

UCH-FC
Q. Ambiental
B 369
C.1

EFFECTO DE LA REGULACIÓN DEL RÉGIMEN HÍDRICO SOBRE LA ESTRUCTURA DE LOS ECOSISTEMAS LÓTICOS



Seminario de Título

Entregado a la

Universidad de Chile

en cumplimiento parcial de los requisitos

para optar al título de

Químico Ambiental



Alejandra Beatriz Beattie Cruz

Director de Seminario: Dr. Manuel Contreras Leiva

2002

FACULTAD DE CIENCIAS

UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACION

SEMINARIO DE TITULO DE PREGRADO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias que el Seminario de Título presentada por la alumna:

ALEJANDRA BEATRIZ BEATTIE CRUZ

Ha sido aprobada por la Comisión de Evaluación del seminario de título para optar al título de Químico Ambiental.

Director de Seminario de Título:

Dr. Manuel Contreras L.

Comisión de Evaluación de Seminario de Título:

Prof. Irma Vila P.

Dr. Italo Serey

Dr. Manuel Contreras L.

Agradecimientos

A mis padres Alec y Carolina, a mi hermana Carola y a mi gran amigo Pablo, por su cariño y paciencia.

A mi profesor guía Dr. Manuel Contreras, por su amistad, apoyo y constante orientación.

A la profesora Irma Vila y muy especialmente al Dr. Italo Serey.

Indice de materias

	Página
Lista de Tablas	v
Lista de Figuras	vi
Lista de abreviaturas	vii
Resumen	viii
Abstract	x
Introducción	1
Objetivo General	11
Objetivo específico	11
Hipótesis de trabajo	12
Materiales y métodos	12
Area de estudio	12
Metodología	16
Régimen hídrico	16
Variables físicas y químicas	18
Componentes de los ecosistemas	19
Análisis de datos	21
Régimen hídrico	21
Variables físicas y químicas	23
Componentes de los ecosistemas	24

Resultados	24
Análisis hídrico	24
Caracterización física y química del agua	29
Estructura de los ecosistemas lóticos	36
Masa de carbono de los ecosistemas lóticos y diferencias espaciales por sistema	37
Discusión	48
Conclusiones	57
Limitaciones del estudio	59
Glosario	60
Bibliografía	63
Anexo A: Parámetros físico-químicos	68
Anexo B: Clasificación de grupos funcionales	71
Anexo C: Metodología para evaluar el efecto de las obras hidráulicas sobre los ecosistemas lóticos: una aproximación funcional	72
Anexo D: Restauración de un sistema perturbado: Un experimento natural	74

Lista de Tablas

	Página
Tabla 1. Respuestas ecológicas a la alteración de los componentes del régimen de caudal.	6
Tabla 2. Variables físico-químicos analizados	18
Tabla 3. Valores de predictibilidad, constancia, contingencia y variabilidad mensual	28
Tabla 4. Valores promedio de temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad, sólidos totales suspendidos, DBO y fracción de carbono correspondiente a clorofila a en agua	30
Tabla 5. Concentración de nutrientes en la columna de agua y en los sedimentos	33
Tabla 6. Test U Mann-Whitney para diferencias entre medias de muestras independientes aplicado a nutrientes	33
Tabla 7. Nutriente limitante	35
Tabla 8. Componentes ecosistémicos	36
Tabla 9. Concentración de carbono orgánico por componente del sistema	46
Tabla 10. Test U Mann-Whitney para diferencias entre medias de muestras independientes aplicado a los componentes del sistema.	47
Tabla 11. Especies y biomásas promedio de peces	47

Lista de Figuras

	Página
Fig. 1: Modelo teórico de la influencia del régimen hídrico sobre los patrones y procesos ecológicos.	2
Fig. 2: Estructura trofodinámica de los macroinvertebrados bentónicos propuesto por Cummins	8
Fig. 3: Modelo Teórico que representa la estructura y las variables forzantes del ecosistema lótico.	10
Fig. 4: Ubicación geográfica de las zonas de estudio Polcura, Abanico, Rucue y Pangué.	14
Fig. 5: Ubicación geográfica de las zonas de estudio Curillínque y Bullileo.	15
Fig. 6: Fluviogramas y pluviogramas anuales de las estaciones en Abanico, Polcura y Bullileo.	25
Fig. 7: Fluviogramas y pluviogramas anuales de las estaciones en Curillínque y Rucue.	26
Fig. 8: Correlación entre el coeficiente medio de variación anual y la suma de la masa de invertebrados bentónicos	28
Fig. 9: Concentración y Variación porcentual de nutrientes de las estaciones Polcura, Bullileo y Pangué	34
Fig. 10: Concentración y Variación porcentual de nutrientes de las estaciones Curillínque y Rucue	35

- Fig. 11: Concentración de los componentes estructurales de la estación Polcura. 38
- a) Depredadores, pastoreadores, fragmentadores colectores de fondo y colectores filtradores, b) Carbono orgánico en la columna de agua, c) perifiton y d) peces
- Fig. 12: Concentración de los componentes estructurales de la estación Bullileo. 40
- a) Depredadores, pastoreadores, fragmentadores colectores de fondo y colectores filtradores, b) Carbono orgánico en la columna de agua, c) perifiton y d) peces
- Fig. 13: Concentración de los componentes estructurales de la estación Pangué. 41
- a) Depredadores, pastoreadores, fragmentadores colectores de fondo y colectores filtradores, b) Carbono orgánico en la columna de agua, c) perifiton y d) peces
- Fig. 14: Concentración componentes estructurales de la estación Curillínque. 43
- a) Depredadores, pastoreadores, fragmentadores colectores de fondo y colectores filtradores, b) Carbono orgánico en la columna de agua, c) perifiton y d) peces
- Fig. 15: Concentración de los componentes estructurales de la estación Rucue. 44
- a) Depredadores, pastoreadores, fragmentadores colectores de fondo y colectores filtradores, b) Carbono orgánico en la columna de agua, c) perifiton y d) peces
- Fig. 16: Variación porcentual de los componentes estructurales depredadores, pastoreadores, fragmentadores, colectores de fondo y colectores filtradores, carbono orgánico en la columna de agua, perifiton y peces en las estaciones a) Polcura, b) Bullileo, c) Pangué, d) Curillínque y e) Rucue. 45

Lista de Abreviaturas

T°	Temperatura en grados Celcius
DBO	Demanda biológica de oxígeno
STS	Sólidos totales suspendidos
OD	Oxígeno disuelto
Alc	Alcalinidad fenolftaleínica
pH	Logaritmo de la concentración de hidrógeno
LT	Largo total
PT	Peso total
Pt sed	Fósforo total en sedimentos
Pt agua	Fósforo total en la columna de agua
Cl a	Clorofila a
C	Carbono
CO	Carbono orgánico
Cf	Colector de fondo
Fc	Colector filtrador
D	Depredador
P	Pastoreador
F	Fragmentador
Diat	Diatomeas
Perif	Perifiton
m ³ /s	metros cubicos por segundo
mm	milímetros
L	Litros

Resumen

En la actualidad los recursos hídricos presentes en los hidrosistemas fluviales están sujetos a una continua demanda debido al incremento exponencial de la población humana. En nuestro país la creciente demanda energética ha sido satisfecha gracias al constante aprovechamiento de nuestros ríos. Esta demanda creciente se traduce en una presión que afecta la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, provocando una degradación de los mismos.

El objetivo general de este proyecto fue estudiar las alteraciones que generan los embalses sobre la estructura de los ecosistemas lóticos analizando las modificaciones en el régimen hídrico, cambios en las características físico-químicas de las aguas y masas de carbono en cada uno de los componentes de los ecosistemas que resultan de la operación de los embalses.

Se realizó un muestreo extensivo de carácter estratificado en la hoya hidrográfica del Maule y Bío Bío, comparando la condición ambiental de seis embalses. Se muestreó aguas arriba y aguas debajo de cada regulación, estableciendo la estación aguas arriba como la condición sin alterar. Las variables analizadas fueron composición estructural, variables físico-químicas e hidrológicas entre cada par de estaciones (aguas arriba y abajo). Además se realizó una comparación cualitativa de los cambios producidos en el régimen hidrológico y en la estructura de los ecosistemas, a través de las regulaciones, entre los distintos embalses, suponiendo que a mayor alteración del régimen hídrico y disponibilidad de alimento mayor será el cambio estructural. La premisa sobre la que se fundamenta esta suposición es que la alta variabilidad y/o impredecibilidad del régimen de caudal provee un modelo físico en el cual los procesos abióticos son de importancia predominante en controlar los procesos de estructuración del

ecosistema lóticos, mientras que más predecibles regímenes hídricos conducen al desarrollo de interacciones bióticas como competición o predación provocando un tipo de estructuración diferente a la producida por control exógeno.

Los resultados obtenidos en este estudio permitieron establecer que efectivamente se da una disminución significativa en el suministro de carbono orgánico particulado aguas abajo de los embalses, así como una variación, observada por medio de los gráficos de caudales, en el régimen hídrico natural. Adicionalmente, se logró constatar una variación de las estructuras entre las estaciones aguas arriba y las aguas abajo, siendo esta mayor cuanto más intervención antrópica había de por medio.

Aún considerando todo lo anterior, los datos aportados en este estudio indicarían que los cambios producidos por la operación de los embalses en los ríos estudiados no son tan importantes como los observados en estudios similares en el Hemisferio Norte debido a las características rítrónicas de alta pendiente de estos últimos. Lo anterior implica que existe una eliminación de la información anual producto de las crecidas en la época invernal tanto arriba como debajo de los embalses, manteniendo las estructuras con un bajo nivel de desarrollo durante el período de estudio.

Abstract

At the present time the present hydric resources in the fluvial hydrosystems are subject to a continuous demand due to the exponential increase of the human population. In our country the increasing power demand has been satisfied thanks to the constant use of our rivers. This increasing demand is translated in a negative pressure (disturbance) that affects the structure and operation of the aquatic ecosystems, causing a degradation of both.

The general mission of this project was to study the alterations that generate the dams on the structure of the lotic ecosystems analyzing modifications in the hydric regime, changes in the physical and chemical characteristics of waters and carbon mass in each one of the components of the ecosystems that are produced from the dams operation.

An extensive sampling of stratified character was made in the watershed of Maule and Bío Bío, comparing the environmental condition of six dams. It was considered in the sampling, stations located upstream and downstream of every impoundment, establishing the stations located upstream like the condition without altering. The analyzed variables were structural composition, physical and chemical and hydrologic parameters between each pair of stations (upstream and downstream of every impoundment). Beside that it was carried out a qualitative comparison for the different changes that were produced in the hydrologic regime and in the ecosystem's structure, through the regulations, between the different dams, supposing that to greater alteration of the hydrologic regime and food availability, the structural change will be greater. The premise underlying the following discussion is that highly variable and/or unpredictable flow regimes provide a physical template in which abiotic processes are of predominant importance in controlling lotic processes and contributing to observed ecological patterns, whereas more benign or predictable flow environments are conducive to the

development of stronger biotic interactions such as competition or predation, which can directly influence observed pattern.

The result of this study allowed to conclude there is indeed a substantial decrease in the particulate organic carbon supply downstream the dams, as well a variation, observed by the flow graphics in the natural hydric regime. Additionally, a structural variation was demonstrated to happen between upstream and downstream stations, being this variation larger when the antrópica intervention was more significative. However, the changes in the configuration of the river due to the dam operation are not as relevant as they have proved to be in the north hemisphere. The reason is in the pronounced slopes those rivers present, wich means every year there is an elimination of the information up and down the dam because of the winter swell, keepingthe srtuctures a low development levels during the study period

1. Introducción

Los estudios en ecosistemas lóticos han tenido sistemáticamente un fuerte énfasis descriptivo, ejemplo de esto son las obras de Welcomme (1970) y Allan (1995). Estos estudios han proporcionado abundante información con respecto a la diversidad biológica, aún cuando establecen un marco de referencia limitado para la comprensión de la dinámica de los ecosistemas lóticos, debido principalmente al uso del enfoque reduccionista (Contreras, 1998). Uno de los avances más significativos en relación con estos estudios ha sido la incorporación de la perspectiva de cuenca y de los conceptos hidrogeomorfológicos. Estas perspectivas y en especial el Concepto de Río Continuo (Vannote et al. 1980) modifican, entre otros aspectos, la concepción de zonación longitudinal en ríos, describiendo la evolución de la estructura y función del ecosistema a lo largo de un río, desde la cabecera hasta la desembocadura. Esta evolución se produce en virtud de la variación en el tipo de recurso, alóctono o autóctono (Vannote et al. 1980). Los ríos ritrónicos, característicos de nuestro país, son dependientes en cuanto al suministro de energía del ingreso de compuestos de carbono reducido desde lugares adyacentes al cuerpo de agua, siendo ríos principalmente heterotróficos, en donde, la respiración excede la producción fotosintética del sistema (Caldichoury R. 1995). El ingreso de detritus, material particulado, junto con la microbiota asociada (hongos, bacterias, protozoos, etc.) y su posterior transporte aguas abajo, constituye un componente fundamental de los ecosistemas lóticos (Caldichoury R. 1995). El carbono orgánico presente en los ecosistemas lóticos tiene básicamente dos orígenes: i) carbono orgánico alóctono y ii) carbono orgánico autóctono. El carbono orgánico alóctono proviene de la materia orgánica producida y transformada en los ecosistemas terrestres, que ingresa a los ecosistemas lóticos arrastradas estacionalmente durante los períodos de mayor escorrentía superficial. En cambio, el carbono orgánico autóctono

proviene de la fotosíntesis de los autótrofos acuáticos (Minshall, 1978). La regulación del proceso de producción primaria, en los ecosistemas lóticos es el resultado de la interacción entre procesos físicos, químicos y biológicos, la disponibilidad de nutrientes, las condiciones hidrodinámicas y la herbivoría.

El perifiton corresponde dentro de los autótrofos al componente más conspicuo en los ecosistemas de Chile Central, formado principalmente por diatomeas y algas filamentosas (Caldichoury, 1995). Los herbívoros utilizan exclusivamente como recurso al perifiton, por lo tanto su única fuente directa de carbono orgánico es de origen autóctono. (McCullough y col., 1979). Los fragmentadores utilizan como fuente de carbono la materia orgánica alóctona que proviene de la vegetación terrestre y ripariana, (Wetzel y Likens, 1991). Los colectores utilizan como principal fuente de carbono el detritus orgánico, éste resulta de la actividad química de los descomponedores, la degradación mecánica realizada por los fragmentadores, los autótrofos y los productos de excreción provenientes de la actividad metabólica de los componentes bióticos (Cummins y col., 1973). Los depredadores consumen colectores, fragmentadores y herbívoros, en función de sus respectivas biomazas (Allan, 1995). Los depredadores tope utilizan como recurso a los colectores, fragmentadores, herbívoros y, además, a los depredadores. Los depredadores tope están compuestos por peces y aves, éstas últimas no fueron consideradas en el estudio.

La estructura de los ecosistemas lóticos está formada por componentes -bióticos y abióticos- de origen autóctono y alóctono, en donde la actividad de cada componente depende de sus relaciones con los demás constituyentes del ecosistema, éstas configuraciones determinan en último termino los estados futuros del ecosistema (Margalef, 1991). La estructura de un determinado ecosistema lótico puede ser modificada por cambios en las propiedades intrínsecas de cada uno de los componentes, o bien, por variables forzantes propios de los ríos o de la cuenca de avenamiento que alimenta el sistema.

En este contexto es importante considerar que los ríos han estado sujetos durante largo tiempo a una creciente demanda como recursos hídricos, debido a un incremento exponencial de la población humana y de la actividad industrial (Naiman & Bilby, 1998). Los ríos son utilizados para el transporte, energía, dilución de contaminantes y recreación, así como para uso doméstico, industrial y regadío, de cualquier forma separan las aguas de tal forma que cortan el transporte de material particulado desde las nacientes hacia las desembocaduras.

Efectos de los embalses en la estructura y funcionamiento de los ríos

A partir de la creciente demanda sobre los recursos hídricos, es necesario plantearse la pregunta de que transformaciones se generan sobre los procesos ecológicos existentes en los ríos. En una reunión científica realizada en 1979 se analizaron los efectos físicos, químicos y biológicos que generan los embalses sobre la estructura y funcionamiento de los ríos (Ward & Stanford, 1979). Entre los principales efectos es posible destacar los siguientes:

- 1) Ruptura de la continuidad longitudinal. Los embalses no solo introducen una barrera física al flujo, sino que también influyen la calidad del agua (Petts & Amoros, 1996; Allan, 1995)
- 2) Cambio en el régimen térmico y en las características físicas y químicas de las aguas. Esto ocurre principalmente en embalses profundos con compuertas de fondo, el agua fría hipolimnética es liberada reduciendo la amplitud de los cambios diarios y estacionales provocando un shock térmico. Esta agua también se caracteriza por tener un déficit de oxígeno, baja en el pH, aumento de la concentración de nutrientes, compuestos reducidos y materia orgánica (Petts & Amoros, 1996; Allan, 1995). El aumento de la concentración de nutrientes y temperatura invernal favorece el aumento del fitobentos (Ward & Stanford, 1979). Además, la lenta circulación del agua en el embalse lleva a una disminución del transporte de partículas

suspendidas (Allan, 1995). En cuanto a los peces, se puede inhibir la reproducción, disminuir la tasa de crecimiento o causar cambios de especies si la temperatura del río disminuye demasiado (Spence & Hynes, 1971; García de Jalon, Gonzalez de Tánago & Casado, 1992; Petts & Amoros, 1996; Allan 1995; Ward & Stanford, 1979)

3) La disminución de caudal bajo el muro debido al almacenaje o traspaso a otras cuencas puede provocar un aumento de salinidad en las costas aledañas (Petts & Amoros, 1996).

4) Embalses que liberan caudales altos y en forma muy variable como las centrales hidroeléctricas, producen una eliminación de la vegetación con un alto porcentaje de fauna. Por otro lado, la disminución de la variabilidad provoca un aumento en la abundancia de perifiton y plantas mayores (Allan, 1995; Ward & Stanford, 1979; Stevenson, 1997). El crecimiento general de la vegetación en el canal produce una superficie más rugosa que aumenta la resistencia al flujo provocando una reducción en la habilidad del canal para transportar el agua de las crecidas (Allan, 1995).

5) Represas que liberan altos caudales provocan erosión del suelo haciendo que la superficie del sustrato se vuelva fuertemente compactada perdiéndose la heterogeneidad espacial que provee refugio a la fauna acuática (Allan, 1995; Poff & Palmer, 1997; Palmer & Hakenkamp, 1997; Lancaster & Belyea, 1997; Valett & Dahm, 1997)

6) Una reducción en los caudales genera nuevas condiciones ecológicas, por ejemplo las efemerópteras y tricópteras de cauces fluviales disminuyen en densidad. La baja profundidad de flujo favorece el desarrollo de cobertura algal permitiendo el fuerte establecimiento de los pastoreadores (Petts & Amoros 1996)

7) La reducción de los caudales puede causar la pérdida de zonas del área inundable donde se produce el desove de los peces (Petts & Amoros, 1996).

Es evidente que el embalsamiento de los ríos produce transformaciones en los ecosistemas lóticos, cambios derivados principalmente de la reducción de los caudales, sin

embargo, otro efecto importante es la alteración del régimen temporal de las aguas, generalmente disminuyendo la predictibilidad y aumentando su variabilidad (Petts & Amoros, 1996; Ward & Stanford, 1979). La cantidad y periodicidad del caudal son componentes críticos en el suministro hídrico, así como para la calidad del agua y procesos ecológicos en los ríos. De hecho, el caudal, se encuentra fuertemente correlacionado con muchas características físicas y químicas críticas de los ríos, tales como temperatura, concentración de nutrientes, concentración de oxígeno disuelto del agua, concentración de sólidos totales suspendidos, geomorfología del canal, y diversidad del hábitat. El caudal puede ser considerado una variable integradora que regula los patrones y procesos ecológicos de los sistemas (Ward & Stanford, 1979; Resh et al. 1988) (Fig. 1). Sin embargo, hasta hoy la importancia de la variabilidad natural del régimen hídrico en el mantenimiento de la salud de los ecosistemas acuáticos ha sido ignorado en el contexto de los planes de manejo.

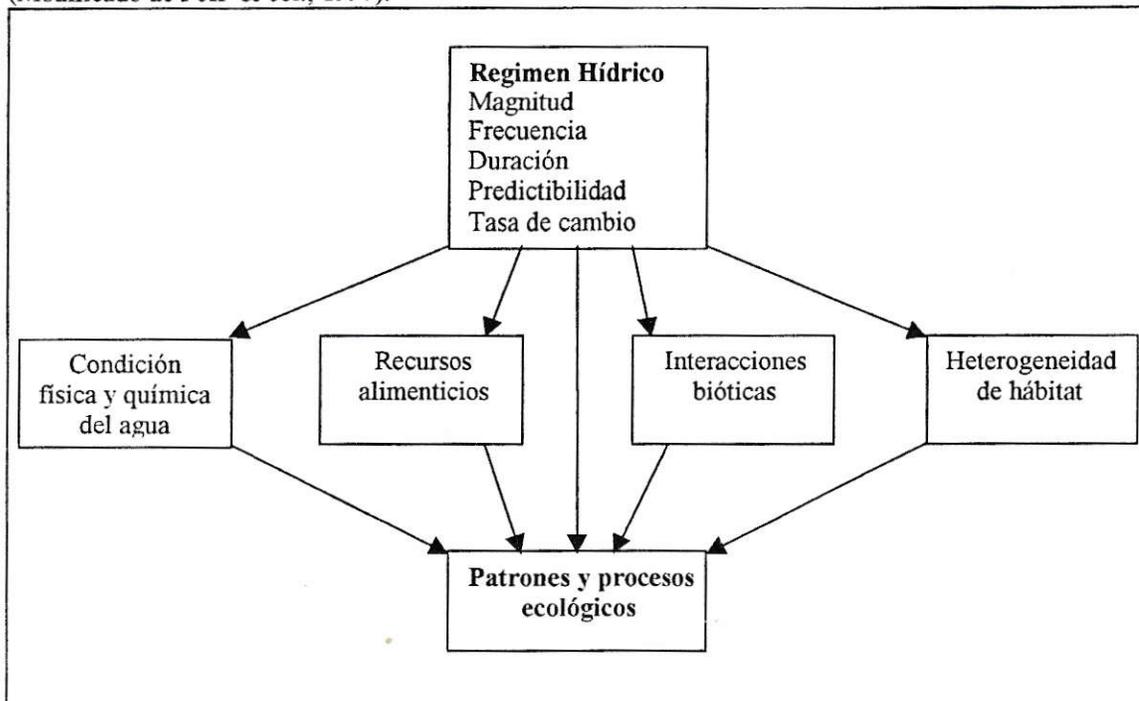
Un modelo del régimen hídrico puede ser caracterizado por la magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de cambio (Poff & col., 1997) (Fig. 1). Los potenciales cambios en las comunidades biológicas derivados de las alteraciones en los elementos del régimen hídrico se detallan en la tabla 1.

Como una forma de evaluar los efectos sobre la estructura de los sistemas lóticos que resultan de modificaciones en los caudales se realizó un análisis comparativo entre diferentes ríos que presentan embalses, bajo el supuesto de que la alta variabilidad y/o impredecibilidad del régimen hídrico en los ríos de tipo rítrónico provee un modelo físico en el cual los procesos abióticos son dominantes en controlar los procesos de estructuración del ecosistema lótico, mientras que regímenes hídricos predecibles conducen al desarrollo de interacciones bióticas como competencia o predación, provocando una regulación de la estructura principalmente endógena.

Tabla 1: Respuestas ecológicas a la alteración de los componentes del régimen de caudal (Poff & col., 1997)

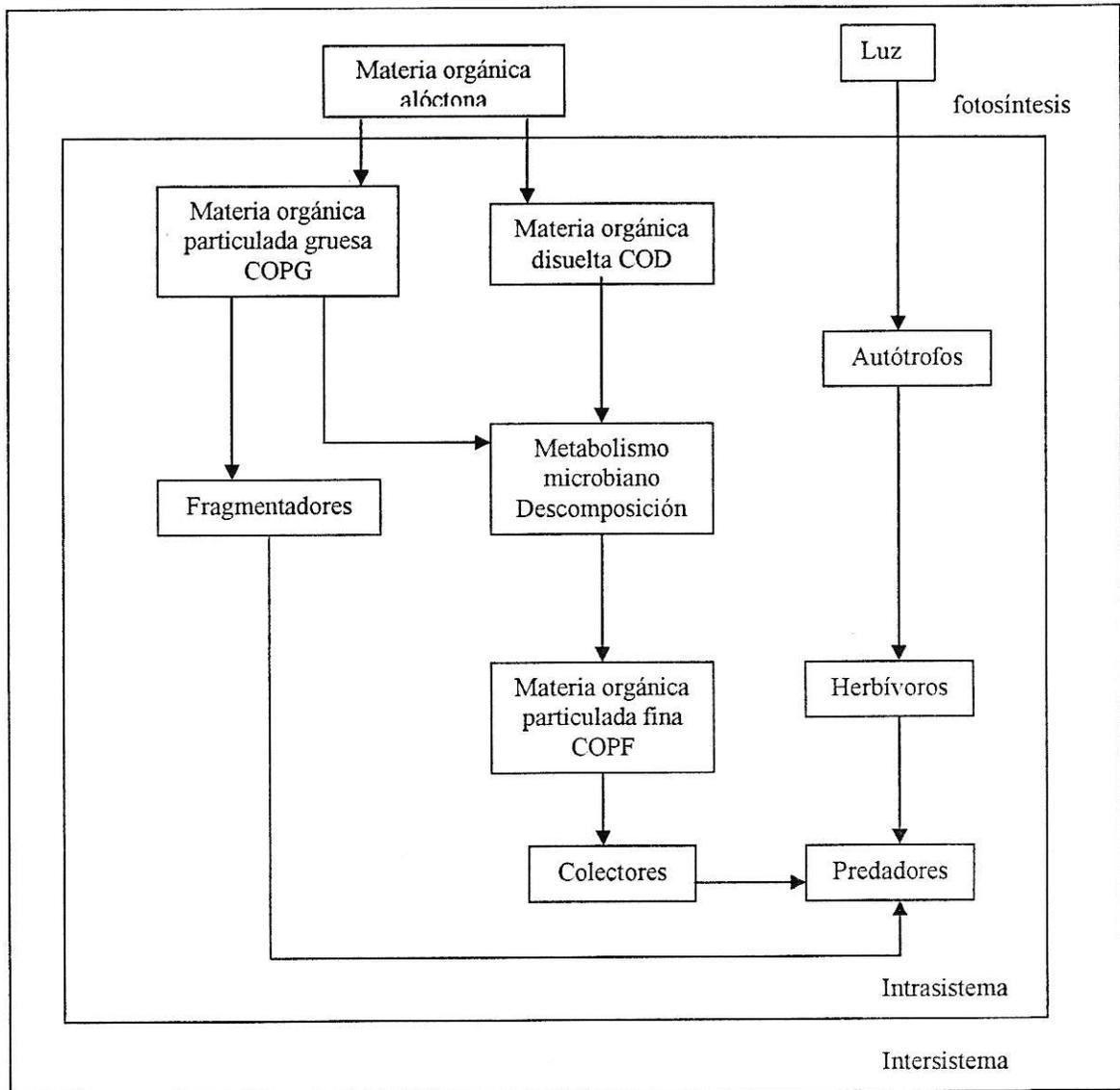
Componente del Régimen	Alteración específica	Respuesta ecológica
Magnitud y Frecuencia	Incremento de la variación	-Arrastre y pérdida de especies sensibles -Aumento de la eliminación algal y Arrastre de materia orgánica -Interrupción de los ciclos de vida -Alteración del flujo energético
	Estabilización del caudal	-Establecimiento o invasión de especies exóticas con: Extinción local Comunidades alteradas -Reducción de agua y nutrientes para las especies vegetales de la zona inundable, causando: Dispersión ineficiente de semillas Perdidas de hábitat y canales secundarios necesarios para el establecimiento vegetal Invasión de la vegetación dentro del canal
Predictibilidad	Perdida de los picos estacionales del caudal	-Perturbación del ciclo ictico -Modificación de la estructura de la red alimenticia -Reducción de la vegetación ripariana -Invasión de especies riparianas exóticas -Reducidas tasa de crecimiento vegetal
Duración	Caudales bajos prolongados	-Aumento de la concentración de organismos acuáticos -Reducción y eliminación de la cobertura algal -Disminución de la diversidad de especies vegetales -Desertificación de la composición de especies riparianas -Estrés fisiológico produce reducción de la tasa de crecimiento, cambios morfológicos o mortalidad vegetal
	Caudales basales Prolongados	-Pérdida de huevos flotantes aguas abajo
	Duración de inundaciones alterada	-Tipos de cobertura vegetal alterados
	Inundaciones prolongadas	-Cambio del tipo funcional de vegetación -Mortalidad arbórea -Perdidas de los hábitat de rápidos
Tasa de Cambio	Cambios rápidos en el estado del río	-Arrastre de especies acuáticas, especialmente en estadios tempranos
	Inundaciones continuas	-Falla en el Establecimiento de plantas nuevas

Fig.1 Modelo teórico de la influencia del régimen hídrico sobre los patrones y procesos ecológicos (Modificado de Poff & col., 1997).



El modelo que se desarrolló para este trabajo se basa en los siguientes modelos: i) Modelo de la influencia directa e indirecta del régimen hídrico sobre los patrones y procesos ecológicos (Fig. 1). La influencia indirecta se mide analizando los cambios de las condiciones físicas y químicas de las aguas, en la disponibilidad de alimento, en las interacciones bióticas y en la heterogeneidad del hábitat. La influencia directa se mide a partir de los cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema lótico. ii) Modelo de la estructura trofodinámica de los macroinvertebrados bentónicos en los ríos del hemisferio norte propuestos por Cummins y col. (1973) (Fig. 2) y iii) el modelo que representa estructura funcional de los ecosistemas lóticos de Chile Central de Contreras (1998).

Fig.2 Estructura trofodinámica de los macroinvertebrados bentónicos en los ríos propuesto por Cummins y col. (1973). Los grupos trofofuncionales están definidos por los mecanismos morfoconductuales de adquisición de alimento.



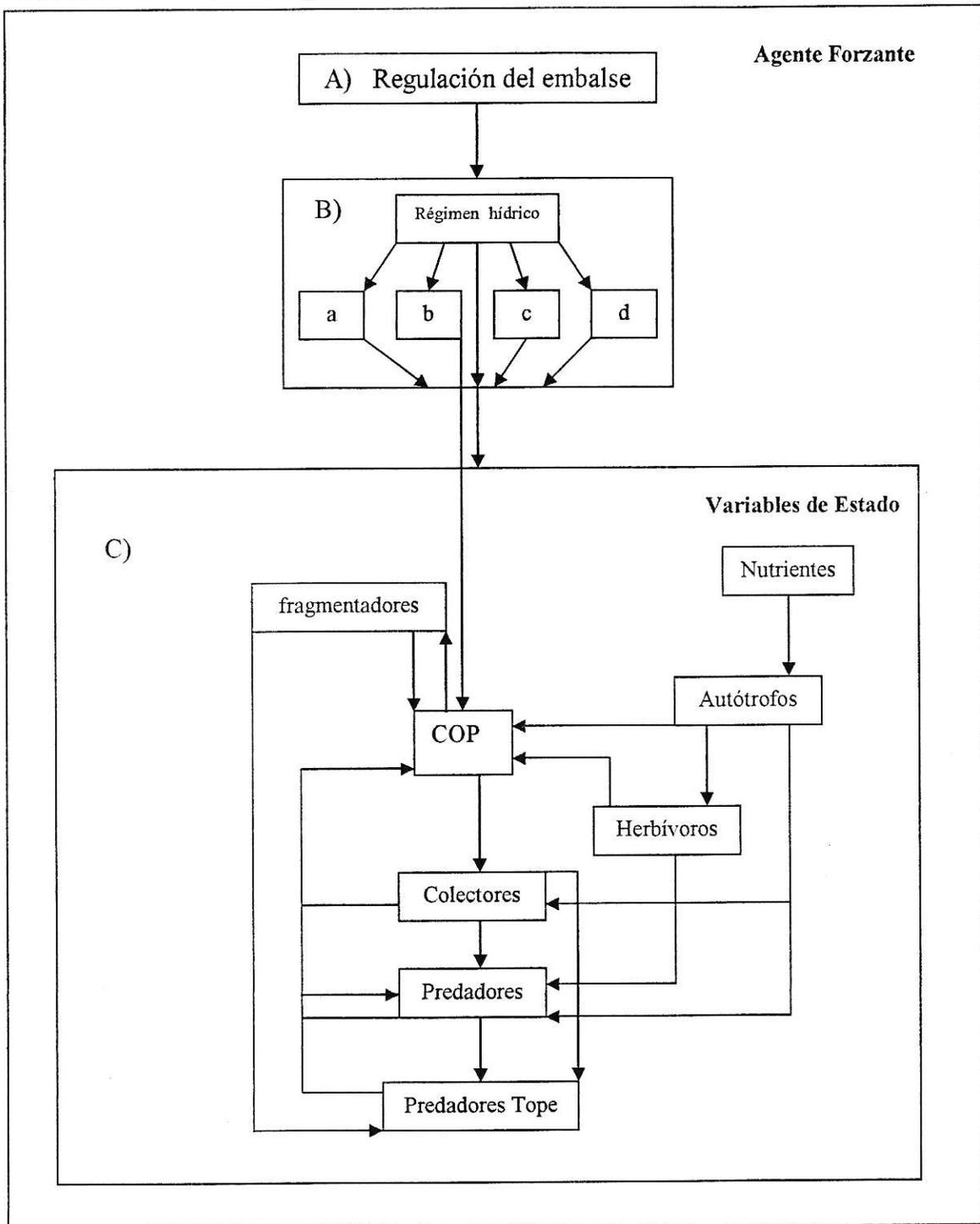
El Modelo

En función de los efectos que generan los embalses (Petts & Amoros, 1996; Allan, 1995; Ward & Stanford, 1979; Spence & Hynes, 1971; García de Jalon, Gonzalez de Tánago & Casado, 1992; Stevenson, 1997; Palmer & Hakenkamp, 1997; Lancaster & Belyea, 1997; Valett & Dahm, 1997; Resh et al. 1988), el modelo de influencias del régimen hídrico sobre los patrones y procesos ecológicos de Poff et al., el modelo de la estructura trofodinámica de los macroinvertebrados bentónicos propuesto por Cummins y col. (1973) (Fig. 2) y el modelo de flujo de carbono propuesto por Contreras (1998) para los ríos de Chile Central se propone un modelo modificado que incorpora las variables forzantes en el funcionamiento de los ríos de Chile Central afectados por embalses.

El modelo de la estructura ecosistémica utilizado (Fig. 3) es una modificación de la estructura funcional planteada en el modelo propuesto por Contreras (1998), el cual a su vez está basado en la estructura trofodinámica propuesta por Cummins y col. (1973). La modificación a partir del modelo de Contreras fue la eliminación de los componentes descomponedores, carbono inorgánico disuelto y carbono orgánico disuelto por no ser considerados en el estudio.

En función del modelo se seleccionó las variables a medir. Para medir la influencia indirecta de la regulación del régimen hídrico sobre la estructura del ecosistema lótico se determinó algunas condiciones físicas y químicas del agua y recurso alimenticio en forma de carbono orgánico particulado. La influencia directa se evaluó a partir de los cambios en la estructura del ecosistema lótico, considerándose tanto la existencia de los componentes como su masa de carbono. Se escogió la masa de carbono como variable respuesta por ser una variable común en todos los componentes y por su grado explicativo del cambio directo de la estructura del sistema y la magnitud de dichos cambios.

Fig.3 Modelo Teórico que representa la estructura del ecosistema lótico y las variables forzantes. Modificado de Contreras (1998). a: condición físicas y químicas del agua, b: recursos alimenticio, c: interacciones bióticas, d: heterogeneidad del hábitat



2. Objetivos

- **Objetivo General**

El objetivo general de este proyecto es estudiar las alteraciones que generan las represas sobre la estructura de los ecosistemas lóticos basados en el modelo propuesto.

- **Objetivos Específicos**

Para desarrollar el objetivo general de este trabajo se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Determinar los cambios en características físicas y químicas de las aguas que resultan de la operación de los embalses. Entre ellas:

- 1.1 Determinar los cambios en las masas de carbono en cada uno de los componentes de los ecosistemas lóticos que resultan de la operación de los embalses.

- 1.2 Analizar las modificaciones en el régimen de caudal que resultan de la operación de los embalses.

3. Hipótesis

Los ríos de Chile Central, por tener carácter rítrónico, tienen una estructura y funcionamiento de acuerdo a su régimen hídrico, que ha sido descrito por la parte C del modelo de la figura 3. Los embalses, al cambiar el régimen hídrico y el suministro de carbono orgánico, deben producir cambios en la estructura y funcionamiento de los ríos como números de componentes, cambios de masa de los componentes, nuevas relaciones y números de relaciones.

4. Materiales y métodos

4.1 Area de estudio

La investigación se realizó en seis embalses de la Hoya de los ríos Maule, Laja y BíoBío, durante los meses noviembre-2000 a febrero-2001. Se definieron 12 estaciones de muestreo, dos estaciones por embalses, una aguas arriba y otra aguas abajo, estableciendo la estación aguas arriba como la condición sin alterar. Los puntos de muestreo se ubicaron espacialmente en:

Río Maule

- **Estación Curillinque Arriba:** Aguas arriba de la junta Río Cipreces-Río Maule (ubicación UTM: E.325146, N.6036045), área aportante: 2314 Km². Este punto está influido por la regulación de la Laguna Maule para generación hidroeléctrica y riego. Estación 1, figura 4.

- **Estación Curillinque Abajo:** Aguas arriba de la junta Estero La Suiza-Río Maule (ubicación UTM: E.318711, N.6040967), área aportante: 2629 Km². Este punto está influido por la regulación de la Laguna Maule, la Laguna Invernada y Embalse Melado y está asociado a centrales de embalse y de pasada. Estación 2, figura 4.
- **Estación Bullileo Arriba:** Aguas arriba del Embalse Bullileo, utilizado para riego (ubicación UTM: E.287700, N.5979194), área aportante: 45,4 Km². Estación 3, figura 4.
- **Estación Bullileo Abajo:** Aguas abajo del Embalse Bullileo (ubicación UTM: E.282971, N.5983104), área aportante: 110 Km². Estación 4, figura 4.

Río Laja

- **Estación Polcura Arriba:** Aguas arriba del Embalse Polcura (ubicación UTM: E.280890, N.5870716), área aportante: 863 Km². Estación 5, figura 5.
- **Estación Polcura Abajo:** Aguas debajo de la junta Estero Pichipolcura-Río Laja (ubicación UTM: E.265550, N.5867840), área aportante: 2217 Km². Este punto está influido por la regulación de la Laguna Laja y Embalse Polcura, y está asociado a centrales de Embalse y de pasada. Estación 6, figura 5.
- **Estación Abanico Arriba:** Aguas arriba del embalse de paso de la Central Abanico (ubicación UTM: E.284290, N.5858326), área aportante: 967,5 Km². Este punto está influido por la regulación de la Laguna Laja. Estación 7, figura 5.
- **Estación Abanico Abajo:** Aguas abajo del embalse de paso de la Central Abanico y del Estero Trubunleo (ubicación UTM: E.282683, N.5858345), área aportante: 1034 Km². Este punto está influido por la regulación de la Laguna Laja y Central Abanico. En época de verano el aporte a esta estación está dado solo por el Estero Trubunleo. Estación 8, figura 5.

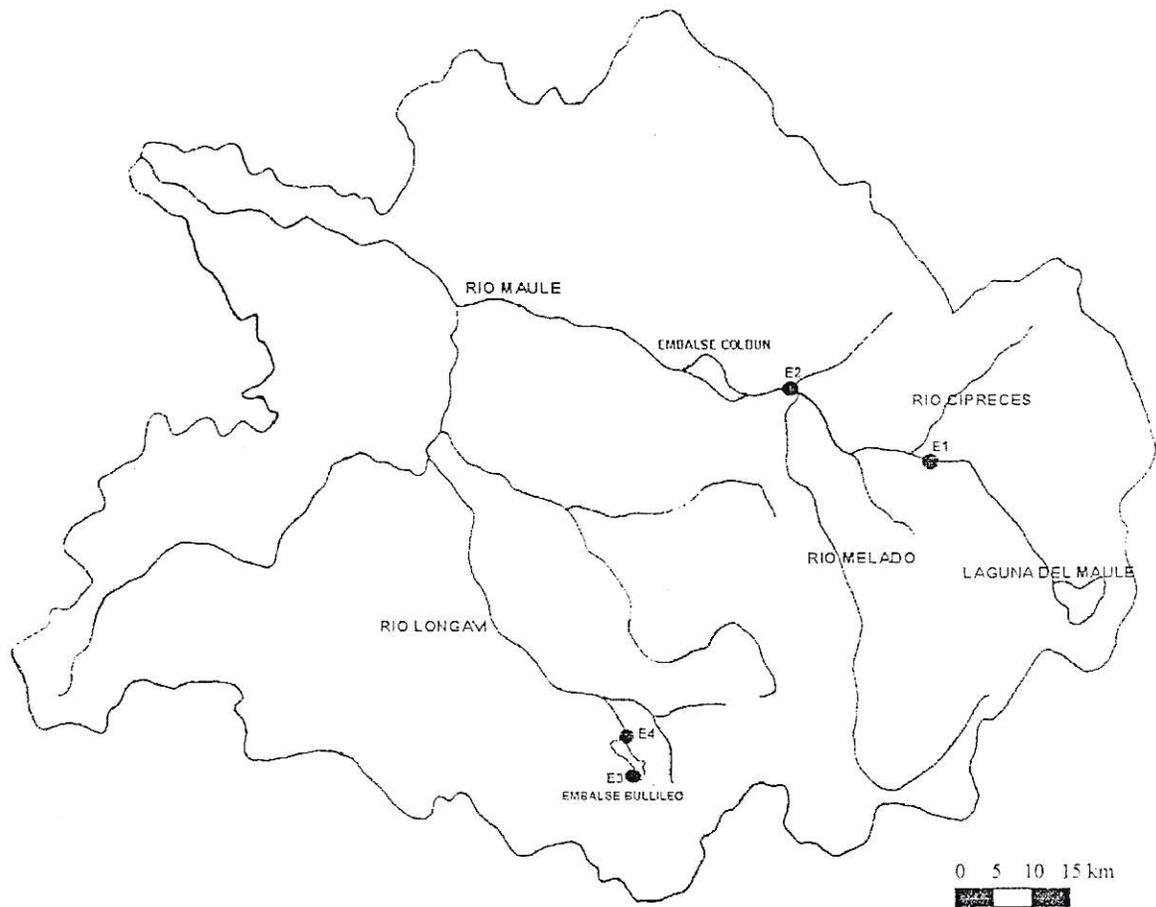


Fig. 4: Ubicación geográfica de las zonas de estudio Polcura, Abanico, Rucue y Pangué (Informe: Análisis Estadístico de Caudales en los Ríos de Chile, 1992).

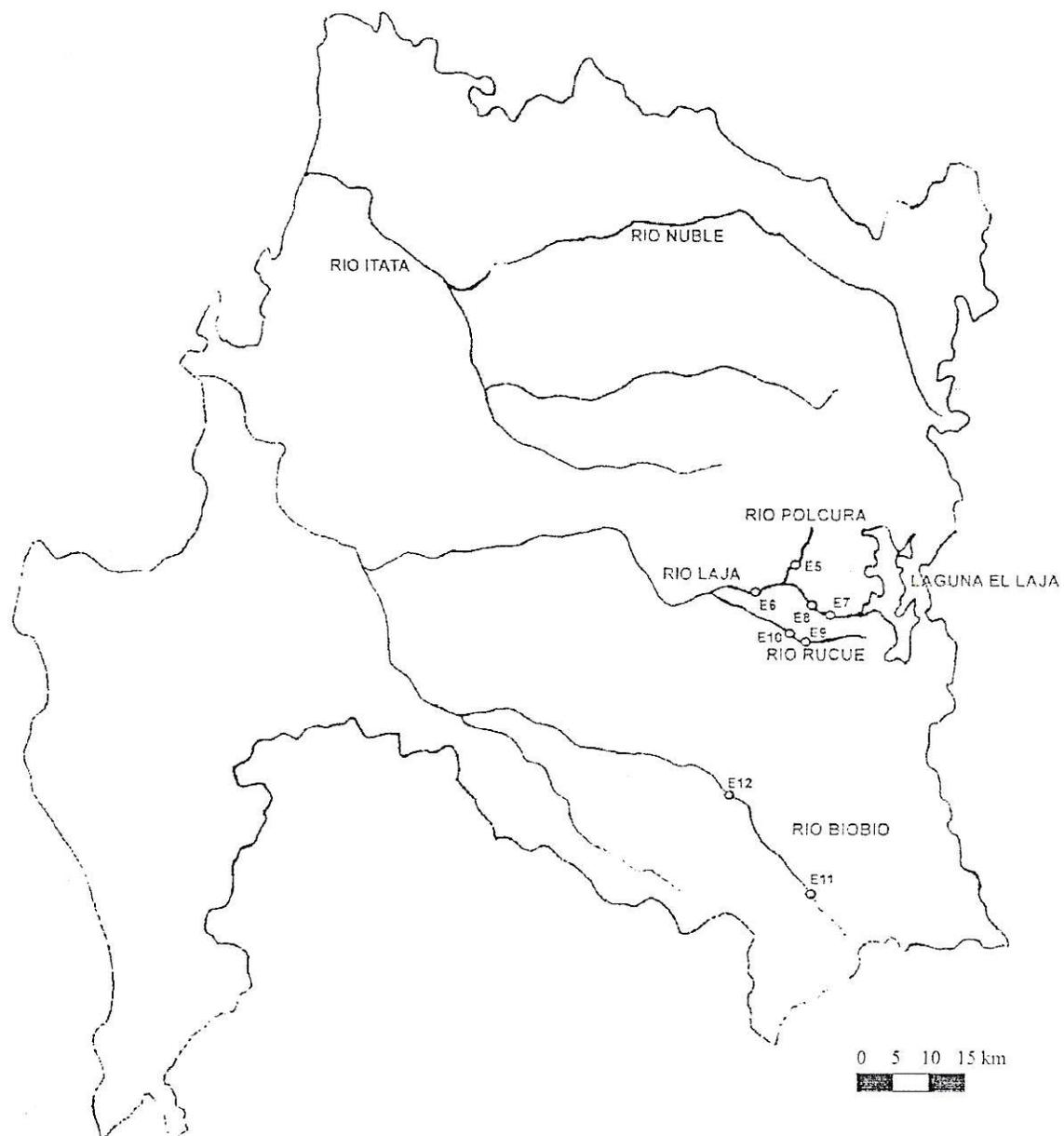


Fig. 5: Ubicación geográfica de las zonas de estudio Curillinque y Bullileo (Informe: Análisis Estadístico de Caudales en los Ríos de Chile, 1992).

- **Estación Rucue Arriba:** Aguas arriba del Embalse de paso de la Central Rucue (ubicación UTM: E.257700, N.5860436), área aportante: 181 Km². Estación 9, figura 5.
- **Estación Rucue Abajo:** Aguas abajo del Embalse de paso de la Central Rucue (ubicación UTM: E.257098, N.5861806), área aportante: 182 Km². Estación 10, figura 5.

Río BíoBío

- **Estación Pangue Arriba:** Aguas arriba del Embalse Pangue (ubicación UTM: E.279221, N.5791282), área aportante: 5663 Km². Estación 11, figura 5.
- **Estación Pangue Abajo:** Aguas abajo del Embalse Pangue y Río Callaqui (ubicación UTM: E.263319, N.5808836), área aportante: 6104 Km². Estación 12, figura 5.

4.2 Metodología

4.2.1 Régimen hídrico

Se analizaron 4 variables del régimen hídrico: **magnitud** (m³/s), **predictibilidad**, **C/P** (proporción de la predictibilidad total debida a la contingencia) y **V** coeficiente medio anual de variación en cada estación según Poff y Ward (1989) y Colwell (1974), debido a que se contó solo con datos medios mensuales. La predictibilidad de la variación de flujo total una medida de la incerteza temporal de algunas variables de estado medioambientales (en este caso, caudales mensuales) (Colwell, 1974). La magnitud es la cantidad de agua pasando a través de una locación fija por unidad de tiempo, en este caso es el caudal medio mensual. El coeficiente medio anual de variación es 100 veces el promedio de los caudales medios mensuales dividido por la desviación estándar, da una medida del grado de variación en torno al promedio y es

insensible a patrones temporales. La predicción de la variación de flujo total se estudio con la medición de predicción para fenómenos periódicos de Colwell, que es una medida de la incerteza temporal para algunas variables ambientales. El valor de predictibilidad (P) va de 0 a 1 y esta compuesto de dos componentes aditivos: constancia (C), una medida de la invarianza temporal, y contingencia (M), una medida de la periodicidad.

Para determinar las variables anteriormente nombradas se utilizaron los valores de caudales medios mensuales en todas las estaciones de muestreo. El tamaño muestral fue diferente para cada estación dependiendo de la disponibilidad de datos.

Número de años con registro de caudales: Bullileo Arriba (39 años), Bullileo Abajo (30 años), Curillinque Arriba (4 años), Curillinque Abajo (2 años), Rucue Arriba y Abajo (39 años), Polcura Arriba (3 años), Polcura Abajo (11 años) y Abanico Arriba y Abajo (12 años). Los años con registro de precipitaciones son: Bullileo (26), Curillinque (44) y Polcura, Rucue y Abanico (37).

Los valores de caudales medios mensuales de las estaciones aguas arriba y aguas abajo de los embalses Abanico y Polcura se obtuvieron a través de balances de masa a partir de datos de energía generada, energía desaprovechada, caudales de descarga, volumen de embalse y filtraciones, los valores no fueron corregidos con el aporte pluvial. Fuente de registro: ENDESA.

Los valores de caudales medios mensuales de Bullileo se obtuvieron a través de balances de masa a partir de datos de volumen de embalse, filtraciones y evaporación. Datos entregados por la Junta de Vigilancia del Embalse Bullileo y datos del Análisis Estadístico de Caudales en los Ríos de Chile (1992).

Los valores de caudales medios mensuales de Curillinque se obtuvieron a través de balances de masa a partir de datos del Modelo Hidrológico Operacional de la Cuenca del Maule, Conic-BF

Ingenieros Civiles Consultores (1997) y datos del Análisis Estadístico de Caudales en los Ríos de Chile (1992).

Los valores de caudales medios mensuales de Rucue Arriba se obtuvieron del Análisis Estadístico de Caudales en los Ríos de Chile (1992), los valores de Rucue Abajo se obtuvieron en forma aproximada restando un porcentaje fijo a Rucue Arriba.

Los valores de precipitaciones medias mensuales de la zona de Curillín se obtuvieron de Conic-BF Ingenieros Civiles Consultores (1997) y Los valores de la zona de Bullileo, Polcura, Abanico y Rucue se obtuvieron de Dirección de Meteorología de Chile.

4.2.2 Variables físicas y químicas

Se realizó un muestreo extensivo de carácter estratificado, considerando como unidad de muestreo estaciones ubicadas aguas arriba y aguas abajo del emplazamiento de cada embalse.

Los parámetros analizados fueron los siguientes:

Tabla 2: Parámetros analizados (variables definidas en el anexo A)

Parámetros físico-químicos	Métodos o Equipos	n
Temperatura	Sonda Telemétrica YSI-Grant Water Quality Logger 3800	1
Sólidos Totales Suspendidos	APHA, AWWA & WEF (1995)	3
Conductancia específica	Sonda Telemétrica YSI-Grant Water Quality Logger 3800	1
Concentración del ion Hidrógeno	Sonda Telemétrica YSI-Grant Water Quality Logger 3801	1
Oxígeno disuelto	Sonda Telemétrica YSI-Grant Water Quality Logger 3802	1
DBO	APHA, AWWA & WEF (1995)	1
Alcalinidad	Golterman et al. (1978)	2
Ortofosfato	Strickland J D (1968) (b)	3
Nitrato	APHA, AWWA & WEF (1995)	3
Nitrito	Strickland J D (1968) (a)	3
Amonio	Scobach H G (1966) / Krom M D (1980)	3
Fósforo Total	Mühlhauser et al. (1986)	3
Nitrógeno Kjeldhal Total	Mühlhauser et al. (1986)	3
Clorofila a	Wetzel y Likens (1991) / APHA, AWWA & WEF (1995)	3

4.2.3 Componentes de los Ecosistemas

Se realizó un muestreo extensivo de carácter estratificado, considerando como unidad de muestreo estaciones ubicadas aguas arriba y aguas abajo del emplazamiento de cada embalse. Los parámetros analizados en función del modelo fueron los siguientes:

Componente de Carbono Orgánico Particulado: Se hizo un muestreo por triplicado aleatoriamente con envases de polietileno de alta densidad de 1L. La determinación de la masa de materia orgánica se realizó por el método de calcinación de las muestras a 450°C luego de ser filtradas en terreno con filtros de fibra de vidrio (MFS) de 0.45µm. El valor obtenido se multiplicó por 0.5 para tener el valor de carbono orgánico total (Wetzel y Likens, 1991).

Componente Autótrofos: Se obtuvieron tres réplicas escogidas aleatoriamente de un área de 290 mm² de perifiton. La biomasa de perifiton fue determinada a través de la determinación de concentración de clorofila-a. La extracción se realizó con acetona al 90%. Luego de centrifugar los extractos se leyó la absorbancia en un espectrofotómetro Shimadzu UV-150-02, según las longitudes de onda indicadas por Lorenzen (1967). La masa de carbono de perifiton por mm² se determinó según APHA-AWWA-WFF (1995).

Componentes Heterótrofos: Estos componentes son los grupos funcionales colectores, pastoreadores, fragmentadores y depredadores. La estimación de la fauna bentónica se realizó mediante el recuento directo por grupo de organismos. Se determinó sobre la base de 3 muestras aleatorias obtenidas con una red Surber de 0,09 m², con malla de apertura de 250 µm. Las muestras fueron analizadas cualitativa y cuantitativamente mediante el uso de una lupa

Zeiss Stemi 2000-C, separando la totalidad de los organismos. La clasificación de los organismos se realizó basándose en los trabajos de Merrit & Cummins (1996) y Caldichoury R.(1995) (anexo B), los organismos fueron clasificados hasta el nivel de familia en la mayoría de los casos. Puesto que dentro de una familia se pueden encontrar distintos grupos funcionales se utilizó como criterio para clasificar funcionalmente este nivel el grupo funcional que se encuentra en mayor porcentaje para cada familia. La biomasa de cada componente se determinó por calcinación según Wetzel y Likens (1991). Se estimó la masa de carbono de cada componente por calcinación y por estimación según el largo de los individuos por la relación $M = aL^b$ (M: masa, L: largo, a y b: constantes) (Benke, 1999). El valor obtenido se multiplicó por 0.5 para tener el valor de carbono orgánico total (Wetzel y Likens, 1991)

Componente depredadores tope: Como una medida de abundancia se utilizó el CPUE (captura por unidad de esfuerzo, 10 min.). La fauna íctica se extrajo mediante pesca eléctrica. La biomasa presente en este componente según el peso total. A los peces capturados se les determinó la longitud total (LT) con un ictiómetro con precisión de 0,05 cm y el peso total (PT) con una balanza digital ANB modelo EK-1200A con precisión de 0,1g.

Los análisis de los datos fueron expresados en masa de carbono.

4.3 Análisis de datos

4.3.1 Régimen hídrico

Las variables del régimen hídrico, **magnitud** (m^3/s) y **V** coeficiente medio anual de variación, se determinaron para cada estación según la metodología propuesta por Poff y Ward (1989), mientras que la **predictibilidad** y **C/P** (proporción de la predictibilidad total debida a la contingencia) fueron determinada con la medición de predictibilidad de fenómenos periódicos de Colwell (1974).

Los valores de caudales medios mensuales fueron transformados por la función ($\ln(x+1)$) para que la distribución de frecuencias de caudal se aproxime a la distribución log-normal. Para facilitar la comparación entre estaciones, cada set de datos transformados fueron luego modularizados dividiendo cada valor diario por el promedio de todo el periodo de estudio en cada estación. Luego la variable de estado (caudal) modularizada fue dividida en categorías que abarcaran todo el rango de modularización para todos los ríos combinados, 0.1, 0.25, 0.5, 0.75, 1 (promedio), 1.25, 1.5, 1.75, 2, 2.5, 3, y 3.5. La unidad temporal usada fue un mes. Esto se repitió para todos los años en estudio, por lo tanto el set entero de datos fue contenido en una matriz de 13 (categorías de descarga) por 12 (meses). Cada columna de la matriz suma entonces el número de años en estudio.

Teniendo una matriz de frecuencia de t columnas (tiempo de un ciclo) y s filas (estados del fenómeno). N_{ij} será el número de ciclos para el cual el fenómeno estará en el estado i en el tiempo j .

Se define el número total de columnas (X_j), total de filas (Y_i), y el gran total (Z) como:

$$X_j = \sum_{i=1}^s N_{ij}$$

$$Y_i = \sum_{j=1}^t N_{ij}$$

$$Z = \sum_i \sum_j N_{ij} = \sum_j X_j = \sum_i Y_i$$

Luego, la incerteza con respecto al tiempo es:

$$H(X) = - \sum_{j=1}^t (X_j/Z) \log (X_j/Z)$$

La incerteza con respecto al estado es:

$$H(Y) = - \sum_{i=1}^s (Y_i/Z) \log (Y_i/Z)$$

Y la incerteza con respecto al tiempo y estado es:

$$H(XY) = - \sum_i \sum_j (N_{ij}/Z) \log (N_{ij}/Z)$$

La predictibilidad de un fenómeno periódico será máxima cuando exista solo un valor distinto de cero en cada columna. la incerteza condicional concerniente a un estado a un tiempo dado, es definida como:

$$H_X(Y) = H(XY) - H(X)$$

Con solo un valor distinto de cero por columna $H(X) = H(XY)$, por lo tanto, $H_X(Y) = 0$ bajo condiciones de máxima predictibilidad. Cuando la predictibilidad está en el mínimo, todos los estados son equiprobables para todos los tiempos. En este caso $H(X) = \log t$, y $H(XY) = \log st$, por lo tanto, $H_X(Y) = \log s$. Para obtener una medida de la predictibilidad (P) en un rango de $(0, 1)$, se define la ecuación:

$$P = 1 - [H_X(Y)] / \log s = 1 - [H(XY) - H(X)] / \log s$$

Constancia es máxima cuando todos los totales por columna suman cero excepto una, y mínima cuando todos los totales son iguales. Una medida de constancia (C) con rango entre (0,1) esta dado por:

$$C = 1 - H(Y)/\log s$$

Contingencia representa el grado en el cual el tiempo determina estados, o el grado en el cual tiempo y estados son dependientes uno del otro. Esta función alcanza su mínimo absoluto de cero cuando todas las columnas son homogéneas. El máximo absoluto de $\log s$ se alcanza cuando el número de valores distintos de cero se aproxima a uno tanto en las columnas como en las filas. Una medida de contingencia (M) con rango entre (0,1) es:

$$M = [H(X) + H(Y) - H(XY)]/\log s$$

Predictibilidad se define como la simple suma de constancia y contingencia, $P = C + M$.

El coeficiente de variación medio anual V es 100 veces el promedio de todos los años del caudal medio anual dividido por la desviación estándar, este coeficiente representa el grado de variación alrededor del promedio siendo insensible a patrones temporales. Además se calculó el caudal medio (Q) de todos los datos en registro para cada estación.

4.3.2 Variables físicas y químicas

Las diferencias variables físicas y químicas entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo se analizaron mediante los estadígrafos promedio y desviación estándar. Las diferencias en las concentraciones de nutrientes entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo determinó mediante el test no paramétrico U-Mann Withnney para diferencias entre medias de grupos independientes con nivel de significancia $\alpha=0.05$, se escogió esta metodología por el

número de réplicas de cada variable (Elliot J.M, 1977). El análisis se realizó con el programa NCSS 2000.

4.3.3 Componentes de la estructura de los ecosistemas

Las diferencias en las biomásas de carbono de los componentes de la estructura entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo determinó mediante el test no paramétrico U-Mann Withney para diferencias entre medias de grupos independientes con nivel de significancia $\alpha=0.05$, se escogió esta metodología por el número de réplicas de cada variable (Elliot J.M, 1977). El análisis se realizó con el programa NCSS 2000.

5. Resultados

5.1 Análisis hídrico

En las figuras 6 y 7 se presentan los valores de caudal y precipitaciones v/s meses del año para cada estación. En Abanico, Polcura y Rucue se usó la misma curva de precipitaciones por la cercanía de las estaciones. Esta curva concentra los valores más altos entre mayo y agosto, siendo junio el mes con mayor pluviosidad ($302,2 \pm 158,3$ mm). En Curillín y Bullileo también se concentran los valores más altos entre mayo y agosto, siendo los valores más altos en junio con $363,4 \pm 320,4$ mm y $461,1 \pm 225,4$ mm respectivamente. En la estación ubicada en Abanico Arriba se ve una distribución de caudal constante, entre 4,7 y 5,1 m³/s durante todo el año, sin estar relacionado con la curva de precipitaciones, esto es debido a que los valores de caudal fueron obtenidos a través de la ecuación de filtración de la Laguna Laja. Al atravesar el

Fig.6: Precipitación (PP) y caudal versus meses del año. Cada punto representa el promedio mensual de todos los años en registro. Las líneas verticales representan \pm un error estandar. a) Abanico Arriba. b) Abanico Abajo. c) Polcura Arriba. d) Polcura Abajo. e) Bullileo Arriba. f) Bullileo Abajo.

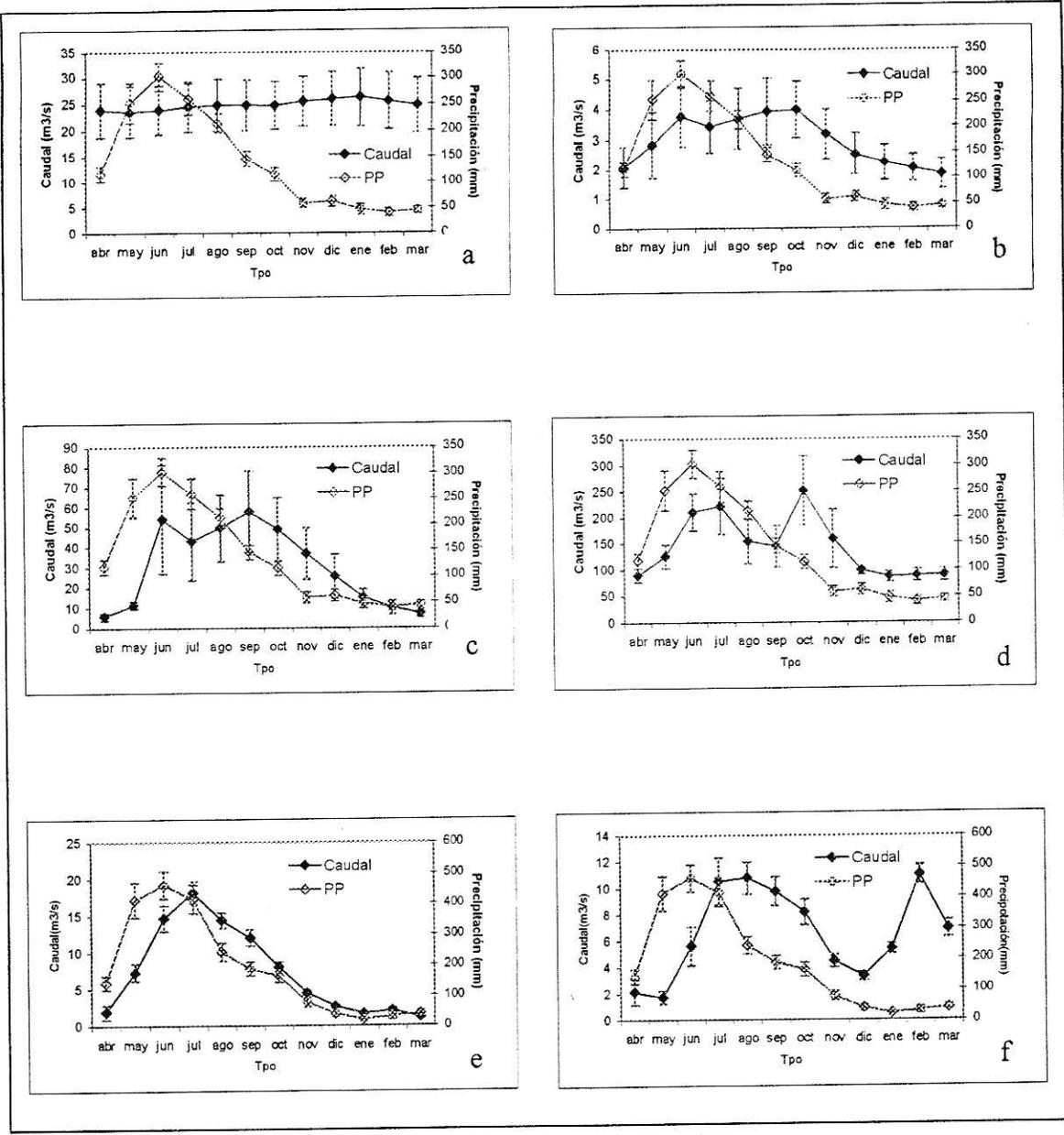
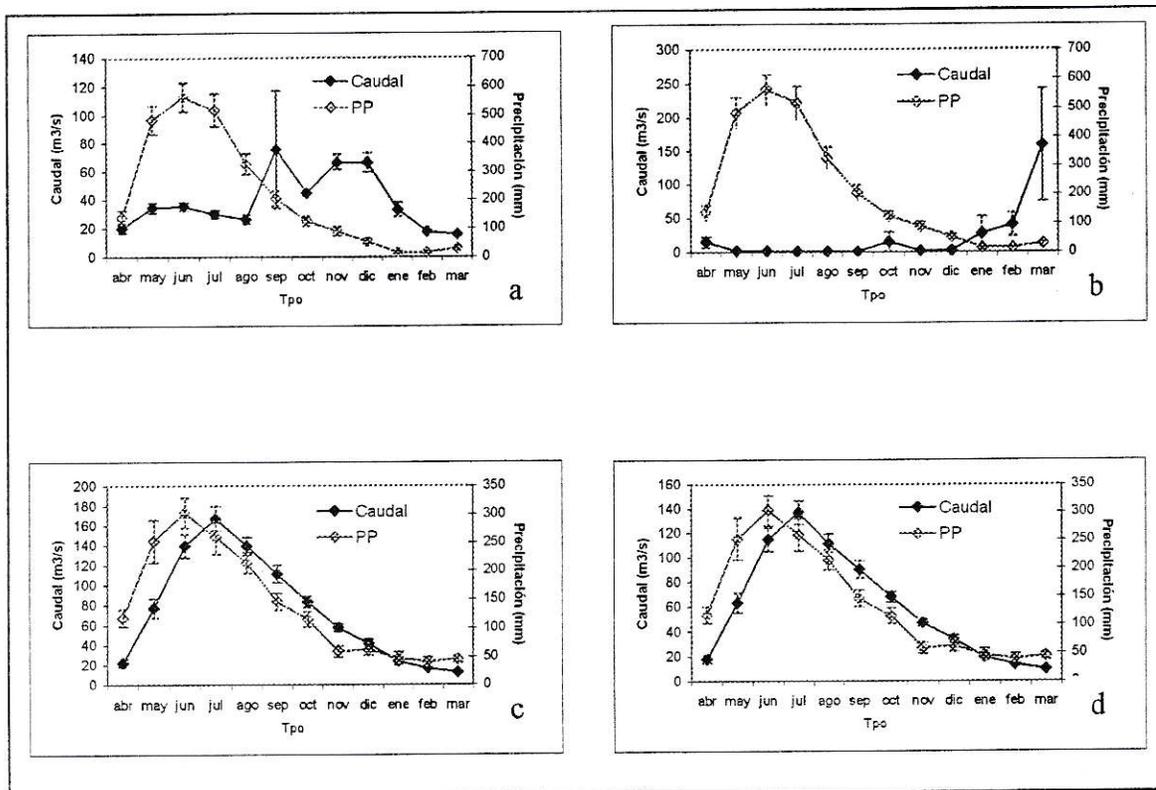


Fig.7: Precipitación (PP) y caudal versus meses del año. Cada punto representa el promedio mensual de todos los años en registro. Las líneas verticales representan \pm un error estandar. a) Curillinque Arriba. b) Curillinque Abajo. c) Rucue Arriba. d) Rucue Abajo.



embalse se observa una disminución de la magnitud del caudal y una pérdida en la constancia presentando valores de caudal mayor entre los meses junio y noviembre. El caudal máximo en la estación aguas abajo es de $4,0 \pm 1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ en el mes de octubre (Fig. 6). A través del embalse Polcura se ve un notorio cambio en la magnitud del caudal, aumentando los valores de caudal máximo en la estación aguas arriba de $57,8 \pm 35,3 \text{ m}^3/\text{s}$ en septiembre a $251,4 \pm 208,9 \text{ m}^3/\text{s}$ en octubre en la estación aguas abajo. La distribución de los valores es bimodal en ambas estaciones (Fig. 6). En Bullileo Arriba se observa la influencia de las precipitaciones sobre el caudal presentando ambos una distribución unimodal, en esta estación la concentración de los valores mayores de caudal es entre junio y septiembre, con un máximo de $18,1 \pm 9,6 \text{ m}^3/\text{s}$ en el mes de julio. Atravesando el embalse en la estación Bullileo Abajo la distribución de caudales es bimodal con máximos en agosto y febrero de $10,6 \pm 6,7 \text{ m}^3/\text{s}$ y $10,9 \pm 4,0$ respectivamente (Fig. 6). Curillinque presenta una distribución de caudal irregular tanto arriba como debajo del embalse. El caudal máximo en la estación aguas arriba es de $75,4 \pm 83,0 \text{ m}^3/\text{s}$ en el mes de septiembre, los valores mas altos se mantienen desde septiembre a diciembre. En la estación aguas abajo hay época de sequía desde mayo a diciembre, con una leve alza en el mes de octubre, lográndose en el mes de marzo el máximo de caudal de $159,6 \pm 118,8 \text{ m}^3/\text{s}$ (Fig. 7). Tanto Rucue Arriba como Rucue Abajo presentan una distribución de caudal unimodal con un máximo en el mes de julio de $167,0 \pm 68,0 \text{ m}^3/\text{s}$ y $137,8 \pm 62,4 \text{ m}^3/\text{s}$, respectivamente (Fig. 7). A partir de estos datos de caudal se calculó la predictibilidad (P), constancia (C), contingencia (M), Coeficiente de variación medio anual (V) y caudal medio total (Q) para el total de años recaudados de cada estación (Poff y Ward, 1989; Colwell, 1974) (Tabla 11), con el fin de tener una medida del grado de perturbación existente.

En la tabla 11 se puede ver que la predictibilidad disminuye a través de todas las regulaciones, siendo esta variación mayor en Abanico y menor en Rucue. Los componentes de la predictibilidad, constancia y contingencia, varían en forma inversa, si la constancia aumenta

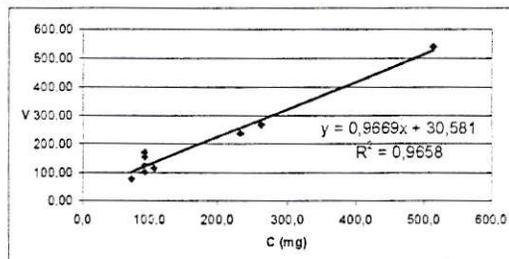
la contingencia disminuye. La constancia disminuye en Abanico, Rucue y Curillínque y aumenta en Polcura y Bullileo. La variabilidad del caudal aumenta en Abanico, Curillínque y Bullileo, siendo esta variación mayor en Curillínque y menor en Bullileo. En Polcura la variabilidad disminuye y en Rucue se mantiene constante. El caudal disminuye a través de todas las estaciones con excepción de Polcura, la variación fue mayor en Polcura y menor en Curillínque.

Tabla 3.- Valores de predictibilidad, constancia, contingencia y variabilidad mensual

Estación	P	C	M	C / P	V	Q (m3/s)
Pangue Arriba						
Pangue Abajo						
Rucue Arriba	0,70	0,49	0,21	0,70	92,9	74,2
Rucue Abajo	0,69	0,47	0,22	0,69	92,9	59,4
Curillínque Arriba	0,83	0,65	0,18	0,78	73,3	40,1
Curillínque Abajo	0,82	0,39	0,43	0,47	233,5	2,8
Bullileo Arriba	0,49	0,26	0,23	0,53	93,0	7,5
Bullileo Abajo	0,46	0,28	0,19	0,60	107,3	6,6
Polcura Arriba	0,73	0,48	0,25	0,66	92,6	30,0
Polcura Abajo	0,66	0,60	0,05	0,92	89,8	142,2
Abanico Arriba	0,72	0,70	0,02	0,97	513,90	24,8
Abanico Abajo	0,59	0,45	0,14	0,77	262,83	2,9

Se estudiaron las posibles correlaciones entre las distintas variables bióticas e hídricas observándose solo correlación entre el coeficiente medio de variación anual V y la suma de la masa de carbono de los macroinvertebrados bentónicos (Fig. 16).

Figura 8: Correlación entre el coeficiente medio de variación anual V y la suma de la masa de carbono de los macroinvertebrados bentónicos



5.1 Caracterización física y química del agua

Los valores de pH presentan baja variabilidad al comparar las estaciones aguas arriba con las estaciones aguas abajo, Curillinque presenta la variación de mayor magnitud, aumentando aguas abajo tres décimas del valor aguas arriba. El oxígeno disuelto presentó un rango de variación entre los distintos embalses de 0,13 a 1,33 mg/l correspondientes a Pangue y Polcura respectivamente. La temperatura varió dentro de un rango de 1,3 a 4,5 °C correspondientes a Polcura y Bullileo respectivamente. La conductividad presentó un margen de variación mayor, de 1 a 59 $\mu\text{S}/\text{cm}$ correspondiente a Rucue y Curillinque respectivamente. La alcalinidad no presentó una variación superior a una décima del valor aguas arriba en cualquiera de los embalses. Para estas cinco variables no se observó un patrón de cambio a través de todas las regulaciones. Los STS presentaron una disminución considerable a través de los embalses que regulan en mayor grado el régimen hídrico, Pangue, Curillinque y Polcura, siendo Curillinque el sistema que varió en mayor grado, 33 mg/l. Bullileo, cuya descarga es en profundidad, en la época de verano libera el agua almacenada en invierno con gran cantidad de partículas sedimentadas, por lo que se produce un aumento de los STS. La misma causa es aplicable a la variación de DBO. En Abanico se produjo un aumento de DBO debido probablemente a que los aportes provienen de fuentes distintas, aguas arriba por filtraciones de la Laguna Laja con escasa vegetación ripariana y aguas abajo por el Estero Trubunleo con abundante vegetación ripariana. La fracción de carbono correspondiente a la clorofila a disminuyó en todos los casos el rango de variación fue de 5 a 282 $\mu\text{gC}/\text{l}$ correspondientes a Rucue y Polcura respectivamente.

Tabla 4.- Valores promedio de pH, oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, alcalinidad, sólidos totales suspendidos, demanda biológica de oxígeno y fracción de carbono correspondiente a clorofila a. [$\bar{x} \pm ES$]

Estación	pH	OD (mg / l)	T° C°	Cond (μ S / cm)	Alc (mM)	STS (mg/L)	DBO (mg/l)	Cla Agua (μ gC/l)
Pangue Arriba	7,35 \pm 0,05	7,49 \pm 0,00	10,1 \pm 0,0	61 \pm 0,0	0,20 \pm 0,00	21,86 \pm 1,85	0,97	60,3 \pm 9,3
Pangue Abajo	7,31 \pm 0,04	7,36 \pm 0,00	10,0 \pm 0,0	63 \pm 0,0	0,18 \pm 0,00	13,40 \pm 0,38	0,00	22,2 \pm 6,4
Abanico Arriba	7,64 \pm 0,03	10,50 \pm 0,00	12,6 \pm 0,0	95 \pm 0,0	0,32 \pm 0,00	2,64 \pm 1,58	1,22	43,0 \pm 11,7
Abanico Abajo	7,67 \pm 0,05	10,77 \pm 0,00	9,0 \pm 0,0	126 \pm 0,0	0,38 \pm 0,00	0,41 \pm 0,18	2,19	19,1 \pm 4,8
Rucue Arriba	7,12 \pm 0,05	10,30 \pm 0,00	11,1 \pm 0,0	29 \pm 0,0	0,12 \pm 0,00	0,31 \pm 0,17	0,49	19,1 \pm 9,6
Rucue abajo	7,25 \pm 0,01	11,05 \pm 0,00	11,9 \pm 0,0	30 \pm 0,0	0,13 \pm 0,00	0,65 \pm 0,60	0,24	14,3 \pm 0,0
Curill. Arriba	7,83 \pm 0,07	12,02 \pm 0,00	25,3 \pm 0,0	219 \pm 0,0	0,39 \pm 0,00	33,56 \pm 3,16	3,16	167,2 \pm 62,1
Curill. Abajo	8,18 \pm 0,03	11,13 \pm 0,00	22,4 \pm 0,0	160 \pm 0,0	0,54 \pm 0,00	0,34 \pm 0,21	2,92	9,6 \pm 4,8
Bullileo Arriba	6,70 \pm 0,28	9,71 \pm 0,00	11,6 \pm 0,0	41 \pm 0,0	0,20 \pm 0,00	0,29 \pm 0,18	1,46	262,7 \pm 255,6
Bullileo Abajo	6,96 \pm 0,06	9,23 \pm 0,00	16,1 \pm 0,0	37 \pm 0,0	0,18 \pm 0,00	1,36 \pm 0,07	1,70	57,3 \pm 8,3
Polcura Arriba	7,02 \pm 0,61	10,37 \pm 0,00	9,7 \pm 0,0	35 \pm 0,0	0,15 \pm 0,00	8,05 \pm 0,49	1,95	300,9 \pm 293,7
Polcura Abajo	6,93 \pm 0,06	11,70 \pm 0,00	11,0 \pm 0,0	53 \pm 0,0	0,20 \pm 0,00	4,52 \pm 0,46	1,95	19,1 \pm 4,8

Los valores de concentración de nutrientes obtenidos para cada sistema se presentan en la tabla 4 y figura 9-10. Los resultados del análisis de diferencias entre las medias de cada par de estaciones (aguas arriba v/s aguas abajo) se pueden ver en la tabla 5. La variación porcentual entre las estaciones aguas arriba y aguas abajo se observan en la figura 9-10.

Polcura

En ambas estaciones, aguas arriba y aguas abajo, las concentraciones de NO_2 , NO_3 , NH_4^+ , nitrógeno total en la columna de agua y el nitrógeno total en los sedimentos no superaron el límite de detección. Debido a la falta de cuantificación de los valores no se pudo determinar si hubo un cambio en la concentración de estos nutrientes entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo del embalse (Tabla 4).

Las concentraciones P-PO_4 y el fósforo total en la columna de agua se mantuvieron constantes al comparar ambas estaciones, la concentración de P-PO_4 no fue cuantificable. El fósforo total en los sedimentos disminuyó aguas abajo del embalse, aún cuando esta variación no fue significativa (Tabla 4-5, Fig. 9).

Bullileo

En ambas estaciones, aguas arriba y aguas abajo, las concentraciones de NO_2 , NO_3 , nitrógeno total en la columna de agua y el nitrógeno total en los sedimentos no superaron el límite de detección. La concentración de NH_4^+ se encontró bajo el límite de cuantificación en ambas estaciones. Debido a la falta de cuantificación de los valores no se pudo determinar si hubo un cambio en la concentración de estos nutrientes entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo del embalse (Tabla 4).

La concentración P- PO_4 se mantuvo constante y bajo el límite de detección al comparar ambas estaciones. La concentración de fósforo en la columna de agua se encontró bajo el límite cuantificación en la estación aguas arriba y bajo el límite de detección en la estación aguas abajo. El fósforo total en los sedimentos disminuyó a través del embalse, aún cuando esta variación no fue significativa (Tabla 4-5, Fig. 9).

Pangue

En ambas estaciones, aguas arriba y aguas abajo, las concentraciones de NO_2 , NO_3 y NH_4^+ no superaron el límite de detección. La concentración de nitrógeno total en la columna de agua se mantuvo constante bajo el límite de cuantificación. La concentración de nitrógeno total en los sedimentos se encontró bajo el límite de cuantificación en la estación aguas arriba y bajo el límite de detección en la estación aguas abajo. Debido a la falta de cuantificación de los valores no se pudo determinar si hubo un cambio en la concentración de estos nutrientes entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo del embalse (Tabla 4).

La concentración P- PO_4 se encontró sobre el límite de cuantificación en la estación aguas arriba y bajo éste en la estación aguas abajo. La concentración de fósforo total en la columna de agua y de fósforo total en los sedimentos disminuyó aguas abajo del embalse, siendo la variación significativa solo en el primer caso (Tabla 4-5, Fig. 9).

Curillique

En ambas estaciones, aguas arriba y aguas abajo, las concentraciones de NO_2 y el nitrógeno total en los sedimentos no superaron el límite de detección. La concentración de NH_4^+ se mantuvo constante y bajo el límite de cuantificación al comparar ambas estaciones. La concentración de NO_3 se encontró bajo el límite de detección en la estación aguas arriba y sobre el límite de cuantificación en la estación aguas abajo. La concentración de nitrógeno total en la columna de agua se encontró bajo el límite de cuantificación en la estación aguas arriba y bajo el límite de detección en la estación aguas abajo. Debido a la falta de cuantificación de los valores no se pudo determinar si hubo un cambio en la concentración de estos nutrientes entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo del embalse (Tabla 4).

Las concentración de P-PO_4 disminuyó aguas abajo del embalse pasando de una concentración cuantificable a una concentración bajo el límite de detección. La concentración de fósforo total en la columna de agua disminuyó aguas abajo del embalse pasando de una concentración cuantificable a una concentración bajo el límite de cuantificación. La concentración de fósforo total en los sedimentos disminuyó en forma no significativa aguas abajo del embalse (Tabla 4-5, Fig. 10).

Rucue

En ambas estaciones, aguas arriba y aguas abajo, las concentraciones de NO_2 , NO_3 , nitrógeno total en la columna de agua y el nitrógeno total en los sedimentos no superaron el límite de detección. La concentración de NH_4^+ se encontró bajo el límite de cuantificación en la estación aguas arriba y bajo el límite de detección en la estación aguas abajo. Debido a la falta de cuantificación de los valores no se pudo determinar si hubo un cambio en la concentración de estos nutrientes entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo del embalse (Tabla 4).

La concentración P-PO₄ se encontró bajo el límite de detección en la estación aguas arriba y bajo el límite de cuantificación en la estación aguas abajo. La concentración de fósforo total en la columna de agua se mantuvo bajo el límite de cuantificación en ambas estaciones. El fósforo total en los sedimentos disminuyó aguas abajo del embalse, aún cuando esta variación no fue significativa (Tabla 4-5, Fig. 10).

Tabla 5. Concentración de nutrientes en la columna de agua y en los sedimentos [± ES]

Estación	NO ₂ (ug/l)	NO ₃ (ug/l)	NH ₄ (ug/l)	PO ₄ (ug/l)	Nt (ug/l)	Pt (ug/l)	Nt sed (ug/l)	Pt sed (ug/l)
Pangue Arriba	ND	ND	ND	14,8 ± 0,00	D	26,6 ± 8,7	D	158,3 ± 16,4
Pangue Abajo	ND	ND	ND	D	D	18,3 ± 9,4	ND	142,0 ± 11,2
Abanico Arriba	ND	ND	ND	D	ND	15,8 ± 9,9	ND	77,0 ± 11,2
Abanico Abajo	ND	ND	ND	25,8 ± 3,00	ND	51,6 ± 10,3	D	87,0 ± 7,2
Rucue Arriba	ND	ND	D	ND	ND	D	ND	134,5 ± 15,3
Rucue abajo	ND	ND	ND	D	ND	D	ND	104,5 ± 3,1
Curill. Arriba	ND	ND	D	28,9 ± 0,7	D	48,3 ± 9,6	ND	232,0 ± 121,5
Curill. Abajo	ND	103,2 ± 1,7	D	ND	ND	D	ND	219,5 ± 45,9
Bullileo Arriba	ND	ND	D	ND	ND	D	ND	208,3 ± 93,9
Bullileo Abajo	ND	ND	D	ND	ND	ND	ND	122,0 ± 41,9
Polcura Arriba	ND	ND	ND	D	ND	15,8 ± 1,8	ND	139,5 ± 5,1
Polcura Abajo	ND	ND	ND	D	ND	15,8 ± 2,5	ND	124,5 ± 3,1

Nota: ND: No detectado
D: Detectado

Tabla 6. Test U Mann-Whitney para determinar diferencias entre medias de muestras independientes aplicado a nutrientes

Estación	Test U	Pt agua	Pt sed
Pangue	P	*	ns
	gl		2
Abanico	P	< 0,05	ns
	gl	2	2
Rucue	P		ns
	gl		2
Curillínque	P		ns
	gl		2
Bullileo	P		ns
	gl		2
Polcura	P	ns	ns
	gl	2	2

Nota: * : Diferencia significativa debido a la desviación nula de los datos de ambos grupos
Los espacios en blanco corresponden a los datos que no superaron el límite de cuantificación

Figura 9: a: Concentración de PO_4^{-3} , fósforo total en la columna de agua (Pt agua) y fósforo total en sedimentos (Pt sed) en la estación Polcura arriba y Polcura abajo. b: Variación porcentual relativa de PO_4^{-3} , Pt agua y Pt sed entre Polcura arriba y Polcura abajo. c: Concentración de PO_4^{-3} , fósforo total en la columna de agua (Pt agua) y fósforo total en sedimentos (Pt sed) en la estación Bullileo arriba y Bullileo abajo. d: Variación porcentual relativa de PO_4^{-3} , Pt agua y Pt sed entre Bullileo arriba y Bullileo abajo. e: Concentración de PO_4^{-3} , fósforo total en la columna de agua (Pt agua) y fósforo total en sedimentos (Pt sed) en la estación Pangué arriba y Pangué abajo. f: Variación porcentual relativa de PO_4^{-3} , Pt agua y Pt sed entre Pangué arriba y Pangué abajo. ■ : estación aguas arriba. ▨ : estación aguas abajo.

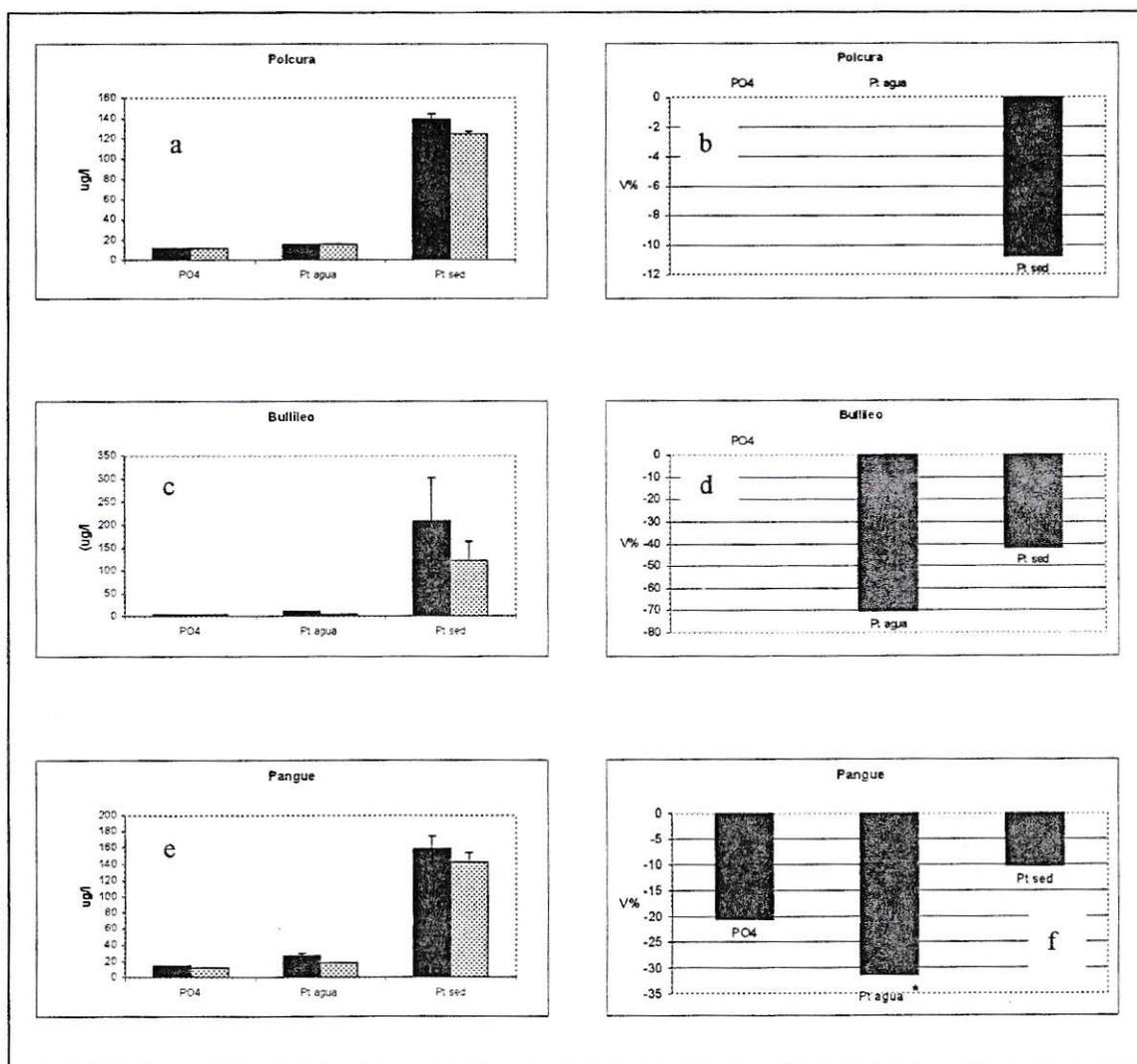
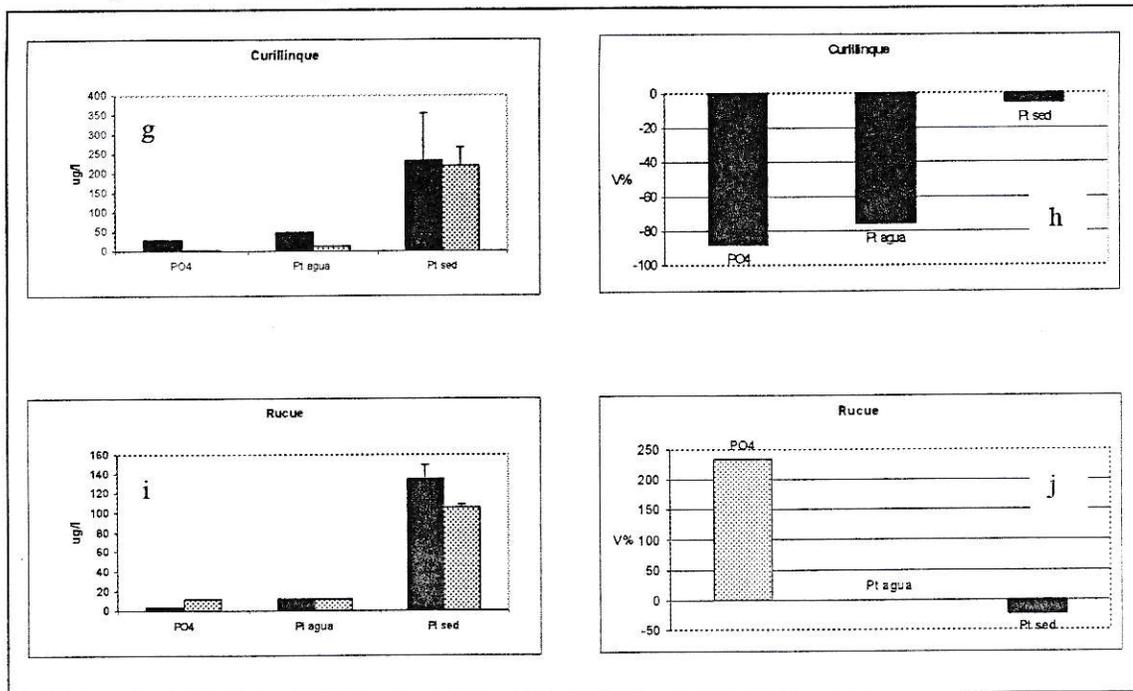


Figura 10: **g**: Concentración de PO_4^{-3} , fósforo total en la columna de agua (Pt agua) y fósforo total en sedimentos (Pt sed) en la estación Curillínque arriba y Curillínque abajo. **h**: Variación porcentual relativa de PO_4^{-3} , Pt agua y Pt sed entre Curillínque arriba y Curillínque abajo. **i**: Concentración de PO_4^{-3} , fósforo total en la columna de agua (Pt agua) y fósforo total en sedimentos (Pt sed) en la estación Rucue arriba y Rucue abajo. **j**: Variación porcentual relativa de PO_4^{-3} , Pt agua y Pt sed entre estación Rucue arriba y Rucue abajo. ■ : estación aguas arriba. ▨ : estación aguas abajo.



El nutriente limitante según la razón de Redfield (Razón de N (N-NO_2 , N-NO_3 y N-NH_4) y P (PO_4) en moles/l, siendo N limitante cuando $\text{N/P} < 7$ y P limitante cuando $\text{N/P} > 7$) (Allan, 1995) fue el nitrógeno en Pangue Arriba y Abajo, Abanico Arriba y Abajo, Polcura arriba y Abajo, Curillínque Arriba y Rucue Abajo. En las estaciones Bullilco Arriba y Abajo, Curillínque Abajo y Rucue Arriba se determinó al fósforo como nutriente limitante (Tabla 6). Estos valores son aproximados puesto que se usó el límite de detección y de cuantificación en los casos en que las concentraciones no fueron detectadas ni cuantificadas respectivamente.

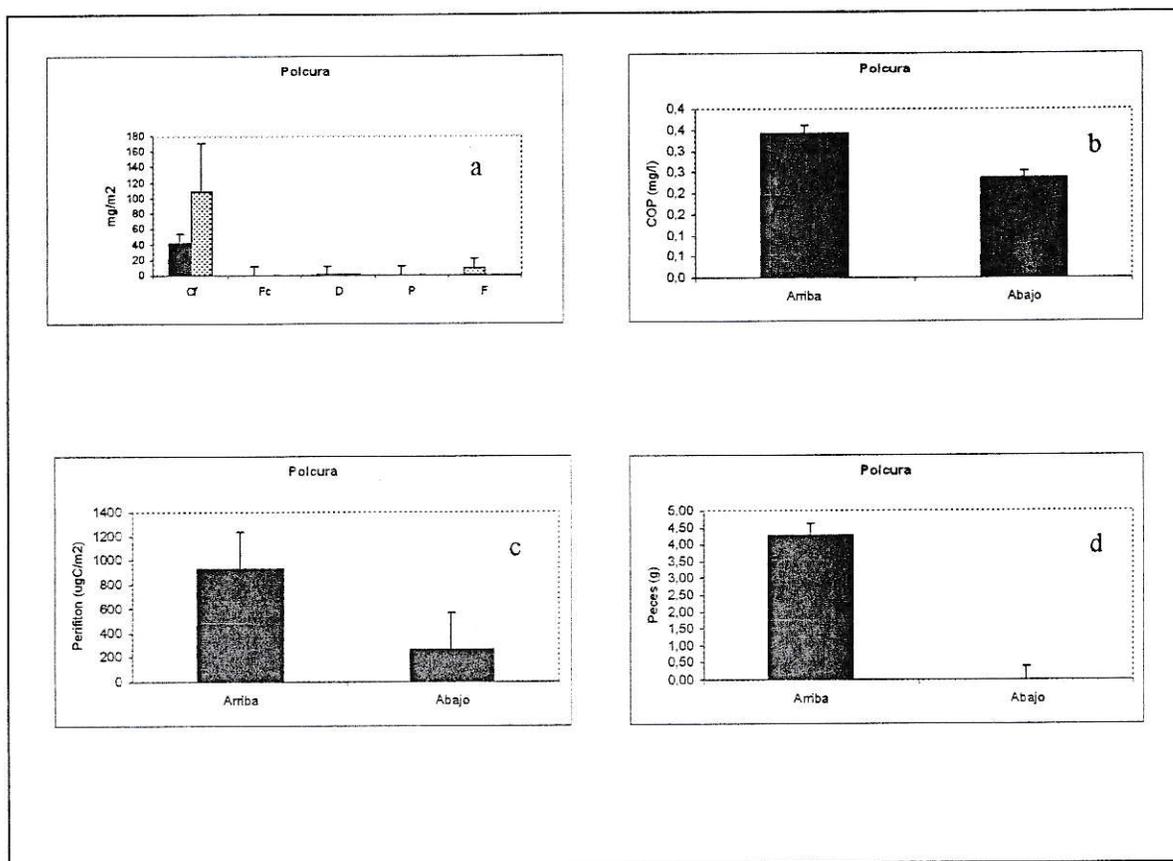
En la estación Polcura Arriba se encontraron todos los componentes presentados en estructura presentada en la figura 3, esta estructura pierde dos componentes en la estación Polcura Abajo, fragmentadores y peces. Bullileo, tanto arriba como abajo, no presentan la misma estructura de la figura 3 ya que carecen del componente fragmentadores. La estación Pangué Arriba tampoco presenta la estructura de la figura 3, faltándole a ésta los componentes depredador y fragmentador, pasando el embalse, en la estación Pangué Abajo, se presenta el componente depredador pero desaparece el componente colectores filtradores. En Curillinque se observa el cambio de mayor magnitud, la estructura casi completa de la estación Curillinque Arriba a la cual le faltaba solo el componente fragmentadores, en la estación Curillinque Abajo se convierte en una estructura con escasos componentes careciendo de fragmentadores, pastoreadores, depredadores y colectores filtradores. La estación Rucue Arriba carece del componente pastoreadores el cual está presente en la estación Rucue Abajo. En la estación Abanico Arriba y Abajo se encontraron todos los componentes presentados en la estructura de la figura 3 (Tabla 7).

5.4 Masa de carbono de los componentes de los ecosistemas lóticos y diferencias espaciales por sistema

Polcura

La concentración de carbono orgánico total en la columna de agua disminuyó significativamente aguas abajo del embalse (Tabla 8, fig. 11 y 16). La concentración de carbono correspondiente a los productores primarios (perifiton) disminuyó significativamente aguas abajo del embalse. La concentración de carbono correspondiente al componente colectores de fondo (Cf) y pastoreadores (P) aumentó aguas abajo del embalse mientras que los colectores

Figura 11: Concentración de carbono correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema en la estación Polcura arriba y Polcura abajo. ■ : estación aguas arriba. ▨ : estación aguas abajo. **a**: masa de carbono de los grupos funcionales correspondientes a los macroinvertebrados bentónicos Cf: colector de fondo. Fc: colector filtrador. D: depredador. P: pastoreador. F: fragmentador. **b**: masa de carbono orgánico particulado. **c**: masa de carbono correspondiente a perifiton. **d**: masa de carbono correspondiente a depredadores tope.



filtradores (Fc), depredadores (D) y los fragmentadores (F) disminuyeron. Ninguna de las pruebas para detectar diferencias dieron resultados significativos (Tabla 8-9, Fig. 11 y 16). La masa de carbono orgánico correspondiente al grupo funcional depredadores tope disminuyó significativamente aguas abajo del embalse Polcura (Tabla 10, Fig. 11 y 16).

Bullileo

La concentración de carbono orgánico total en la columna de agua aumentó significativamente aguas abajo del embalse (Tabla 8, Fig. 12 y 16). La concentración de carbono correspondiente a los productores primarios (perifiton) aumentó no significativamente aguas abajo del embalse. La concentración de carbono correspondiente al componente colectores de fondo (Cf), depredadores (D) y colectores filtradores (Fc) disminuyó aguas abajo del embalse mientras que los pastoreadores (P) aumentaron. Ninguna de las pruebas para detectar diferencias dieron resultados significativos, excepto el grupo D (Tabla 8-9, Fig. 12 y 16). La masa de carbono orgánico correspondiente al grupo funcional depredadores tope aumentó significativamente aguas abajo del embalse Bullileo (Tabla 10, Fig. 12 y 16).

Pangue

La concentración de carbono orgánico total en la columna de agua disminuyó significativamente aguas abajo del embalse (Tabla 8, Fig. 13 y 16). La concentración de carbono correspondiente a los productores primarios (perifiton) aumentó en forma no significativa aguas abajo del embalse (Tabla 8-9, Fig. 13 y 16). La concentración de carbono correspondiente al componente colectores de fondo (Cf) y depredadores (D) aumentó aguas abajo del embalse mientras que los colectores filtradores (Fc) y pastoreadores (P) disminuyeron. Ninguna de las pruebas para detectar diferencias da resultados significativos (Tabla 8-9, Fig. 13

Figura 12: Concentración de carbono correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema en la estación Bullileo arriba y Bullileo abajo. ■ : estación aguas arriba ▨ : estación aguas abajo. **a**: masa de carbono de los grupos funcionales correspondientes a los macroinvertebrados bentónicos Cf: colector de fondo. Fc: colector filtrador. D: depredador. P: pastoreador. F: fragmentador. **b**: masa de carbono orgánico particulado. **c**: masa de carbono correspondiente a perifiton. **d**: masa de carbono correspondiente a depredadores tope.

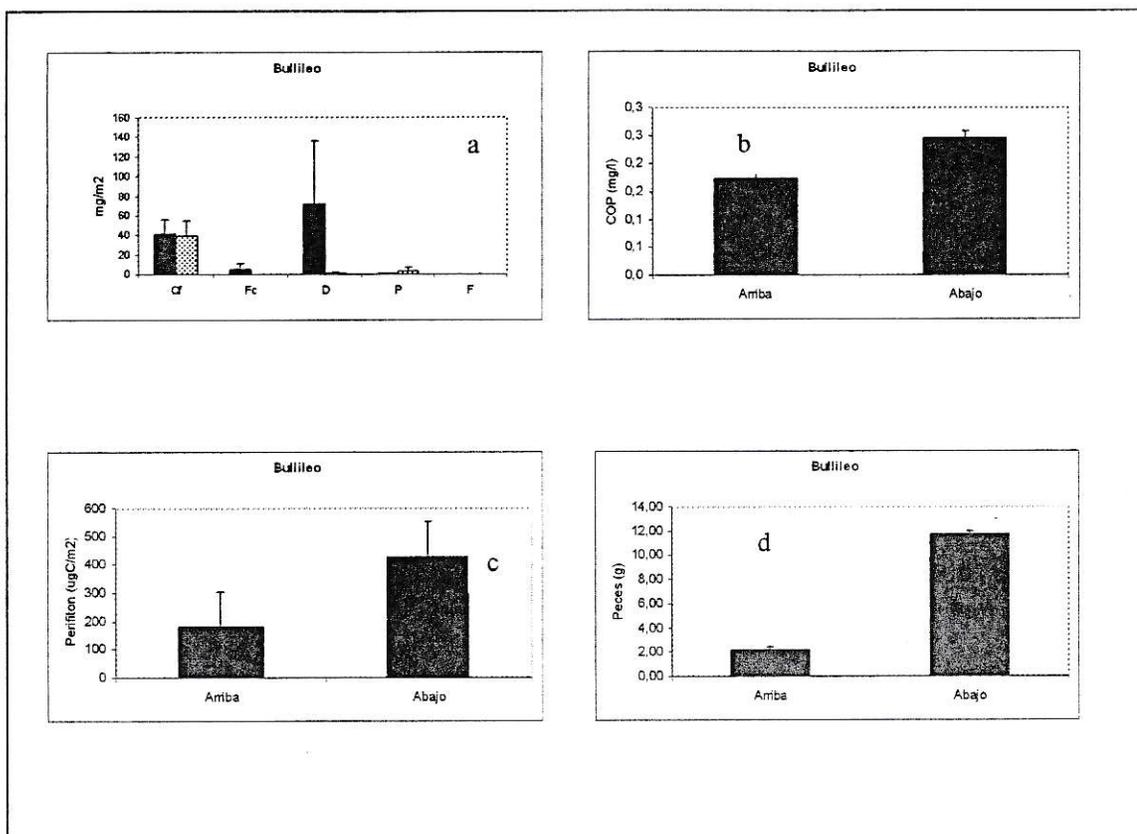
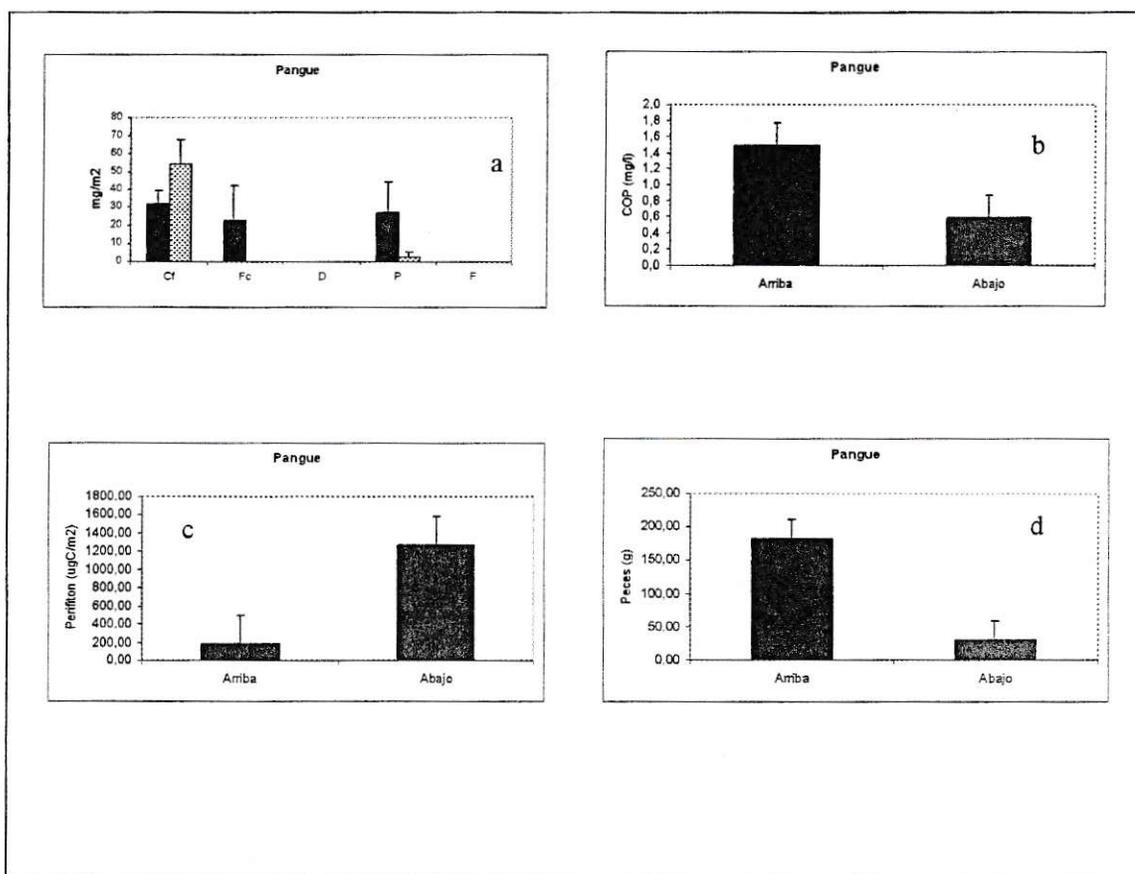


Figura 13: Concentración de carbono correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema en la estación Pangu arriba y Pangu abajo. ■ : estación aguas arriba. ▨ : estación aguas abajo. a: masa de carbono de los grupos funcionales correspondientes a los macroinvertebrados bentónicos Cf: colector de fondo. Fc: colector filtrador. D: depredador. P: pastoreador. F: fragmentador. b: masa de carbono orgánico particulado. c: masa de carbono correspondiente a perifiton. d: masa de carbono correspondiente a depredadores tope.



y 16). La masa de carbono orgánico correspondiente al grupo funcional depredadores tope disminuyó significativamente aguas abajo del embalse Pangue (Tabla 10, Fig. 13 y 16).

Curillinque

La concentración de carbono orgánico total en la columna de agua disminuyó significativamente aguas abajo del embalse (Tabla 8, Fig. 14 y 16). La concentración de carbono correspondiente a los productores primarios (perifiton) aumentó significativamente aguas abajo del embalse (Tabla 8-9, Fig. 14 y 16). La concentración de carbono correspondiente al componente colectores de fondo (Cf), depredadores (D), colectores filtradores (Fc) y pastoreadores (P) disminuyó aguas abajo del embalse. Las diferencias fueron significativas solo para el grupo Fc (Tabla 8-9, Fig. 14 y 16). La masa de carbono orgánico correspondiente al grupo funcional depredadores tope disminuyó significativamente aguas abajo del embalse Curillinque (Tabla 10, Fig. 14 y 16).

Rucue

La concentración de carbono orgánico total en la columna de agua disminuyó en forma no significativa aguas abajo del embalse (Tabla 8, Fig. 15 y 16). La concentración de carbono correspondiente a los productores primarios (perifiton) aumentó significativamente aguas abajo del embalse (Tabla 8-9, Fig. 15 y 16). La concentración de carbono correspondiente al componente colectores de fondo (Cf), colectores filtradores (Fc), depredadores (D) y pastoreadores (P) aumentaron a través del embalse mientras que los y los fragmentadores (F) disminuyeron. Ninguna de las pruebas para detectar diferencias da resultados significativos (Tabla 8-9, Fig. 15 y 16). La masa de carbono orgánico correspondiente al grupo funcional depredadores tope disminuyó en forma no significativa aguas abajo del embalse Rucue (Tabla 10, Fig. 15 y 16).

Figura 14: Concentración de carbono correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema en la estación Curillínque arriba y Curillínque abajo. ■ : estación aguas arriba. ▨ : estación aguas abajo. a: masa de carbono de los grupos funcionales correspondientes a los macroinvertebrados bentónicos Cf: colector de fondo. Fc: colector filtrador. D: depredador. P: pastoreador. F: fragmentador. b: masa de carbono orgánico particulado. c: masa de carbono correspondiente a perifiton. d: masa de carbono correspondiente a depredadores tope.

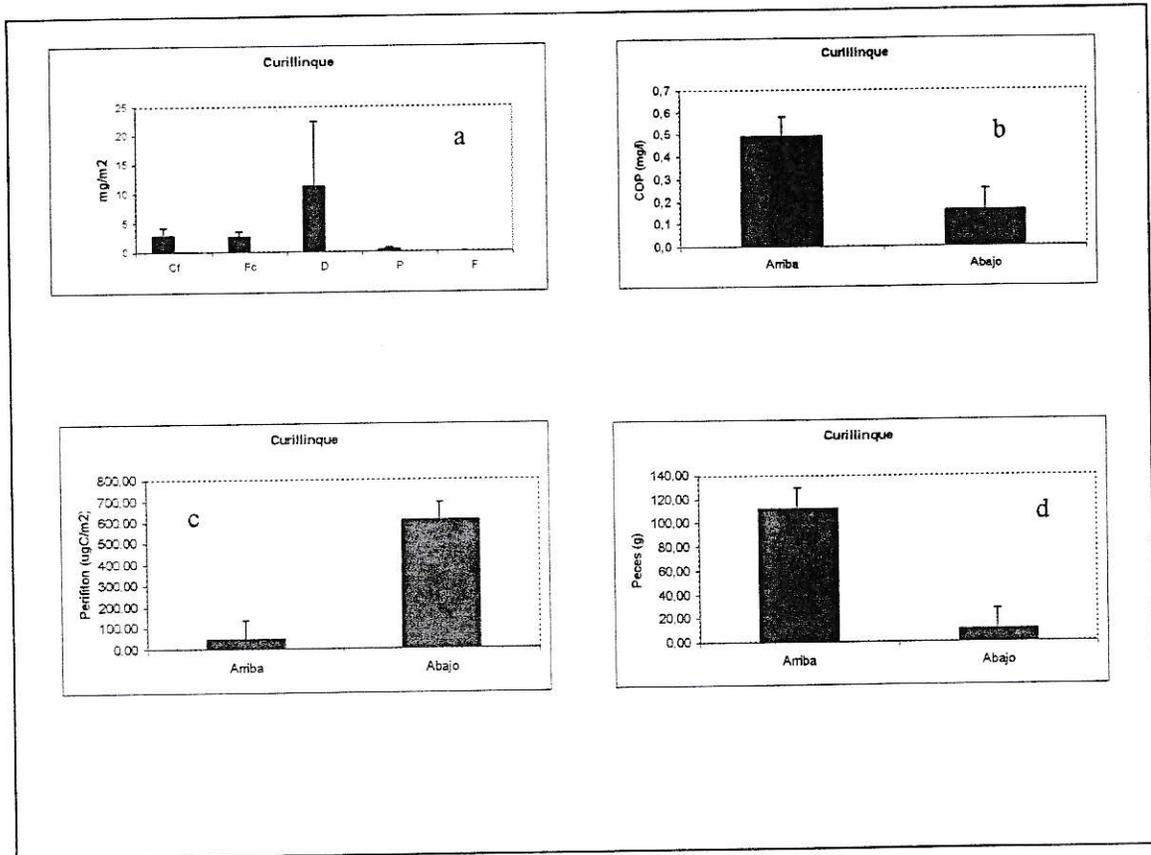


Figura 15: Concentración de carbono correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema en la estación Rucue arriba y Rucue abajo. ■ : estación aguas arriba. ▨ : estación aguas abajo. **a**: masa de carbono de los grupos funcionales correspondientes a los macroinvertebrados bentónicos Cf: colector de fondo. Fc: colector filtrador, D: depredador, P: pastoreador, F: fragmentador. **b**: masa de carbono orgánico particulado. **c**: masa de carbono correspondiente a perifiton. **d**: masa de carbono correspondiente a depredadores tope.

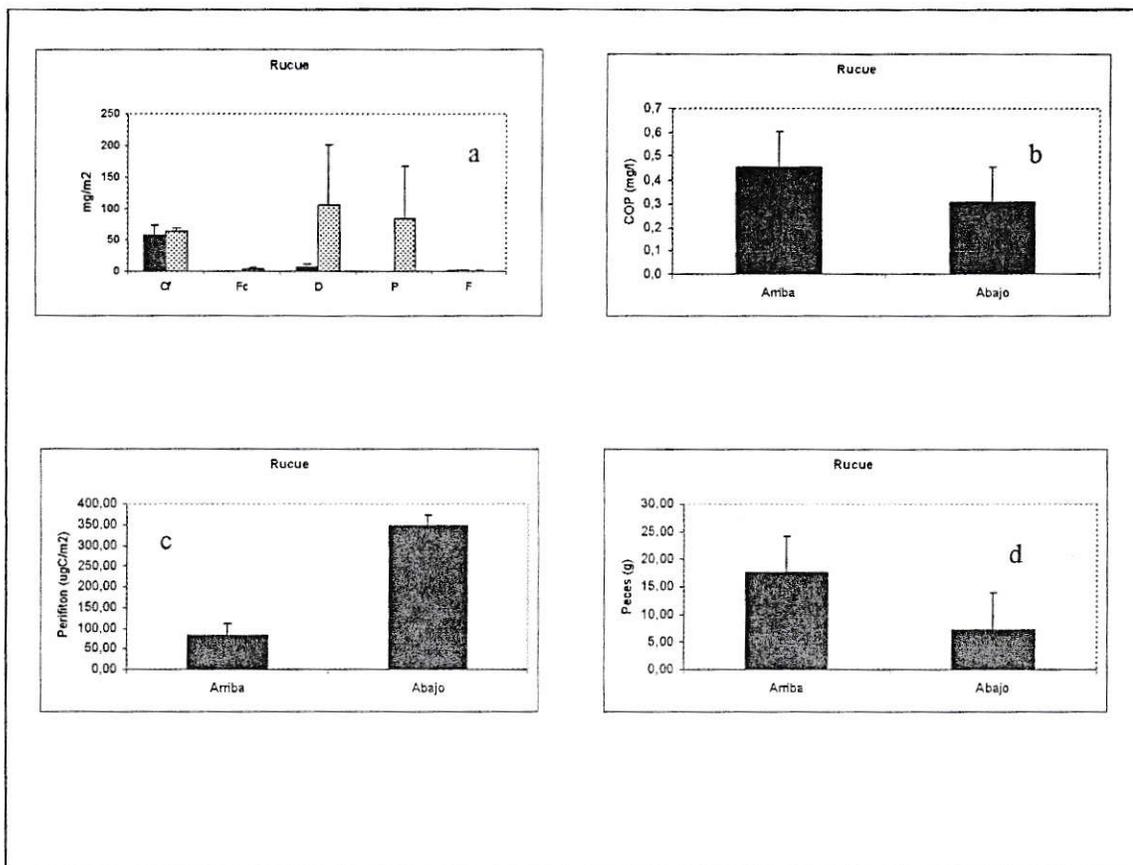


Figura 16: **a:** Variación porcentual relativa correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema entre la estación Polcura arriba y Polcura. **b:** Variación porcentual relativa correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema entre la estación Bullileo arriba y Bullileo abajo. **c:** Variación porcentual relativa correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema entre la estación Pangué arriba y pangué abajo **d:** Variación porcentual relativa correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema entre la estación Curillínque arriba y Curillínque abajo **e:** Variación porcentual relativa correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema entre la estación Rucue arriba y Rucue abajo. Cf: colector de fondo. Fc: colector filtrador. D: depredador. P: pastoreador. F: fragmentador. C Cl a agua: Carbono correspondiente al componente clorofila en la columna de agua.

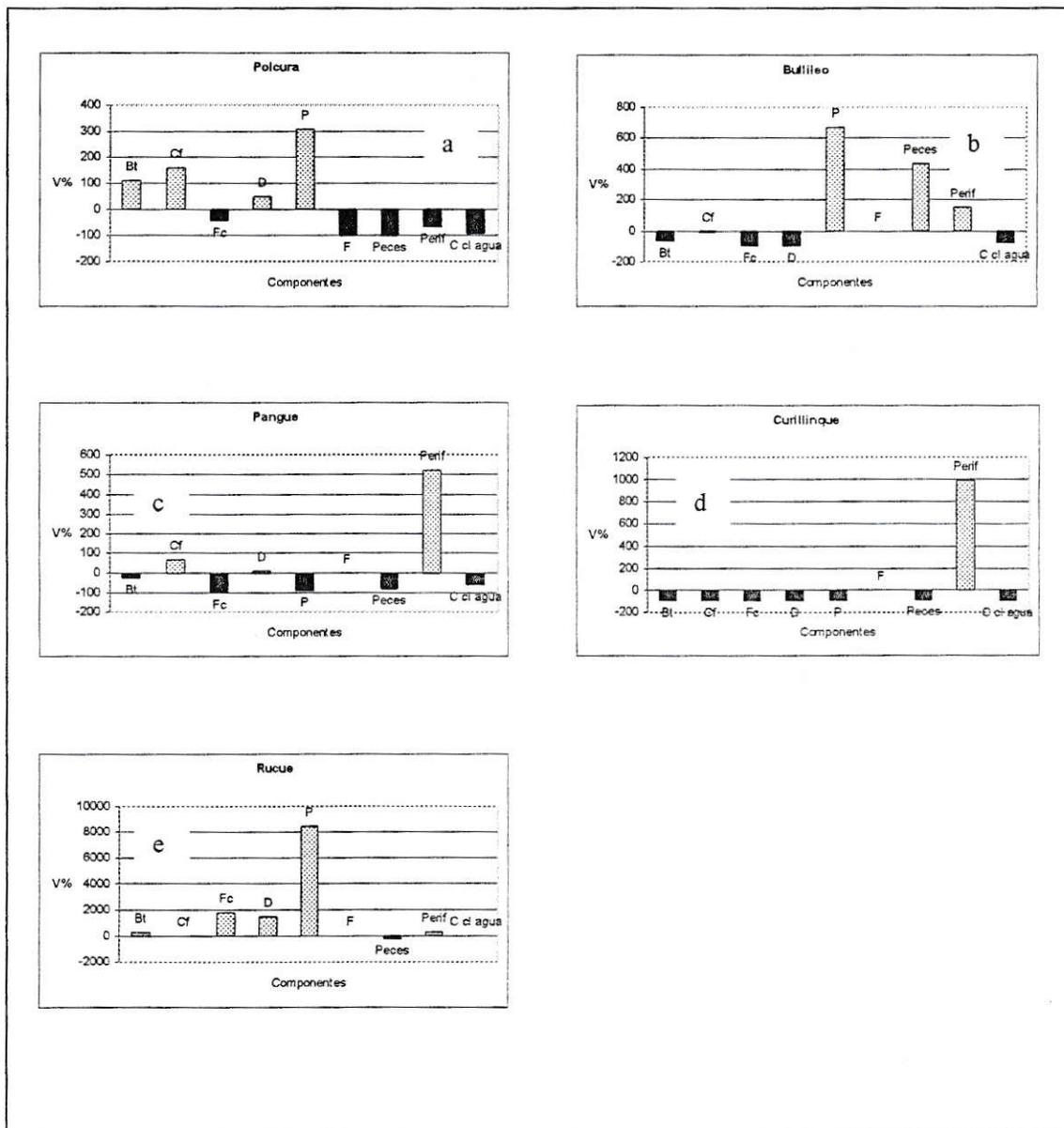


Tabla 9. Concentración de carbono orgánico por componente del sistema [± ES]

Estación	CO (mg/L)	Cf (mgC/m2)	Fc (mgC/m2)	D (mgC/m2)	P (mgC/m2)	F (mgC/m2)	Peces (g)	Perif (ugC/m2)
Pangue Arriba	1,49 ± 0,28	32,0 ± 6,9	23,0 ± 18,8	0,0 ± 0,0	27,3 ± 16,9	0,0 ± 0,0	182,5 ± 28,3	181,1 ± 313,8
Pangue Abajo	0,59 ± 0,06	54,1 ± 13,6	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	2,9 ± 2,4	0,0 ± 0,0	30,2 ± 6,8	1268,0 ± 1460,8
Abanico Abajo	0,39 ± 0,06	130,6 ± 67,6	0,2 ± 0,2	29,1 ± 27,1	27,0 ± 13,8	1,3 ± 0,4	2,7 ± 0,5	527,0 ± 150,9
Abanico Arriba	0,25 ± 0,02	37,3 ± 14,5	19,0 ± 15,1	22,0 ± 20,1	2,2 ± 1,2	69,2 ± 33,8	88,0 ± 66,9	559,9 ± 347,0
Rucue Arriba	0,46 ± 0,15	57,9 ± 16,8	0,2 ± 0,2	6,7 ± 4,8	0,0 ± 0,0	0,8 ± 0,8	17,5 ± 6,7	82,3 ± 28,5
Rucue abajo	0,31 ± 0,02	63,9 ± 5,2	3,3 ± 3,3	107,2 ± 94,8	84,1 ± 83,0	0,6 ± 0,6	7,2 ± 2,4	345,8 ± 148,2
Curill. Arriba	0,49 ± 0,09	2,8 ± 1,3	2,6 ± 0,9	11,1 ± 11,2	0,4 ± 0,3	0,0 ± 0,0	112,0 ± 17,8	49,4 ± 85,6
Curill. Abajo	0,16 ± 0,01	0,1 ± 0,07	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	10,0 ± 4,1	609,3 ± 150,9
Bullileo Arriba	0,17 ± 0,01	41,2 ± 14,6	5,5 ± 5,5	72,5 ± 63,7	0,5 ± 0,6	0,0 ± 0,0	2,2 ± 0,3	181,1 ± 124,3
Bullileo Abajo	0,25 ± 0,02	38,9 ± 15,5	0,2 ± 0,3	1,5 ± 1,0	3,4 ± 3,4	0,0 ± 0,0	11,7 ± 1,6	428,2 ± 448,3
Polcura Arriba	0,34 ± 0,02	41,7 ± 11,8	0,3 ± 0,3	0,7 ± 0,7	0,1 ± 0,1	9,2 ± 6,9	4,3 ± 0,4	938,7 ± 300,5
Polcura Abajo	0,24 ± 0,04	108,8 ± 62,6	0,1 ± 0,1	1,0 ± 0,6	0,4 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	263,5 ± 114,1

Tabla 10. Test U Mann-Whitney para diferencias entre medias de muestras independientes aplicado a los componentes del sistema.

Estación	Test U	CO	CF	FC	D	P	F	Peces	C Perif
Pangue	P	< 0,05	ns	ns	ns	ns	ns	< 0,05	ns
	gl	2	2	2	2	2	2	11	2
Abanico	P	< 0,05	ns	< 0,05	ns	ns	ns	ns	ns
	gl	2	2	2	2	2	2	4	2
Rucue	P	ns	ns	ns	ns	< 0,05	ns	ns	< 0,05
	gl	2	2	2	2	2	2	36	2
Curillinque	P	< 0,05	ns	< 0,05	ns	ns	ns	< 0,05	< 0,05
	gl	2	2	2	2	2	2	7	2
Bullileo	P	< 0,05	ns	ns	< 0,05	ns	ns	< 0,001	ns
	gl	2	2	2	2	2	2	18	2
Polcura	P	< 0,05	ns	ns	ns	ns	ns	< 0,05	< 0,05
	gl	2	2	2	2	2	2	15	2

Tabla 11: Especies y sus respectivos pesos totales promedio (PT) encontradas en las estaciones de muestreo.

Estación	Especie	Origen	Nº	Prom. Pt (g)
Pangue Arriba	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	3	155,7
	<i>Salmo trutta</i>	EI	4	202,6
Pangue Abajo	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	1	36,9
	<i>Salmo trutta</i>	EI	1	23,4
Abanico Arriba	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	7	2,7
Abanico Abajo	<i>Salmo trutta</i>	EI	1	4,7
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	5	104,7
Rucue Arriba	<i>Diplomystes chilensis</i>	EN	1	1,2
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	3	22,9
Rucue Abajo	<i>Percilia irwini</i>	EN	4	3,6
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	2	13,5
	<i>Salmo trutta</i>	EI	2	22,5
	<i>Trichomycterus chiltoni</i>	EN	5	1,5
Curillinque Arriba	<i>Salmo trutta</i>	EI	3	184,5
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	12	93,8
Curillinque Abajo	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	1	25,0
	<i>Trichomycterus areolatus</i>	EN	4	6,3
Bullileo Arriba	<i>Percilia irwini</i>	EN	1	0,8
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	15	2,3
Bullileo Abajo	<i>Salmo trutta</i>	EI	3	14,5
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	19	11,3
Polcura Arriba	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	EI	6	4,3
Polcura Abajo				

(EI): especie introducida, (EN): especie nativa

6. Discusión

En este trabajo se postuló que la estructura de los ecosistemas lóticos es alterada por cambios en el suministro de carbono orgánico y en el régimen hídrico natural de los ríos. Se esperaba que a mayor cambio en el nivel de perturbación mayor sería el cambio de la estructura del ecosistema lótico respecto de la condición basal.

Previamente fue necesario contrastar la estructura del modelo de la figura 3 con las estaciones aguas arriba. Los resultados obtenidos en el desarrollo de este estudio permiten establecer que no todos los componentes de la estructura presentada en la figura 3 están presentes en las zonas no reguladas (estaciones aguas arriba), solo Polcura y Abanico presentan una estructura que se ajusta al modelo propuesto.

Una vez realizado la verificación del modelo, se puso a prueba la hipótesis a través de comparar los componentes existentes entre las estaciones aguas arriba y aguas abajo con sus respectivas variaciones en cuanto a masa de carbono. Aquí se observó tres hechos a considerar: i) Que las estructuras cambian más significativamente a través de los embalses Curillinque y Polcura, cuyas estaciones aguas abajo están influidas por más de un embalse. Curillinque Abajo está influido por la regulación de la Laguna Maule, la Laguna Invernada y Embalse Melado. Polcura Abajo está influido por la regulación de la Laguna Laja y Embalse Polcura. ii) En segundo lugar se determinó que el segmento del río en la estación Pangué Abajo y el segmento del río en la estación Bullileo Abajo que se encuentran regulados sólo por los embalses de acumulación Pangué y Bullileo respectivamente, evidenciaron un cambio estructural de menor importancia. iii) Por último, en el caso del embalse Rucue, que es sólo de pasada, se observó la variación estructural de menor significancia de los cinco casos.

En suma, y trasladando lo descrito en los párrafos anteriores a lo planteado en la hipótesis, tenemos que efectivamente se da una disminución significativa en el suministro de carbono orgánico particulado aguas abajo de los embalses, así como una variación, observada por medio de los gráficos de caudales, en el régimen hídrico natural. Adicionalmente, se logró constatar una variación de las estructuras entre las estaciones aguas arriba y las aguas abajo, siendo esta mayor cuanto más intervención antrópica había de por medio. Todo lo anterior apoya la hipótesis planteada al inicio de este trabajo.

Régimen hídrico

Al comparar los gráficos de caudales de las estaciones aguas arriba v/s las estaciones aguas abajo se pudo observar que existe una modificación del régimen hídrico provocado por el funcionamiento del embalse. Esta modificación se traduce principalmente en una reducción de caudal y de predictibilidad. Por medio de valores de caudales medios mensuales se determinó una disminución de la predictibilidad en un rango de 1 a 10% correspondiente a Curillinque y Polcura respectivamente, pero se cree que el porcentaje aumentaría considerablemente si se tomaran valores de caudales medios diarios. También se estima un aumento del coeficiente medio anual de variación provocado por el funcionamiento del embalse, el cual podría ser determinado más factiblemente con caudales medios diarios (Ward & Stanford, 1979).

Cualitativamente puede observarse por medio de los gráficos que el régimen hídrico ha sido alterado en mayor grado a través del embalse Curillinque y en menor grado a través del embalse Rucue, siendo Curillinque abajo una estación influida por más de un embalse mientras que la estación Rucue Abajo está influida solo por un embalse de pasada.

Condiciones físicas y químicas

Cambios en la concentración de oxígeno, alcalinidad, pH y temperatura ocurren principalmente en aquellos embalses con descarga en profundidad y tiempo de residencia suficiente para que se produzca estratificación térmica, estos embalses liberan en verano aguas más frías que las afluentes a este, con menor concentración de oxígeno disuelto, pH y alcalinidad fenolftaleínica (Ward & Stanford, 1979). Bullileo es el único embalse con estas características de diseño, pero las variables físicas y químicas de este embalse se mantienen casi constante produciéndose incluso un aumento en el pH y T° aguas abajo, efecto contrario al predicho. El resto de los embalses descargan sus aguas subsuperficialmente, por lo tanto, el agua liberada tiene características físicas y químicas muy similares a las aguas que alimentan el embalse.

Tal como ha sido ampliamente documentado (Ward & Stanford 1979; Allan, 1995), los embalses actúan como trampas de sedimentación almacenando los STS y materia orgánica particulada que se acumulan debido a la lenta circulación de las aguas a través del embalse, este efecto ha sido identificado tanto en embalses con descarga en profundidad como subsuperficial. Los resultados muestran que los cuatro embalses con descarga subsuperficial, Polcura, Pangué, Rucue y Curillinque se comportan según el patrón mencionado, sin embargo, Bullileo que descarga en profundidad con el mayor tiempo de residencia tiene mayor concentración de sólidos totales suspendidos, carbono orgánico en la columna de agua y fracción de carbono orgánico determinado por clorofila *a* aguas abajo del embalse, esto se debe a que Bullileo en época de verano libera la totalidad de las aguas, arrastrando el material particulado almacenado en el fondo por la corriente de salida.

En todos los embalses estudiados se produce una disminución de la concentración de carbono correspondiente a la clorofila *a* en la columna de agua, lo que indica que la pérdida de

esta fracción producida por el efecto decantador del embalse no es restituida por una producción importante de plancton dentro de los embalses.

No se pudo determinar si hubo variación en la concentración de nutrientes entre las estaciones aguas arriba y las estaciones aguas abajo debido a que en todas las estaciones, con excepción de Curillinque abajo, se encontraron las concentraciones bajo el límite de cuantificación. En Curillinque se observa un aumento considerable del nitrato, esto podría deberse a las condiciones oligotróficas de Curillinque, lo que podría permitir una liberación de nitrato desde los sedimentos aerobios (Wetzel, 1981).

El fósforo total en la columna de agua y el fósforo total en los sedimentos tienden a disminuir su concentración aguas abajo del embalse, probablemente al consumo de una fracción del fósforo como nutriente y a que en condiciones aerobias la fracción orgánica e inorgánicas de fósforo disuelto (POD y PID), forman precipitados insolubles al acomplejarse con hidróxidos dentro de los embalses (Margalef, 1974; Allan, 1995).

El fósforo soluble es el nutriente inorgánico comúnmente considerado como limitante de la producción primaria en ecosistemas dulceacuicolas, aunque Fairchild y col. (1985) demostraron que tanto el nitrógeno como el fósforo limitan el crecimiento del perifiton. La relación de Redfield (Allan, 1995) en la columna de agua permite determinar el nutriente limitante. Esta relación indicó que Pangué Arriba y Abajo y Polcura Arriba y Abajo mantienen como nutriente limitante el nitrógeno. En las dos estaciones de Bullileo se encontraron mayores concentraciones de amonio dejando como nutriente limitante al fósforo, probablemente como consecuencia de la cercanía de lugares poblados. Por otra parte, Curillinque aumenta drásticamente la concentración de nitrato de menos de 8 ug/l a 103 ug/l y disminuye su concentración de fosfato de 29 ug/l a menos de 3 ug/l, lo que provoca un cambio en el nutriente limitante, de nitrógeno a fósforo. Es probable que el valor de N/P 33 de Rucue Arriba sea erróneo dado que las condiciones de caudal y sustrato a través del embalse de paso son

prácticamente constantes en el sector aguas arriba y aguas abajo. Por otra parte, los valores de N/P de Abanico y Polcura aledaños al sector presentaron valores de N/P similares entre sí y diferentes al sector de Rucue arriba.

Patrones y procesos ecológicos

▪ **Productores primarios y consumidores secundarios**

Algunos autores sostienen que los autótrofos son un componente poco común en la estructura de los ecosistemas lóticos de tipo ritrónico del Hemisferio Norte (Cummins y col. 1973; Peterson y col., 1983), debido a que su presencia estaría limitada por la baja disponibilidad de radiación solar y nutrientes y caudales altos. Los resultados obtenidos en esta tesis evidencian la existencia de este componente en todas las estaciones de muestreo, siendo su biomasa significativamente mayor en las estaciones aguas abajo de los embalses.

Los autótrofos son una fuente de carbono orgánico autóctono, recurso que es utilizado por los herbívoros, sin embargo, no se observa relación entre la biomasa de ambos componentes. Fisher y col. (1982) plantearon que los herbívoros en los ecosistemas lóticos ubicados en ambientes fluctuantes, no afectan significativamente la biomasa de los autótrofos como resultado de los mayores tiempos de respuesta de los herbívoros a cambios en la biomasa de los autótrofos. El tiempo de respuesta de los herbívoros está limitado por la frecuencia e intensidad de los eventos hidrológicos que ocurren sistemáticamente en los ecosistemas lóticos (Fisher y col., 1982). Sin embargo, en ambientes poco fluctuantes la presión de herbivoría podría afectar significativamente la biomasa de los autótrofos.

Los resultados muestran que el componente productores primarios aumentan su biomasa a través de los embalses Pangué, Curillínque, Bullileo y Rucue, y disminuye a través de los embalses Polcura. Puesto que no se observan correlaciones entre la biomasa de los

productores primarios y los pastoreadores, ni se ven alterados sus respectivos nutrientes limitantes, puede inferirse que los factores que regulan la respuesta estructural de los autótrofos en los ecosistemas estudiados, son más bien agentes forzantes externos, en este caso el régimen hídrico, y no las interacciones generadas entre los diferentes componentes de la estructura. A partir de los resultados podemos ver que en los embalses (Pangue, Curillinque, Bullileo y Rucue) donde se produce una disminución de caudal después del embalse, también se produce un aumento en la biomasa de los autótrofos. En el Polcura donde se produce un fuerte aumento de caudal, la biomasa de autótrofos disminuye. Al comparar las condiciones aguas arriba y aguas abajo del embalse Abanico se observa que la biomasa de los autótrofos disminuye junto con el caudal, además, como el nutriente limitante se mantiene constante y los pastoreadores disminuyen, la disminución de los productores primarios podría estar relacionada con la disminución de la constancia del caudal, tal como ha sido descrito por Poff y Ward (1989). Estos resultados concuerdan con lo descrito por Fisher y col. (1982), quien señala que la presión de herbivoría afectaría la biomasa de los productores primarios solo en ambientes constantes.

Los grupos funcionales correspondientes a los consumidores secundarios no presentaron patrones de cambio a través de los embalses, con excepción de los colectores filtradores que tienden a disminuir aguas debajo de las regulaciones. Ward y Stanford (1979) determinó que en ríos bajo embalses, los colectores filtradores disminuyen si la disminución en el transporte de detritus por sedimentación y mineralización no es compensada por una liberación de plancton producido dentro del embalse.

En cuanto a la masa total de macroinvertebrados bentónicos se observó que está correlacionada positivamente con el coeficiente medio de variación anual, según Poff & Ward (1989) ambientes que están sometidos a un aumento del nivel de perturbaciones tienden a cambiar la estructura de su red alimenticia. El aumento de la concentración de macroinvertebrados bentónicos puede deberse a un aumento de grupos colonizadores, los cuales

tienden a aparecer cuando los procesos abióticos son de importancia predominante en controlar los procesos y patrones ecológicos observados.

Cabe destacar que el cambio en la estructura que se produce a través de Curillínque, disminución del número de componentes, se debió probablemente a las sequías producidas en el mes de noviembre y diciembre. Tal como determinó Poff y Ward (1989), en los ríos con prolongados periodos de estiaje, denominados intermitentes, la riqueza de invertebrados bentónicos es pobre con individuos de tamaño corporal pequeño.

Los resultados obtenidos del experimento natural en el embalse Abanico muestran que un sistema localizado en un río de tipo ritrónico que ha sido altamente perturbado con extensos periodos de estiaje puede ser restaurado con un régimen de caudal natural de magnitud inferior a la original (Anexo D).

▪ Depredadores tope

Podemos observar que la biomasa de este componente disminuye a través de las regulaciones excepto en Bullileo. El embalse de riego Bullileo almacena el agua durante todo el año generando condiciones eutróficas dentro de él, esta mayor producción dentro del embalse podría ser la causa del mayor tamaño de los depredadores tope, observado aguas abajo. Las tallas menores encontradas aguas abajo de las regulaciones Curillínque, Polcura, Pangue y Rucue pueden deberse al gasto energético requerido para la sobrevivencia en ambientes con mayores y más frecuentes perturbaciones.

En el caso del componente depredadores tope es conveniente indicar cuales son las especies de importancia. Comparando las dos estaciones asociadas a cada embalse en la tabla 10 podemos ver que la composición del componente depredadores tope siempre varía, excepto en Pangue. La especie predominante es *Oncorhynchus mykiss*, especie introducida que se encuentra en todas las estaciones debido a que sus preferencias de hábitat abarcan un amplio

rango de caudal (Informe: Determinación del caudal mínimo ecológico del proyecto hidroeléctrico Quilleco en el Río Laja, 2000) y por ser el depredador mayor dentro de los sistemas estudiados (Allan, 1995). Esta especie tiende a disminuir su biomasa en las estaciones de menor caudal. Las cuatro especies nativas *Percilia irwini* (Rucue Abajo y Bullileo Arriba), *Diplomystes chilensis* (Rucue Arriba), *Trichomycterus chiltoni* (Rucue Abajo) y *Trichomycterus areolatus* (Curillínque Abajo) se encuentran en menor abundancia que las introducidas. Estas especies se encuentran en solo cuatro estaciones y las tres primeras especies alrededor, solamente, de las zonas menos impactadas.

El régimen hídrico y su función como generador de perturbaciones

El caudal, el atributo físico más característico de los ecosistemas lóticos, juega un rol central en la ecología de ríos, debido a que controla varios atributos importantes (volumen de hábitat, velocidad, geomorfología y estabilidad del sustrato) en donde la dinámica del caudal representa una integración de las complejas condiciones medioambientales a la cual están sometidos los ecosistemas lóticos (Petts & Amoros, 1996; Poff & Ward, 1989). La mayoría de los componentes de la estructura de los ecosistemas lóticos incluyendo peces, invertebrados, perifiton y macrófitas han sido relacionados con patrones de variación temporal de caudales. Más aun, existe amplia evidencia indicando que altos caudales (inundaciones) y/o bajos caudales (sequías o intermitencias) juegan un rol central en la estructuración de los sistemas lóticos (Fisher & col., 1982), como puede observarse en Curillínque.

La importancia de la variabilidad ambiental como un factor regulador de las comunidades biológicas ha sido largamente estudiado por ecologistas (Poff & Ward, 1989; Resh & col., 1988; Death, 1995; Poff & Allan, 1995; Fisher & col., 1982). La extensión de la perturbación es usualmente vista como regulador de la contribución relativa de procesos

bióticos y abióticos a la estructura del sistema lótico y puede servir como un criterio a priori para predecir patrones y procesos (Poff & Ward, 1989).

Alta variabilidad y/o impredecibilidad en el régimen de perturbaciones provee un modelo físico en el cual los procesos abióticos son importantes en controlar los procesos y contribuir a los patrones ecológicos observados. Los regímenes hídricos más predecibles conducen al desarrollo de interacciones bióticas más fuertes como competencia o predación, las cuales pueden influir directamente sobre patrones observados (Poff & Ward, 1989).

En esta tesis se realizó un estudio espacial de los cambios estructurales asociados a un régimen de perturbación a escala intraanual, no encontrándose variaciones importantes en las estructuras observadas. A partir de los resultados obtenidos y considerando lo anteriormente expuesto se pudo establecer que al disminuir el caudal se produce una proliferación algal y potencialmente un aumento de la herbivoría (Fisher & col., 1982), convirtiendo el sistema en un sistema más estable con control biótico. El alto nivel de perturbaciones de estos sistemas hace que este problema, no sea abordable bajo el enfoque de las hipótesis más utilizadas de perturbaciones bajas y medias (MacArthur & Wilson, 1967; Connell, 1978; Huston, 1979; Death, 1995). Sin embargo, Hildrew y Townsend desarrollaron en 1987 el “modelo de perturbación-productividad-diversidad”, el cual incorpora una interacción entre perturbación y productividad en la determinación de patrones de diversidad, este modelo concuerda con la hipótesis de perturbaciones intermedias a altos niveles de productividad, pero en hábitats poco productivos con diversidad baja, como son los estudiados, no se evidencian alteraciones con un incremento de la perturbación (Death, 1995). Por lo que esta hipótesis podría ser utilizada como marco teórico para explicar los cambios estructurales que ocurren en este tipo de ecosistemas, como consecuencia de la construcción y operación de obras hidráulicas.

7. Conclusiones

Se logró constatar una variación de las estructuras entre las estaciones aguas arriba y las estaciones aguas abajo, siendo esta mayor cuanto más intervención antrópica había de por medio. De acuerdo con los resultados obtenidos, se podría decir que las diferencias en las estructuras lógicas entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo podrían deberse principalmente a una variación en el régimen hídrico natural. Influyendo esta variación tanto directa como indirectamente sobre las estructuras estudiadas. La influencia indirecta se identificó principalmente en una disminución significativa en el suministro de carbono orgánico particulado aguas abajo de los embalses.

Existe un cambio en el régimen hídrico entre las estaciones aguas arriba y las estaciones aguas abajo, observado a través de los hidrogramas y de la cuantificación de los componentes del régimen hídrico. Se observó que todos los embalses tienden a disminuir sus caudales y predictibilidad aguas abajo. Adicionalmente se pudo identificar un mayor cambio en la estructura mientras más intervención antrópica existía, por lo que se cree que la influencia directa del caudal sobre la estructura lógica es el factor más regulador de esta.

La oferta de alimento medido en forma de carbono orgánico particulado disminuye significativamente aguas abajo de los embalses, considerándose esta disminución como un efecto indirecto de la regulación del régimen hídrico que actúa en forma significativa en el cambio de los procesos ecológicos de los ecosistemas lógicos.

Los cambios de las variables físicas y químicas, pH, T°, conductividad, alcalinidad y oxígeno disuelto no son considerables. Los nutrientes presentan cambios significativos debido al efecto de los embalses, pero no se observa una relación causa-efecto entre el cambio de esta variable y los cambios producidos en las estructuras lógicas estudiadas. Por lo que los cambios en

las estructuras no se explicarían por el efecto indirecto del cambio en régimen hídrico a través de estas variables. Mientras que los STS y el carbono correspondiente a la clorofila *a* en la columna de agua si presentan cambios considerables entre las estaciones aguas arriba v/s aguas abajo, lo que podría influir en un cambio estructural, disminuyendo el arrastre y pérdida de individuos de menor tamaño.

Los cambios estructurales en los ecosistemas lóticos estarían sólo ocasionalmente relacionados con la ausencia de algunos consumidores secundarios y a cambios en las masas de carbono de los componentes. Los cambios en las masas de carbono no presentan patrones de cambio definidos, salvo el caso del carbono orgánico particulado que tiende a disminuir en las estaciones aguas abajo por quedarse atrapado dentro de los embalses, y el caso de la masa de carbono del componente autótrofos (perifiton) que también disminuye en las estaciones aguas abajo, probablemente por la disminución de los caudales.

Con relación al experimento natural en el embalse Abanico se puede concluir que un sistema altamente perturbado por un alto periodo de estiaje puede ser restaurado con un caudal menor al original que mantenga un régimen natural.

Aún considerando todo lo anterior, los datos aportados en este estudio indicarían que los cambios producidos por la operación de los embalses en los ríos estudiados no son tan importantes como los observados en estudios similares en el Hemisferio Norte debido a las características ritrónicas de alta pendiente de estos últimos. Lo anterior implica que existe una eliminación de la información anual producto de las crecidas en la época invernal tanto arriba como debajo de los embalses, manteniendo las estructuras con un bajo nivel de desarrollo durante el período de estudio (sensu Ulanowicz, 1986).

Limitaciones del estudio realizado

- La clasificación de los grupos funcionales tiene un margen de error amplio dado que solo se pudo clasificar a los macroinvertebrados bentónicos al nivel de familia.
- En este estudio se dio énfasis a la escala espacial por sobre la temporal. Un estudio temporal necesitaría por lo menos un año de muestreo y análisis para poder realizar una predicción de los efectos a largo plazo del manejo de obras hidráulicas en los ríos de Chile.
- La estadística de caudales medios diarios existente en la Dirección General de Aguas no está completa además de que la accesibilidad a esta es muy limitada. Estos valores son indispensables para poder realizar un estudio acabado de la influencia del régimen de caudal sobre la estructura de los ecosistemas lóticos.

Glosario

Autótrofos : Los autótrofos mediante la fotosíntesis fijan el carbono inorgánico disuelto presente en el agua, transformándolo en la principal fuente de carbono orgánico autóctono en los ecosistemas lóticos (Allan, 1995).

Coefficiente de variación del caudal : 100 veces el promedio de todos los años del caudal medio anual dividido por la desviación estándar, este coeficiente representa el grado de variación alrededor del promedio siendo insensible a patrones temporales (Poff, 1989)

Colectores : Los colectores utilizan como principal fuente de carbono en detritus orgánico, éste resulta de la actividad química de los descomponedores, la degradación mecánica realizada por los fragmentadores, los autótrofos y los productos de excreción provenientes de la actividad metabólica de los componentes biótico. Por lo tanto, los colectores consumen carbono orgánico de origen alóctono y/o autóctono. Operacionalmente los colectores capturan partículas con tamaños de hasta 10 μ m de diámetro (Allan, 1995).

Constancia : medida de la invarianza temporal (Poff, 1989)

Contingencia : medida de la periodicidad (Poff, 1989)

Depredadores : Los depredadores consumen colectores, fragmentadores y herbívoros, en función de sus respectivas biomásas, éstos, por lo tanto, utilizan carbono orgánico de origen alóctono y autóctono. Sin embargo, en este caso el carbono ha pasado previamente a través de otros componentes del ecosistema (Allan, 1995).

Depredadores tope : Los depredadores tope utilizan como recurso a los colectores, fragmentadores, herbívoros y a los depredadores. En términos energéticos, los depredadores tope constituyen un sumidero del carbono orgánico que ha sido fijado y transformado a través

de la estructura del ecosistema. Los depredadores tope están compuestos principalmente por peces, estos son el taxón más conspicuo en los ecosistemas lóticos (Allan, 1995).

Duración: es el período de tiempo asociado a una condición específica de caudal. Duración puede ser definida sobre un evento particular de caudal (ej. la zona inundable puede ser inundada por un número específico de días o por una inundación de 10-años), o esta puede ser definida como un conjunto de eventos expresados sobre un periodo de tiempo específico (ej. el número de días en un año cuando el caudal excede un valor dado).

Fragmentadores : Los fragmentadores utilizan como fuente de carbono la materia orgánica alóctona que proviene de la vegetación terrestre y ripariana, esta es consumida a través de un proceso de fragmentación mecánica de las partículas con tamaño superior a $1000\mu\text{m}$ (Wetzel y Likens, 1991).

Frecuencia: Se refiere a cuan seguido un caudal sobrepasa una magnitud dada en un intervalo específico de tiempo. Frecuencia de ocurrencia es inversamente relacionada a la magnitud de caudal. Por ejemplo, una inundación de 100-años es igualada o excedida en promedio una vez cada 100 años. El caudal promedio es determinado de una serie de caudales definidos sobre un intervalo específico de tiempo, y este tiene una frecuencia de ocurrencia de 0.5.

Magnitud de caudal: Es simplemente la cantidad de agua pasando a través de una locación fija por unidad de tiempo. Magnitud puede referirse tanto a un flujo absoluto como a uno relativo (ej. la cantidad de agua que inunda la zona inundable de un río). Magnitudes máximas y mínimas de caudal varían con el clima, tamaño de cuenca y entre ríos.

Pastoreadores : Los herbívoros utilizan exclusivamente como recurso a los autótrofos, por lo tanto su única fuente directa de carbono orgánico es de origen autóctono. (Contreras y col., 2000)

Perturbación : Evento relativamente discreto en el tiempo que es caracterizado por una *frecuencia* (tasa de ocurrencia de eventos), *intensidad* (Fuerza física de un evento por unidad de

tiempo), *severidad* y *predictibilidad* fuera de un rango predecible, alterando la estructura de ecosistemas, comunidades o poblaciones, disponibilidad de recursos, disponibilidad de sustrato y/o ambiente físico (Resh, 1988).

Predictibilidad: Medida de la incerteza temporal del caudal, ya sea del registro total de caudal o de un caudal sobre una magnitud dada.

Tasa de cambio: Se refiere a cuan rápido se producen cambios de una magnitud a otra. Los ríos “flashy” tienen rápidas tasas de cambio mientras que los ríos “estables” tienen tasas de cambio lentas.

Bibliografía

1. Allan J D (1995) Stream ecology: Structure and function of running waters. Chapman & Hall, New York. xii + 387 pp.
2. APHA, AWWA & WEF (1995) Standard Methods: for the examination of water and wastewater. 19 edition. American Public Health Association. xxxiv + 1008 pp.
3. Benke A C, A D Huryn, L A Smock & J B Wallace (1999) length-mass relationship for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18: 308-343.
4. Caldichoury R (1995) Variables hidrológicas, oferta de alimento y estructura de grupos funcionales bentónicos en ríos de régimen nival (Río Maipo Superior). Tesis de Magister, Facultad de ciencias, Universidad de Chile. viii + 73 pp
5. Colwell R K (1974) Predictability, constancy, and contingency of periodic phenomena. *Ecology* 55: 1148-1153.
6. Conic-BF Ingenieros Civiles Consultores (1997) Modelo de simulación hidrológico operacional: Cuenca del Río Maule, VII Región.
7. Connel J H (1978) Diversity in tropical rain forest and coral reef. *Science* 199: 1302-1310.
8. Contreras M C (1998) Flujo de carbono en el ecosistema Río Clarillo. Autotrofia v/s heterotrofia. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. xix + 147 pp.
9. Cummins K W, R C Petersen, F D Howard, J D Wuycheck & V C Holt (1973) The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology* 54: 336-345.
10. Death R G & M J Winterbourn (1995) Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. *Ecology*. 76: 1446-1460.

11. Elliot J M (1977) Statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N°25, Cumbria. 160 pp.
12. EULA-Chile (2000) Determinación del caudal mínimo ecológico del proyecto hidroeléctrico Quilleco en el Río Laja, considerando variables asociadas a la biodiversidad y disponibilidad de hábitats.
13. Fairchild G W, R L Lowe & W B Richardson (1985) Algal periphyton growth on nutrient-diffusing substrates: an in situ bioassay. *Ecology* 66: 465-472.
14. Fisher S G, L T Gray, N B Grimm & D E Busch (1982) Temporal succession in a desert stream ecosystem following flush flooding. *Ecological Monographs*. 52: 93-110.
15. García de Jalon D, M Gonzalez de Tánago & C Casado (1992) Ecology of Regulated Streams in Spain: An overview. *Limnética*, 8: 161-166.
16. Golterman *et al.* (1978) Golterman H L, Clymo R S & M A M (1978). *Methods for Physical & Chemical Analysis of Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications, II ed. Oxford, London, Melbourne.
17. Huston M (1979) A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113: 81-101.
18. Krom M D (1980) Spectrophotometric determination of ammonia: A study of a modified Bertholot reaction using salicylate and dichlor-isocyanurate. *The Analyst*, 105: 1249-
19. Lancaster J & L R Belyea (1997) Nested hierarchies and scale-dependence of mechanisms of flow refugium use. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 16: 221-238.
20. Lorenzen C J (1967) Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346.
21. MacArthur R H & E O Wilson (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
22. Margalef R (1974) *Ecología*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona. xv + 951 pp.

23. Margalef R (1991) Teoría de los sistemas ecológicos. Publicacions Universitat de Barcelona, Barcelona. 290 pp.
24. McCullough D A, G W Minshall & C E Cushing (1979) Bioenergetics of lotic filter feeding insects *Simulium* spp. (Diptera) and *Hidropsyche occidentalis* (Trichoptera) and their function in controlling organic transport in streams. *Ecology* 60: 585-596.
25. Merrit RW & KW Cummins (1996) An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall / Hunt Publishing Company, Iowa. 862 pp.
26. Minshall G W (1978) Autotrophy in stream ecosystem. *BioScience* 28: 767-771.
27. Mühlhauser H (1986) Improvement of the Kjeldahl Method for total nitrogen including acid-hydrolyzable phosphorus determinations in freshwater ecosystems. 28: 215-226.
28. Naiman R J & R E Bilby (1998) River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. Springer-Verlag New York, Inc. xxiv + 705 pp.
29. Palmer M A, C C Hakenkamp & K N Nelson-Baker (1997) ecological heterogeneity in streams: why variance matters. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 16: 189-202.
30. Peterson B J, J E Hobbie, T L Corliss & K Kreit (1983) A continuous-flow periphyton bioassay; test of nutrient limitation in a tundra stream. *Limnology and Oceanography* 28: 583-591.
31. Petts G E & C Amoros (1996) Fluvial Hydrosystems. Chapman & Hall. x + 322 pp.
32. Poff N L & J D Allan (1995) Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606-627.
33. Poff N L, D Allan, M B Bain, J R Karr, K L Prestegard, B D Richter, R E Sparks & J C Stromberg (1997) The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 768-784.
34. Poff N L & M A Palmer (1997) Heterogeneity in Streams: The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 16: 168-173.

35. Poff N L & J V Ward (1989) Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 1805-1818.
36. Prisma Ingeniería (1992) Análisis estadístico de caudales en los ríos de Chile. Vol. III-IV. 243 pp.
37. Resh V H & col. (1988) The rol of disturbance instream ecology. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 7: 433-455.
38. Sebach H G (1966) Die bestimmung des ammonium ions nach dem indophenolblauverfahren. *Limnologica (Berlin)* : 431-436.
39. Spence J A & H B N Hynes (1971) Differences in benthos upstream and downstream of an impoundment. *J. Fish. Res. Bd. Canada.* 28: 35-43.
40. Stevenson R J (1997) Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 16: 248-262.
41. Strickland J D H & T R Parson (1968) a) Practical hadbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada.* 167: 77-81.
42. Strickland J D H & T R Parson (1968) b) Practical hadbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada.* 167: 49-52.
43. Ulaniwicz R E (1986) Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer-Verlag, New York. 203 pp.
44. Valett H M (1997) Hidrologic influence on groundwater-surface water ecotones: heterogeneity in nutrient composition and retention. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 16: 239-247.
45. Vannotte R, G Minshall, K Cummins, J Sedell & C Cushing (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.

46. Ward y Stanford (1979) *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York. xi + 398 pp.
47. Wetzel R G (1981) *Limnologia*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona. xii + 679 pp.
48. Wetzel R G & G E Likens (1991) *Limnological Analyses*. Springer. Verlag, New York. 391 pp.

Anexo A: Parámetros físico-químicos

Las muestras de agua para análisis químico se tomaron en frascos de polietileno de alta densidad de 1 l de capacidad, por triplicado directamente desde los cursos de agua. El 50% de cada muestra fue inmediatamente filtrada para análisis químico en terreno a través de un filtro de membrana de 0.45 μm de tamaño de poro (filtro Millipore HAWP). Parte de las muestras de agua filtrada, fue almacenada junto al resto de muestras sin filtrar en cajas térmicas aislantes y transportadas al laboratorio en Santiago para los análisis. En las mediciones de oxígeno se utilizaron botellas de vidrio con tapa esmerilada.

Para Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) se utilizaron botellas de tapa esmerilada (tipo Whitton), con cuello. Las muestras para DBO fueron almacenadas en cajas térmicas en la estación base de terreno. Para las mediciones de clorofila *a* se utilizaron filtros de fibra de vidrio (MFS), los cuales se transportaron a baja temperatura al laboratorio.

Parámetros físico-químicos

Temperatura (°C): La temperatura se midió *in situ* mediante una sonda telemétrica YSI-Grant modelo Water Quality Logger 3800.

Sólidos Totales Suspendidos (mg/l): Los sólidos totales suspendidos se midieron por el método gravimétrico estándar (APHA, AWWA & WEF, 1995), con el remanente en los filtros de la filtración para los análisis del agua.

Conductancia específica (a 25 °C, $\mu\text{S}/\text{cm}$): La conductividad del agua se midió mediante una sonda telemétrica YSI-Grant modelo Water Quality Logger 3800 de 0,01 de precisión.

Concentración del ion Hidrógeno (pH): La concentración del ion Hidrógeno se midió mediante una sonda telemétrica YSI-Grant modelo Water Quality Logger 3800 de 0,01 de precisión.

Oxígeno disuelto (mg/l): El oxígeno disuelto en el agua se estimó mediante una sonda telemétrica YSI-Grant modelo Water Quality Logger 3800 de 0,01 de precisión.

Alcalinidad (mM/l): En las muestras de agua se midió la alcalinidad total y la alcalinidad de fenoltaleína de acuerdo a Golterman *et al.* (1978), inmediatamente después de tomadas.

Ortofosfato ($\mu\text{g/l}$): El P- PO_4 disuelto se midió en muestras de agua filtrada inmediatamente después de tomadas. Se utilizó el método de ácido ascorbico según Strickland J D (1968).

Nitrato ($\mu\text{g/l}$): El N- NO_3 disuelto se midió en muestras de agua filtrada inmediatamente después de tomadas. Se utilizó el método del citrato de acuerdo a APHA, AWWA & WEF (1995).

Nitrito ($\mu\text{g/l}$): El Nitrito se midió mediante el método de la Sulfanilamida-etilendiamina de Golterman *et al.* 1978.

Amonio ($\mu\text{g/l}$): El NH_4 disuelto se midió en muestras de agua filtrada inmediatamente después de tomadas. Se utilizó el método del indofenol azul según Scbach H G (1966) / Krom M D (1980).

Fósforo Total ($\mu\text{g/l}$): El fósforo total se midió en muestras de agua sin filtrar transportadas al laboratorio. Los análisis se realizaron según Mühlhauser *et al.* (1986).

Nitrógeno Kjeldhal Total ($\mu\text{g/l}$): El Nitrógeno Total, nitrógeno orgánico y amonio, se midió en muestras de agua sin filtrar transportadas al laboratorio. Los análisis se realizaron según Mühlhauser *et al.* (1986).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/l): La demanda bioquímica de oxígeno se midió en muestras de agua de acuerdo a APHA, AWWA & WEF (1995).

Clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$): Pigmentos fotosintéticos de clorofila *a*, fueron obtenidos de la filtración de muestras en filtros de fibra de vidrio ($0.45 \mu\text{m}$) y su posterior extracción en acetona al 90 %. La concentración fue medida por absorbancia en un espectrofotómetro Shimadzu. De acuerdo a Wetzel y Likens (1991) y APHA, AWWA & WEF (1995).

Anexo B: Clasificación de grupos funcionales. Colector de Fondo (CF), Colector Filtrador (FC), Depredador (D), Pastoreador (P), Fragmentador (F).

Orden	Familia	Grupo Funcional
Diptera	Chironomidae	CF
	Simuliidae	FC
	Ceratopogonidae	D
	Empedidae	D
	Dolichopodidae	D
	Pelecorhynchidae	D
	Blephariceridae	P
	I	CF
II	CF	
Efemeroptera	Baetidae	CF
	Leptophlebiae	CF
Trichoptera	Hydropsychidae	FC
	Rhyacophilidae	D
	Hydroptilidae	P
	Odontoceridae	F
	I	P
Plecoptera	Perlidae	D
	Gripopterygidae	P
	Eusthenidae	P
	Notonemouridae	P
Coleoptera	Elmidae	CF
	Psephinidae	P
Megaloptera	Corydalidae	D
Turbellaria		D
Amphipoda		CF
Nematoda		CF
Oligocheta		CF
Cladocera		FC
Ostracoda		P

Anexo C: Metodología para evaluar adecuadamente el efecto de las obras hidráulicas sobre los ecosistemas acuáticos: una aproximación funcional

Para llegar a cuantificar el grado de perturbación producido por la regulación del régimen natural del río sobre los ecosistemas acuáticos, se sugiere:

Primero es necesario caracterizar adecuadamente el régimen hídrico en función de 5 atributos que afectan los patrones y procesos de los ecosistemas lóticos, estos son:

- Magnitud
- Duración
- Frecuencia
- Predictibilidad
- Tasa de cambio

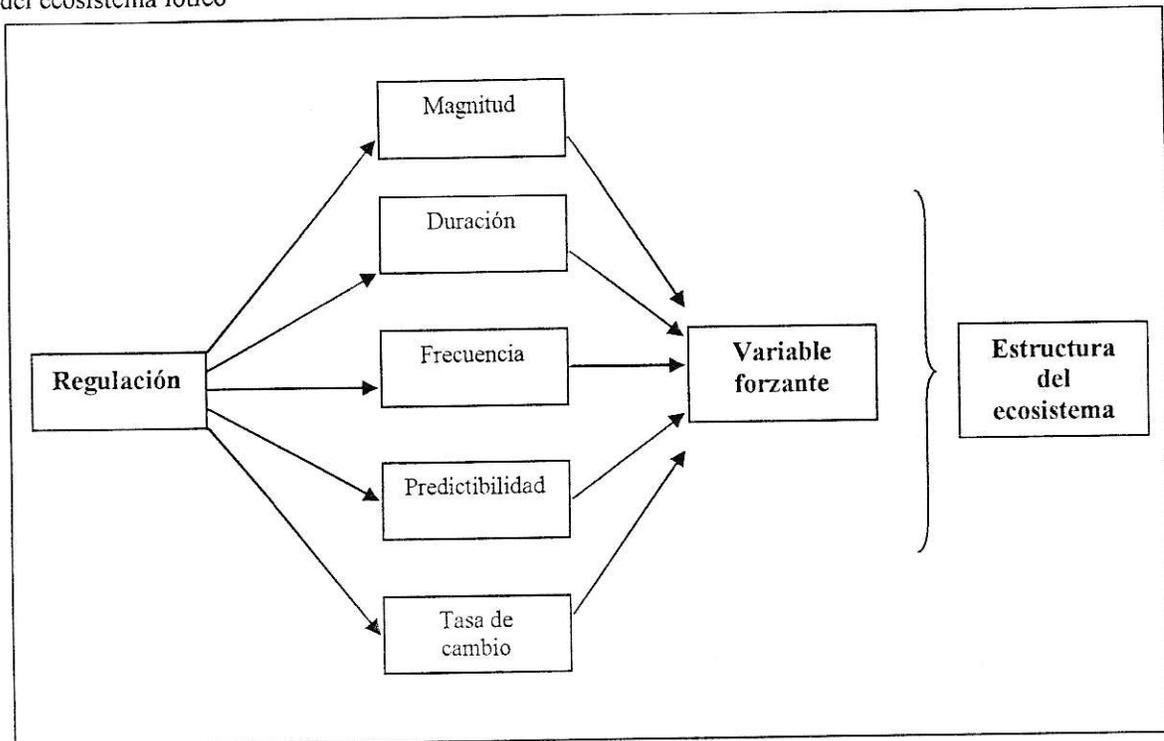
Segundo, es necesario definir un atributo del sistema lótico con dependencia espacial y temporal que de cuenta de las condiciones globales del sistema (Fig. 18). Este atributo debe ser independiente del observador para no caer, por ejemplo, en el continuo problema de definir diferentes estructuras para cada sistema en estudio.

Tercero, definir curvas respuesta espaciales y temporales del atributo ecosistémico escogido en función de cada uno de los componentes del régimen hídrico.

Cuarto, definir una función que relacione la variable respuesta (atributo ecosistémico) con los cinco componentes del régimen hídrico, con sus respectivos pesos.

Quinto, para validar la función propuesta es necesario hacer un estudio espacial y temporal de la variable respuesta escogida y obtener el registro de caudal diario histórico de los sistemas en estudio.

Fig. 18: Modelo teórico de la influencia directa de los componentes del régimen hídrico sobre un atributo del ecosistema lótico



Anexo D: Restauración de un sistema perturbado: Un experimento natural

Se muestreó arriba y abajo del embalse de paso Abanico, el cual desvía la totalidad de las aguas provenientes de la Laguna Laja hacia la Central Antuco dejando un caudal cero aguas abajo del muro. Unos metros más abajo se encuentra la desembocadura del Estero Trubunleo en el cauce del Río Laja el cual restaura el caudal existente aguas arriba del muro con un caudal con régimen natural. El objetivo de describir esta situación fue analizar la restauración que logra un ecosistema lótico luego de estar sometido a una perturbación extrema de estiaje permanente.

Abanico

Nutrientes

En ambas estaciones, aguas arriba y aguas abajo, las concentraciones de NO_2 , NO_3 , NH_4^+ , nitrógeno total en la columna de agua (Nt) y el nitrógeno total en los sedimentos (Nsed) no superaron el límite de detección (Tabla 4). Debido a la falta de cuantificación de los valores no se pudo determinar si hubo un cambio en la concentración de estos nutrientes a través del embalse.

La concentración P-PO_4 aumentó a través del embalse superando el límite de cuantificación en Abanico Abajo. La concentración de fósforo total en la columna de agua (Pt agua) aumentó significativamente a través del embalse. El fósforo total en los sedimentos (Pt sed) aumentó a través del embalse, siendo esta variación no significativa (Tabla 4-5, Fig. 17).

El nutriente limitante según la razón de Redfield (Razón de N (N-NO_2 , N-NO_3 y N-NH_4) y P (PO_4) en moles/l, siendo N limitante cuando $\text{N/P} < 7$ y P limitante cuando $\text{N/P} > 7$) fue el nitrógeno tanto arriba como abajo del embalse (Tabla 6).

Componentes del ecosistema

Las estaciones Abanico Arriba y Abanico Abajo presentan la estructura completa presentada en el modelo teórico (Tabla 7-8, Fig. 17).

La concentración de carbono orgánico total en la columna de agua (CO) y fracción de carbono correspondiente a las algas arrastradas en la columna de agua (CCla) disminuyó a través del embalse. Las diferencias encontradas fueron significativas en el primer caso (Tabla 8-9, Fig.17).

La concentración de carbono correspondiente a los productores primarios (perifiton) disminuyó no significativamente a través del embalse (Tabla 8-9, Fig.17).

La concentración de carbono correspondiente al componente colectores de fondo (Cf), depredadores (D) y pastoreadores (P) disminuyó a través del embalse mientras que los colectores filtradores (Fc) y los fragmentadores (F) aumentan. Ninguna de las pruebas para detectar diferencias dieron resultados significativos, excepto para el grupo Fc (Tabla 8-9, Fig.17).

La masa de carbono orgánico correspondiente al grupo funcional depredadores tope presentado en la tabla 8 es el promedio del total de individuos capturados en cada estación. Se observa que la biomasa de este componente aumentó en forma no significativa a través del embalse Abanico (Tabla 10, Fig. 17).

Figura 17: **a:** masa de carbono de los grupos funcionales correspondientes a los macroinvertebrados bentónicos Cf: colector de fondo. Fc: colector filtrador. D: depredador. P: pastoreador. F: fragmentador. **■** : estación aguas arriba. **▨** : estación aguas abajo. **b:** masa de carbono orgánico particulado. **c:** masa de carbono correspondiente a perifiton. **d:** masa de carbono correspondiente a depredadores tope. **e:** Variación porcentual correspondiente a los componentes bióticos del ecosistema entre la estación aguas arriba y aguas abajo **f:** Concentración de PO_4^{-3} , fósforo total en la columna de agua (Pt agua) y fósforo total en sedimentos (Pt sed) en la estación aguas arriba y aguas abajo. **g:** Variación porcentual relativa de PO_4^{-3} , Pt agua y Pt sed entre la estación aguas arriba y aguas abajo.

