (Herrera 1997).

Atendiendo a la clasificación realizada por Núñez-Avellaneda & Duque (2001), según las características físicas y químicas, especialmente por sus valores de pH y conductividad, los lagos Caballococha y Cushillococha pueden ser clasificados como sistemas de aguas negras tipo I (Tabla 1).

**Tabla 1.** Tipos de ambientes acuáticos del eje PAT, Amazonía Colombiana.

Tipo	pH	COND ( $\mu$ S/cm)	$\Sigma$ Cationes (meq/L)	$\Sigma$ Aniones (meq/L)	Clorofila-a ( $\mu$ g/L)
<b>Blanca I</b>	5,2-7,6	135-220	1,1-2,12	1,1-2,20	2,3-23,6
<b>Blanca II</b>	5,0-6,6	10,0-20,0	0,09-0,19	0,14-0,21	0,09-1,2
<b>Negra I</b>	6,0-7,1	20-62	0,17-0,82	0,18-1,47	4,7
<b>Negra II</b>	4,6-6,8	5,0-20,0	0,03-0,7	0,14-1,47	0,01-2,1

Fuente: Núñez-Avellaneda & Duque (2001).

## **9.6 Características fisiográficas y edafológicas**

La geología de la Amazonia colombiana en el sector sur, está compuesta por formaciones del terciario (Pebas) más altos y las zonas jóvenes y bajas del pleistoceno formadas por los propios ríos amazónicos (IGAC 1979; 1999). Para el plano inundable donde se encuentran los lagos bajo estudio se tienen formaciones de llanuras aluviales (cuaternario).

El relieve del área de estudio presenta diferentes paisajes fisiográficos entre ellos: 1) Planicies disectadas plio-pleistocénicas amazónicas con rocas sedimentarias del terciario. Estas planicies ocupan más del 60% del área y se han subdividido de acuerdo a su relieve. 2) Terrazas antiguas del río Amazonas. 3) Llanuras aluviales de ríos andinenses, conformadas por las vegas y terrazas del Amazonas y 4) Llanuras aluviales de ríos amazónicos, todas ellas conformadas por coberturas vegetales típicas de la selva húmeda tropical (Otero, 1997).

En cuanto a los suelos, el sector presenta una asociación conformada por dos subgrupos; el primero denominado Fluventix Eutropeps con drenaje imperfecto a bueno y características químicas favorables para el desarrollo de los cultivos, fertilidad alta, pH neutro y buena disponibilidad de bases. El segundo es el suelo Tropic Fluvaquents, con drenaje pobre a pantanoso, masivo, alto contenido de nutrientes, limitado por mal drenaje (Otero 1997). De allí que los pobladores locales aprovechan estos suelos para el cultivo en el periodo de aguas bajas.

La Tabla 2 resume las características edafológicas y fisiográficas del plano inundable donde se encuentran los lagos bajo estudio. Vale aclarar que esta caracterización al igual que las características climáticas obedece a lo planteado en la Zonificación ambiental del Área Apaporis-Tabatinga (PAT), según Rangel & Luengas (1997).

**Tabla 2.** Características fisiográficas y edafológicas del área de estudio.

<b>Formaciones geológicas</b>	Formación de la llanura aluvial (cuaternario)
<b>Unidades de paisaje</b>	<b>Gran paisaje:</b> Llanuras Aluviales de ríos Andinenses (N) <b>Paisaje:</b> Llanuras de Inundación de Aguas Barrosas (N1)
<b>Características del relieve</b>	Plano inundable frecuente y ocasionalmente. Nivel freático amplio y fluctuante; hidromorfismo temporal. Superficie des de acumulación de sedimentos.
<b>Características del suelo</b>	Superficiales a moderadamente profundos, pobre a imperfectamente drenados, franco limosos y arcillosos, friables. Fertilidad media a alta, ligeramente ácidos, ricos en nutrientes, baja materia orgánica. <b>Asociaciones:</b> Fluventic Eutropepts y Tropic Fluvaquents
<b>Clima</b>	Cálido Súper Húmedo (Caldas-Lang)

**Fuente:** Zonificación ambiental Del Área Apaporis-Tabatinga (PAT), según Rangel & Luengas (1997).

## 10. METODOLOGÍA

### 10.1 Trabajo de campo

#### 10.1.1 Selección de los sitios de muestreo



**Figura 6.** Ubicación del área de estudio y puntos de muestro. Fuente: GOOGLE EARTH\_USGS GLOVIS 2008-2009.

La elección de los sitios de muestreo se realizó con base en las clasificaciones de los sistemas amazónicos que considera: Sus características físicas y fisiográficas (Sioli, 1967), su grado de conectividad con los ambientes lóticos dentro del plano de inundación y el estudio de los diferentes períodos hidrológicos (aguas bajas, en ascenso, altas y en descenso).

En cuanto a la frecuencia de muestreo, Reynolds (1984) sugiere que la frecuencia de muestreo para el plancton se debe realizar mensual, quincenal o semanal ya que de esta manera se permite alcanzar un nivel de descripción bastante adecuado. Tomando como guía los períodos que definen el patrón de los lagos con su río principal, los muestreos, para este trabajo se realiza un muestreo en la fase de aguas bajas o de aislamiento y en la fase de ascenso-canalizada; fases que corresponden a dos de las cuatro fases hidrológicas

definidas por Drago (1980, 1981) y Neiff (1990). Cada muestreo por toda la ribera del río (Colombia-Perù) duró dos días.

Se muestrean dos ambientes lénticos con sus respectivos canales de acceso: Lago Caballococha (CC) y lago Cushillococha (CU). En cada uno de los lagos se determinan dos estaciones de muestreo: La estación limnética o de aguas abiertas (1) y la estación litoral (2), y en los canales se determina la zona central del canal como la estación de muestreo (3; Figura 5). Para cada estación de muestreo se utiliza la siguiente sigla "M+ número y CC o CU + número" para indicar el período de muestreo, el lago y estación de muestreo, respectivamente. Ejemplo: M1CC3 es la muestra correspondiente al período de aguas bajas (M1) para el lago Caballococha en su canal de acceso (CC3).

### **10.1.2 Toma de muestras físicas y químicas y de biomasa algal**

Para la medición de los parámetros físicos y químicos se siguió la metodología planteada por el protocolo APHA-AWWA-WEF (1989).

En cada una de las estaciones de muestreo los parámetros a medir en campo (Tabla 3) son la transparencia con el disco Secchi y con equipos portátiles la temperatura, oxígeno disuelto, conductividad y pH. Tanto en la parte subsuperficial como a la profundidad determinada por el disco de Secchi (DS) y tres veces la medida del mismo (3DS), se toman muestras compuestas de agua para el análisis de nutrientes  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{SiO}_2$  en el laboratorio (APHA-AWWA-WEF 1989; Wetzel & Likens 2000).

Las tres profundidades en la columna de agua para el muestreo (superficie, DS y 3DS) se designan de acuerdo al factor de conversión de la distancia del Disco Secchi (2.7 aproximado a 3) el cual indica la distancia hasta donde llega la zona fótica del sistema (Roldan, 1992).

#### **✓ Clorofila y Nutrientes**

Para el análisis de los nutrientes: amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), silicato ( $\text{SiO}$ ) y fosfato ( $\text{PO}_3-4$ ), se colectan con las muestras de las tres profundidades mencionadas anteriormente y consideradas en la columna de agua con la botella Van Dorn, de esta se obtiene 300 mL de agua y se refrigera a 4°C, hasta su proceso de filtración el cual es realizado en el laboratorio.



A partir de la muestra refrigerada y con la ayuda de una bomba de vacío se procedió a filtrar los 300 ml de agua a través de un filtro de fibra de vidrio GFC Whatman de 1.2  $\mu\text{m}$ . El agua filtrada se colocó en 10 tubos Eppendorf® de 1.5 mL c/u que después fue utilizada para el análisis de nutrientes. Los filtros son luego envasados en tubos Eppendorf y se cubren con papel aluminio para evitar la degradación de la clorofila.

Todo el material es refrigerado y mantenido en la oscuridad y se conserva en el laboratorio de Limnología en la Universidad Nacional de Colombia, Sede Amazonia, para posteriormente ser analizado utilizando un autoanalizador BRAN + LUEBBE AAIll (Norderstedt, Germany) para nutrientes y un HPLC, para la clorofila a siguiendo el protocolo descrito por Zapata *et al.* (2000).

**Tabla 3.** Equipos utilizados en la medición de las variables físicas y químicas.

<b>Variable</b>	<b>Unidad de medida</b>	<b>Método/ Equipo</b>
Profundidad	metros	Ecosonda
Transparencia	cm	Disco Secchi
pH	Unidades de pH	Potenciómetro WTW pH 330
Conductividad eléctrica	$\mu\text{s/cm}$	Conductímetro YSI 33
Oxígeno disuelto	mg/L	Oxímetro YSI 55
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Oxímetro YSI 55
Saturación de Oxígeno	%	Oxímetro YSI 55

### 10.1.3 Toma de muestras biológicas

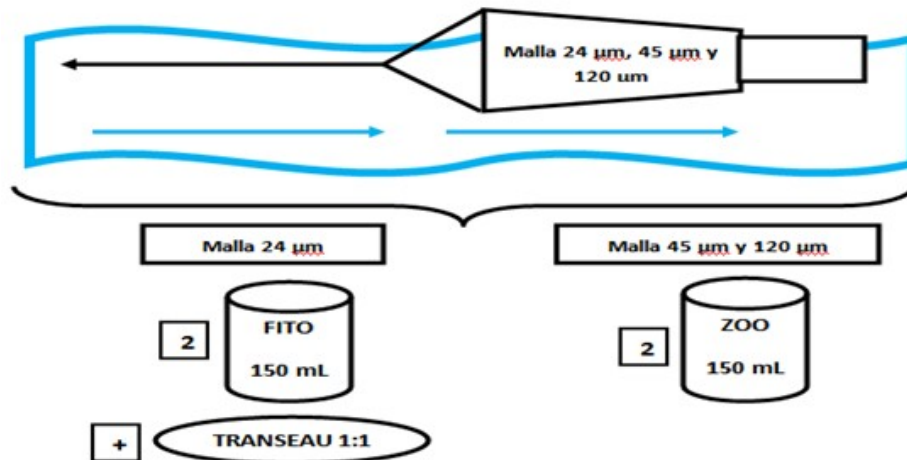
Para el análisis cualitativo y cuantitativo se tiene en cuenta las metodologías planteadas por Lund *et al.* (1958), Villafañe & Reid (1995) y Cambra *et al.* (2005).

### ✓ Muestras cualitativas de fitoplancton

Para las muestras cualitativas se realizan arrastres horizontales y verticales lentamente con la red de 24  $\mu\text{m}$  en diferentes puntos para explorar el mayor espacio posible el cuerpo de agua y luego se integra en una sola muestra la cual se fija con solución transeau para el fitoplancton en proporción 1: 1 con respecto a la muestra (Figura 6).

### ✓ Muestras cualitativas de zooplancton

Se realizan arrastres con redes de plancton de 120  $\mu\text{m}$  y 45  $\mu\text{m}$ ; se obtiene un volumen de muestra de 150 mL, la cual se conserva en un frasco de plástico opaco y se preserva con formol al 10% (Figura 7)



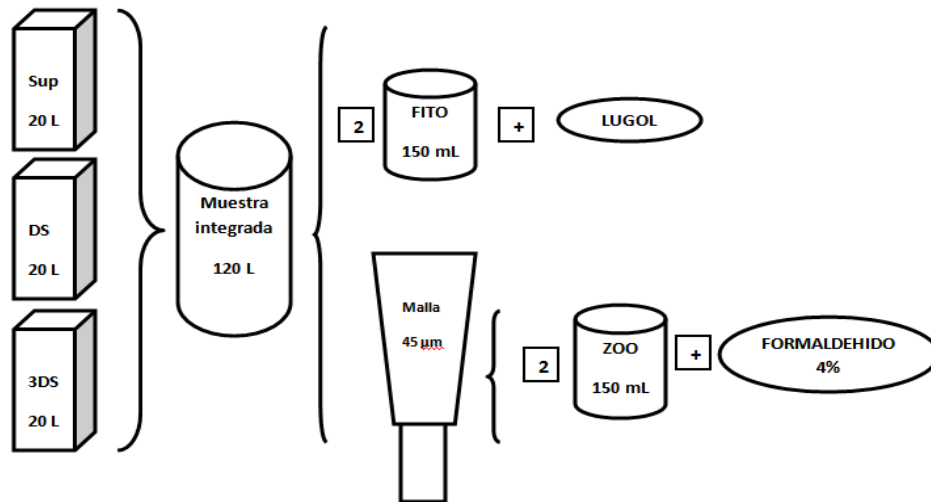
**Figura 7.** Obtención de las muestras cualitativas de fitoplancton y zooplancton.

### ✓ Muestras cuantitativas de fitoplancton

Para el análisis cuantitativo, se toma una muestra integrada de las diferentes profundidades (subsuperficial, DS y 3DS, según medida del disco Secchi) a través de una botella muestreadora Van Dorn. Esta muestra se mezcla y de este volumen se toman 2 muestras de 150mL de agua con el envase plástico, el cual se fija con lugol concentrado (0.5 lugol x 100 ml de muestra) (Figura 7).

### ✓ Muestras cuantitativas de zooplancton

Al igual que para el fitoplancton, pero en este caso utilizando una trampa Schlinder-Patalas de 20L de capacidad, en cada una de las estaciones de muestreo se extraen muestras a diferentes profundidades (subsuperficial, DS y 3DS); las cuales posteriormente se integran y se toma un volumen mínimo de 120L, el cual es filtrado a través de una red de plancton con un diámetro de poro de 45  $\mu\text{m}$ , concentrando la muestra a un volumen de 300 mL (dos muestras de 150mL), la cual es preservada *in situ* con solución de formaldehído al 4% (Figura 8).



**Figura 8.** Obtención de las muestras cuantitativas de fitoplancton y zooplancton

## 10.2 Trabajo de laboratorio

### 10.2.1 Análisis de muestras biológicas

El análisis de las muestras colectadas se realiza en las instalaciones del laboratorio de Limnología en la Universidad Nacional de Colombia, Sede Amazonia y en el laboratorio de REcursos Hidrobiológicos de la Universidad del Cauca.

#### ✓ Muestras cualitativas de fitoplancton

Las muestras cualitativas fueron identificadas taxonómicamente, para ello se empleó bibliografía básica y especializada de cada grupo (Tabla 4). Todo el material fue fotografiado con una cámara digital Canon ensamblada en un microscopio Olympus CX

31. Posteriormente, mediante el software Motic Images Advances 3.2 calibrado para cada uno de los objetivos del microscopio se procede a Además se utilizo el programa Motic Images Advances 3.2 para referenciar el tamaño de las microalgas y ponerle la respectiva escala.

**Tabla 4.** Literarura utilizada para la identificación taxonómica del fitoplancton.

<b>Clase taxonomica</b>	<b>Autor</b>
Cyanophyceae	Anagnostidis & Komarek (1985, 1988), Komarek & Anagnostidis (1986, 1989, 1999, 2005).
Chlorophyceae	Comas (1996).
Euglenophyceae	Tell & Conforti (1986), Pestalozzi H. (1955), Duque (1995)
Zygnemaphyceae	Prescott (1975, 1977, 1981, 1982), Bicudo (1969, 1977, 1982, 1984), Coesel (1983, 1985, 1991), Duque & Donato (1993, 1994, 1995, 1996).
Bacillariophyceae	Cox (1996), Metzeltin & Horse (1998), Sala <i>et al.</i> (2002).
Dinophyceae	Taylor (1987); Popovsky & Pfiester (1990).
Chrysophyceae	Vigna <i>et al.</i> (2005)
Xanthophyceae	Ettl (1978), Pizarro (1995).

#### ✓ **Muestras cualitativas de zooplancton**

Atendiendo a la metodología planteada por José de Paggi y Paggi (1995) a través de un microscopio óptico Nikon del laboratorio de Recursos hidrobiológicos de la Universidad del Cauca, se toman micro-fotografías del espécimen completo y de estructuras de interés taxonómico, a partir de las cuales se elaborarán ilustraciones de algunos de los taxa, posteriormente se efectúa la determinación taxonómica con la ayuda de claves y literatura especializadas (Tabla 5).

**Tabla 5.** Literatura utilizada para la identificación taxonómica del zooplancton.

<b>Grupo taxonómico</b>	<b>Autor</b>
Rotíferos	Ruttner – Kolisko (1974), Coste (1978), Segers (1995), José de paggi (1995).
Microcrustáceos (copépodos y cladóceros)	Elmoor –loureiro (1997), Paggi (1995), Rocha & Tundisi (1976), Dussart (198), Reid (1985) y Gaviria (1994, 2003), Gaviria & Aranguren (2003).

✓ **Muestras cuantitativas de fitoplancton**

La abundancia de cada especie se determina siguiendo la metodología de conteo propuesta por Lund, *et al* (1958), usando cámaras de Uthermöhl. Se toman alícuotas de 10 ml provenientes de cada muestra fijada con lugol, las cuales se concentran en cámaras de sedimentación tipo Uthermöhl durante 10 horas como mínimo (1 hora/mL de muestra), según lo propuesto por Lund et al (1965). Posteriormente, el conteo se realiza en el microscopio invertido Olympus CK2 del laboratorio de Limnología de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Amazonia, contando como mínimo 200 células de la morfoespecie más abundante en toda la cámara. La abundancia es expresada en individuos/L por género en cada muestra realizándose el respectivo análisis de la comunidad en cada caso.

✓ **Muestras cuantitativas de zooplancton**

Para la estimación de la densidad, se aplica a las muestras el colorante rosa de bengala para lograr una mejor visualización de los organismos y facilitar el conteo. Posteriormente se homogeniza la muestra mezclándola y burbujeando con una pipeta y se toman alícuotas de 5 ml, que son colocadas en una cámara de sedimentación tipo Uthermöhl; el conteo de individuos de cada especie se hace bajo microscopio invertido NIKON TMS. Las estimaciones de densidad son realizadas contando la totalidad de individuos de la muestra para el caso de los microcrustáceos y fracciones de la muestra para los rotíferos según las metodologías planteadas por José de Paggi y Paggi (1995). Los datos son

finalmente expresados en número de ind/M<sup>3</sup> de cada una de las especies de rotíferos, cladóceros y copépodos. Igualmente se determinara la abundancia proporcional dentro de cada uno de estos grupos, conociendo la relación de cada organismo con respecto a la población encontrada. Adicionalmente se calcula la densidad de los grupos funcionales alimenticios de los rotíferos a partir del tipo de trofi que presenten.

### ✓ **Clorofila y Nutrientes**

Para la medición y determinación de estas variables se siguió la metodología propuesta por Zapata *et al.*, (2000) y APHA-AWWA-WEF (1989).

Los filtros fueron tratados para la extracción de la clorofila con acetona al 90% y puestos en un zonificador, la lectura se realizó a través de un espectrofotómetro a diferentes longitudes de onda 664, 665 y 750 nm. Luego para hacer la corrección por presencia de feofitinas: se acidifica la muestra con 2 gotas de HCl 1 N, se deja por 90 segundos después de acidificar y se vuelve a leer a 665 y 750 nm. Las absorbancias son registradas a 750 nm antes y después de acidificar.

Los nutrientes fueron analizados con un autoanalizador BRAN + LUEBBE AAIH (Norderstedt, Germany) y la clorofila a través de un HPLC.

## **10.2.2 Tratamiento De Datos**

### ✓ **Parámetros físicos y químicos**

A través del programa STATISTICA v. 7.0. Se realiza un análisis exploratorio que comprende la media, la desviación estándar y el coeficiente de variación para las diferentes variables en cada uno de los períodos (aguas bajas y aguas en ascenso). Con el fin de reducir dimensionalidad en la información obtenida se empleó el Análisis de Componentes Principales PCA con el programa Past versión 1.44.

También se verificaron los supuestos de normalidad de los datos a través de la prueba Kolmogorov-Smirnov con el programa SPSS v. 13.0; al no pasar la prueba de normalidad se aplicó la prueba no paramétrica para muestras no relacionadas llamada Prueba U de Mann-Whitney, la cual permite observar que variables presentan diferencia significativa entre los períodos de muestreo.

Para el caso de los nutrientes, además de ser incluidos en la prueba U de Mann-Whitney, también se organizan en tablas de hojas electrónicas de Excel y se realizan gráficos que permiten ver su variación durante el estudio.

#### ✓ **Información biológica**

Tanto para el fitoplancton como para el zooplancton, los organismos se organizaron en tablas de hojas electrónicas de Excel. La primera columna de datos corresponde a las morfoespecies registradas y las demás indican la presencia ausencia de las mismas en cada estación de muestreo (datos cualitativos) o su densidad (datos cuantitativos). A partir de estos datos se realizan graficas que permiten visualizar el comportamiento de la riqueza, la densidad de ambas comunidades durante el estudio.

Con base al registro cualitativo se estima la riqueza como numero de especies colectadas y se analiza la diversidad alfa entre las estaciones de muestreo, entre los lagos y entre los canales, para los dos periodos hidrológicos que competen al estudio. La diversidad estructural se estima utilizando el índice de Shannon-Wiener que está basado en la abundancia proporcional de cada especie (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

Para determinar diferencias o similitudes entre los ecosistemas durante el estudio, también se analiza la diversidad beta por medio de índices de similitud o de distancia. En este caso, a partir de los datos cuantitativos se utiliza el coeficiente de Bray-Curtis y se elaboran dendogramas de similitud utilizando el programa Past v. 1.44.

En el caso del fitoplancton, la riqueza, densidad y diversidad de Shannon, se sometieron a los test de Kolmogorov-Smirnov y Levene para evaluar la existencia de diferencias significativas entre los lagos bajo estudio dentro y entre cada periodo hidrológico de muestreo. En vista de que los datos se ajustaron a la normal y hubo homogeneidad de varianzas para las variables ya mencionadas se realizó un ANOVA bifactorial para analizar la influencia del período hidrológico y el ambiente sobre la riqueza, diversidad y densidad en cada comunidad biótica (Sokal & Rohlf, 1979) sin encontrar diferencias significativas entre ninguno de los factores (periodo, ambiente). Sin embargo, para reafirmar este resultado, se realizó un ANOVA bifactorial multivariado para observar si existe interacción entre los factores.

Para el zooplancton, también se realizan pruebas para verificar si existe distribución normal de los datos; al no existir normalidad, se aplica la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney, utilizando como variable de agrupación el período hidrológico (aguas bajas y aguas en ascenso) y el ambiente (lago Caballococha y lago Cushillococha incluyendo el canal de acceso a cada uno). Además, se realiza la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para observar si existen o no diferencias significativas entre los períodos de estudio para los grupos alimenticios de rotíferos, cladóceros y copépodos.

Adicionalmente se realizan análisis de correspondencia canónica para observar si hay o no relación entre los cambios de los parámetros físicos y químicos y la variación en la estructura de las comunidades planctónicas.



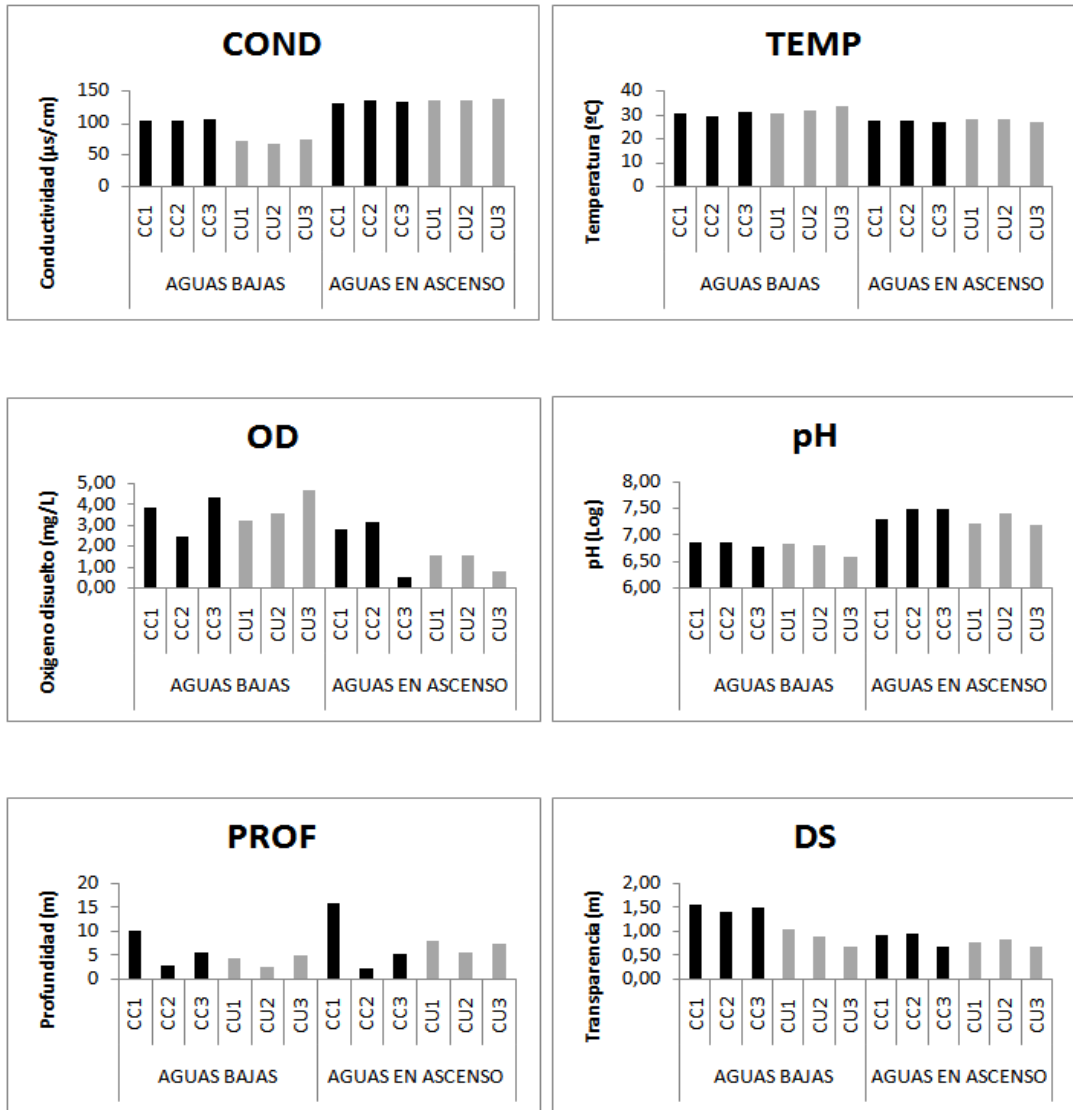
## 11. RESULTADOS

### 11.1 Variables Físicas y Químicas

Para este estudio, se trabajan 12 muestras integradas de 150mL (una por sitio de muestreo), realizándose tres lecturas de cada uno de los parámetros, razón por la cual se registran los promedios de cada variable física y química. La Tabla 6 y la Figura 9 muestran la variación temporal (entre fases hidrológicas de muestreo) y espacial (entre las estaciones de muestreo) de la conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, pH, profundidad y transparencia. Igualmente, la Tabla 7 y la Figura 10 indican la fluctuación de los nutrientes a lo largo del estudio en las diferentes estaciones de muestreo de los dos lagos.

**Tabla 6.** Promedios y coeficientes de variación (%) de los parámetros físicos y químicos registrados. M1: Aguas bajas; M2: Aguas en ascenso; CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

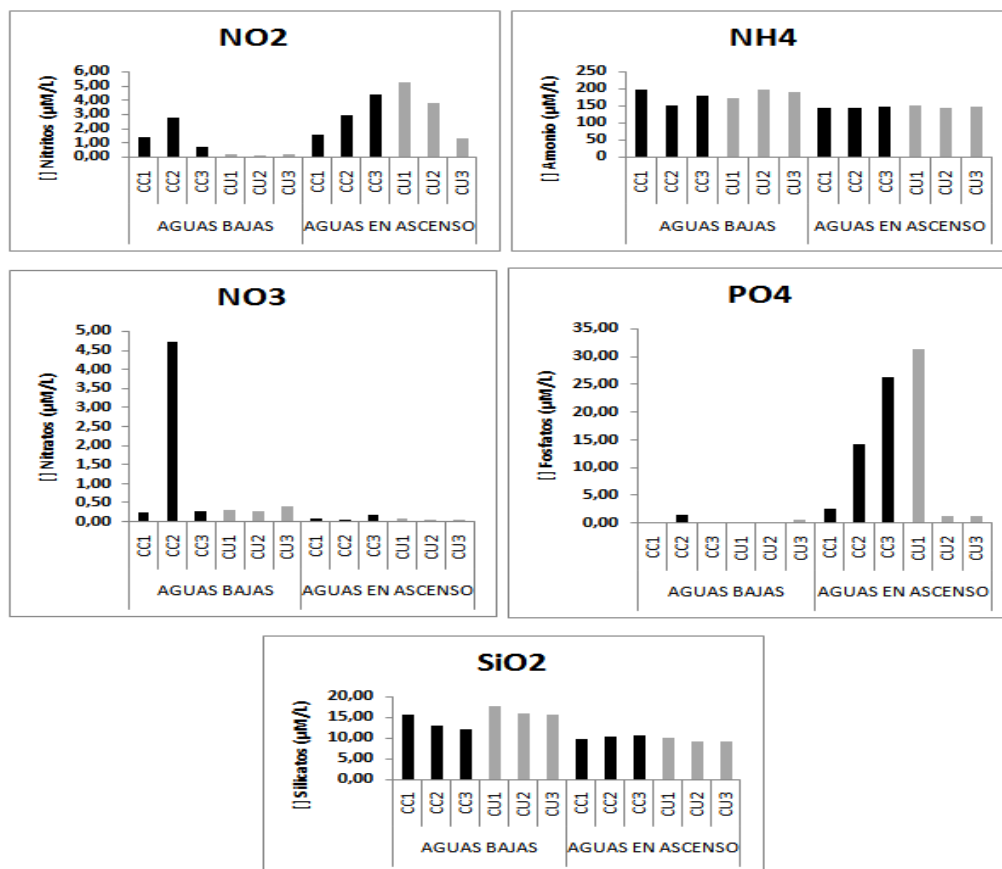
ESTACION	COND		TEMP		% SAT O <sub>2</sub>		pH		PROF		DS		
	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	$\bar{x}$	CV	
B A J A S	M1CC1	104,5	1,3	30,4	4,3	51.1	10.6	6,9	0,8	10,3	0,3	1,6	1,5
	M1CC2	103,3	0,4	29,2	1,3	36.9	28.6	6,9	0,9	2,8	2,3	1,4	0,7
	M1CC3	105,1	8,4	31,3	2,9	56.1	14.1	6,8	0,5	5,2	1,0	1,5	1,1
	M1CU1	70,8	3,8	30,5	6,7	51.3	54.3	6,8	1,7	4,3	1,9	1,1	3,2
	M1CU2	66,5	4,5	31,6	6,8	49.3	65.2	6,8	1,5	2,6	3,2	0,9	4,5
	M1CU3	73,0	1,5	33,4	5,2	35.6	46.0	6,6	1,7	5,0	1,7	0,7	2,6
A S C E N S O	M2CC1	131,9	1,3	27,5	2,2	24.4	50.9	7,3	3,6	16,0	0,8	0,9	3,5
	M2CC2	135,6	0,5	27,5	1,8	27.1	31.2	7,5	3,5	2,3	2,4	1,0	2,3
	M2CC3	133,7	0,4	26,7	1,8	19.1	25.6	7,5	0,8	5,7	0,9	0,7	2,7
	M2CU1	135,8	1,5	27,9	3,6	10.6	12.8	7,2	2,9	8,1	0,7	0,8	2,5
	M2CU2	136,1	0,6	28,0	4,3	16.7	49.2	7,4	1,4	5,7	0,9	0,8	2,2
	M2CU3	138,1	0,5	27,1	2,6	18.8	18.6	7,2	3,5	7,5	0,7	0,7	2,7



**Figura 9.** Variación temporal y espacial de las variables físicas y químicas de los lagos Caballococha y Cushillococha durante la fase de aguas bajas y en ascenso. CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

**Tabla 7.** Concentración de nutrientes ( $\mu\text{M.L}^{-1}$ ) registradas en cada una de las estaciones durante el estudio. M1: Aguas bajas; M2: Aguas en ascenso; CC: lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: limnética, 2: litoral, 3: canal de acceso.

Estación		$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{NH}_4^+$	$\text{SiO}_2$
B A J A S	M1CC1	1,396	0,266	0,146	196,392	15,597
	M1CC2	2,767	4,734	1,477	150,357	13,03
	M1CC3	0,667	0,277	0,109	179,498	12,14
	$\bar{x}$	<b>1,61</b>	<b>1,76</b>	<b>0,58</b>	<b>175,42</b>	<b>13,59</b>
	M1CU1	0,167	0,318	0,204	174,001	17,844
	M1CU2	0,079	0,29	0	198,478	15,856
	M1CU3	0,155	0,404	0,635	190,742	15,696
	$\bar{x}$	<b>0,13</b>	<b>0,34</b>	<b>0,28</b>	<b>187,74</b>	<b>16,47</b>
A S C E N S O	M2CC1	1,524	0,099	2,576	143,423	9,71
	M2CC2	2,959	0,055	14,206	144,019	10,258
	M2CC3	4,365	0,193	26,318	148,013	10,683
	$\bar{x}$	<b>2,95</b>	<b>0,12</b>	<b>14,37</b>	<b>145,15</b>	<b>10,22</b>
	M2CU1	5,273	0,085	31,298	149,238	10,151
	M2CU2	3,797	0,071	1,252	144,921	9,249
	M2CU3	1,279	0,075	1,269	145,651	9,078
	$\bar{x}$	<b>3,45</b>	<b>0,08</b>	<b>11,27</b>	<b>146,60</b>	<b>9,49</b>

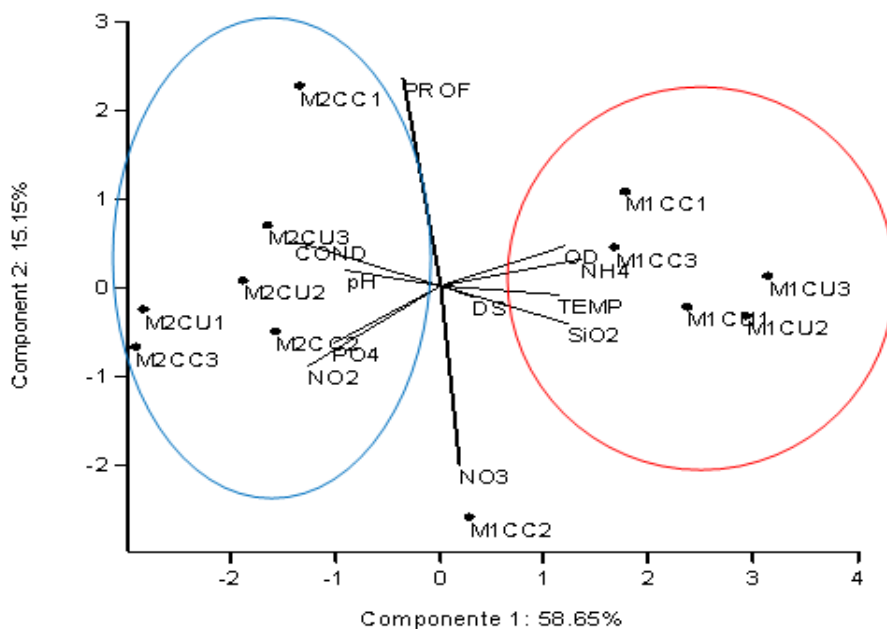


**Figura 10.** Variación temporal y espacial de las concentraciones de nitritos, Amonio, Nitratos, Fosfatos y silicatos durante aguas bajas y en ascenso. CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

Mediante un análisis exploratorio a través del método de ordenación de componentes principales (PCA), en el cual los dos primeros ejes explican el 73.8% de la variación total de los datos, se observan claramente definidos los dos períodos hidrológicos que corresponden al estudio realizado (aguas bajas y aguas en ascenso). El primer componente principal explica el 58.65% de la variabilidad total de los datos y esta correlacionado positivamente con la temperatura, el oxígeno disuelto y las concentraciones de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y silicatos ( $\text{SiO}_2$ ), y negativamente con el pH, la conductividad, y las concentraciones de nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) y fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). El segundo componente principal explica el 15.15% de la varianza, y esta asociado positivamente con la profundidad y la concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). El disco Secchi

(transparencia) es la variable menos significativa en el análisis exploratorio aunque es la mejor explicada por el tercer componente principal (Figura 11).

Esta ordenación permite visualizar dos grupos bien definidos por los períodos hidrológicos de acuerdo a las características de cada uno en cuanto al cambio que presentan las variables físicas y químicas de las aguas de los lagos con respecto a la variación en el nivel hidrométrico de los ríos que influyen estos ambientes. Así, el primer grupo esta formado por los lagos Cushillococha y Caballococha con sus respectivos canales de acceso en aguas bajas, asociandose positivamente con la temperatura, el oxígeno disuelto, silicatos y amonio y negativamente con la conductividad, el pH, los nitritos y los fosfatos.



**Figura 11.** Análisis de componentes principales para las variables abióticas. M1: Aguas bajas; M2: Aguas en ascenso; CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

El segundo grupo esta formado por los mismos lagos para el período de aguas altas, en el cual se observa el proceso unificador que otorga la entrada de las aguas del río Amazonas a los lagos, los cuales presentan características físicas y químicas similares. En esta fase, las concentraciones de fosfatos se

incrementan, por la mezcla de las aguas negras de los lagos con las aguas blancas del río Amazonas.

Considerando el conjunto de puntos de muestreo (zona limnética, litoral y canal de acceso) e incluyendo la heterogeneidad de ambos lagos en cuanto a las variables físicas y químicas medidas en campo, la prueba de Mann-Whitney muestra diferencia significativa ( $p < 0,05$ ) entre fases hidrológicas para todas las variables a excepción del disco Secchi y la profundidad (Tabla 8).

**Tabla 8.** Mann-Whitney para el conjunto de variables fisicoquímicas de ambos lagos incluyendo sus canales en los períodos de estudio. Variable de agrupación: Período hidrológico.

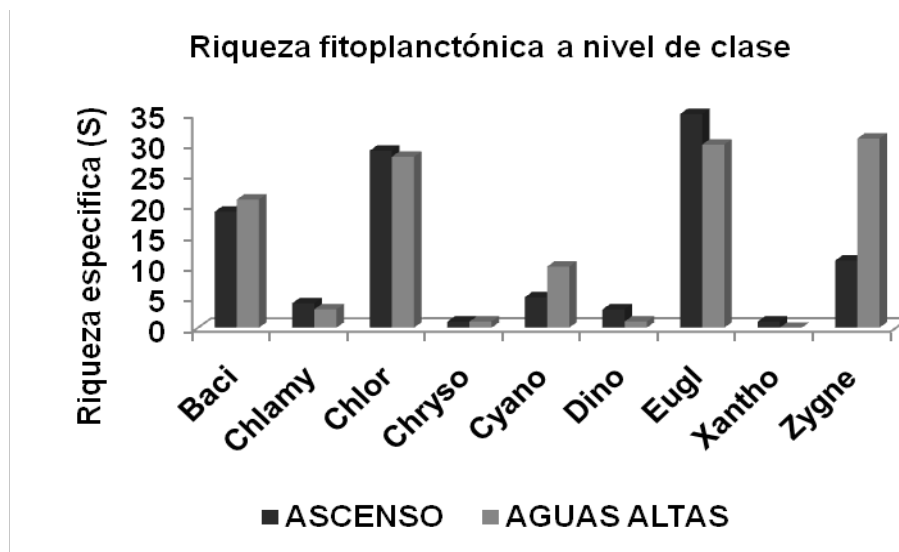
<b>Variables Independientes</b>	<b># muestras</b>	<b>U</b>	<b>Z</b>	<b>P</b>
<b>COND</b>	12	0,00	-2,88	<b>0,002</b>
<b>TEMP</b>	12	0,00	-2,88	<b>0,002</b>
<b>%SAT O<sub>2</sub></b>	12	2,00	-2,56	<b>0,009</b>
<b>pH</b>	12	0,001	-2,89	<b>0,002</b>
<b>PROF</b>	12	11,50	-1,04	0,310
<b>DS</b>	12	8,00	-1,60	0,132
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	12	3,00	-2,40	<b>0,015</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	12	0,001	-2,88	<b>0,002</b>
<b>PO<sub>4</sub><sup>-3</sup></b>	12	2,00	-2,56	<b>0,009</b>
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	12	0,00	-2,88	<b>0,002</b>
<b>SiO<sub>2</sub></b>	12	0,00	-2,88	<b>0,002</b>

## 11.2 Comunidad fitoplanctónica

Aunque estadísticamente, la riqueza, densidad y diversidad no muestren diferencias significativas entre los lagos y entre las fases hidrológicas de estudio; se visualiza que la comunidad de algas presentan algunos cambios estructurales.

En cuanto a la riqueza, se encontraron 106 morfoespecies pertenecientes a 50 géneros en el período de aguas bajas y 125 morfoespecies correspondientes a 52 géneros en aguas en ascenso, riqueza distribuida en ocho clases taxonómicas. Las clases más representativas a lo largo de los dos períodos de

estudio son: Euglenophyceae con 32 morfoespecies en el período de aguas bajas y 30 en aguas en ascenso; Chlorophyceae con 28 morfoespecies en aguas bajas y 29 en aguas en ascenso; Bacillariophyceae con 19 morfoespecies en aguas bajas y 21 en aguas en ascenso y Zygnemaphyceae con 11 en aguas bajas y 31 en aguas en ascenso (Figura 12).



**Figura 12.** Variación de la riqueza fitoplanctonica para las clases de algas registradas durante el estudio.

Durante el estudio, en los lagos Caballococha y Cushillococha, el número de especies aumenta con la entrada de las aguas blancas del río Amazonas (Aguas bajas= 42 sp; Aguas en ascenso= 46 sp); siendo el lago Cushillococha, el ambiente con mayor riqueza en aguas bajas; mientras que el lago Caballococha es el ambiente que presenta mayor numero de especies en aguas altas. La densidad poblacional muestra un comportamiento inverso a la riqueza, ya que es mayor en aguas bajas ( $\bar{x} = 484 \text{ indL}^{-1}$ ) y se reduce en aguas en ascenso ( $\bar{x} = 318 \text{ indL}^{-1}$ ), contrario a lo que ocurre con el número de especies. En este caso, son los litorales de ambos lagos, las estaciones que en aguas bajas presentan mayor densidad de algas ( $\bar{x} = 686 \text{ indL}^{-1}$  y  $\bar{x} = 673 \text{ indL}^{-1}$ , en Caballococha y Cushillococha, respectivamente); mientras que en aguas en ascenso, la mayor densidad se presenta en las estaciones limnéticas ( $\bar{x} = 420 \text{ indL}^{-1}$  y  $\bar{x} = 456 \text{ indL}^{-1}$ ). El lago Cushillococha es el ambiente que a lo largo del estudio presenta mayor densidad fitoplanctónica con densidades promedio de

546 indL<sup>-1</sup> y 341 indL<sup>-1</sup>, en aguas bajas y aguas en ascenso, respectivamente (Tabla 9, Figura 13).

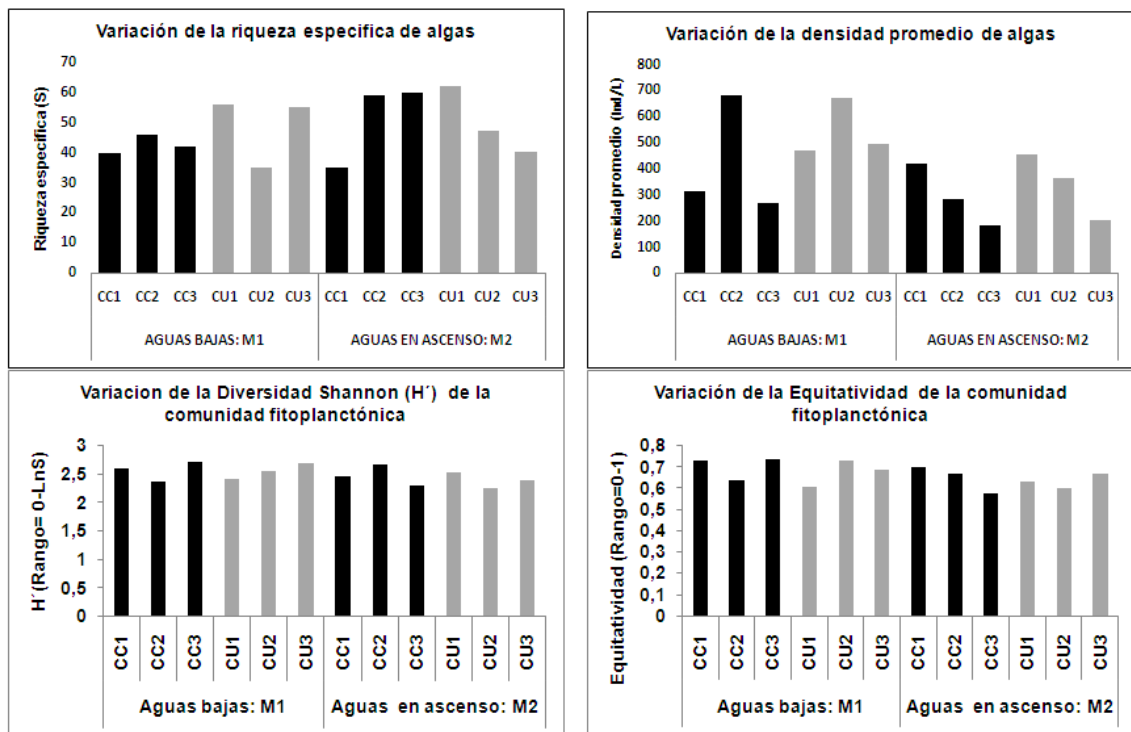
**Tabla 9.** Riqueza (S), densidad (Ind/L), Índice de Shannon (H') y Equitatividad o Índice de Proporcionalidad (E) en la comunidad fitoplanctónica durante el estudio.

ESTACION	RIQUEZA (S)	DENSIDAD (ind/L)	H'	E
M1CC1	36	312	2,608	0.73
M1CC2	42	686	2,378	0.64
M1CC3	40	269	2,716	0.74
M1CU1	53	469	2,43	0.61
M1CU2	33	673	2,563	0.73
M1CU3	49	496	2,7	0.69
<b>Prom. Aguas bajas</b>	<b>42</b>	<b>484</b>	<b>2,6</b>	<b>0.7</b>
M2CC1	33	420	2,458	0.70
M2CC2	54	283	2,668	0.67
M2CC3	54	183	2,299	0.58
M2CU1	55	456	2,537	0.63
M2CU2	42	364	2,251	0.60
M2CU3	36	204	2,405	0.67
<b>Prom. Aguas altas</b>	<b>46</b>	<b>318</b>	<b>2,4</b>	<b>0.6</b>

Con respecto al Índice de Shannon (H'), el cual permite analizar la diversidad estructural en función de la abundancia de cada especie, teniendo como rango de medida 0 si existe una especie y Ln de S (riqueza), se observa que presenta valores medios durante todo el estudio, indicando que los valores de importancia a través de todas las especies en cada una de las muestras en ambos períodos es medianamente uniforme (Moreno, 2001), en otras palabras, que no todas las especies están representadas por el mismo número de individuos, puesto que la mayor abundancia la presentan unas de ellas. Si bien es cierto este un índice de diversidad estructural, que tiene en cuenta la densidad poblacional y la riqueza de cada una de las especies, se puede plantear que los cambios estructurales observados en la comunidad en cuanto a la riqueza y la densidad poblacional pueden estar obedeciendo a una distribución poco uniforme de la abundancia de las especies, lo cual hace que unas pocas especies dominen mientras que otras aparezcan de forma repentina y con muy pocos individuos. Además, al calcular el Índice de Proporcionalidad o Equitatividad (E), bajo el cual se intenta visualizar que tan equilibrada es la distribución de las especies en los lagos bajo estudio, en ambos períodos éste



revela que ambos lagos son medianamente similares, estando las especies distribuidas de forma un poco más equilibrada en aguas bajas ( $E\bar{x} = 0.7$ ) en comparación con aguas altas ( $E\bar{x} = 0.6$ ), lo que indica que los lagos presentan aproximadamente las mismas especies a lo largo del estudio y que lo que cambia en sí, es la distribución del número de individuos por especie, la presencia o ausencia de los mismos (Figura 13).



**Figura 13. Arriba:** Variación de la riqueza específica y densidad promedio de algas. **Abajo:** Variación de la Diversidad de Shannon y la equitatividad de la comunidad fitoplanctónica. CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

**Tabla 10.** Composición taxonómica fitoplanctónica registrada en los lagos Caballococha y Cushillococha. M1: Aguas bajas; M2: Aguas en ascenso; CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

MORFOESPECIES	AGUAS BAJAS						AGUAS EN ASCENSO					
	M1CC1	M1CC2	M1CC3	M1CU1	M1CU2	M1CU3	M2CC1	M2CC2	M2CC3	M2CU1	M2CU2	M2CU3
<i>Actinastrum hantzschii</i>									X		X	
<i>Amphora</i> sp.	X					X		X				
<i>Anabaena ciricalis</i>						X				X		
<i>Anabaena</i> sp.1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Anabaena</i> sp.2		X							X	X	X	
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>										X		
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>										X	X	X
<i>Aphanocapsa</i> cf.										X	X	X
<i>Asterionella Formosa</i>	X	X		X		X		X	X			
<i>Aulacoseira granulata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Characium</i> sp.						X		X	X			
<i>Closterium</i> cf. <i>Leibleinii</i>	X										X	
<i>Closterium</i> cf. <i>Pronum</i>		X	X									
<i>Closterium</i> cf. <i>acerasum</i>	X			X								
<i>Closterium gracile</i>									X	X	X	X
<i>Closterium libellula</i>										X		
<i>Closterium limneticum</i>									X	X	X	X
<i>Closterium moniliforme</i>									X			
<i>Closterium setaceum</i>		X										
<i>Closterium</i> sp.1									X			
<i>Closterium</i> sp.2							X	X	X	X	X	
<i>Coelastrum astroideum</i>								X		X		X

<i>Coelastrum microporum</i>										X			
<i>Cosmarium botritys</i>								X	X	X		X	
<i>Cosmarium cf. fontigenum</i>						X							
<i>Cosmarium sp.1</i>		X					X			X			X
<i>Cosmarium sp.2</i>									X			X	
<i>Cosmarium sp.3</i>									X				
<i>Cosmarium sp.4</i>										X		X	
<i>Cosmarium subcucumis</i>													X
<i>Crucigenia cf. Saguei</i>						X							
<i>Crucigenia sp</i>		X	X			X	X		X	X			
<i>Crucigeniella rectangularis</i>						X							
<i>Cyanothece sp.</i>										X			X
<i>Cymbella affinis</i>													X
<i>Cymbella cf. minuta</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Desmidium sp.</i>							X	X				X	
<i>Desmidium swartzii</i>								X					
<i>Desmodesmus acuminatus</i>						X				X		X	X
<i>Desmodesmus armatus</i>						X							
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>						X							
<i>Desmodesmus brasiliensis</i>		X	X	X	X	X	X	X	X				
<i>Desmodesmus cf. Pseudohystrix</i>												X	
<i>Desmodesmus perforatus</i>	X												
<i>Desmodesmus quadricauda</i>						X				X			
<i>Desmodesmus sp1.</i>												X	
<i>Dictyosphaerium sp.</i>						X							
<i>Durinskia sp.</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Euastrum sp.</i>		X											

<i>Euastrum</i> sp.1									X	X	
<i>Euastrum</i> sp.2									X		
<i>Eudorina elegans</i>	X	X	X			X	X				
<i>Euglena</i> sp.	X	X	X		X	X	X	X	X		
<i>Eunotia bilunaris</i>	X	X	X		X	X	X	X	X		X
<i>Eunotia</i> cf. <i>filamentosa</i>	X	X	X					X		X	
<i>Eunotia minor</i>	X	X	X				X		X	X	X
<i>Eutetramorus planctonicos</i>				X							
<i>Frustulia</i> sp.	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Golenkinia</i> sp.						X					
<i>Gomphonema augur</i>	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Gomphonema olivaceum</i>							X				
<i>Gomphonema parvulum</i>											X
<i>Gonatozigon</i> sp.							X				
<i>Gyrosigma</i> cf. <i>acuminatum</i>	X	X	X			X			X	X	
<i>Kirchneriella contorta</i>				X							
<i>Kirchneriella diana</i>									X		
<i>Kirchneriella lunaris</i>							X			X	
<i>Kirchneriella obesa</i>							X		X		
<i>Lepocinclis acus</i>				X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lepocinclis ovum</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lepocinclis oxyuris</i>		X	X		X	X	X	X	X		
<i>Lepocinclis salina</i>	X	X	X		X	X		X			
<i>Lepocinclis</i> sp.	X	X	X				X	X	X		
<i>Lepocinclis spyrogiroides</i>		X									
<i>Lepocinclis testa</i>		X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Lophodinium</i> sp.	X	X	X								

<i>Mallomonas caudata</i>	X			X	X	X				X			X
<i>Melosira cf. varians</i>				X									
<i>Micractinium pusillum</i>					X								
<i>Micrasteria truncata</i>												X	
<i>Micrasterias laticeps</i>						X			X				
<i>Micrasterias rotata</i>										X			
<i>Monorhaphidium komarkovae</i>												X	X
<i>Mougeotia sp.</i>						X	X	X					
<i>Navicula sp.1</i>	X	X	X			X	X	X	X				
<i>Navicula sp.2</i>	X	X	X	X	X		X	X	X				
<i>Nephrocytium agardhianum</i>												X	
<i>Nitzschia sp.</i>	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Onychonema laeve</i>								X		X		X	
<i>Onychonema sp.</i>												X	
<i>Oocystis lacustres</i>				X	X	X			X	X			X
<i>Ophiocytium sp</i>	X	X											
<i>Oscillatoria limosa</i>	X							X		X			
<i>Pandorina morum</i>		X		X				X	X				
<i>Pediastrum duplex</i>	X							X		X			X
<i>Pediastrum simplex</i>	X												
<i>Pediastrum sp</i>										X			
<i>Pediastrum tetras</i>				X					X	X	X	X	X
<i>Peridinium sp.</i>	X					X							
<i>Phacus horridus</i>		X			X	X	X						
<i>Phacus longicauda</i>					X		X			X			X
<i>Phacus margaritatus</i>						X							
<i>Phacus onyx onyx</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

<i>Phacus onyx simetrica</i>					X				X										
<i>Phacus orbicularis</i>		X							X										
<i>Phacus tortus</i>					X			X	X										
<i>Phormidium</i> sp.																			X
<i>Pinnularia gibba</i>	X	X	X	X				X				X							
<i>Pseudoanabaena</i> sp.									X										X
<i>Scenedesmus</i> sp.									X										X
<i>Schroederia</i> sp.				X	X			X											
<i>Sellaphora</i> sp.	X	X	X	X				X	X	X									
<i>Sorastrum</i> sp.									X				X						X
<i>Sphaerocystis</i> sp.									X	X									X
<i>Spirulina</i> sp.												X							
<i>Spyrogira</i> sp.	X																		
<i>Staurastrum</i> cf. <i>paradoxum</i>					X														
<i>Staurastrum</i> cf. <i>quadriradiatum</i>																			X
<i>staurastrum crenulatum</i>																			X
<i>Staurastrum inflexum</i>																		X	X
<i>Staurastrum oxyacanthum</i>									X										
<i>Staurastrum polymorphum</i>																			X
<i>Staurastrum</i> sp.																			X
<i>Staurastrum</i> sp.1													X						
<i>Staurastrum tretracrum</i>																			X
<i>Staurastrum trifidum</i>																			X
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>			X										X						
<i>Staurodesmus convergens</i>				X	X													X	X
<i>Staurodesmus dickiei</i>																			X
<i>Stauroneis</i> sp.	X	X		X	X			X	X										

<i>Strombomonas cf. jaculata</i>				X								
<i>Strombomonas cf. scabra</i>				X								
<i>Strombomonas encifera</i>		X			X		X	X	X	X		X
<i>Strombomonas fluviatilis</i>			X	X								
<i>Strombomonas girardiana</i>							X					
<i>Strombomonas ovalis</i>	X	X	X					X		X		X
<i>Strombomonas schauinslandii</i>								X				
<i>Tetraedon sp.1</i>				X								
<i>Tetraedron cf. incus</i>				X								
<i>Tetraedron cf. muticum</i>				X								
<i>Tetraedron cf. trigonum</i>				X								
<i>Trachelomonas acanthophora</i>						X			X	X		
<i>Trachelomonas armata armata</i>			X	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas armata litoralis</i>									X	X	X	
<i>Trachelomonas armata steinii</i>				X				X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas cf. racibonski</i>				X								
<i>Trachelomonas cf. sidneyensis</i>				X								
<i>Trachelomonas hirta</i>				X		X						
<i>Trachelomonas hispida coronata</i>	X			X	X			X	X	X		X
<i>Trachelomonas hispida duplex</i>	X			X				X		X	X	X
<i>Trachelomonas hispida hispida</i>			X	X	X	X		X	X			
<i>Trachelomonas kellogii effigurata</i>								X	X			
<i>Trachelomonas oblonga australica</i>				X		X						
<i>Trachelomonas oblonga oblonga</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas planctonica</i>		X	X	X	X	X		X	X			
<i>Trachelomonas rugulosa</i>								X				
<i>Trachelomonas verrucosa</i>		X	X	X		X						

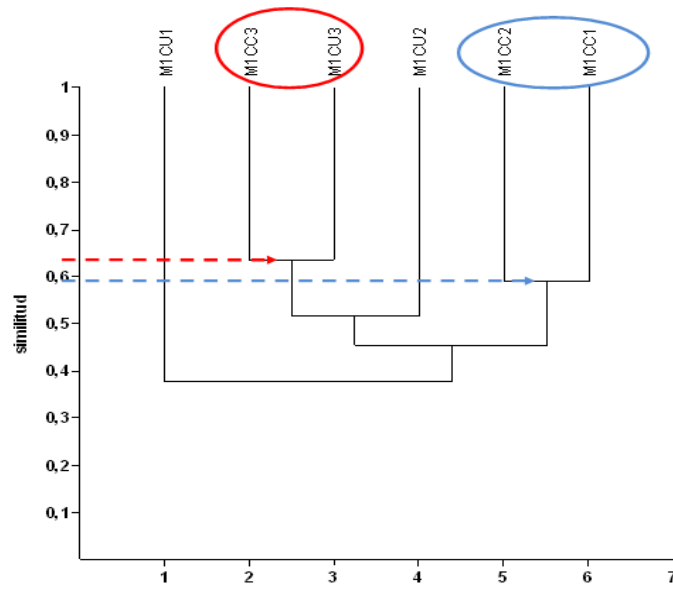
<i>Trachelomonas volvocina</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Treubaria triappendiculata</i>							X						
<i>Tychonemas</i> sp.									X				
<i>Ulnaria ulna</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Urosolenia longiseta</i>			X		X	X	X						
<i>Volvox globator</i>				X				X	X				
<i>Volvox</i> sp.1				X									
<i>Xanthidium</i> sp.1											X		
<i>Xanthidium</i> sp.2											X		



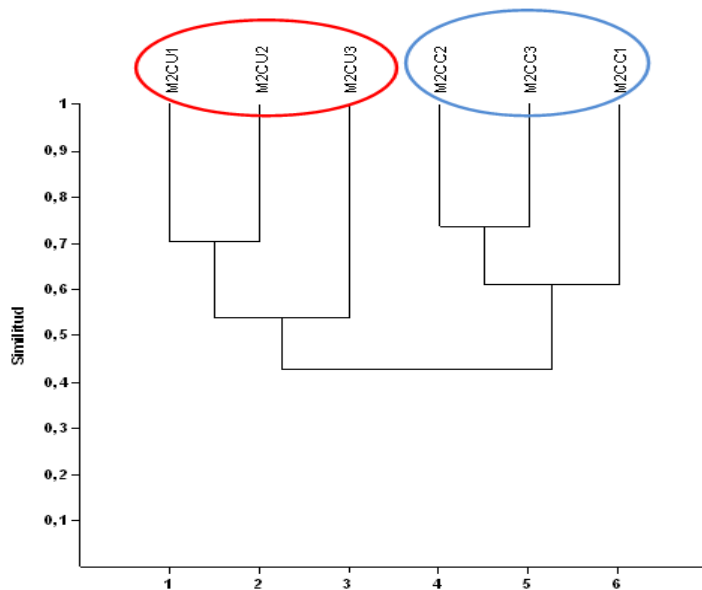
A partir del índice de distancia de Bray-Curtis se encuentran diferencias, en la estructura de la comunidad fitoplanctónica, entre las estaciones de muestreo, durante el estudio. Para aguas bajas el dendograma indica que los canales de acceso a los dos lagos (M1CC3 y M1CU3), son las estaciones más similares entre sí (Similitud: Aprox. 65%), seguidas de las estaciones limnetica y litoral del lago Caballococha con un 60% de similitud; agrupamiento que no se presenta con el lago Cushillococha (Figura 14).

En aguas altas, el dendograma muestra dos agrupaciones en trios correspondientes a los lagos Caballococha y Cushillococha con sus respectivos canales de acceso, mostrando con ello que una vez las aguas del río Amazonas ingresan a los lagos, la estructura de la comunidad fitoplanctónica frente a las nuevas características de las aguas de los lagos se torna diferente en cada uno de ellos (Figura 15).

Así, de manera general se puede plantear que a pesar de que en aguas bajas no se observan agrupaciones que separen radicalmente los lagos bajo estudio, en este periodo estos sistemas resultan ser un poco más similares (similitud: 45% Aprox.) en comparación con aguas altas (Similitud: 42%).

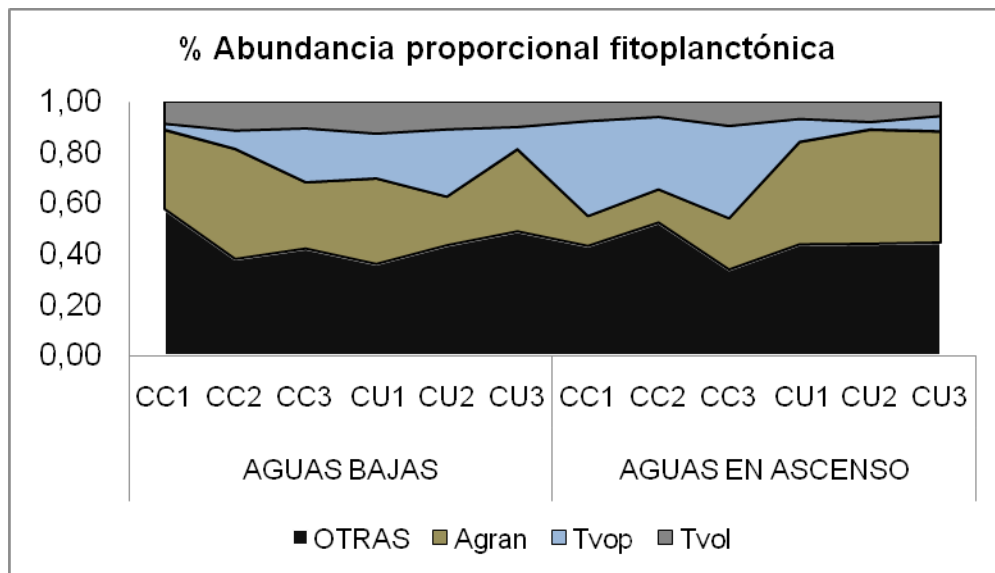


**Figura 14.** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para aguas bajas. M1: Aguas bajas; CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.



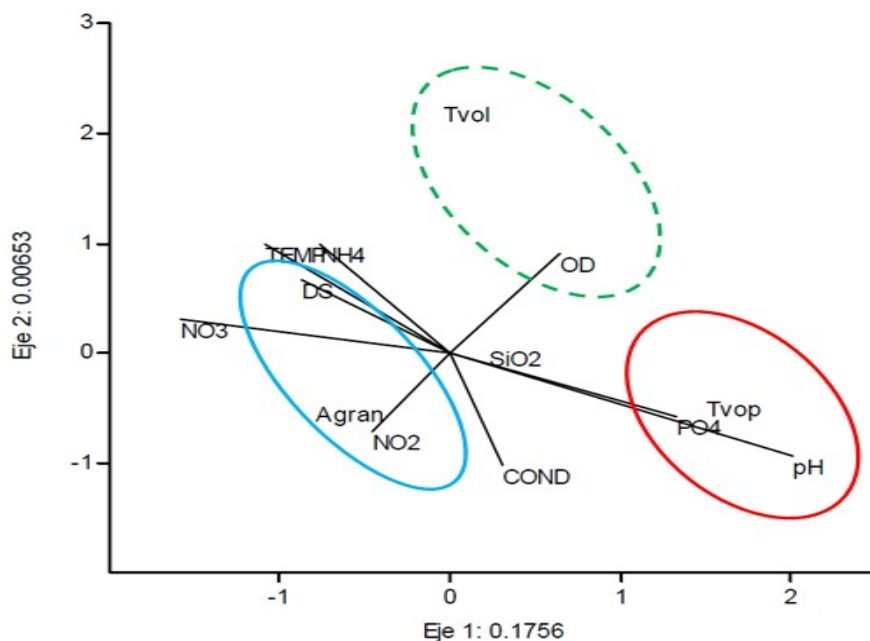
**Figura 15:** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para aguas en ascenso. M2: Aguas en ascenso; CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

Las agrupaciones observadas en los dendrogramas parecen no solamente obedecer a las especies que dominan, que resultan ser las mismas en todas las estaciones de muestreo y durante el estudio (*Aulacoseira granulata* y *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas volvocina*), sino también a las especies que las acompañan, debido a su presencia o ausencia y abundancia proporcional (Figura 16).



**Figura 16.** Variación de la abundancia proporcional (%) de las especies registradas en los lagos Caballococha y Cushillococha durante el estudio. **Agran:** *A. granulata*; **Tvop:** *T. volvocinopsis*; **Tvol:** *T. volvocina*; **OTRAS:** Suma de las demás especies registradas.

Adicionalmente, a través de un análisis de correspondencia canónica se observan algunas relaciones de los parámetros físicos y químicos con las especies de algas que resultan ser abundantes durante el estudio; encontrando que la Bacillariophyceae *A. granulata* se correlaciona positivamente con la transparencia, los nitritos y nitratos, mientras que las euglenófitas como *T. volvocina* que se correlaciona positivamente con el oxígeno (% saturación de oxígeno), y *T. volvocinopsis* con los fosfatos y el pH (Figura 17), características que cambian entre períodos de estudio como repuesta al pulso de inundación y que favorecen a este tipo de algas.



**Figura 17.** Correspondencia canónica entre las variables físicas y químicas y la densidad de las especies más abundantes de la comunidad fitoplanctónica. **Agran:** *Aulacoseira granulata*; **Tvop:** *Trachelomonas volvocinopsis*; **Tvol:** *Trachelomonas volvocina*.

### 11.2.1 Clorofila a

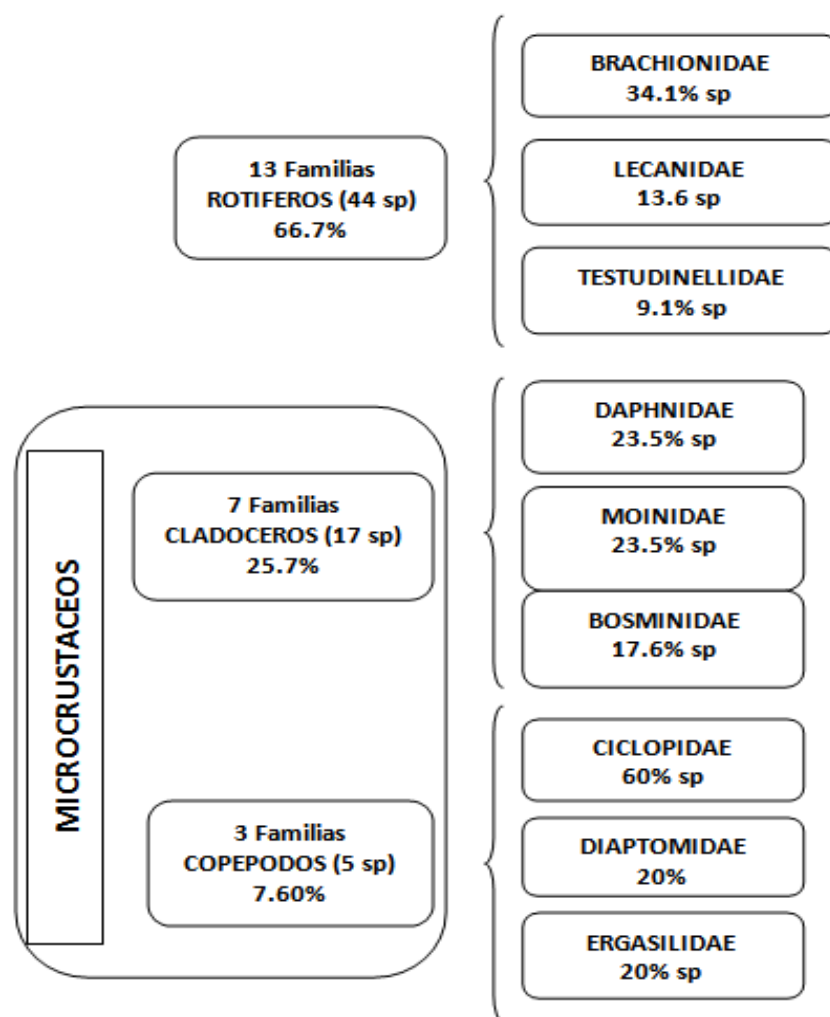
En el período de aguas bajas los dos lagos se encuentran dentro de la categoría de oligotróficos y a medida que las aguas del río Amazonas entran a los lagos, el nivel trófico decrece levemente para el lago Cushillococha y aumenta a mesotrófico para Caballococha, lo que puede deberse a la diferencia en cuanto a la cercanía de cada uno de los lagos con respecto al río Amazonas (Tabla 11).

**Tabla 11.** Ordenación del nivel trófico de los lagos, teniendo en cuenta a Contreras-Espinosa *et al.*, (1994). Los datos corresponden al valor medio obtenido para cada sistema ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ).

Categoría	Ambiente	Aguas bajas	Lagos	Aguas en Ascenso
$\alpha$ Oligotrófico 0,12 - 0,34			Cushillococha	0,24
$\beta$ Oligotrófico 0,35 - 0,94	Cushillococha	0,40		
$\gamma$ Oligotrófico 0,95 - 2,6	Caballococha	1,85		
$\beta$ Mesotrófico 7,3 a 20,0			Caballococha	9,59

### 11.3 Comunidad zooplanctónica

La Figura 18 presenta la distribución del número de especies dentro de la comunidad zooplanctónica para los lagos Caballococha y Cushillococha. Del total 36.4% se registran en aguas bajas, el 53.03% en aguas en ascenso. Además, el 36.36% de las especies fueron encontradas en ambos períodos, mientras que cierta cantidad de especies son exclusivas para cada fase hidrológica (21.2% exclusivas de aguas bajas y 4.24% de aguas en ascenso). Las Tablas 12, 13 y 14 muestran las especies de rotíferos, cladóceros y copépodos registrados en los lagos bajo estudio y su distribución.



**Figura 18.** Comunidad zooplanctónica registrada durante el estudio

**Tabla 12.** Lista de rotíferos Monogononta registrados en los lagos Cabalococha y Cushillococha. DG: Distribución geográfica según Segers (2007): AFR: Región Afrotropical; ANT: Región Antártica; AUS: Región Australiana; NEA: Región Neártica; NEO: Región Neotropical; ORI: Región Oriental; PAC: Región Pácífica; PAL: Región Paleártica. RC: Reportes para Colombia: C1: Hauer (1956); C2: Vargas (1996); C3: Becerra (1999); C4: Andrade-Sossa (2001); C5: Rodríguez (2003); C6: González-Bermúdez (2007); C7: Moreno-Gutiérrez *et al.* (2005); C8: Gallo-Sánchez *et al.* (2009). Lim: Estación Limnética o aguas abiertas; Lit: Estación litoral; Can.: Canal de acceso al lago.

Taxones	DG (Segers, 2007)	RC	Caballococha			Cushillococha		
			Lim	Lit	Can	Lim	Lit	Can
<b>ORDEN PLOIMA</b>								
<b>Familia Epiphanidae</b>								
<i>Epiphanes sp1</i> Ehrenberg, 1832				X		X		
<i>Epiphanes sp2</i> Ehrenberg, 1832			X	X		X	X	X
<b>Familia Brachionidae</b>								
<i>Brachionus caudatus f. ahlstromi</i>		C5			X	X		
<i>Brachionus caudatus f. insuetus</i> (Ahlstrom, 1940)		C4, C5			X			
<i>Brachionus ahlstromi</i> Lindeman, 1939	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI	C3, C4, C5, C6, C8	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus dolabratus dolabratus</i> Haring, 1914	NEO	C5, C7, C8	X	X	X	X		X
<i>Brachionus falcatus falcatus</i> Zacharias, 1898	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C3, C4, C5, C7, C8	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	NEO	C5	X	X	X	X	X	X
<i>Plationus patulus patulus</i> (Müller, 1786)	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C4, C5, C6, C7, C8		X	X	X	X	X
<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i>	AFR, ANT, AUS, NEA, NEO, ORI,	C3, C4, C7			X			

Hermann, 1783	PAC,PAL									
<i>Brachionus urceolaris urceolaris</i> Müller, 1773	AFR, ANT, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C7, C8							X	
<i>Brachionus zahniseri f. reductus</i> Ahlstrom, 1934	NEA, NEO								X	
<i>Platylabus quadricornis quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAC, PAL	C1, C4, C5, C6	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Anuraeopsis fissa</i> GOSSE, 1851	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C2, C4, C5, C6								X
<i>Keratella cochlearis cochlearis</i> (Gosse, 1851)	AFR, ANT, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C7						X		X X
<i>Keratella lenzi lenzi</i> Hauer, 1953	AFR, NEA, NEO, ORI	C5						X		X
<b>Familia Lecanidae</b>										
<i>Lecane bulla bulla</i> (Gosse, 1851)	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAC, PAL	C1, C3, C4, C5, C6							X	X
<i>Lecane cornuta cornuta</i> (Müller, 1786)	NEA, NEO, PAL	C1, C4, C5, C6						X		X
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C1, C4, C5, C6	X	X	X	X	X	X		X
<i>Lecane cf. leontina</i> (Turner, 1892)	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C1, C3, C4, C5, C6								X X
<i>Lecane cf. unguolata</i> (Gosse, 1887)	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C4, C5, C6							X	
<i>Lecane cf. closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	AFR, ANT, AUS, NEA, NEO, ORI, PAC, PAL	C6							X	

**Familia Euchlanidae**



<i>Euchlanis sp1</i> .Ehrenberg, 1832									X	
<i>Euchlanis sp2</i> . Ehrenberg, 1832						X				
<b>Familia Asplachnidae</b>										
<i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854)	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C3, C4, C5, C8	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Familia Colurellidae</b>										
<i>Lepadella cf. favorita</i>										X
<i>Lepadella cf. ovalis</i> (Müller, 1786)	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAC, PAL	C5					X	X		
<i>Lepadella sp1</i> Bory de St. Vincent, 1826									X	X
<b>Familia Synchaetidae</b>										
<i>Polyarthra cf. major</i> Idelson, 1925	AFR, AUS, NEA, ORI, PAC, PAL	C4	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Synchaeta cf. pectinata</i> Ehrenberg, 1832	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL	C4, C5	X	X		X				
<b>Familia Notommatidae</b>										
<i>Scaridium sp.</i> Ehrenberg, 1830								X	X	
<b>Familia Trichocercidae</b>										
<i>Trichocerca sp.</i> Lamarck, 1801						X				
<b>ORDEN FLOSCULARIACEAE</b>										
<b>Familia Testudinellidae</b>										
<i>Testudinella haurensis</i> Guillard, 1967	NEO	C4, C5, C6		X	X	X	X	X	X	X
<i>Testudinella patina f. intermedia</i> (Anderson, 1889)		C5, C6		X	X					
<i>Testudinella patina patina</i> Hermann, 1783	AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAC, PAL	C1, C4, C5, C6, C7, C8		X	X	X	X	X	X	X
<i>Testudinella dendradena</i> de Beauchamp, 1955	AFR, NEO, ORI	C4, C5		X						

**Familia Hexartridae***Hexarthra intermedia brasiliensis* Hauer, 1953

AFR, NEO

C3, C4, C5

X X X

*Conochilus dossuarius* Hudson, 1885

AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL

C5, C6, C8

X X X X X X

**Familia Trochopphaeridae**

C5

*Trochosphaera aequatorialis* Semper, 1872

AUS, NEA, NEO, ORI, PAL

C4, C5, C6

X X

**Familia Filiniidae***Filinia longiseta longiseta* (Ehrenberg, 1834)

AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL

C2, C3, C4,  
C5, C6, C7

X X X X X X

*Filinia saltator* (Gosse, 1886)

AFR, NEO, PAL

C1, C4, C5,  
C6

X X X X X

*Filinia cf. opoliensis* (Zacharias, 1898)

AFR, AUS, NEA, NEO, ORI, PAL

C8

X X X

**Tabla 13.** Lista de cladóceros registrados en los lagos Cabalococha y Cushillococha. DG: Distribución geográfica: Ad: Amplia distribución, Tr: Tropical, Tr/N: Neotropical, Sb: Subtropical, Eu: Europa, Br: Brasil, Az: Amazónico, (?): Sin datos o datos insuficientes. RC: Reportes para Colombia: C1: Duque, *et al.* (1997); C2: Baron-Rodríguez, *et al.* (2007); C3: González-Bermudez (2007); C4: Solarte (2008); C5: Gallo-Sanchez, *et al.* (2009). Lim: Estación Limnética o aguas abiertas; Lit: Estación litoral; Can.: Canal de acceso al lago.

Taxones	Distribución		Caballococha			Cushillococha		
	DG	RC	Lim	Lit	Can	Lim	Lit	Can
<b>ORDEN CTENOPODA</b>								
<b>Familia Sididae</b>								
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	Tr/N	C1, C2, C3, C4	X	X	X	X	X	X
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1967	Tr/N	C1, C2, C3, C4, c5				X	X	X
<b>ORDEN ANOMOPODA</b>								
<b>Familia Bosminidae</b>								
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	Az?	C2, C3, C4				X		X
<i>Bosmina tubicen</i>	?	C2			X	X		
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	Br	C1, C2, C3, C4, C5	X	X	X	X	X	X
<b>Familia Moinidae</b>								
<i>Moina cf. micrura</i> Kurz, 1874	Ad	C2, C3, C4		X				
<i>Mona cf. minuta</i> Hansen, 1899	Tr/N, End	C1, C2, C3, C4, C5	X	X		X	X	X
<i>Moina cf. reticulata</i>	?		X	X	X	X	X	X
<i>Moinodaphnia macleayi</i> (King, 1853)	Br	C3				X	X	X
<b>Familia Daphnidae</b>								
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	Ad	C2, C3, C4, C5						X
<i>Ceriodaphnia cf. reticulata</i> (Jurine, 1820)	Az, Br	C3					X	X
<i>Ceriodaphnia cf. silvestri</i> Daday, 1902	Br	C2, C3, C4					X	
<i>Simocephalus cf. vetulus</i> (Müller, 1776)	Br	C3, C4		X				

**Familia Ilyocriptidae***Ilyocryptus cf. spinifer*

?

C2

X

**Familia Macrothricidae***Macrothrix cf. superaculeata* (Smirnov, 1992)

Az,Br?

C3, C4

X

**Familia Chydoridae***Alonella cf. lineolata*

?

X

*Kurzia cf. latissima* (Kurz, 1874)

Br?

C4

X

X

X

**Tabla 14.** Lista de copépodos registrados en los lagos Cabalococho y Cushillococha. DG: Distribución geográfica: Ad: Amplia distribución, Tr: Tropical, Tr/N: Neotropical, Sb: Subtropical, Eu: Europa, Br: Brasil, Az: Amazónico, (?): Sin datos o datos insuficientes. RC: Reportes para Colombia: C1: Duque, S. R., J. E. Ruiz, J. Gómez & E. Roessler (1997); C2: Gaviria & Aranguren (2007); C3: Solarte (2008); C4: Gallo-Sanchez, L., Palacio-Baena, J. & Ramírez-Restrepo, J. (2009). Lim: Estación Limnética o aguas abiertas; Lit: Estación litoral; Can.: Canal de acceso al lago.

Taxones	Distribución		Cabalococho			Cushillococha		
	DG	RC	Lim	Lit	Can	Lim	Lit	Can
<b>Familia Ergasilidae</b>								
<i>Ergasilidae</i> (Nordman, 1832)			X	X				
<b>ORDEN CYCLOPOIDA</b>								
<b>Familia Ciclopidae</b>								
<i>Mesocyclops cf. venezolanus</i> Dussart, 1987	Tr/N	C2, C3, C4	X	X			X	
<i>Microcyclops anceps anceps</i> (Richard, 1897)	?	C2	X	X				
<i>Thermocyclops tenuis</i> (Marsh, 1910)	?	C2	X	X	X	X	X	X
<b>ORDEN CALANOIDA</b>								
<b>Familia Diaptomidae</b>								
<i>Notodiaptomus cf. coniferoides</i> (Wright, 1927)	?	C2	X	X	X	X	X	X

La Tabla 15 muestra la cantidad de especies registradas en cada una de las estaciones de muestreo para los rotíferos, cladóceros y copépodos durante el estudio. En aguas bajas, para los dos lagos, la mayor cantidad de taxones para los rotíferos se presenta en el canal de acceso y el litoral; mientras que en aguas en ascenso, el mayor número de especies solo se registra en el litoral, reflejando la reducción de la riqueza. Esta situación también se presenta en los cladóceros y en el caso de los copépodos, es el litoral, la estación que presenta la mayor riqueza en ambas fases hidrológicas. La variación de la riqueza entre las estaciones de muestreo evidencia la heterogeneidad espacial que presentan los lagos y la influencia de ciertas especies que logran ser exclusivas en una u otra estación. Así, para el caso de los rotíferos, en aguas bajas, los lagos presentan mayor número de especies exclusivas, en comparación con el otro período, escenario que es similar para los cladóceros. En los copépodos no se registra exclusividad, ya que las especies encontradas aparecen por lo menos en dos de las estaciones.

**Tabla 15.** Número de especies en cada estación de muestreo. CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

GRUPO	AGUAS BAJAS						AGUAS EN ASCENSO					
	CC1	CC2	CC3	CU1	CU2	CU3	CC1	CC2	CC3	CU1	CU2	CU3
ROTÍFEROS	12	13	19	9	10	14	7	24	7	26	17	15
CLADÓCEROS	2	3	5	7	5	5	6	7	2	4	7	5
COPÉPODOS	3	3	2	2	2	2	4	4	2	2	3	2

Todas las especies se clasificaron teniendo en cuenta el índice de constancia (IC: Porcentaje de muestras en la que esta presente la especie, Vásquez & Rey, 1992), en especies constantes,  $IC > 50\%$ ; especies accesorias,  $25\% < IC < 50\%$ ; y especies accidentales,  $IC < 25\%$  (Tablas 16, 17, 18).

De esta manera, considerando todas las estaciones de muestreo de los lagos, incluyendo sus canales de acceso, para los rotíferos se encontraron 10 especies constantes, 11 accesorias y 23 accidentales, para los cladóceros, 3 especies constantes, 5 accesorias y 9 accidentales; y en los copépodos, 2 especies constantes, 2 accesorias y 2 accidentales. Los estadíos juveniles en los copépodos (Nauplios y copepoditos), por incluir individuos de diferentes especies, fueron constantes y en promedio los más dominantes. Los litorales y

los canales de acceso de los dos lagos son las estaciones que presentan mayor número de especies constantes.

**Tabla 16.** Densidad promedio (DP: Ind/M<sup>3</sup>), Abundancia relativa (AR) e índice de constancia (IC) de los rotíferos encontrados en los lagos Cabalococha y Cushillococha durante el estudio. Especies constantes IC>50%; especies accesorias, 25%<IC>50%; y especies accidentales, IC<25%.

Taxones	DP (Ind/M <sup>3</sup> )	AR	IC
<i>Conochilus dossuarius</i>	1845,42	6,78	1
<i>Filinia longiseta longiseta</i>	2295,83	8,43	1
<i>Asplachna sieboldi</i>	215,00	0,79	0,92
<i>Polyarthra cf. major</i>	1855,42	6,81	0,83
<i>Epiphanes sp2</i>	0,00	0,00	0,67
<i>Brachionus caudatus f. personatus</i>	988,37	3,63	0,67
<i>Brachionus falcatus falcatus</i>	2402,92	8,82	0,67
<i>Testudinella mucronata</i>	117,08	0,43	0,67
<i>Platyas quadricornis quadricornis</i>	123,75	0,45	0,58
<i>Testudinella patina patina</i>	27,50	0,10	0,58
<i>Brachionus mirus f. angustus</i>	202,92	0,74	0,50
<i>Brachionus dolabratus</i>	623,33	2,29	0,50
<i>Brachionus patulus macracanthus</i>	16,25	0,06	0,50
<i>keratella cochlearis</i>	45,83	0,17	0,42
<i>Synchaeta cf. pectinata</i>	904,15	3,32	0,33
<i>Filinia longiseta var. saltator</i>	52,50	0,19	0,33
Bdelloidea	250,45	0,92	0,33
<i>Lecane curvicornis</i>	277,92	1,02	0,31
<i>Epiphanes sp1</i>	174,17	0,64	0,25
<i>Hexarthra intermedia brasiliensis</i>	736,25	2,70	0,25
<i>Filinia opoliensis</i>	437,92	1,61	0,25
<i>Brachionus caudatus f. alhstromi</i>	117,08	0,43	0,17
<i>Keratella lensi lensi</i>	17,92	0,07	0,17
<i>Lecane bulla</i>	28,33	0,10	0,17
<i>Lecane cornuta</i>	20,42	0,07	0,17
<i>Lecane cf. leontina</i>	0,00	0,00	0,17
<i>Lepadella ovalis</i>	28,33	0,10	0,17
<i>Lepadella sp.</i>	2,50	0,01	0,17
<i>Scaridium sp.</i>	5,42	0,02	0,17
<i>Testudinella patina f. intermedia</i>	0,00	0,00	0,17
<i>Trochosphaera aequatoriales</i>	17,50	0,06	0,17

<i>Brachionus caudatus f. insuetus</i>	234,17	0,86	0,08
<i>Brachionus mirus f. voigti</i>	255,00	0,94	0,08
<i>Brachionus urceolaris</i>	149,58	0,55	0,08
<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i>	0,00	0,00	0,08
<i>Brachionus zahniseri f. reductus</i>	0,00	0,00	0,08
<i>Anuraeopsis fissa</i>	389,58	1,43	0,08
<i>Lecane cf. ungulata</i>	1,25	0,00	0,08
<i>Lecane cf. clostercerca</i>	0,42	0,00	0,08
<i>Euchlanis sp1.</i>	0,00	0,00	0,08
<i>Euchlanis sp2</i>	5,00	0,02	0,08
<i>Lepadella favorita</i>	0,42	0,00	0,08
<i>Trichocerca sp</i>	82,48	0,30	0,08
<i>Testudinella patina var. dendradena</i>	21,25	0,08	0,08

**Tabla 17.** Densidad promedio (DP: Ind/M<sup>3</sup>), Abundancia relativa (AR) e índice de constancia (IC) de los cladóceros encontrados en los lagos Caballococha y Cushillococha durante el estudio. Especies constantes IC>50%; especies accesorias, 25%<IC>50%; y especies accidentales, IC<25%.

Taxones	DP (Ind/M <sup>3</sup> )	AR	IC
<i>Bosminopsis deitersi</i>	3527,92	12,95	0,916
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	336,25	1,23	0,75
<i>Moina cf. reticulata</i>	65,75	0,24	0,75
<i>Moina cf. Minuta</i>	1605,42	5,89	0,5
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	55,83	0,20	0,25
<i>Bosmina tubicen</i>	20,42	0,07	0,25
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	94,17	0,35	0,25
<i>kurzia cf. Altísima</i>	4,17	0,02	0,25
<i>Bosmina hagemanni</i>	32,08	0,12	0,166
<i>Ceriodaphnia cf. Reticulata</i>	1,67	0,01	0,166
<i>Moina cf. Micrura</i>	11,67	0,04	0,083
<i>Ceriodaphnia corneta</i>	2,50	0,01	0,083
<i>Ceriodaphnia cf. Silvestre</i>	0,83	0,00	0,083
<i>Symocephalus cf. Vetulus</i>	0,83	0,00	0,083
<i>Iliocryptus cf. Spinifer</i>	0,00	0,00	0,083
<i>Macrothrix cf. Superaculeata</i>	0,42	0,00	0,083
<i>Alonella cf. Lineolata</i>	4,58	0,02	0,083

**Tabla 18.** Densidad promedio (DP: IndM<sup>3</sup>), Abundancia relativa (AR) e índice de constancia (IC) de los copépodos encontrados en los lagos Cabalococha y Cushillococha durante el estudio. Especies constantes IC>50%; especies accesorias, 25%<IC>50%; y especies accidentales, IC<25%.

Taxones	DP (Ind/M <sup>3</sup> )	AR	IC
<i>Termocyclops tenuis</i>	581,25	2,13	1
<i>Nauplio Cyclopoida</i>	2419,17	8,88	1
<i>Notodiatomus cf. coniferoides</i>	254,58	0,93	1
<i>Copepodito cyclopoida</i>	859,62	3,16	0,916
<i>Copepodito Calanoida</i>	255,00	0,94	0,833
Ergasilidae	15,42	0,06	0,333
<i>Mesocyclops venezolanus</i>	64,17	0,24	0,25
<i>Microcyclops anceps anceps</i>	0,00	0,00	0,166
<i>Nauplio Calanoida</i>	2054,17	7,54	0,166

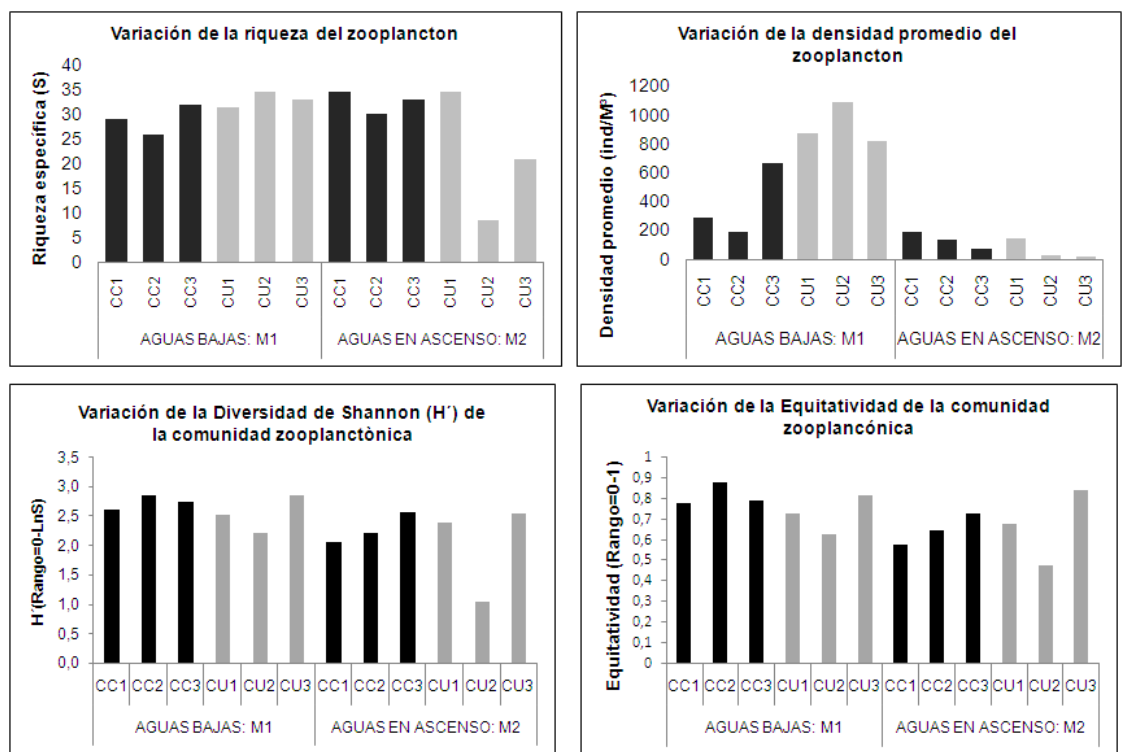
#### 11.4 Variación de la riqueza y la abundancia

La riqueza muestra fluctuaciones similares entre las estaciones de muestreo de los dos lagos y de forma temporal de acuerdo a las fases hidrológicas que corresponden al estudio. En aguas bajas, la comunidad zooplanctónica se caracteriza por presentar mayor densidad y menor riqueza ( $> D$  y  $< R$ ), mientras que en aguas en ascenso se tiene una situación inversa ( $< D$  y  $> R$ ), que puede verse explicada por el cambio de las características físicas y químicas al generarse la mezcla de aguas blancas del río Amazonas con aguas negras de los lagos. En cuanto a la diversidad de Shannon, la comunidad zooplanctónica presenta una situación similar a la comunidad fitoplanctónica, sin diferencias importantes. Con respecto al Índice de Proporcionalidad o Equitatividad, a diferencia de lo que se tiene con las algas, la densidad se distribuye de forma más equilibrada ( $E\bar{x}=0.8$  en aguas bajas y  $E\bar{x}=0.7$  en ascenso) (Figura 19, Tabla 19). De manera individual, la riqueza de los rotíferos y los cladóceros presenta el mismo comportamiento durante el estudio; mientras que los copépodos evidencian una variación más independiente, siendo muy inferior el número de especies y con una densidad representada especialmente en estados inmaduros.

Durante todo el estudio, son los canales de acceso a los lagos y los litorales de los mismos, los sitios que albergan mayor cantidad de especies. Por otro lado,



la prueba de Mann-Whitney muestra que hay diferencias significativas estadísticamente en la densidad ( $U_{(12,1)}=6$ ;  $p<0.05$ ) y la diversidad zooplanctónica ( $U_{(12,1)}=15$ ;  $p<0.05$ ) entre las fases hidrológicas y en la riqueza ( $U_{(6,1)}=2$ ;  $p<0.05$ ) y la densidad ( $U_{(6,1)}=0$ ;  $p<0.05$ ) entre los lagos en aguas bajas. Por el contrario, en aguas en ascenso no se presentan diferencias significativas entre los lagos, ya que la entrada de las aguas blancas del río Amazonas genera un proceso unificador y a la vez un efecto de dilución que influye en la reducción de la densidad de organismos de manera notoria en los dos lagos.



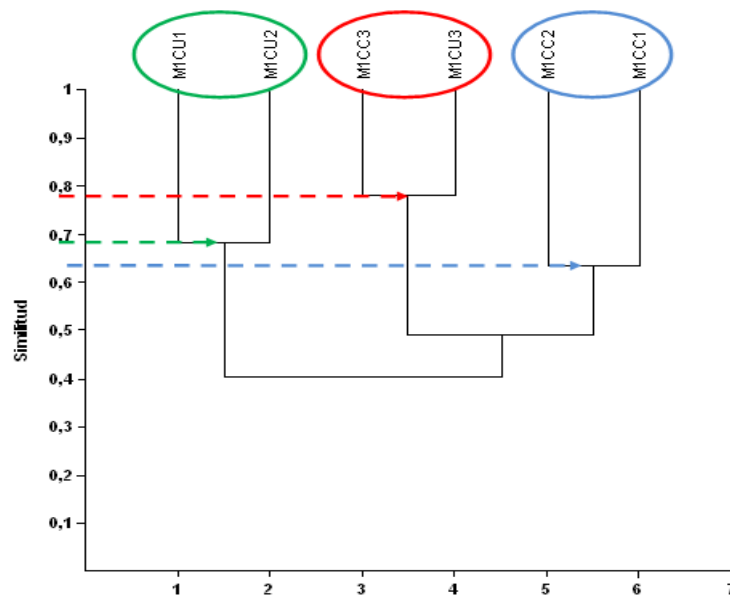
**Figura 19. Arriba:** Variación de la riqueza específica y densidad promedio del zooplancton registrado. **Abajo:** Variación de la diversidad de Shannon y la Equitatividad en la comunidad zooplanctónica. CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

**Tabla 19.** Riqueza específica (S), Densidad promedio (Ind/M<sup>3</sup>), Índice de Shannon e Índice de Proporcionalidad o Equitatividad (E) de la comunidad zooplanctónica durante el estudio.

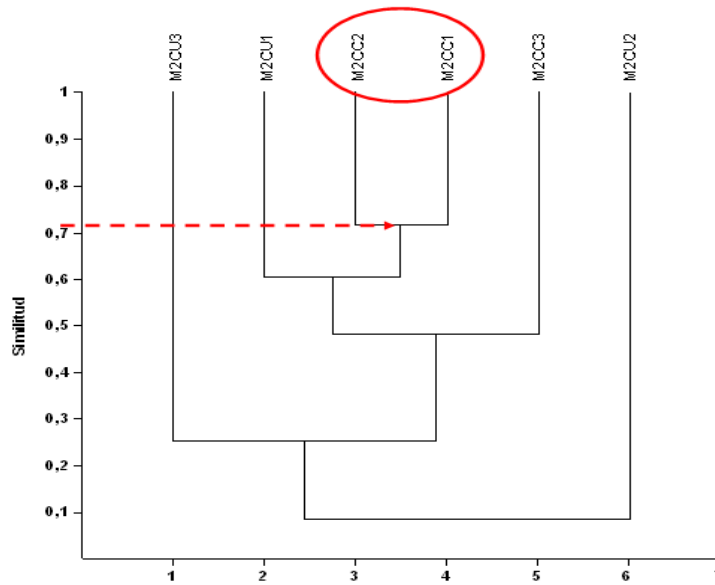
ESTACION	RIQUEZA (S)	DENSIDAD (Ind/M <sup>3</sup> )	H'	E
M1CC1	29	285	2,612	0,78
M1CC2	26	186	2,863	0,88
M1CC3	32	665	2,748	0,79
M1CU1	32	877	2,527	0,73
M1CU2	35	1095	2,228	0,63
M1CU3	33	819	2,872	0,82
<b>Prom. Aguas bajas</b>	<b>31</b>	<b>655</b>	<b>2,6</b>	<b>0,8</b>
M2CC1	35	186	2,069	0,58
M2CC2	30	135	2,220	0,65
M2CC3	33	74	2,563	0,73
M2CU1	35	148	2,408	0,68
M2CU2	9	32	1,061	0,48
M2CU3	21	18	2,551	0,84
<b>Prom. Aguas en ascenso</b>	<b>27</b>	<b>99</b>	<b>2,1</b>	<b>0,7</b>

Mediante el análisis de agrupamiento con base en el coeficiente de similitud de Bray-Curtis y los datos de abundancia de los organismos zooplanctónicos, para aguas bajas, al igual que para las algas se observan agrupaciones duales, aunque en este caso se presentan para ambos lagos de forma clara. Así, los canales de acceso a los lagos (M1CC3 y M1CU3) presentan mayor afinidad faunística con una similitud de aproximadamente un 80%, seguidos de las estaciones limnética y litoral del lago Cushillococha (Similitud= 70% Aprox.) y de las estaciones limnética y litoral del lago Caballococha (Similitud= 60% Aprox.) (Figura 20). Para el período de aguas en ascenso, la mayor afinidad faunística se presenta entre las estaciones limnética y litoral del lago Caballococha (similitud: Aprox. 70%), mientras que las estaciones de muestreo correspondientes al lago Cushillococha no evidencian agrupamientos duales ni en tríos, lo cual puede deberse a diferencias en la abundancia de las especies presentes en cada una de las estaciones, como las ya indicadas anteriormente (Figura 21). Sin embargo, de manera general, el dendograma que integra ambos períodos de estudio muestra al lado derecho el muestreo que corresponde a aguas bajas y a la izquierda las estaciones de ambos lagos

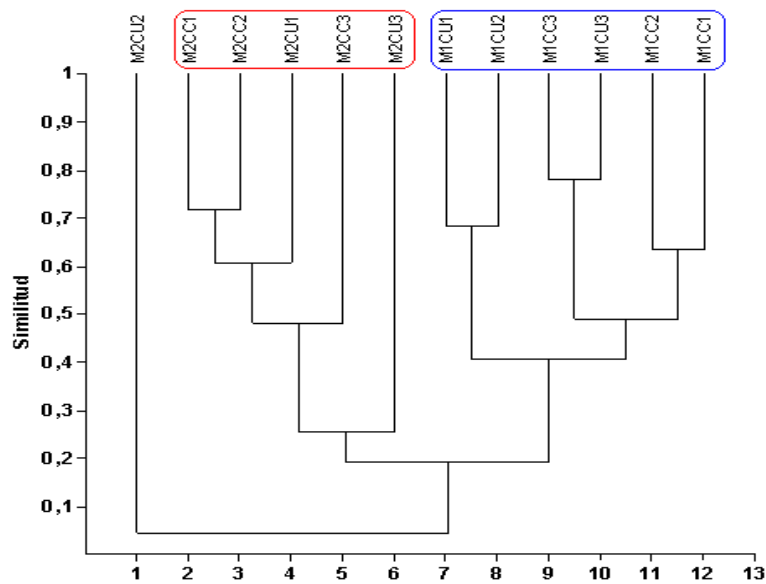
en aguas en ascenso, lo que evidencia que efectivamente la entrada del río Amazonas a los lagos de la planicie de inundación otorga una variación en la estructura de la comunidad zooplanctónica (Figura 22).



**Figura 20.** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para aguas bajas. M1: Aguas bajas; CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.



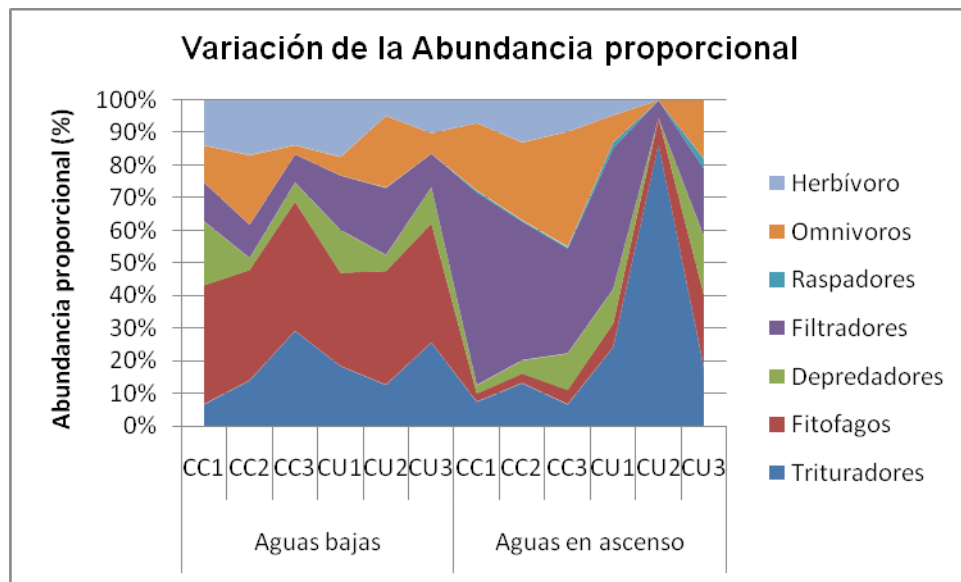
**Figura 21.** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para aguas en ascenso. M2: Aguas en ascenso; CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.



**Figura 22.** Dendrograma de similitud (UPGMA) con base en el índice de Bray-Curtis para todo el estudio. M1: Aguas bajas; M2: Aguas en ascenso; CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

Con respecto al hábito alimenticio, dentro de los copépodos, los calanoideos se caracterizan por presentar individuos herbívoros, mientras que los ciclopoideos exhiben organismos omnívoros. Dentro de los cladóceros se encuentran individuos filtradores en donde se destacan las familias Sididae, Daphnidae, Bosminidae y Moinidae; y raspadores como las familias Ilicryptidae, Chydoridae y macrothricidae (Gaviria, 1998; Elmoor-Loureiro, 1997). Por ultimo, dentro del filum Rotífera encontramos individuos fitófagos, trituradores y depredadores. Así, dentro de los trituradores se encuentran los rotíferos que presentan trofi maleado, maleorramado, ramado y uncinado; los fitófagos presentan trofi virgado y los depredadores forcipado e incudado (Rodríguez, 2003).

Teniendo en cuenta la informacion anterior, se revisan los datos obtenidos a partir de la relación de las diferentes categorias mencionadas para cada grupo de zooplancton (Figua 23).



**Figura 23.** Cambios en el porcentaje de abundancia de los grupos troficos. Rotífera: Trituradores, fitófagos y depredadores. Cladóceros: filtradores, raspadores. Copépodos: omnívoros y herbívoros. CC: Lago Caballococha; CU: lago Cushillococha; 1: Limnética, 2: Litoral, 3: Canal de acceso.

De acuerdo con la abundancia zooplanctónica registrada, encontramos que para los rotíferos, en aguas bajas la dominancia en su mayoría es dada por los fitófagos, siendo *P. cf. major* (1855 ind/M<sup>3</sup>) y *S. cf. pectinata* (904 ind/M<sup>3</sup>) de la familia Synchaetidae, representantes de este grupo; y por los trituradores, apareciendo *B. falcatus falcatus* (2403 ind/M<sup>3</sup>), *F. longiseta longiseta* (2295 ind/M<sup>3</sup>) y *C. dossuarius* (1845 ind/M<sup>3</sup>), como las especies con mayor densidad promedio dentro del grupo. Para este período, en el lago Caballococha es el fitófago *S. cf. pectinata* y el triturador *F. longiseta longiseta* los organismos dominantes. Para el lago Cushillococha, la dominancia esta dada por los trituradores *B. falcatus falcatus* y *C. dossuarius*.

En aguas en ascenso, son los rotíferos trituradores, los organismos que dominan la comunidad, aunque en este período, especies de las familias Lecanidae y Testudinellidae también logran ser representativas. El lago Caballococha se encuentra dominado por los trituradores *F. longiseta longiseta* y *T. mucronata*; mientras que en el lago Cushillococha, es *L. curvicornis* junto con *F. longiseta longiseta*, los trituradores que sobresalen dentro del grupo.

En el caso de los cladóceros, en aguas bajas la dominancia en todas las estaciones de muestreo de los lagos se corresponde con los organismos filtradores *B. deitersi*, *M. cf. minuta* y *D. brevireme* con densidades promedio de 3528 ind/M<sup>3</sup>, 1605 ind/M<sup>3</sup> y 336 ind/M<sup>3</sup> (familia Bosminidae, Sididae y Moinidae). En aguas en ascenso, se presenta la misma situación aunque la abundancia se ve bastante reducida.

Dentro de los copépodos, son los estados juveniles (Nauplios y Copepoditos) los que dominan el grupo en todas las estaciones de muestreo, pero en cuanto a las especies; en aguas bajas, son *T. tenuis* (Cyclopoideos: Familia Cyclopidae) y *N. cf. coniferoides* (Calanoideos: Familia Diaptomidae) con densidades promedio de 581 ind/M<sup>3</sup> y 255 ind/M<sup>3</sup>, respectivamente; los organismos que dominan. Esta situación es similar en aguas en ascenso.

Al realizar un análisis Kruskal-Wallis para la abundancia de los organismos zooplanctónicos agrupados de acuerdo a su hábito alimenticio, se obtienen diferencias significativas para la mayoría de los grupos en cuanto a la dimensión temporal (entre períodos de estudio). Para el período de aguas bajas, los lagos Caballococha y Cushillococha presentan diferencias significativas para los trituradores, los fitófagos y los filtradores; mientras que en aguas en ascenso

son los filtradores, los omnívoros y los herbívoros, los grupos que muestran diferencias significativas (Tabla 20).

**Tabla 20. Kruskal-Wallis para los tipos de alimentación presentes en rotíferos (trituradores, fitófagos, depredadores), cladóceros (filtradores, raspadores) y copépodos (omnívoros, herbívoros) entre los períodos de estudio (A), entre los lagos Caballococha y Cushillococha en aguas bajas (B) y en aguas en ascenso (C). Valores de Chi-cuadrado ( $X^2$ ) y significancia al 5% (p).**

		Trituradores	Fitófagos	Depredadores	Filtradores	Raspadores	Omnívoros	Herbívoros
<b>A</b>	<b>X<sup>2</sup></b>	13,70	14,30	11,60	3,60	5,20	7,80	14,30
	<b>P</b>	<b><u>0,0002</u></b>	<b><u>0,0002</u></b>	<b><u>0,0010</u></b>	0,0600	<b><u>0,0200</u></b>	<b><u>0,0050</u></b>	<b><u>0,0002</u></b>
<b>B</b>	<b>X<sup>2</sup></b>	5,80	6,80	2,20	6,80	2,20	1,30	1,80
	<b>P</b>	<b><u>0,020</u></b>	<b><u>0,010</u></b>	0,140	<b><u>0,010</u></b>	0,140	0,250	0,170
<b>C</b>	<b>X<sup>2</sup></b>	0,27	0,01	0,28	4,80	0,05	6,80	7,03
	<b>P</b>	0,600	0,920	0,600	<b><u>0,030</u></b>	0,800	<b><u>0,010</u></b>	<b><u>0,010</u></b>

## 12. DISCUSIÓN

### 12.1 Variables físicas y químicas

Las variaciones estacionales en los niveles del río Amazonas determinan el pulso de inundación que desencadena los principales cambios el nivel del agua, en el área y en las características físicas y químicas de los lagos de los planos inundables, debido a la mezcla de aguas blancas del río con aguas negras de origen local (Schmidt 1973a; Furch 1982, en Forsberg et al., 1988).

Con respecto al área el mayor cambio se evidenció en el lago Cushillococha, que a pesa de estar más distante del río Amazonas, incrementó aproximadamente en un 55% el espejo de agua, en tanto que Caballococha solo lo hizo en un 18% (USGS- Global visualization viewer 2008-2009), lo que esta relacionado con la menor profundidad y forma alargada del primer lago, en tanto que en Caballococha es dos veces más profundo, en ambos periodos, tres veces más grande en aguas bajas y dos en aguas altas y tiene una forma más circular, lo que en conjunto lo hacen menos susceptible a fenómenos de mezcla y resuspensión de sedimentos y permiten deducir que podría ser relativamente más estable, a pesar del efecto de inundación del lago. La menor área y profundidad, están relacionadas con los mayores valores de temperatura en el lago Cushillococha durante el periodo de aguas bajas, lo que podría determinar una menor saturación de oxígeno. En general el bajo porcentaje de saturación registrado en todo el estudio, se explica por la alta demanda biológica de oxígeno, así como el gasto en procesos químicos, relacionados con la descomposición de abundante materia orgánica en este tipo de sistemas Amazónicos, sometidos al efecto del pulso de inundación (Almeida, 2008).

El lago Cushillococha presenta valores de conductividad y pH más bajos, ya que se encuentra más alejado del río Amazonas (Longitud Canal de acceso a Cushillococha: 9.8 Km), y por ende, la influencia que recibe de éste es menor en comparación al otro lago (Longitud Canal de acceso Caballococha: 7.1Km). Esta variación de la distancia entre los lagos y el río, permite inferir que durante el año hay momentos en los cuales presentan más aguas blancas (aguas altas) y más aguas negras (aguas bajas), hecho al cual se pueden atribuir las variaciones de algunas características físicas y químicas.



De esta manera, las diferencias en los parámetros físicos y químicos entre los lagos para el período de aguas bajas, pueden deberse a que en ese momento, al reducirse la conectividad con el río Amazonas y generarse un aislamiento, los lagos amazónicos usualmente se ven más influenciados por las particularidades de las aguas de origen local (pequeños tributarios de aguas negras y lluvias directas), y presentan diferentes proporciones en el volumen de macrófitas en proceso de descomposición, que proliferaron en los períodos anteriores (ascenso y aguas altas) y de acuerdo a la forma de la cubeta, diferencias en los procesos de resuspensión de sedimentos, factor que depende de la profundidad y el área del lago y el efecto de los vientos en cada ambiente (Schmidt, 1973; Junk, 1984; Forsberg *et al.*, 1988; Melack & Fisher, 1990; Thomaz *et al.*, 1997; Panosso & Krubusly, 2000, en Carvalho *et al.*, 2001; Junk & Wantzen, 2003).

De acuerdo con Furch & Sioli (1984) y Junk & Furch (1985), la variabilidad que presentan los lagos de los planos inundables en parámetros como la conductividad es un patrón limnológico de la Amazonia que está asociado a las diferencias químicas de las aguas de los principales ríos que drenan las regiones con diferentes propiedades hidrológicas (Carvalho *et al.*, 2001). Así, en aguas bajas, aunque la conexión hidrológica se reduce, el lago Caballococha al encontrarse más cerca del río Amazonas sigue siendo influenciado por las aguas blancas de este río, razón por la cual se tienen para tal lago, valores de pH y conductividad más altos con respecto al lago Cushillococha, puesto que según Gibbs (1967) el río Amazonas al derivarse exclusivamente de las montañas de los Andes y de la región del piedemonte andino, hace que sus aguas sean alcalinas, hecho que posiblemente contribuye al aumento del pH en las aguas de los lagos cuando ingresa a ellos (Forsberg, 1988). En contraste, el lago Cushillococha al estar más alejado del río Amazonas, pierde la conexión con este de manera más rápida, quedando mayormente influenciado por la entrada de las aguas negras de los tributarios locales, caracterizados según Furch (1984) como cuerpos de aguas poco alcalinas (neutras), hecho que resulta en los valores bajos de pH que presenta este lago.

En cuanto a los nutrientes, en aguas bajas, los lagos son menos profundos, hay mayor transparencia (definida por la profundidad del disco Secchi) y los fenómenos de mezcla permiten una mayor disponibilidad de oxígeno y de nitrógeno en el estado más oxidado y asimilable por las algas, definiendo una fertilización debido a la resuspensión de sedimentos (Thomaz, 1991, en

Carvalho et al., 2001); estos factores junto con los procesos de sedimentación expuestos cerca a la ribera y la descomposición de materia orgánica en los bosques inundables, genera una gran liberación de nutrientes al sistema, lo cual hace que la concentración de compuestos nitrogenados sea mayor en esta fase, razón por la cual también se tiene un proceso de amonificación.

En el período de aguas en ascenso, la conectividad hidrológica aumenta, incrementando la similaridad entre los ambientes de los planos inundables (Bozelli 1992; Thomaz et al. 1997, en Bozelli & Thomaz, 2007). Este efecto de homogenización puede ser observado en los lagos Caballococha y Cushillococha para las variables físicas y químicas medidas, ya que el pulso de inundación al cual se encuentran sometidos los lagos de la planicie amazónica actúa como una de las principales fuerzas conductoras y unificadoras en los sistemas río-plano inundable. De esta manera, cuando el agua del río Amazonas ingresa a los lagos, materia orgánica e inorgánica es movilizada y arrastrada, al desplazarse masas de agua desde el canal principal hacia los lagos, ocasionando que sus características físicas y químicas se modifiquen (Junk et al. 1989, en Junk & Wantzen, 2003). Las aguas blancas del río Amazonas, caracterizadas por su alta conductividad eléctrica (Nuñez-Avellaneda & Duque, 2001) ocasionan que el pH y la conductividad de los sistemas lénticos aumenten, puesto que la inundación provoca que las aguas negras de los lagos se vean dominadas por las características de las aguas blancas. En cuanto a la temperatura, ésta disminuye en ambos lagos, lo cual puede verse explicado por la gran cantidad de agua fresca lítica y de lluvias que se presentan en este momento, hecho que también se ve reflejado en la baja transparencia registrada en los lagos, lo cual imposibilita que la columna de agua reciba buena penetración lumínica (Duque, 2001). Vale aclarar que los lagos bajo estudio se encuentran en la zona trópic, por lo que no presentan fuertes variaciones temporales, razón por la cual la influencia de esta variable sobre las poblaciones de fitoplancton y zooplancton probablemente sea pequeña (Carvalho, 1983).

El oxígeno disuelto también es uno de los parámetros afectados por el ingreso de las aguas del río Amazonas a los lagos, ya que este se reduce en ambos lagos, disminución que puede deberse a la reducción de la zona fótica lo cual restringe de cierto modo la actividad fotosintética y puede determinar la baja densidad fitoplanctónica registrada en este período. Además la descomposición de materia orgánica inundada requiere una alta demanda de oxígeno (DBO y

DQO). La saturación de oxígeno disminuye como consecuencia de la entrada continua de material alóctono y la descomposición de detritus producidos en la zona de transición acuático-terrestre (ATTZ), llegando a presentarse estratos anóxicos en la columna de agua (Duque, 2001; Rodríguez, 2003, Torres-Bejarano, 2006).

Con respecto a los nutrientes, aunque de manera particular se presenta un aumento de nitritos y fosfatos, lo cual puede estar relacionado según Camargo & Steves (1995) con el enriquecimiento de los lagos, como consecuencia de la fertilización otorgada por las aguas blancas del río Amazonas y a la descomposición de la vegetación acuática en la zona de transición acuática-terrestre (Schmidt, 1973; en Carvalho et al., 2001). Además, el surgimiento de macrófitas y con ellas de muchos organismos sintetizadores de nitrógeno como el perifiton asociado a las mismas, representa un gran incremento en las concentraciones de algunos productos nitrogenados. Este hecho también puede explicar el aumento en los fosfatos, ya que las macrófitas litorales participan activamente en el ciclado, la liberación y la transferencia de este elemento evitando que se disperse y diluya en el agua (Esteves, 1988).

Particularmente, el nitrógeno amoniacal es la fracción que mayor concentración muestra a lo largo del estudio, hecho que puede verse explicado por la continua descomposición de materia orgánica en el fondo. Sin embargo, en aguas bajas su concentración es más alta, posiblemente porque en esta fase continua la descomposición de vegetales y animales, que fueron previamente inundados, y de las macrófitas que proliferaron en la zona litoral en la fase previa de inundación, aportándose nutrientes desde las zonas aledañas al lago y desde desde zonas más profundas debido a la mezcla más frecuente por acción de los vientos, en vista de la reducción del nivel de la columna de agua (Esteves, 1988; Forsberg *et al.*, 1988, González-Bermúdez, 2007).

## 12.2 Comunidad fitoplanctónica

Los lagos bajo estudio presentan diferente conectividad con el río Amazonas; el lago Caballococha se conecta al río por medio de un canal de acceso mas corto (7.1Km), indicando con ello su mayor cercanía al río, mientras que el lago Cushillococha aunque también presenta un canal de acceso, se encuentra mas alejado del río Amazonas (9.8Km) y por ende mas influenciado por la entrada de aguas locales. A pesar de ello, independientemente del tipo de agua y del momento en que se produzca la inundación, ésta trae consigo cambios radicales en el ambiente químico (Junk et al., 1989, en Junk & Wantzen, 2000). Este hecho hace que las variables biológicas, como es el caso del fitoplancton varíen en su estructura como respuesta a dicho proceso.

Este trabajo muestra a las clases Euglenophyceae, Bacillariophyceae y Chlorophyceae como las más importantes en la composición cualitativa, puesto que presentan la mayor riqueza específica durante los dos períodos, posiblemente porque son organismos que poseen amplia tolerancia a las condiciones cambiantes. Con respecto a la estructura de la comunidad, las clases Bacillariophyceae, Euglenophyceae presentan la mayor cantidad de especies, siendo *Aulacoseira granulata*, *Trachelomonas volvocinopsis* y *T. volvocina*, las especies que dominan los dos períodos hidrológicos de estudio. La clase Chlorophyceae también presenta un número considerable de especies aunque ninguna de ellas logra ser dominante.

De manera general, estadísticamente no se presentan diferencias significativas para la riqueza, densidad y diversidad de la comunidad fitoplanctónica. Sin embargo, se observa una disminución de la densidad con promedios de 484 ind.L<sup>-1</sup> para el período de aguas bajas y 318 ind.L<sup>-1</sup> para aguas en ascenso, que puede estar relacionada con el efecto de dilución acarreado por el pulso de inundación (Almeida, 2008) y con los cambios en las características del agua.

Núñez-Avellaneda y Duque (2001) hacen referencia a la presencia del grupo Euglenophyceae, la cual está muy bien registrada para ambientes naturales, especialmente con tendencia a la eutrofia y en especial en lagos influenciados por el río Amazonas, puesto que al parecer este grupo se ve favorecido por las altas concentraciones de compuestos orgánicos disueltos de origen natural. De las especies dominantes durante el estudio, las euglenófitas *T. volvocinopsis* y *T. volvocina* se ven favorecidos por la entrada de las aguas blancas del río Amazonas que ocasiona que el pH de las aguas de los lagos cambie de neutro a básico, se genere descomposición de materia orgánica, sedimentación y mineralización de las aguas; procesos que hacen que el oxígeno disuelto disminuya notablemente, favoreciendo a estas especies que al parecer son tolerantes a las descargas de agua y continuos eventos de mezcla; considerándose como especies oportunistas que viven en ambientes con bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Reynolds *et al.*, 2002).

En el período de aguas en ascenso, la inundación provoca cambios en las concentraciones de nutrientes y el intercambio de organismos aumenta la riqueza específica. Estos procesos pueden explicar la dominancia de las especies del género *Trachelomonas*, puesto que éstas son reofilicas, es decir, que buena parte provienen del río Amazonas, lo que hace que con su ingreso a los lagos, parte de los individuos ingresen y se adapten a las nuevas condiciones, viéndose favorecidas por el aumento de pH y de las concentraciones de fosfatos (Klaveness, 1988; en Torres-Bejarano, 2006).

Algunos autores (Schmidt, 1972; Fittkau *et al.*, 1975) indican que la escasa transparencia de las aguas en los ecosistemas acuáticos, es uno de los factores que influyen de forma importante en la abundancia del plancton y de su producción primaria. La dominancia de *Aulacoseira granulata* está relacionada con el incremento en transparencia en el período de aguas bajas, debido a que hay pocos sólidos disueltos y suspendidos, y por lo tanto mayor penetración lumínica y alta actividad fotosintética, factores que garantizan las altas concentraciones de oxígeno favoreciendo a estas diatomeas céntricas (Zalocar de Domitrovic 2003). Por el contrario, en aguas en ascenso, la abundancia de esta especie se ve afectada, ya que el oxígeno disuelto disminuye debido a la reducción de la zona fótica, como consecuencia de la turbidez otorgada por la mezcla de las aguas blancas del río Amazonas con las aguas negras de los lagos y a la alta demanda química de oxígeno por los procesos de descomposición de materia orgánica.

Teniendo en cuenta el análisis de agrupación, basado en el índice de Bray-Curtis, se observa que la entrada de las aguas blancas del río Amazonas a los lagos hace que la estructura de la comunidad a pesar de seguir siendo dominada por las mismas especies, presente variaciones entre los lagos, las cuales pueden estar relacionadas con la distribución de las especies, ya que las nuevas condiciones pueden estar favoreciendo a unas especies, mientras se convierten en desventaja para otras, haciendo que la densidad de las mismas fluctue y se evidencie una separación clara de los lagos en aguas en ascenso, hecho que también depende del tipo de conexión, la distancia de los lagos al río principal, la zona del lago, entre otros factores.

En cuanto a la estructura de la comunidad, quizá los parámetros que mayormente contribuyen a la variación de la densidad de estas especies son la conductividad, la transparencia, el pH, el oxígeno disuelto y los nutrientes, condiciones fundamentales para el desarrollo y crecimiento de las algas. Así, por ejemplo, el aumento de la conductividad ( $\bar{x}$ =104.3 $\mu$ s/cm en aguas bajas y  $\bar{x}$ =133.7  $\mu$ s/cm en aguas en ascenso para Caballococha;  $\bar{x}$ =70.1  $\mu$ s/cm en aguas bajas y  $\bar{x}$ =136.7  $\mu$ s/cm en aguas en ascenso para Cushillococha) y el pH hace pensar que las sales disueltas pueden en algún momento retrasar o inhibir el crecimiento del fitoplancton, proceso contrario al que se observa en los ecosistemas de los planos inundables del río Paraná donde la alta conductividad favorece la densidad fitoplanctónica (Almeida, 2008). De la misma manera la disminución de la transparencia y el oxígeno disuelto ( $\bar{x}$ =48% en aguas bajas y  $\bar{x}$ =23% en ascenso para Caballococha;  $\bar{x}$ =45% en aguas bajas y  $\bar{x}$ =15.4% en ascenso para Cushillococha) repercuten en la composición y la estructura de la comunidad; ya que si cualitativamente, la clase Chlorophyceae resultó ser importante en el período de aguas bajas, ésta presenta una notable disminución cualitativa en aguas en ascenso, y una baja representatividad durante el estudio según los datos cuantitativos, reafirmando con ello que la reducción de la transparencia ocasiona que las condiciones del agua se tornen desfavorables para esta clase de organismos de gran importancia por su actividad fotosintética y producción de oxígeno. Sin embargo, dentro de esta clase, *Desmodesmus brasiliensis* es la especie que representa al género *Desmodesmus*, el cual según Reynolds *et al.* (2002) es generalmente encontrado en ambientes relativamente eutrofizados (Almeida, 2008).

Con respecto a las otras especies, la clase Zygnemaphyceae, aunque también presentó cierta representatividad (13 especies) no logra dominar durante el estudio, hecho que posiblemente se debe a que su mayor riqueza y densidad están relacionadas con ambientes oligotróficos y bajos valores de pH (Brook, 1988, en Almeida, 2008), mientras que los lagos bajo estudio presentaron tanto en aguas bajas como en ascenso pH cercanos a la neutralidad. La clase Cyanophyceae también presenta su mayor densidad en aguas bajas, lo que quizá se explique por que las especies de este grupo son favorecidas por grandes cantidades de materia orgánica, la cual en esta fase es trazada por las condiciones del sistema y por las altas concentraciones de nutrientes (Brito, 2006 & Pauerl, 1988; en Almeida, 2008).

Otra de las características de los ecosistemas acuáticos de los planos inundables de la cuenca amazónica, es la presencia de vegetación acuática, factor que de acuerdo con Bonneto (1976) es de vital importancia en la densidad de fitoplancton, ya que el notable desarrollo de macrófitas ofrece variados sustratos y microhábitats para el desarrollo de microorganismos como por ejemplo las algas (Zalocar de Domitrovic, 1992). Esta característica puede explicar porque encontramos mayor densidad en los litorales de los lagos durante el estudio. De manera similar, Zalocar de Domitrovic (1992) en sus estudios comparativos entre áreas vegetadas y áreas abiertas muestra que la presencia de un número más alto de especies de algas está relacionado con la gran cantidad de macrófitas presentes. Además, la vegetación flotante al formar una especie de colchón evita o reduce la mezcla de la columna de agua debida a la acción del viento y otorga cantidades importantes de materia orgánica produciendo cambios limnológicos que favorecen el establecimiento del fitoplancton.

Aunque las macrófitas proliferan en mayor cantidad en aguas en ascenso, y otorgan un sin número de recursos que favorecen a la comunidad fitoplanctónica, en esta fase, Train & Rodríguez (1997) plantean que el estrés producido sobre las células fitoplanctónicas por la velocidad de la corriente y por el mecanismo de choque con las partículas suspendidas en la columna de agua son algunos de los factores que contribuyen para la disminución de la densidad de algas en el período de aguas en ascenso aunque se vea favorecida la riqueza de las mismas. Esta variación también depende de cuan equitativo es el ambiente que posee disponibilidad de recursos (Almeida, 2008); ya que si el ambiente posee bajos valores de equitatividad, el aumento de los

recursos va a favorecer apenas a las especies dominantes, pero si el ambiente posee altos valores de equitatividad, el aumento de los recursos va favorecer a todas las especies. Es de esta manera, como se puede explicar que la dominancia de las mismas tres especies durante el estudio se debe a que los ambientes acuáticos estudiados presentan en ambos períodos los recursos necesarios para favorecer el crecimiento y desarrollo de estas especies, sin embargo, la dominancia de las especies se ve alternada de un período a otro, quizá por procesos de competencia, puesto que en uno de los períodos el sistema puede estar ofreciendo mayor cantidad de recursos para una de las especies y menor para la otra.

Las variaciones en la densidad poblacional de las algas también responden a la disponibilidad de nutrientes en el medio, ya que estudios anteriores han comprobado que los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo resultan ser limitantes para el crecimiento de estos organismos (Forsberg *et al.*, 1988). Esta razón puede explicar la reducción de la densidad fitoplanctónica en aguas en ascenso, puesto que en esta fase la concentración de nitratos y el nitrógeno amoniacal disminuyen, hecho que puede deberse a procesos de desnitrificación y reacciones redox; viéndose incrementada la densidad para aquellas especies que llegan del río y que con el ingreso del mismo se ven favorecidas por el aumento de pH y de las concentraciones de fosfatos.

### **12.3 Comunidad zooplanctónica**

Coincidiendo con lo expuesto por varios autores como Ruttner-Kolisko (1974), Paggi (1981), Brandorff et al. (1982), Twombly & Lewis (1987), Paggi & Paggi (1990), Arcifa et al. (1992), Andrade-Sossa (2001), González-Bermúdez (2007) en trabajos anteriores de sistemas ecosistemas fluvio-lacustres asociados a los planos inundables en el Neotrópico, en este estudio se registran más diversidad para los rotíferos (13 familias de rotíferos, 7 de cladóceros y 3 de copépodos) y se destacan por su riqueza Brachionidae (15 taxones), Lecanidae (6 taxones), Testudinellidae (4 taxones), Daphnidae (23.5% del número total de taxones), Moinidae (23.5%), Bosminidae (17.6%); Ciclopidea (60%) y Calanoidea (20%); las cuales son consideradas como las más abundantes y distribuidas ampliamente en sistemas acuáticos tropicales.

Los 66 taxones encontrados en los lagos bajo estudio se distribuyen en 44 especies de rotíferos, 17 cladóceros y 5 copépodos; lo cual suma



aproximadamente el 14% de las especies de rotífera y cladóceros reportadas para la Amazonia y el 9% de los copépodos registrados para Colombia. De los rotíferos, 27 coinciden con los hallados por Rodríguez (2003) y González (2007) en los lagos Yahuaracaca; con respecto a los cladóceros, 12 especies ya fueron registradas por González-Bermúdez (2007). Para los copépodos no se encuentra mayor coincidencia con los trabajos realizados en la zona, en este caso se registraron 5 taxones correspondientes a las familias Cyclopidae (3), Diaptomidae (1) y Ergasilidae (1).

De acuerdo a los resultados de riqueza e índice de constancia de las especies registradas durante el estudio, de manera general para los tres grupos zooplanctónicos (rotíferos, cladóceros y copépodos), es la estación litoral de los lagos bajo estudio y los canales de acceso a los mismos, los puntos de muestreo que presentan mayor número de especies, así como mayor incidencia de especies constantes. Según Koste (1978) y José de Paggi (1993) el aporte de la vegetación en los litorales de los lagos hace que esta zona presente mayor oferta de nichos y una fina partición espacial para los organismos; razón por la cual se puede explicar el alto número de especies registrado para este estudio en dicha zona, puesto que los lagos presentan amplias coberturas de *Paspalum repens* y *Eichornia crassipes*, siendo sitios de alta heterogeneidad ambiental que permiten la coexistencia de muchas especies y la disminución de la exclusión competitiva entre las mismas (Solarte, 2008). Además, según Junk *et al.* (1989), los litorales al ser sectores de transición entre el ecosistema acuático y el terrestre, cuentan con un grupo de características definidas singularmente por las escalas de espacio y tiempo y por la fuerza de las interacciones entre los dos sectores del ecosistema, es decir, se convierten en un ecotono, contribuyendo a la mayor riqueza y diversidad de especies.

Los canales de acceso, al ser los sitios a través de los cuales, tributarios, caños o en este caso el río Amazonas tienen contacto con los lagos del plano inundable, hacen que haya un intercambio de organismos del plancton ocasionando que las comunidades bióticas, especialmente el zooplancton sea bastante diverso (Saunders & Lewis, 1988). A su vez, se infiere que la velocidad de corriente de los canales de accesos a los lagos es baja, lo que permite la ocurrencia de gradientes químicos y de temperatura que resultan ser óptimos para el desarrollo del plancton (Thomaz *et al.*, 1991, en Aoyagui & Bonecker, 2004). Contrario a los sitios de muestreo ya mencionados, la estación limnética parece mostrar condiciones menos óptimas para la riqueza zooplanctónica, ya

que estas zonas están situadas en lugares donde en algunos períodos las corrientes tienen un efecto negativo, puesto que generan inestabilidad en el ambiente reduciendo el establecimiento y desarrollo de algunas especies del zooplancton (Andrade 2001).

Con respecto al cambio en la comunidad zooplanctónica durante los períodos de estudio, la variación de la riqueza y la densidad zooplanctónica toman un comportamiento inverso, puesto que en aguas bajas la riqueza es baja y la densidad es alta, mientras que en aguas en ascenso se presenta la situación contraria. Esto puede verse explicado por las condiciones físicas, químicas y ambientales que caracterizan cada período hidrológico de muestreo; así, en el período de estiaje, los lagos Caballococha y Cushillococha, caracterizados según la clasificación de Sioli (1967), como cuerpos de aguas negras, se ven influenciados por fuerzas locales, tales como entrada de aguas de tributarios (origen amazónico), vientos y lluvias locales, provocando una alta inestabilidad en los ambientes, un cierto grado de oligotrofia, razón por la cual se tiene una riqueza baja. Sin embargo, la mayor densidad zooplanctónica se registra para este período, resultados que también han sido indicados para otros lagos de várzea en el Amazonas, por Brandorff et al., (1977) y Carvalho (1983), quienes relacionan la alta densidad con el aumento de recursos alimenticios provenientes de las sustancias nutritivas aportadas a los lagos en el período previo de aguas altas. Además, la escasa profundidad ocasiona resuspensión de las partículas orgánicas desde el fondo y el mantenimiento de las mismas en la columna de agua, garantizando condiciones propicias para tales organismos. De otro modo, la ausencia del efecto de dilución que se genera en la inundación, así como, las características lénticas de estos ambientes por la baja velocidad de corriente que presentan en aguas bajas, son factores que favorecen la abundancia del zooplancton (Aoyagui & Bonecker, 2004).

La alta riqueza observada en aguas en ascenso se debe a que la entrada del río Amazonas genera mayor heterogeneidad espacial causada por el aumento en la distancia entre las estaciones de muestreo y al mayor aporte faunístico por parte de los hábitats que logran ser inundados, ya que aumenta el área del espejo de agua de los lagos (820.3Ha en aguas bajas y 965.1Ha en ascenso para Caballococha; 258.2Ha en aguas bajas y 440.1Ha en ascenso para Cushillococha) (Andrade, 2001). Además, el desarrollo de numerosas macrófitas y la influencia de dos tipos de aguas (negras y blancas) provocan cierta dinámica que favorece la productividad y la diversidad biológica (Junk et

*al.*, 1989, Junk & Wantzen, 2003; Espíndola *et al.*, 1996). Al mismo tiempo, la inundación trae consigo altas entradas de nutrientes por parte de procesos de descomposición de detritus acumulados en aguas bajas, procesos que ayudan a mantener la alta productividad de las comunidades acuáticas, lo que permite inferir que hay mayor disponibilidad de alimento para una mayor diversidad de organismos con hábitos alimenticios diferentes. El aumento de riqueza para aguas en ascenso registrado en este estudio ha coincidido con lo indicado por Aoyagui & Bonecker (2004) y Lansac-Toha *et al.*, (1993) en otros estudios; en los cuales han argumentado que durante la fase de potamofase hay un alto intercambio faunístico debido a la gran conectividad entre los ambientes del plano inundable y los compartimientos de los lagos (limnética y litoral).

A diferencia de la riqueza, la densidad zooplanctónica disminuye de forma notable durante el ascenso, esto se atribuye al efecto de dilución causado por la entrada de las aguas blancas del río Amazonas a los lagos y el aumento de la velocidad de corriente, hecho que genera turbulencia e impide el mantenimiento del zooplancton (González-Bermúdez, 2007). De acuerdo con Amoros & Roux (1988), Ward & Stanford (1995), Junk (1997); la reducción de la abundancia durante la inundación es respuesta a la influencia que ejerce en este período la conectividad entre los diferentes ambientes de los planos inundables (ríos, canales, lagos), ya que se provoca un cambio en las características físicas y químicas de los sistemas y en las interacciones bióticas entre todas las poblaciones acuáticas, gracias al ingreso de organismos desde el río hacia los lagos, que pueden ocasionar procesos de competencia y predación (Bonecker, *et al.*, 2009).

De esta manera, el comportamiento de la riqueza y la densidad concuerdan con José de Paggi & Paggi (2007), Keppeler & Hardy (2004), Thomaz *et al.*, (2007) cuando indican que el nivel hidrométrico en los ambientes del plano inundable pueden ser considerados como una variable compleja debido a que esta refleja no solo el volumen de agua en la cuenca, sino también los cambios en las condiciones ambientales, afectando la riqueza y abundancia de organismos directa o indirectamente; considerando que bajo estas variables, durante la limnofase hay una mayor influencia de factores locales mientras que factores regionales tales como el pulso de inundación predominan y son la fuerza conductora del comportamiento de las comunidades acuáticas durante la potamofase.

Las grandes cantidades de partículas suspendidas presentes en aguas en ascenso, también pueden influenciar negativamente sobre la densidad del zooplancton por la reducción de la zona eufótica y el incremento de la fracción no digerible del material suspendido (Brandorff et al., 1977, en Forsberg et al., 2007). Igualmente, la turbidez tiene una alta influencia sobre la comunidad zooplanctónica actuando directamente sobre estos organismos al obstruir los aparatos respiratorio y natatorio, o indirectamente sobre el fitoplancton, al disminuir la penetración lumínica y en consecuencia la producción algal (Nogrady et al., 1997, en Carvalho, 1983), de esta forma, los valores altos de turbidez (menor transparencia) registrados en aguas en ascenso se relacionan con un incremento en las proporciones de desecho de alimento y reducción en la eficiencia de asimilación lo cual puede explicar las diferencias explicadas entre los filtradores y trituradores (Bozelli, 1994).

Al comparar la comunidad en cada una de las zonas de muestreo de ambos lagos, particularmente en aguas bajas son los litorales y los canales de acceso los que muestran la mayor riqueza y abundancia, mientras que en aguas en ascenso, es la estación limnética la que toma esta situación; lo cual puede explicarse por el transporte de especies asociadas a macrófitas en el litoral hacia la zona de aguas abiertas de los lagos y posteriormente al río al cual están conectados los lagos como respuesta al pulso de inundación, esto debido a la alta velocidad de corriente que se ejerce con el ingreso del río (Green; 1963, 1975; en Aoyagui *et al.*, 2003).

Según Andrew & Fitzsimons (1992), Thouvenot *et al.*, (2000) los rotíferos son organismos que alcanzan tasas de crecimiento extremadamente rápidas y cortos tiempos de desarrollo, son eficaces colonizadores de hábitats nuevos y se alimentan de detritus y bacterias (Goncalves *et al.*, 2005). Además, estos organismos al ser oportunistas y tener la capacidad de asimilar una amplia variedad de recursos alimenticios los hace menos dependientes de la producción autotrófica pudiendo colonizar hasta los ambientes más inestables, de ahí que sean dominantes en ambos períodos de muestreo sin importar el aumento o la reducción de la densidad fitoplanctónica. Por otro lado, los lagos bajo estudio están sujetos a sucesivos cambios que ocurren en áreas inundables, lo cual trae como resultado que las comunidades acuáticas de dichos ambientes presenten especies de estrategia r, las cuales se reproducen rápidamente bajo condiciones aun limitantes (Birky & Gilbert, 1971, en Keppeler, 2003).

La presencia de un número alto de especies para los géneros *Brachionus* y *Lecane*, parece ser un aspecto común en aguas tropicales y subtropicales, como lo han indicado otros autores como Pejler (1977), Green (1971), Dumont (1983), Dussart, et al., (1984) y especialmente para los planos inundables de la región amazónica por Robertson & Hardy (1984). Además, han sido catalogados como géneros característicos de la zona tropical por y que contribuyen en mayor grado en términos de riqueza y abundancia zooplanctónica en hábitats asociados a macrófitas (Kuczynska-Kippen, 2000; Green, 2003, en Goncalves et al., 2005).

Al ser los litorales, ambientes ricos en material en descomposición sedimentado o adherido a las partes sumergidas de la vegetación, otorgan una amplia variedad de hábitats y oferta de alimento para especies detritívoras de los géneros *Brachionus*, *Lecane* y *Testudinella*. Esta disponibilidad de material orgánico particulado también está relacionada con el evidente predominio de algunas especies como *Brachionus caudatus f. personatus*, *Filinia longiseta longiseta* y *F. longiseta var. saltator*, respectivamente (Andrade, 2001).

En aguas en ascenso, aumenta el volumen y la profundidad del lago; presentándose un efecto de dilución por la mezcla de aguas blancas y negras, lo que indica que la abundancia de materia orgánica suspendida es menor que en aguas bajas; situación que está relacionada con la disminución de la densidad de los rotíferos y el cambio en las especies que dominan; así, en aguas bajas son las especies *B. falcatus falcatus*, *F. longiseta longiseta*, *C. dossuarius*, *P. cf. major* y en aguas en ascenso, el pulso de inundación hace que algunas de las anteriores especies se vean reemplazadas por otras en cuanto a su dominancia; así, para este período es *L. curvicornis*, *T. mucronata*, *P. quadricornis quadricornis*, *B. caudatus f. personatus*, siendo *F. longiseta longiseta*, la única especie que domina en ambos períodos hidrológicos; lo cual permite inferir que tiene bastante habilidad para tolerar la inestabilidad de este tipo de ambientes. Por otro lado, la escasez de especies del género *Lecane* en aguas bajas se debe a que estos organismos son típicos de la zona litoral cubierta por macrófitas, situación que se presenta en aguas en ascenso y razón por la cual encontramos a la especie *Lecane curvicornis* como una de las especies dominantes de esta fase.

En cuanto al hábito alimenticio, tanto en aguas bajas como en aguas en ascenso, la comunidad rotífera se ve dominada por organismos trituradores en

su mayoría, los cuales poseen trofi maleado y maleorramado, adaptados para agarrar partículas, especialmente detritus y algas muy pequeñas, y molerlas antes de enviarlas al esófago (Nogrady et al., 1993; en Rodríguez, 2003). Sin embargo, a pesar de que la fase de aguas en ascenso este dominada por organismos trituradores y a la vez detritívoros, vemos que algunas especies son reemplazadas por el fitófago *P. cf. major* que se presenta como una de las especies dominantes solo en aguas bajas, lo cual se debe a que esta especie posee un trofi virgado que le permite tener una acción penetrante y de bombeo sobre las células algales, las cuales utiliza como alimento; de ahí que en aguas bajas al tenerse mayor densidad fitoplanctónica pueda favorecerse esta especie. De otro modo, la entrada del río Amazonas propicia una disminución en las concentraciones de oxígeno debido a los procesos de descomposición de materia orgánica que se desencadenan (Rodríguez, 2003) siendo esta la causa de que en aguas en ascenso se presente un incremento súbito de organismos trituradores y un decline en las poblaciones fitófagas.

Los cladóceros también presentan variaciones entre las estaciones y fases de muestreo. La riqueza más alta se registra en los litorales y en los canales de acceso, debido a la mayor oferta de nichos y al intercambio faunístico y transporte que se provoca en los canales de acceso gracias a las características lólicas que estos poseen. Sin embargo, entre las dos fases de muestreo se presenta una variación, puesto que en aguas en ascenso la riqueza aumenta, siendo la estación limnética y litoral, los sitios que albergan mayor cantidad de especies; mientras que en los canales se ve reducida debido a que con la entrada del río Amazonas se incrementa el efecto de la descarga de agua por el aumento en la velocidad de corriente (Saunders & Lewis, 1987), hecho que no favorece selectivamente a los cladóceros de acuerdo a su tamaño, ya que son los cladóceros más pequeños, los que resultan mas fáciles de ser transportados desde el río al lago y viceversa, lo cual hace que la cantidad de especies en este sitio de muestreo sea reducida. Este cambio de la riqueza entre las estaciones parece obedecer también a las condiciones de los canales en aguas bajas (baja descarga y velocidad de corriente); puesto que parecen ofrecer cierta variedad de refugios para los cladóceros, por su proximidad al río, pero una vez se presenta el ingreso de este a los lagos se produce un flujo de dichos refugios y con ello de especies hacia las zonas del plano inundable, hecho al cual se atribuye que la estación litoral y limnética

sean en aguas en ascenso, los sitios con mayor riqueza (Saunders & Lewis, 1988).

Las familias Daphnidae, Moinidae y Bosminidae son las más diversas durante el estudio, sin embargo es la familia Bosminidae la que presenta a *Bosminopsis deitersi* como la especie dominante en ambos períodos, seguida del Moinidae *M. cf. minuta*. Este hecho puede explicarse según José de Paggi (1981) a que los grandes filtradores, como lo son *Daphnia* y otras especies de la familia Daphnidae, no dominan los sistemas acuáticos de los planos de la Amazonia, aunque si suelen ser registrados en tales ambientes.

La mayor densidad de cladóceros se registra en aguas bajas, siendo los filtradores, los organismos dominantes, debido a la mayor producción primaria que se presenta en esta fase (Bohrer et al., 1988). En aguas en ascenso, se tiene una reducción de la densidad de cladóceros, la cual puede estar relacionada con la restricción en las concentraciones de oxígeno y la baja producción de fitoplancton ocasionada por la escasez de nutrientes. Con respecto, al tipo de alimentación, se observa que los filtradores *B. deitersi*, *Moina cf. minuta* y *D. brevis*, son las especies dominantes durante los dos períodos hidrológicos de estudio, aunque su densidad fluctúa entre las estaciones y fases de muestreo; hecho que se atribuye a la disponibilidad de alimento en cada una ellas. De esta manera, en aguas bajas, se halla mayor abundancia de filtradores en el lago Cushillococha, donde también se presenta la mayor riqueza y densidad fitoplanctónica, siendo los litorales y canales de acceso de ambos lagos, los sitios con mayor abundancia; contrario a esto es lo que se observa en aguas en ascenso, donde la densidad disminuye y es la estación limnética la que posee mayor abundancia de organismos filtradores, ya que es en esta estación donde también se concentra la mayor abundancia de fitoplancton seguida del litoral por la cubierta de macrófitas que en este se desarrolla.

Por ultimo, el comportamiento de la riqueza y densidad de los copépodos se presenta un poco más independiente en comparación a los rotíferos y los cladóceros; ya que en este grupo son las etapas juveniles (Nauplios y copepoditos) las que predominan durante todo el estudio, seguidas de las especies *Termocyclops tenuis* y *Notodiaptomus cf. coniferoides*. Como ya se ha indicado, este resultado coincide con otros estudios sobre ecosistemas acuáticos de los planos inundables tropicales, los cuales se encuentran

influenciados por el régimen de pulso. En este caso, según Saunders & Lewis (1988), aunque los litorales puedan ofrecer mayor cantidad de refugios, también propician que estos organismos se vean más afectados por la prelación por parte de los peces; y en el caso de los canales de acceso, la descarga de agua y la velocidad de corriente afectan el establecimiento de este tipo de organismos. La mayor riqueza se registra para los copépodos adultos de Cyclopoida en comparación a los Calanoida, esto permite inferir que los primeros son más tolerantes a los cambios en las características ambientales producidas por la variación en los niveles hidrométricos del río Amazonas.

La predominancia de las etapas juveniles en los copépodos también puede estar relacionada a que el transporte de estas es más eficiente debido a su tamaño (Brook et al, 1956, en Saunders & Lewis, 1988). Así, la reducción en la abundancia de copépodos de un periodo a otro, se explica porque en aguas en ascenso, la velocidad de corriente aumenta y con ello la descarga de agua en los lagos, generando condiciones inestables para el desarrollo de copépodos adultos. Por otro lado, con la mezcla de aguas blancas y negras, la conductividad aumenta y se sabe que entre los factores abióticos, esta variable juega un papel importante en el establecimiento de los copépodos, puesto que valores altos de la misma afectan organismos de este grupo de mayor envergadura (Margalef, 1983), razón por la cual se observa que la comunidad zooplanctónica se ve dominada por estadíos inferiores en este grupo, aunque su densidad se vea reducida cuando el río ingresa a los lagos. Autores como Holdan & Green (1960) han indicado que la presencia dominante de nauplios frente a la escasez de copépodos adultos puede estar indicando que los primeros estén eclosionando de huevos de resistencia y no de huevos cargados por las hembras adultas (Lansac-Toha *et al.*, 1993); este supuesto permite suponer que los picos de presencia de copépodos podrían ser resultado de este tipo de huevos y no precisamente de la invasión de los mismos durante determinada época.

Se ha indicado que durante el ascenso y la inundación, los copépodos comprenden una mayor proporción con respecto al transporte de organismos que los cladóceros y los rotíferos. Sin embargo, no es claro si la diferencia es atribuible a las diferencias composicionales en los cuerpos de agua del plano inundable (caños o lagos) o a la habilidad de los copépodos para crecer en el plano inundable (Saunders & Lewis, 1987). Además, cuando las aguas del río ingresan al plano inundable, la comunidad zooplanctónica en general, está



sujeta a procesos de predación por parte de niveles tróficos superiores, razón por la cual también se presentan fluctuaciones en su estructura, con respecto a la densidad poblacional de cada grupo.

De manera general, al comparar las estaciones y fases de muestreo con respecto a la comunidad zooplanctónica, las diferencias básicamente responden a las variaciones en la composición taxonómica, puesto que hay especies exclusivas de un sitio o fase de muestreo, debido a las condiciones que otorga el ambiente para su establecimiento. Así por ejemplo, en la fase de ascenso la entrada del río Amazonas provoca la inundación de hábitats que limitan con la zona litoral, enlazando ambientes que habían estado aislados, hecho que propicia la aparición de especies exclusivas de esta zona y de la fase hidrológica en cuestión (Bonecker & Aoyagui, 2003). Además, el transporte de especies que se genera en esta fase también contribuye con el cambio de especies y la dominancia de las mismas, pues si bien en aguas bajas, al ser la velocidad de corriente baja, se tiene mayor riqueza en los canales de acceso y los litorales de los lagos, en aguas en ascenso, es la zona de aguas abiertas la que presenta esta situación, lo cual se explica porque el aumento en la descarga de agua genera movimiento de muchas de las especies asociadas a macrófitas desde los litorales hacia aguas abiertas, para luego ser transportadas en aguas en descenso a los ríos (Green, 1963, 1975; en Bonecker & Aoyagui, 2003).

Para las comunidades planctónicas bajo estudio, la importancia del fitoplancton como recurso alimenticio ha sido discutido por muchos autores, por ejemplo, Rossa & Bonecker (2003) verificó que la densidad y biomasa de rotíferos, estuvo relacionada a las variaciones en las concentraciones de clorofila *a* en muchos lagos conectados al río Paraná. De esta forma, la reducción en la densidad zooplanctónica en aguas en ascenso puede estar relacionada con la disminución en la oferta de recursos alimenticios como respuesta a la escasez de nutrientes.

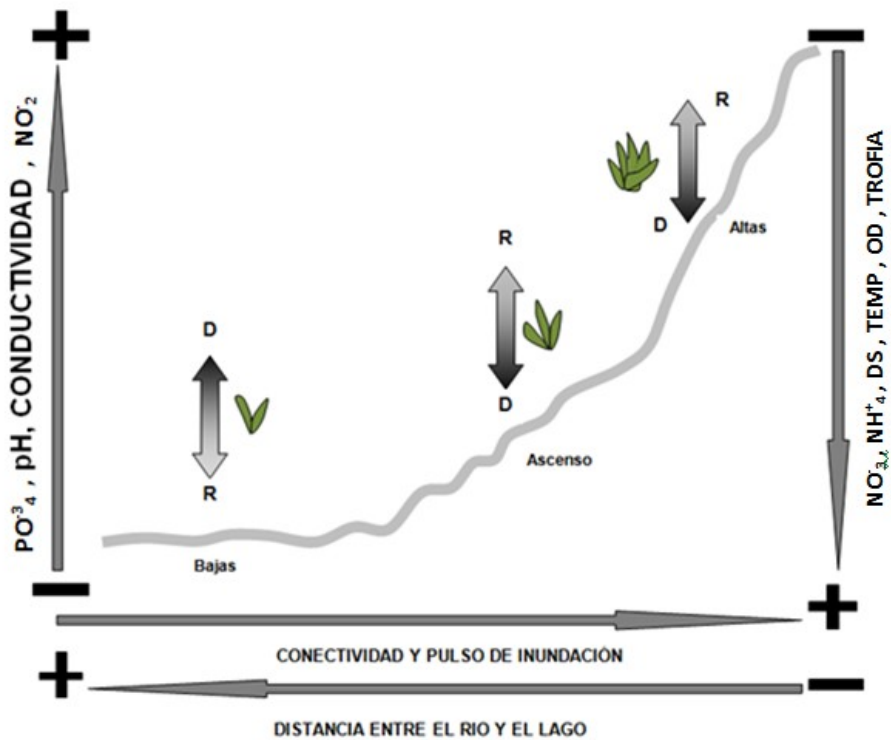
Los resultados obtenidos en este estudio concuerdan con los encontrados en otros trabajos en donde se ha observado que en sistemas tropicales dominados por organismos pequeños, como en este caso, rotíferos y especies de la familia Bosminidae; los individuos no son capaces de regular de forma drástica las relaciones entre los nutrientes y la biomasa algal, hecho que si se ha verificado para los sistemas acuáticos de zonas templadas donde el fitoplancton ha sido

suprimido por crustáceos de mayor tamaño y con alta habilidad competitiva (Noges, 1997; Huszar et al., 2006). De ahí que la comunidad zooplanctónica de los lagos Caballococha y Cushillococha al estar dominada por individuos pequeños no ejerce un fuerte pastoreo sobre el fitoplancton, por lo cual el flujo trófico que se presenta entre estas comunidades es dependiente del recurso (Arditi & Ginzburg, 1989), verificando que los primeros componentes de la cadena trófica en este caso las algas soportan la hipótesis del recurso-dependencia (*bottom up*), mediante la cual se predice que la biomasa de cada nivel trófico responde proporcionalmente al incremento en la disponibilidad de recursos (Forsberg et al., 2007).

Finalmente, los resultados de la variación de la densidad y diversidad de especies para las comunidades bajo estudio coinciden con los encontrados en sistemas asociados al Paraná, en donde la abundancia fue alta en lagunas conectadas, seguidas por las aisladas y luego los ríos, pero sin variación espacial y temporal marcada, sugiriendo que esto puede depender de la magnitud de la inundación en cada período debido a la menor dilución y alta disponibilidad de recursos alimenticios (Aoyagui & Bonecker 2004). En Caballococha y Cushillococha también se presentan mayores densidades en el sistema con más conectividad, pero en este caso si hay diferencias en el periodo de aguas bajas y el efecto del pulso es suficiente para determinar una considerable dilución y disminuir significativamente la densidad en ambos lagos. Para varios sistemas se ha indicado que también puede influir la distancia a la cual nutrientes, materia orgánica y otras sustancias se mueven entre los hábitats (Amoros & Roux 1988; Davies *et al.*, 1994; Heiler *et al.*, 1995; Ward *et al.*, 1999), lo que puede influir en las diferencias en densidad y riqueza entre los dos sistemas al estar uno un poco más próximo al Amazonas y el otro más lejano, por lo que además reciben el efecto del pulso en diferentes momentos de tiempo.

A partir de los resultados obtenidos en este trabajo se elabora un modelo teórico que se aproxima a explicar el efecto del pulso de inundación, la conectividad y otros factores locales sobre los parámetros físicos y químicos, la densidad y riqueza del fitoplancton y zooplancton, indicando como a medida que el nivel hidrométrico asciende, la riqueza crece y la densidad decrece, dándose al mismo tiempo un cambio en las características físicas y químicas. Estas fluctuaciones dependen de la conectividad, la cual a su vez está asociada con la distancia o cercanía del río a los lagos del plano inundable, factor que en

este estudio explica en gran parte las diferencias que existen en aguas bajas entre los dos lagos (Figura 24). Así, se puede inferir que la estructura de las comunidades biológicas en este tipo de ecosistemas opera de acuerdo a lo propuesto por Ward & Tockner (2001), cuando plantean que en los planos de inundación la diversidad se maximiza gracias a la integración de tres condiciones intermedias: el disturbio hipótesis del disturbio intermedio, *sensu* Connell, 1978), la presencia de ecotonos y la conectividad hidrológica.



**Figura 24.** Modelo teórico del efecto del pulso de inundación, la conectividad y la distancia Río - Lago sobre las variables bióticas y abióticas analizadas. D: densidad, R: riqueza, de las comunidades biológicas (fitoplancton y zooplancton). Las figuras verdes representan la cobertura de macrofitas.

### 13. CONCLUSIONES

- Los resultados encontrados indican que el pulso de inundación generado por la variación en el nivel hidrométrico del río Amazonas provoca fluctuaciones en las variables físicas y químicas y con ello en la disponibilidad del recurso alimenticio ocasionando oscilaciones en la estructura y composición de las comunidades planctónicas.
- La conductividad, el pH y el OD, son las variables más afectadas por las fluctuaciones del nivel del río, entre los períodos de estudio, indicando su importancia para el seguimiento del proceso de inundación al cual se encuentran sometidos este tipo de cuerpos de agua.
- La diferencia de conectividad entre los lagos y el río (distancia río-lago) se relaciona con la magnitud con que son afectadas las características de sus aguas (bióticas y abióticas) por el pulso de inundación.
- Dentro de las comunidades planctónicas (fitoplancton y zooplancton), la riqueza específica se ve favorecida por el transporte de algas y fauna entre sectores de la llanura aluvial, que se produce durante la entrada del río Amazonas hacia los lagos, mientras que la densidad poblacional es beneficiada por la menor velocidad de corriente y disponibilidad de alimento que se evidencian en el período de aguas bajas.
- Aunque no se encuentran diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, son los litorales de los lagos, los sitios que albergan mayor cantidad de especies y densidad poblacional durante el estudio, debido a la mayor oferta de refugio y alimento que otorgan estos ambientes.

- Dentro del fitoplancton, al igual que anteriores estudios, son las clases Euglenophyceae y Bacillariophyceae, las de mayor riqueza específica y densidad poblacional, gracias a su alta capacidad para tolerar las fluctuaciones ambientales que se dan entre períodos.
- Los rotíferos logran ser el grupo dominante dentro de la comunidad zooplanctónica, siendo los trituradores, el grupo funcional alimenticio más representativo durante el estudio, al verse favorecidos por la descarga de materia orgánica generada por las perturbaciones ambientales otorgadas en este caso por el pulso de inundación.
- El Oxígeno disuelto, el pH, la transparencia, la conductividad, la velocidad de corriente y los nutrientes (fosfatos y nitratos) son las variables físicas y químicas que se relacionaron en mayor grado con algunas de las variaciones en la estructura de las comunidades planctónicas.

## 14. BIBLIOGRAFÍA

Almeida, F. F., 2008. Fitoplâncton de um lago de inundação amazônico (lago catalão, Amazonas – Brasil): Estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais. Instituto Nacional De Pesquisas Da Amazônia – INPA. Manaus, Brasil.

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

Amoros, C., Roux, A.L. 1988. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. *Munstersche Geogr. Arbeiten* 29: 125–130.

Anagnostidis, K. & Komarek, J. 1985. Modern approach to the classification system of cyanophytes “Introduction”. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 71, 1-2 (Algological Studies 38-39): 291-302.

Anagnostidis, K. & Komarek, J. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes “Oscillatoriales”. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 80, 1-4 (Algological Studies 50-53): 327-472.

Andrade-Sossa, C., 2001. Efecto de la fluctuación del nivel del agua sobre la estructura de la comunidad de rotíferos planctónicos en el lago Yahuaraca (Río Amazonas, Colombia). Tesis de maestría. Departamento de biología. Universidad de los Andes. Bogota.

Andrew, T. E. & A. G. Fitzsimons, 1992. Seasonality, population dynamics and production of planktonic rotifers in Lough Neagh, Northern Ireland. *Hydrobiología* 246: 147–164.

- Aoyagui, ASM., Bonecker, CC., Lansac-Tôha, F. & Velho, F., 2003. Estrutura e dinâmica dos rotíferos no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*. Maringá, 25(1): 31-39.
- Aoyagui, ASM. & Bonecker, CC., 2004. Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): Richness, abundance and relationship with connectivity. *Hidrobiologia* 522: 281-290.
- Arcifa, M. Gómez, E. & Meschitti, A., 1992. Composition and fluctuations of the zooplankton of a tropical Brazilian reservoir. *Arch. Hydrobiologia*. Stuttgart. 123(4): 479-795.
- Arditi, R. & L. R. Ginzburg, 1989. Coupling in predator-prey dynamics: ratio-dependence. *Journal of Theoretical Biology* 139: 311–326.
- Barón-Rodríguez, M., Gavilán-Díaz, R. & Restrepo-Ramírez, J. 2006. Variabilidad espacial y temporal en la comunidad de cladóceros de la ciénaga de Paredes (Santander, Colombia) a lo largo de un ciclo anual. *Limnetica*, 25 (3): 623-636.
- Bicudo, C. E. M. 1969. Contribution to the knowledge of the desmids of the State of Sao Paulo, Brazil (including a few from the State of Minas Gerais). *Nova Hedwigia*. 17: 433-549.
- Bicudo, C.E.M. & Azevedo, M. T. P. 1977. Desmidióflora paulista, 1: Género *Arthrodesmus*. Ehr. ex Ralfs emend. *Arch. Bibliotheca Phycologica*. 36: 1-105.
- Bicudo, C. E. M. & Sormus, L. 1982. Desmidióflora paulista, 2: Género *Micrasterias*. C. Agardh ex Ralfs. *Arch. Bibliotheca Phycologica*. 57: 1-230.
- Bicudo, C.E.M. & Samaenz, J. M. 1984. Desmidióflora paulista III. *Bibliotheca Phycol. Vaduz*. 68: 138p.
- Blettler, MCM. & Bonecker, CC., 2007. Longitudinal distribution of microcrustacean biomass in three tropical reservoirs (Paraná State, Brazil). *Acta Scientiarum: Biological Sciences*. Maringá, 29(3): 297-304.

- Bonecker, C. C. & Lansac-Toha, F. A. 1996. Community structure of rotifers in two environments of the Upper River Parana' floodplain (MS) – Brazil. *Hydrobiologia* 325: 137–150.
- Bonecker, CC., Aoyagui, ASM. & Santos, RM., 2009. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Brazil Journal Biological*, 69.(2, suppl.): 529-537.
- Borher, B., Rocha, M. & Godolphim, F. 1988. Variacoes espaco-temporais das populacoes de Cladocera (Crustacea-Branchiopoda) no saco de Tapes, Laguna Dos Patos, R. S. *Acta Limnologica de Brasil*. 11: 549-570.
- Bornette, G., Amoros, C. & Lamouroux, N. 1998. Aquatic plan diversity in riverine wetlands the role of connectivity. *Freshwater Biology* 39: 27-283.
- Borsford, A., dávila, C., Hoffert, H. & Tinoco-Rangel, C. 2006. Espacios Naturales de Latinoamérica. Institut Für Geographie der Universität Innsbruck. On line. <http://.lateinamerika-stdien.at/content/natur/naturesp/natur-1181.html>.
- Bozelli, R. L., 1994. Zooplankton community density in relation to the water level fluctuations and inorganic turbidity in an Amazonian lake, “Lago Batata”, State of Pará, Brasil, *Amazoniana*, XIII (1/2): 17-32.
- Bozelli, R. L., Thomaz, S. M. & Bini, L. M., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hidrobiologia* 579: 1-13.
- Brandorff, G. O. 1977. Untersuchungen zur Populationsdynamik des crustaceenplanktons im Tropischen Lago Castanho (Amazonas, Brasilien) Tesis de Doctorado. Univ. De Kiel. 108p.
- Brandorff, G. O. & Andrade, E. R. 1978. The relationship between the water level of The Amazon River and the fate of the zooplankton population in Lago Jacaretinga, a varzea lake in Central Amazon. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 13: 63-70.
- Brandorff, G., Coste, W. & Smirnov, N., 1982. The composition and structure of Rotiferan and Crustacean communities of the lower river Nhamundá, Amazonas, Brazil. *Studies of Neotropical Fauna and Environment*. 17: 69-121.



Bonetto (A. A.), 1976. - Calidad de las aguas del rio Parana; infroduccitin a su esfudio ecologico. Incyth - PNUD – Onu (Heptihlica Argentina), 202 p.

Camargo, A. F. M. & F. A. Esteves, 1995. Influence of water level variation on fertilization of an oxbow lake of Rio Mogi-Guacu, state of Saõ Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 299: 185–193.

Carvalho, M. L., 1983. Efeitos da flutuaçãõ do nívcl de agua sobre a densidade e a composiçãõ do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia, Manaus, Brasil. *Acta Amazonica*. 13 (5-6): 715-724.

Carvalho, P., L. M. Bini, S. M. Thomaz, L. G. Oliveira, B. Robertson, W. L. G. Tavechio & A. J. Darwisch, 2001. Comparative limnology of South-American lakes and lagoons. *Acta Scientarum: Biological Sciences*. Maringá, 23 (29): 265-273.

Coesel, P. 1983. De Desmidiaceeën van Nederland-Sieralgen. Deel 2 Fam. Closteriaceae. Sticing Uitgeverij koninklijke Nederlandse Naturhistorische Verenig.

Coesel, P. 1985. De Desmidiaceeën van Nederland-Sieralgen. Deel 3 Fam. Desmidiace (1). Sticing Uitgeverij koninklijke Nederlandse Naturhistorische Verenig.

Coesel, P. 1991. De Desmidiaceeën van Nederland-Sieralgen. Deel 4 Fam. Desmidiaceae (2). Sticing Uitgeverij koninklijke Nederlandse Naturhistorische Verenig.

Comas, A. 1996. Las chlorococcales dulceacuícolas de Cuba. *Bibl. Phycol.* 99. J. Cramer, Stuttgart.

Connel, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.

Contreras-Espinosa, F. O., Castañeda-López & García A. 1994. La clorofila-a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 21 (1-2): 55-66.

Cox, E.J. 1996. Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman & Hall. London. 158pp.

Davies, B.R., M.C. Thomas, K.F. Walker, J.H. O'Keefe & Gore A.J. 1994. Dryland rivers: their ecology, conservation and management. In: Calow P., Petts G.E. (Eds.), *The Rivers Handbook II: Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 484–511.

Díaz-Olarte, J., V. Valoyes-Valois, C. Guisande, N. Torres, A. González-Bermúdez, L. Sanabria-Aranda, A. Manjarrés- Hernández, S. Duque, L. Marciales y M. Nuñez-Avellaneda. 2007. Periphyton and phytoplankton associated with the tropical carnivorous plant *Utricularia foliosa*. *Aquatic Botany* 87: 285-291.

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.

Duque, S. R. & Donato, J. Ch. 1995. Primeros registros de desmicias filamentosas (Zygophyceae) em lagos de La orilla colombiana Del rio Amazonas. *Boletin Ecotrópica*. 29: 1-10.

Duque, S. R. 1995. Euglenófitas pigmentadas de la Amazonia Colombiana. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 19(75): 651-659.

Duque, S. R. & Donato, J. Ch. 1993. Primeros registros de Micrasterias (Desmidiaceae) em lagos Del rio Amazonas em Colombia. *Caldasia* 17: 354-355.

Duque, S. R. & Donato, J. Ch. 1994. Primeros registros de Closterium (Desmidiaceae, Zygophyceae) em lagos de La orilla colombiana del río Amazonas. *Ver. Acad. Col. Cienc.* 19(73): 259-264.

- Duque, S. R. & Donato, J- Ch. 1996. Primeros registros de *Actinotaenium* y *Cosmarium* (Desmidiaceae) em lagos de La orilla colombiana del río Amazonas. *Caldasia* 18(2): 203-210.
- Duque S. R., J. E. Ruiz, J. Gómez & E. Roessler. 1997. IGAC (ed.). Zonificación ambiental para el plan colombo-brasilero (eje Apaporis–Tabatinga: PAT). Editorial Linotipia, Santafé de Bogotá, Colombia. *Limnología* pp: 69-134.
- Duque S. R. 1998. Estudio de humedales en la Amazonia colombiana. En: Una Aproximación a los humedales en Colombia. E. Guerrero (ed.) UICN-Sur & Fondo FEN Colombia. Santafé de Bogotá. Colombia. 73-91.
- Duque, S. R. & Núñez-Avellaneda, M. 2000. Microalgas acuáticas de la Amazonia colombiana. *Biota Colombiana*. 1(2):208-216.
- Duque, S. R., Núñez-Avellaneda, M., López-Casas, S. & Marin, Z. 2007. Ecosistemas acuáticos en Ruiz S. L. et al (Eds.). *Diversidad biológica y cultural del sur de la Amazonia colombiana - diagnóstico*. Páginas 85- 97. Plan de Acción en biodiversidad – Programa de Investigación en política y legislación. Corpoamazonia, Instituto Humboldt, Instituto Sinchi, UAESPNN. Bogotá.
- Dusart, B. H. 1984. Some Crustacea Copepoda from Venezuela. *Hydrobiologia*. 113: 25-67.
- Elmoor-Loureiro, L. M. A. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil, Brasilia.
- Espindola, E. G., Matsumura-Tundisi, T. & Moreno, I. H. 1996. Efeitos da dinâmica hidrobiológica do sistema pantanal matogrossense sobre a estrutura da comunidade do zooplankton da lagoa Albuquerque. *Acta Limnol. Brasil.*, 8: 37-57.
- Esteves, F., 1988. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Editora Interciencia Ltda. Rio de Janeiro.
- Ettl, H. 1978. SüBwassers von Mittleleuropa: Xanthophyceae. Ed. Gustav Fischer, Stuttgart. 530p.
- Fittkau, E. J.; Irmiler, U.; Junk W. J. Reiss, F.; Schmidt, G. W. 1975. Productivity, biomass and population dynamics in Amazonian water bobies. In:

- Golley FB, Medina E. (eds) Tropical ecological systems. Springer, Berlin Heidelberg New York. pp. 289 – 311.
- Forsberg, B. R., Devol, A. H., Richey, J. E., Martinelli, L. A. & Santos, H., 1988. Factors controlling nutrient concentration in Amazon floodplain lakes. *Limnol. Oceanogr.* 33(1):41-56.
- Forsberg, B. R. & Trevisan, G. V., 2007. Relationships among nitrogen and total phosphorus, algal biomass and zooplankton density in the central Amazonia lakes. *Hidrobiologia* 586: 357-365.
- Forster, K. 1969. Amazonische Desmidiéen. 1. Areal Santarem. *Amazoniana* 2: 5-232.
- Gallo-Sánchez, L., Palacio-Baena, J. & Ramírez-Restrepo, J. 2009. Zooplankton (Rotífera y Microcrustácea) y su relación con los cambios del nivel del agua en la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Caldasia* 31(2):339-353.
- García, A. P. P., Lansac-Toha, F. A. & Bonecker, C. C. 1998. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the upper Paraná river, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 15: 327-343.
- Gaviria, S. 1994. Los copépodos (Arthropoda, Crustácea) de vida libre de las aguas continentales de Colombia. *Rev. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.* 19(73): 361-385.
- Gaviria, S. & N. Aranguren. 2003. Técnicas de determinación taxonómica de cladóceros y copépodos limnéticos de Colombia. . Guía de laboratorio para identificación de cladóceros (Anomopoda y Ctenopoda) y copépodos (Calanoida y Cyclopoida). Tunja.
- Gaviria S. & Aranguren N. 2007. Especies de vida libre de la subclase Copepoda (Arthropoda, Crustacea) en aguas continentales de Colombia. *Biota Colombiana* 8 (1): 53 – 68.
- Gibbs, R. J. 1967. The geochemistry of the Amazon River I. The factors that control the salinity and the composition and the concentration of the suspended solids. *Geological Society of America. Bulletin* 78: 1203-1232.

Gómez, M. C. 2008. Dinámica especial y temporal de la Comunidad fitoplanctónica en el lago Yahuaraca, Planicie de inundación del río Amazonas. Tesis Msc. Universidad Javeriana, Bogotá. D. C.

Goncalves, F., Antunes, S. C. & Castro, B. B., 2005. Rotifer community structure in three shallow lakes: seasonal fluctuations and explanatory factors. *Hidrobiologia* 543: 221-232.

Gonzalez-Bermudez, A., 2007. Influencia de la *Utricularia foliosa* sobre la diversidad zooplanctónica en las dimensiones longitudinal y temporal de la quebrada Yahuaraca (Amazonía Colombiana). Tesis de pregrado. Departamento de biología. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Pag: 40-94.

Green, J. 1972. Freshwater ecology in the Mato Grosso, Central Brazil III. Associations of Rotifera in meander lakes of the rio Suia Missu. *J. Nat. Hist.* 229-241.

Hauer, J. 1956. Rotatorien aus Venezuela und Kolumbien. *Ergebn. Dt. Limnol. Venezuela Exp.* 1952. 1: 277-312.

Heiler, G., Hein, T. & Schiemer, F. 1995. Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 351 – 361

Huszar, V. E. M., N. F. Caraco, F. Roland & J. Cole, 2006. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry* 79:239250, <<http://www.springerlink.com.w10087.dotlib.com.br/content/ept3886p65596287/p=aae0e8430f9a4d0b94a638575e6ddd93&pi=5>>

IGAC (ed). 1980. Zonificación ambiental para el plan colombo-brasilero (eje Apaporis – Tabatinga: PAT). Editorial Linotipia, Santafé de Bogotá, Colombia. *Limnología*. p: 69-134.

José De Paggi, S. 1981. Variaciones temporales y distribución horizontal del zooplancton en algunos cauces secundarios del río Paraná Medio. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 16: 185-199.

José de Paggi, S., 1993. Composition and seasonality of planctonic rotifers in limnética and litoral region of a floodplain lake (Paraná River System). *Rev. Hydrobiol. Trop.* 26: 53-63.

José de Paggi, S. 1995. Rotifera. En: Lopreto, E.C. & Tell, G. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomo III.* Ediciones Sur. La Plata, Argentina.

José de Paggi, S. & Paggi, J.C., 2007. Zooplankton. In Iriondo, M.H., Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: limnology of a subtropical wetland.* New York: Springer. p. 229-250.

Junk, W. & K. Furch, 1985. The physical and chemical properties of Amazonian waters and their relationship whit the biota. In Prance & Lovejoy (eds.). *Keys environments: Amazonia* Pergamon Press, Oxford.

Junk, W, Bayley, P. B. & Sparks, R. E. 1989. The Flood Pulse Concept in river – Floodplain Systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110–127.

Junk, W.J., 1997: General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: Junk, W.J. (Ed.). *The central Amazon floodplain – ecology of a pulsing system.* Ecological Studies. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 126.: 3–20.

Junk, W.J., 2000. The Central Amazon floodplain: Actual use and options for sustainable management. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers. 584 p.

Junk W. J. & Watzen K. M., 2003. The flood pulse concept: New aspects, approaches and applications – An update. En: R.L. Welcomme & T. Pret. (eds). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volumen 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. pp: 117-140.

Keppeler, E. C., 2003. Comparative study of zooplankton composition of two lacustrine ecosystems in Southwestern Amazonia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences.* Maringá. 25(2): 467-477.

- Keppeler, E. C. and HARDY, ER., 2004. Abundance and composition of Rotifera in an abandoned meander lake (Lago Amapá) in Rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 21(2): 233-241.
- Komarek, J. & Fott, B. 1983. Das Phytoplankton des SuBwassers: Systematik und Biologie, Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung Chlorococcales. Ed. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 1044p.
- Komarek, J. & Anagnostidis, K. 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes "Chroococcales". *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 73, 2 (Algological Studies 43): 157-226.
- Komarek, J. & Anagnostidis, K. 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes "Nostocales". *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 82, 3 (Algological Studies 56): 247-345.
- Komarek, J. & Anagnostidis, K. 1999. SuBwasserflora von Mitteleuropa: Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. Ed. Gustav Fischer, Jena. 548p.
- Komarek, J. & Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokaryota 2. Teil/2<sup>nd</sup> Part: Oscillatoriales. Elsevier, Munchen. 758p.
- Koste, W. 1978. Rotatoria. Die radartiere. Mitteleuropas. Gebr. Borntraeger. Berlin. Stuttgart: 1, 673. 234 platten.
- Lansac-Tôha, F., Lima, A., Thomaz, S., & Roberto, C., 1993. Zooplankton de uma planície de inundação do rio Paraná. II. Variável sazonal e influência dos níveis fluviométricos sobre a comunidade. *Acta limnológica Brasiliensia* 2: 42-53.
- Lansac-Tôa, F. A.; Bonecker, C.C.; Machado, L.; Fonseca, A. 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. En: Vazzoler, A.E.; Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. A planície de inundação do alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Ed. Universidade Estadual de Maringá. Maringá. pp. 117-155.
- Lewis, W. M. Jr. 1983. A revised classification of Lakes based on mixing. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 40: 1779-1787.

Lund, J., Kipling, C. & Le Cren, E. D. 1958. The Inverted Microscope Method of Estimating Algal Numbers and the Statistical Basis of Estimations by Counting. *Hydrobiologia* 11(2): 143-170.

Lund, J. W. G. 1965. The ecology of the freshwater phytoplankton. *Biol. Rev.* 40: 231-293.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford.

Manjarrés-Hernández, A., C. Guisande, N. N. Torres, V. Valoyes-Valois, A. González-Bermúdez, J. Díaz-Olarte, L. Sanabria-Aranda y S. R. Duque. 2006. Temporal and spatial change of the investment in carnivory of the tropical *Utricularia foliosa*. *Aquatic Botany* 85: 212-218.

Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Barcelona: Ed. Omega. 1009p.

Matsumura-Tundisi, 1986. Lateral distribution of calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. *Rev. Brasil. Biol. Biot.* 46(3): 527-553.

Metzeltin, D. & Horse, L. 1998. *Tropical diatoms of South America I*. Koeltz Scientific Books.

Moreno, C. 2001. *Métodos Para Medir la Biodiversidad*. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Gorfí, S.A., Zaragoza España. 41, 43.

Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, Caracas. 15(6):424-441.

Neves, I. F., Rocha, O., Roche, K. F. & Pinto, A. A. 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.

Nielsen, D. L., F. J. Smith, T. J. Hillman, and R. J. Shiel. 2000. Impact of water regime and fish predation on zooplankton resting egg production and emergence. *J. Plankton Res.* 22:433-446.



- Noges, T., 1997. Zooplankton-phytoplankton interactions in lakes Võrtsjärv, Peipsi (Estonia) and Yashkan (Turkmenia). *Hydrobiologia* 342/343: 175–183.
- Nogrady, T. Wallace, R. L., & Snell, T.W. 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.
- Nuñez-Avellaneda M. y S. R. Duque. 2001. Estudio del fitoplancton en ambientes acuáticos de la Amazonia colombiana. En: Franky, C. y C. Zarate (eds.). IMANI MUNDO, estudios en la Amazonia colombiana. Universidad Nacional de Colombia, Instituto Amazónico de Investigaciones IMANI. Editorial Unibiblos. Bogotá D. C. p. 305-328.
- Nuñez-Avellaneda M. y S. R. Duque. 2004. Relative balance of the cost and benefit associated with carnivory in the Tropical *Utricularia Foliosa*. *Aquatic Botany*. 80: 271-282.
- Nuñez-Avellaneda M. y S. R. Duque. 2004. Chlorococcales de la Amazonia Colombiana I: Chlorellaceae y Scenedesmaceae. *Caldasia*. 26(1): 37-51.
- Pestalozzi, H. G. 1995. Das phytoplankton des subwassers, Systematik und biologie 4. Teil. Euglenophyceen X. Klasse: Euglenophyceae. Stuttgart.
- Pinilla, G. A. 2005. Vertical distribution of fitoplancton in a clear water of Colombian Amazon (Lake Boa, Middle Caquetá). *Hydrobiologia*. 578: 79-90. DOI. 10.1007/s10750-006-0038-y.
- Pizarro, H. 1995. The genus *Characiopsis* Borzi (Mischococcales, Tribophyceae). Taxonomy, Biogeography and ecology. *Bibliotheca Phycologica*. Ed. J. Cramer. Stuttgart.
- Popovsky, J. & Pfister, L. A. 1990. Dinophyceae (Dinoflagellida). Gustav Fisher Verlag. Germany.
- Pourriot, R. 1975. Rotifères des Antilles. Cah. O. R. S. T. O. M. Sér. Hydrobiol. Vol. 9 (2): 81-90.

- Prescott, G. W., Croasdale H. T. & Vinyard, W. C. 1977. A synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placoderme, section 2. University of Nebraska Press.
- Prescott, G. W., Croasdale H. T., Vinyard, W. C. & Bicudo, C. 1981. A synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placoderme, section 3. University of Nebraska Press.
- Rangel, E. & Luengas, B. 1997. Clima-Aguas. Em IGAC (Ed.). Zonificación ambiental para el plan modelo Colombo-Brasileño (Ele: Apaporis-Tabatinga: PAT). Editorial Linotipia. Santafé de Bogotá. D. C.
- Reynolds, C.S. 2006. The ecology of the phytoplankton. Ecology, Biodiversity y Conservation. Cambridge University Press. 551p.
- Reynolds, C.S; Huszar, V. L. M.; Kruk, C.; Flores-Naselli, L. & Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of plankton research, 24(5): 417-428.
- Robertson, B.A. & E.R. Hardy (1984). Zooplankton of Amazonian Lakes and Rivers. En : Sioli, H. ed. The amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr. W. Junk Publishers. Monographiae Biologicae. Vol 56: 337-352.
- Rodríguez, C., 2003. Cambios en la estructura de la comunidad de rotíferos en el lago Yahuaraca, planicie de inundación del río Amazonas (Amazonía Colombiana). Tesis de pregrado. Departamento de biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. D. C. 122p.
- Roldán G. 1992. Fundamentos de limnología tropical. Medellín: Editorial universidad de Antioquia. 529 p.
- Rossa, DC. and Bonecker, CC., 2003. Abundance of planktonic and non-planktonic rotifers in floodplain lakes of the Upper Paraná River floodplain. *Amazoniana*, 17(3-4): 567-581.
- Ruttner-Kolisko, A., Plankton rotifers. Biology and taxonomy. Die Binnengewasser. Stuttgart. 26/1, suppl.

- Sala, S. E., Duque, S. R., Núñez-Avellaneda, M. & Lamaro, A. A. 2002. Diatoms from the Colombian Amazon: Some species of the genus *Eunotia* (Bacillariophyceae). *Acta Amazónica* 32(4): 123-132.
- Saunders, J. F., III & W. M. Lewis, Jr., 1987. Zooplankton abundance in the Caura River, Venezuela. *Biotropica* (in press).
- Saunders, J. F. & Lewis, W. M., 1988. Zooplankton abundance and transport in a tropical white-water river. *Hidrobiologia* 162: 147-155.
- Schmidt, G. 1972. Chemical properties of some water in tropical rain forest region of central Amazonia a long the new road Manaus-Caracari. *Amazoniana Kiel (Alemania)*. 3(2): 199-207.
- Schmidt, G. 1972. Amount of suspend solids and dissolved substances in the middle reaches of the Amazon over the course of one year (August 1969-July 1970) *Amazoniana Kiel (Alemania)*. 3(2): 208-223.
- Segers, H. 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa* 1564. Magnolia Press.
- Serafim, M. Jr. 1997. Heterogeneidade espacial e temporal da comunidade zooplanctonica do sistema rio Ivinhema-lagoa dos Patos, planicie de inundacao do alto rio Paraná (MS). Dissertacao de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, UEM: Maringá.
- Sioli, H. 1967. Studies in amazonian waters. *Atas do simposio sobre a biota Amazónica, Brazil*. 3:9-50.
- Sioli, H. 1984. The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht: Dr. W. Junk. Publishers, 1984. 6: 167-197.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: SIOLI, H. (Ed.). *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dordrecht: Dr. W. Junk. Publishers. 5:10-23.

Sokal, R. & Rohlf, F. J. 1979. - Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Ed. Blume, Madrid, X32 p.

Solarte, E., 2008. Diversidad alfa y beta de microcrustáceos planctónicos (copépodos y cladóceros) en las dimensiones longitudinal y temporal del sistema de lagos Yahuaraca (Amazonia Colombiana). Tesis de pregrado. Departamento de biología. Universidad del Cauca.

Torres-Bejarano, MA. 2006. Ecología funcional de fitoplancton Durante dos Periodos Hidrológicos en el sistema lagunar de Yahuaraca (Amazonia Colombiana). Tesis Departamento de Biología, Universidad Pedagógica Nacional. Bogotá.

Twombly, S. & Lewis, W. M., 1987. Zooplankton abundance and species composition in laguna La Orsinera, a Venezuelan floodplain lake. *Arch. Hydrobiologia*. 108: 3-15.

Taylor, F. J. R. 1987. The Biology of Dinoflagellates-Botanical monographs. Blackwell Scientific Publications, London. Vol. 21.

Tell, G. & Conforti, V. 1986. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. J. Cramer. Berlin. 301pp.

Thomaz, S. M., Pagioro, T. A., Bini, L. M., Roberto, M. C. & Rocha, R. R. A., 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA. and HAHN, NS. (Eds.). The Upper Paraná River and its floodplain. Leiden: Backhuys Publishers. p. 75-102.

Thouvenot, A., D. Debroas, M. Richardot, L. B. Jugnia & J. De´vaux, 2000. A study of changes between years in the structure of plankton community in a newly-flooded reservoir. *Archiv für Hydrobiologie* 149: 131–152.

Tockner, K. *et al.* 1999. The Danube restoration project: species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regul. Rivers Res. Manag.*, Chichester, 15: 245-258, 1999.

Torres-Bejarano, MA. 2006. Ecología funcional de fitoplancton Durante dos Periodos Hidrológicos en el sistema lagunar de Yahuaraca (Amazonia

Colombiana). Tesis Departamento de Biología, Universidad Pedagógica Nacional. Bogotá. D. C.

Twombly, S. & Lewis, W. M., 1987. Zooplankton abundance and species composition in laguna La Orsinera, a Venezuelan floodplain lake. *arch. Hydrobiologia*. 108: 3-15.

Uherkovich, G. 1981. Algen aus einigen Gewaessern Amazoniens. *Amazoniana* 7(2): 191-219.

USGS Global Visualization viewer. U. S. Department of the interior – U. S. Geological. URL: <http://glovis.usgs.gov/ImgViewer/java2ImgViewer.html>.

Utermöhl, H., 1958, Zur vervollkommung der quantitative phytoplankton-methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 9: 1-38.

Vásquez, E. & Sanchez. L. 1984. Variación estacional del plancton en dos sectores del río Orinoco y una laguna de inundación adyacente. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 121 (44) Enero – Julio.

Vasquez, E. & J. Rey, 1989. A longitudinal study of zooplankton along the Lower Orinoco River and its Delta (Venezuela). *Annls Limnol.* 25(2): 107-120.

Vigna, M. S., Duque, S. R. & Núñez-Avellaneda, M. 2005. Tropical silica scaled chrisophyte flora (Chrysophyceae and Synurophyceae) frm Colombia. *Nova Hedwigia*. 128: 151-166.

Ward, J. V.; Stanford, J. A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul. Rivers Res. Manag.*, Chichester, 11: 105-119.

Ward J.V., Tockner K. & Schiemer F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 125-139.

Ward, J. V. & K. Tockner, 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807–819.

Wetzel, R. 1981. *Limnología*. Editorial Omega. Barcelona. 679p

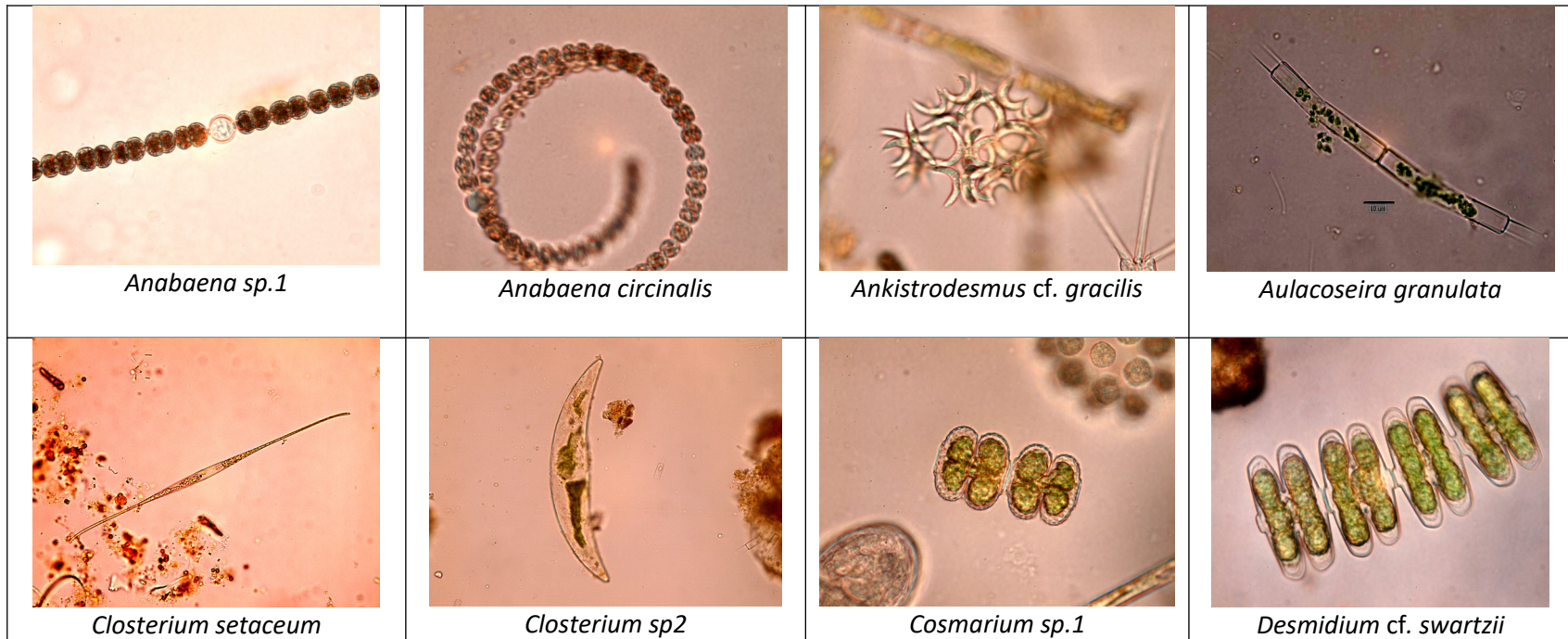
Zalocar de Domitrovic Y, 1992. Fitoplancton de ambientes inundables del río Paraná (Argentina). *Hidrobiologia Tropical* 25(3): 177-188.

Zalocar de Domitrovic Y, 2003. Effects of fluctuations of wáter level on phytoplankton development in three lakes of Paraná River Foodplain (Argentina). *Hidrobiologia* 510: 175-193.

Zapata, M., Rodríguez, F. & Garrido, J. L. 2000. Separation of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton: a new HPLC method using a reversed phase C8 and pyridine containing mobile phases. *Mar Ecol Prog Ser* 195: 29-45

## 15. ANEXOS

Tabla 1. Fotografías de algunas de las algas registradas en los lagos Cabalococho y Cushillococha.





*Desmodesmus opoliensis*



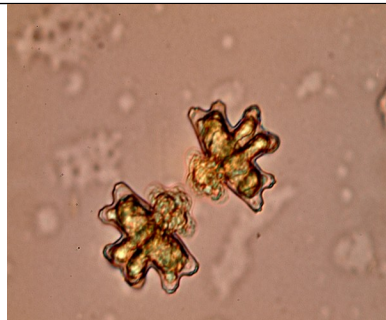
*Desmodesmus perforatus*



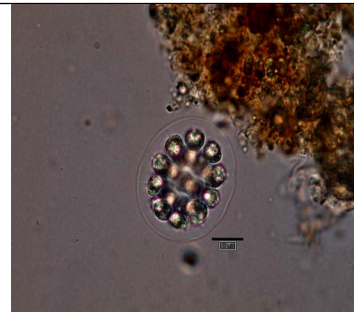
*Desmodesmus quadricauda*



*Durinskia sp*



*Euastrum monocylum*



*Eudorina elegans*



*Euglena sp.*



*Eunotia filamentosa*





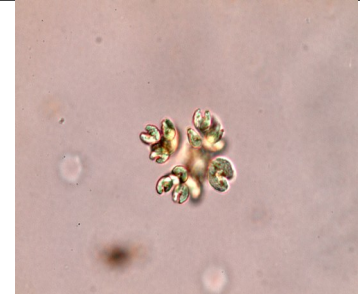
*Eunotia sp.*



*Frustulia sp.*



*Gomphonema pseudoaugur*



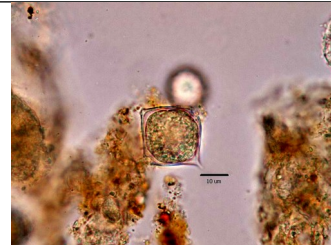
*Kirchneriella diana*



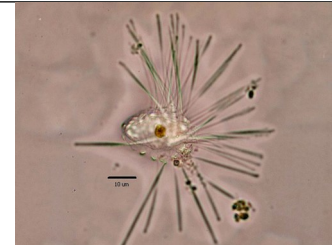
*Lepocinclis acus*



*Lepoconclis oxyuris*



*Lophodinium sp.*



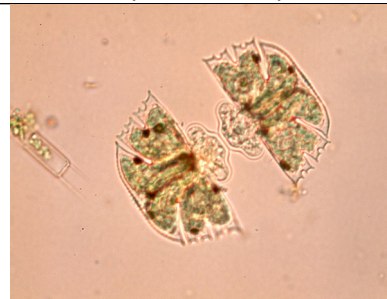
*Mallomonas sp.1*



*Micrasterias laticeps*



*Micrasterias rostata*



*Micrasterias truncats*



*Nitzschia sp.*



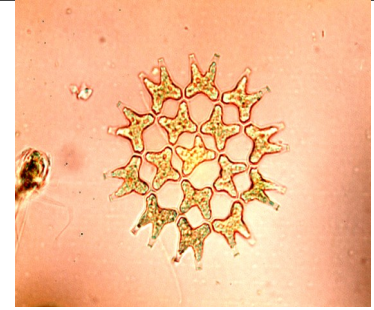
*Onychonema cf. laeve*



*Oscillatoria sp.*



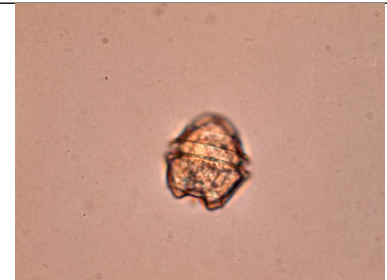
*Pandorina morum*



*Pediastrum duplex*



*Pediastrum tetras*



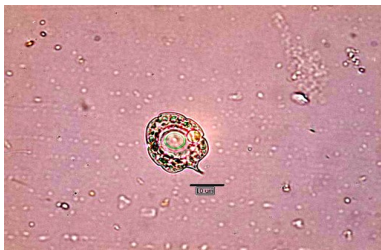
*Peridiniopsis sp.*



*Phacus horridus*



*Phacus longicauda*



*Phacus onyx*



*Phacus orbicularis*



*Pinnularia gibba*



*Scenedesmus acuminatus*



*Staurodesmus convergens*



*Staurastrum crenulatum*



*Trachelomonas acanthophora  
acanthophora*



*Trachelomonas armata armata*



*Trachelomonas hispida hispida*



*Trachelomonas volvocina*

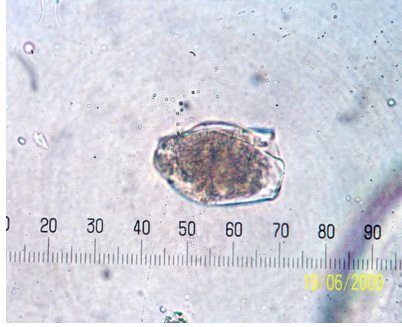



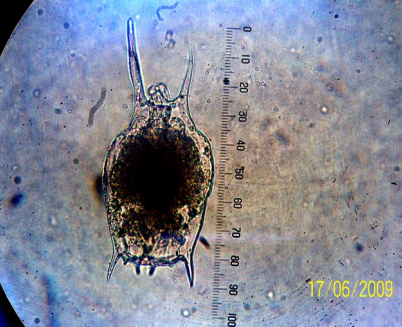


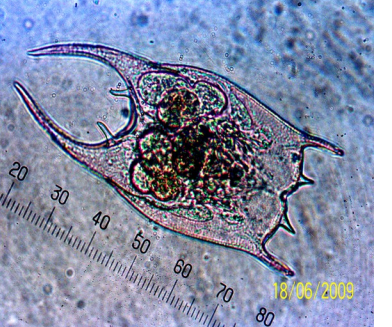


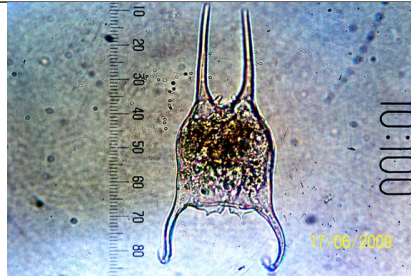
*Trachelomonas volvocinopsis*



*Ulnaria ulna*

**Tabla 2. Fotografías de los rotíferos encontrados en los lagos Caballococha y Cushillococha**

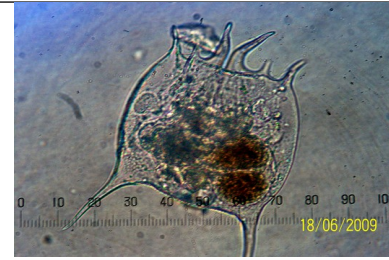
			
<p><i>Anuraeopsis fissa</i></p>	<p><i>Asplachna sieboldi</i></p>	<p><i>Bdelloidea</i></p>	<p><i>Brachionus caudatus f. inseatus</i></p>
			
<p><i>Brachionus caudatus f. alhstromi</i></p>	<p><i>Brachionus caudatus f. personatus</i></p>	<p><i>Brachionus falcatus falcatus</i></p>	<p><i>Brachionus mirus f. angustus</i></p>



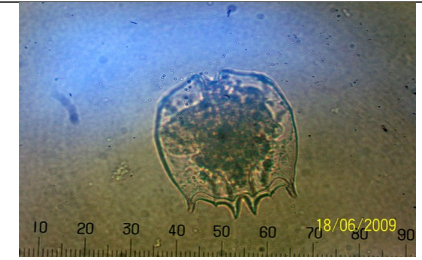
*Brachionus mirus* var. *voigti*



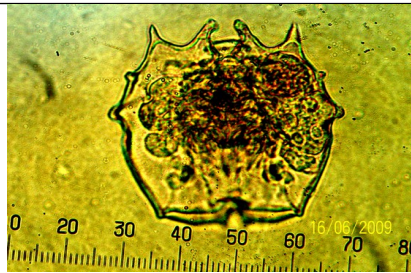
*Brachionus patulus patulus*



*B. quadridentatus quadridentatus*



*Brachionus urceolaris urceolaris*



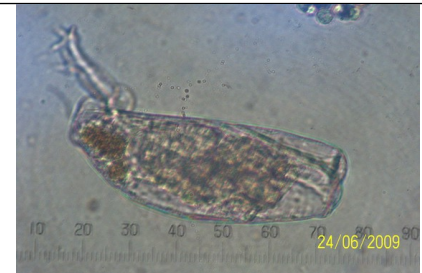
*Brachionus dolabratus*



*Conochilus dossaurius*



*Epiphanes* sp.1



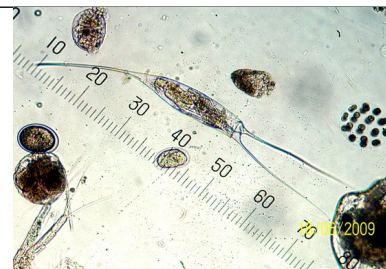
*Euchlanis* sp1



*Euchlanis* sp.2



*Filinia longiseta longiseta*



*Filinia opoliensis*



*Filinia saltator*



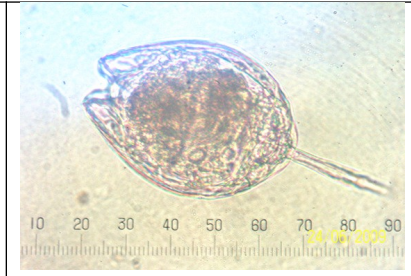
*Hexarthra intermedia brasiliensis*



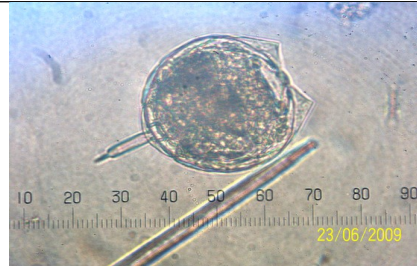
*Keratella cochlearis cochlearis*



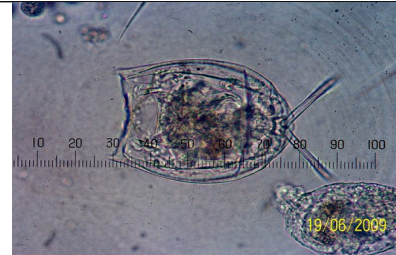
*Keratella lenzi lenzi*



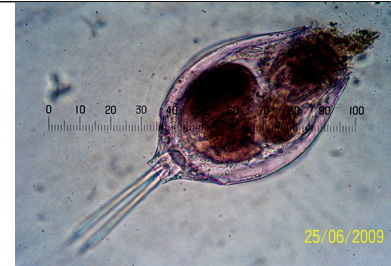
*Lecane bulla*



*Lecane cornuta*



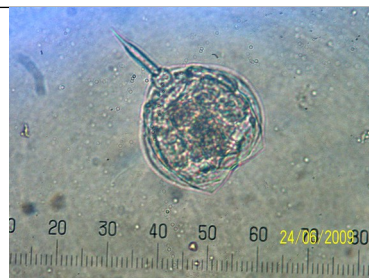
*Lecane curvicornis*



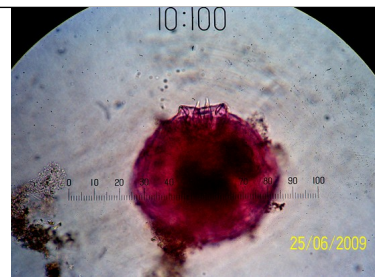
*Lecane leontina*



*Lecane cf. unguolata*



*Lecane cf. closterocerca*



*Lepadella cf. favorita*



*Lepadella cf. ovalis*



*Lepadella sp.*



*Platyas quadricornis*



*Polyarthra cf. major*



*Scaridium sp.*



*Synchaeta pectinata*



*Testudinella haurensis mucronata*



*Testudinella patina f. dendradena*



*Testudinella patina f. intermedia*



*Testudinella patina patina*



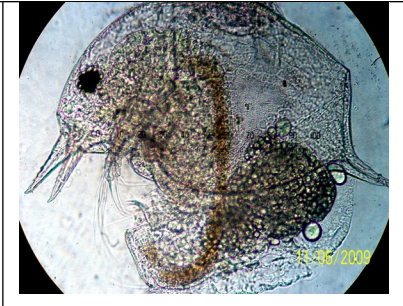



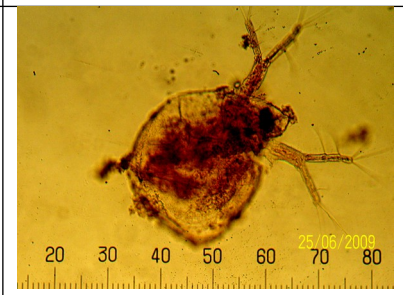
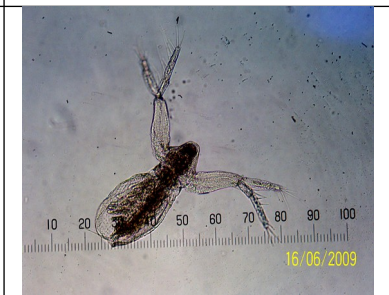


*Trochosphaera aequatoriales*

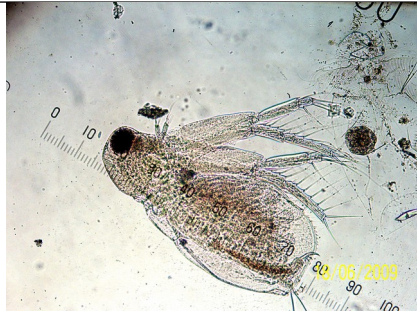


*Bdelloidea*

**Tabla 3. Fotografías de los cladóceros encontrados en los lagos Caballococha y Cushillococha**

			
<p style="text-align: center;"><i>Alonella cf. lineolata</i></p>	<p style="text-align: center;"><i>Bosmina hagdmani</i></p>	<p style="text-align: center;"><i>Bosmina tubicen</i></p>	<p style="text-align: center;"><i>Bosminopsis deitersi</i></p>
			
<p style="text-align: center;"><i>Ceriodaphnia cornuta</i></p>	<p style="text-align: center;"><i>Ceriodaphnia cf. reticulata</i></p>	<p style="text-align: center;"><i>Ceriodaphnia cf. silvestri</i></p>	<p style="text-align: center;"><i>Diaphanosoma brevireme</i></p>





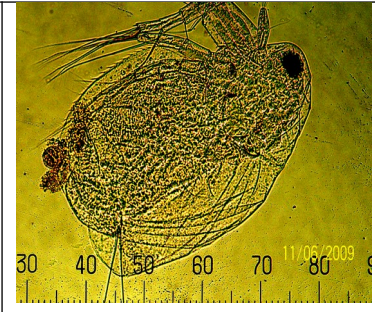
*Diaphanosoma spinulosum*



*Kurzia latissima*



*Moina cf. micrura*



*Moina cf. minuta*



*Moina cf. reticulata*



*Moinodaphnia macleayi*







*Simocephalus cf. vetulus*



*Machotrix superaculeata.*

**Tabla 4. Fotografías de los copéodos encontrados en los lagos Caballococha y Cushillococha**

			
<p>Ergasilidae</p>	<p><i>Mesocyclops venezolanus</i></p>	<p><i>Notodiaptomus cf. coniferoides</i></p>	<p><i>Termocyclops tenuis</i> (hembra)</p>