

Evaluación del instrumento caudal ecológico, panorama legal e institucional en Chile y Brasil

Gabriela Jamett Domínguez
Alexandra Rodrigues Finotti

RESUMO: La modificación del flujo hídrico por la extracción de agua o por el funcionamiento de hidroeléctricas y grandes embalses ha causado cambios en la estructura y funcionalidad de los ecosistemas acuáticos. Por esta razón surge el instrumento “caudal ecológico” con el cual se pretende proteger mediante la mantención de un cierto volumen de agua dentro del cauce los valores ecológicos de los ríos. Sin embargo, las aproximaciones metodológicas utilizadas para determinar esa cantidad de agua necesaria han sido ampliamente criticadas por estimar caudales mínimos constantes sin criterios ecológicos y desconsiderado la importancia de la variabilidad natural del régimen hidrológico. En este trabajo, por tanto, se presentan y analizan los distintos tipos de métodos utilizados a nivel mundial para la estimación de un caudal ecológico y se evalúa la perspectiva de aplicación de este concepto en la gestión de los recursos hídricos en Chile y Brasil. Una evaluación de las posibilidades de aplicación del caudal ecológico en estos dos países es realizada en base a la organización de los sistemas de gestión y a la legislación que rige a los mismos.

PALABRAS CLAVE: caudal ecológicos, ecosistemas acuáticos, gestión de aguas”

ABSTRACT: Changes in hydrological regime due to water extraction or large dam operations have modified the structure and functionality of aquatic ecosystems. The “*ecological instream flow*” is a tool that has been proposed to ensure that ecological conservation goals are attained. Nevertheless, the methodologies used to determine this volume of water have been criticized because they do not consider ecological criteria and they ignore the importance of the hydrological natural variability. In this paper, different methods used to determine the instream flow requirements are presented. Moreover, the application of ecological instream flow concept to Brazilian and Chilean water resource management is evaluated.

KEY-WORDS: drainage rate, charging , rain drainage

INTRODUCCIÓN

La gestión ambiental de los recursos hídricos afronta un gran desafío puesto a que se maneja un recurso imprescindible para la vida que ha sido reconocido como escaso y que seguirá siendo demandado a altas tasas (Jackson et al., 2001). Por otra parte, se intenta asegurar la disponibilidad del agua para múltiples usos dentro de los cuales se reconocen aquellos de tipo ambiental, como lo son la navegación, la recreación y la conservación de los ecosistemas acuáticos, entre otros.

En países como Estados Unidos, Canadá y la Unión Europea hace tres décadas atrás se ha aplicado un instrumento denominado “*instream flow*” para intentar garantizar esos usos ambientales manteniendo una cierta cantidad de agua (caudal) dentro de un cauce (Lamb, 1995). En países como Chile y Brasil, este instrumento se adopta a finales de los años 90 bajo el nombre de caudal ecológico con el objetivo final de conservar los ecosistemas de agua dulce. (CONAMA-Chile, 1998; Benetti, et al., 2003).

Sin embargo, ha existido una amplia discusión acerca de la efectividad de este instrumento y de los métodos hasta el momento utilizados a nivel mundial. En general, en el ámbito científico han sido fuertemente criticadas las aproximaciones para calcular el caudal ecológico y cómo ha sido conceptualizado este instrumento (Richter et al., 1996; Poff, 1997; Arthington et al., 1998; Bragg et al., 1999; Verweij, 2000; Alves, 2000 y Tharme, 2002). En muchos casos lo que se denomina caudal ecológico corresponde en la realidad a un caudal mínimo. El caudal ecológico tendría como propósito la conservación de ecosistemas específicos y el caudal mínimo es apenas el límite inferior de un caudal que puede ser mantenido dentro del cauce de un río para que se alcancen otros tipos de intereses de protección.

Frente a esta realidad, surgen las siguientes preguntas: ¿puede este instrumento servir para cumplir con los objetivos de conservación deseados?, ¿es posible que con las metodologías existentes para el cálculo de un "instream flow" se pueda asegurar la mantención de los ecosistemas ribereños?, ¿que debemos tomar en cuenta para que esto suceda? y finalmente, a grandes rasgos, ¿cuales son las limitaciones para que este instrumento se introduzca en la gestión ambiental de las aguas en Chile y Brasil?

El objetivo de este trabajo es evaluar, a nivel teórico, si al aplicar el instrumento caudal ecológico se puede alcanzar la conservación de los ecosistemas acuáticos como se ha planteado en la gestión ambiental de Chile y Brasil. De esta manera, se pretende identificar las limitaciones de los métodos empleados y analizar la gestión en estos dos países para que este instrumento pueda ser aplicado con éxito.

METODOLOGÍA

La investigación es de tipo documental y evaluativa. Como primera etapa se procedió a una revisión bibliográfica para identificar los objetivos de conservación que se pretendían alcanzar con la aplicación del instrumento caudal ecológico y cuáles serían los criterios ecológicos que deben tomarse en cuenta para alcanzar esos objetivos. Posteriormente, la revisión documental se extendió para identificar los métodos de cálculo comúnmente utiliza-

dos. Finalmente se realizó una evaluación de la inserción de los conceptos y métodos relacionados con el instrumento caudal ecológico en el sistema legal de Chile y Brasil para verificar si, como se presentan hoy en día, pueden cumplir con los objetivos de conservación que un caudal ecológico se propone conceptualmente. La evaluación se realizó básicamente comparando los criterios ecológicos identificados con las bases de las metodologías utilizadas e identificando cuales de estos criterios han sido tomados en cuenta en la gestión de ambos países.

CRITERIOS ECOLÓGICOS

Los ríos como ecosistemas

Bajo una aproximación proceso-funcional, el ecosistema es una unidad ecológica formada por componentes bióticos y abióticos, siendo estos últimos parte del sistema (Margalef, 1991). Entre estos componentes existen interacciones que permiten modificarse mutuamente. Por lo tanto, los organismos también pueden modificar los componentes abióticos.

Dado a que el significado de ecosistema no tiene límites espaciales ni temporales se idean modelos para realizar estudios ecosistémicos, así como para introducir éstos en herramientas de gestión. Por esta misma razón la definición de ecosistema es conceptualmente aplicable a los ríos, denominando ecosistemas lóticos aquellos que dentro de su delimitación comprenden cuerpos de agua con corrientes rápidas como ríos y arroyos.

Cuando se desea conservar estos ecosistemas, una nueva medida de gestión como el caudal ecológico debe pensarse o definirse con el propósito de mantener los atributos característicos de un ecosistema. Según Odum (1969) existen al menos cuatro atributos característicos del ecosistema que guardan relación con: i) la estructura de la comunidad, ii) el flujo de energía, iii) los ciclos biogeoquímicos y iv) la selección natural y la regulación u homeostasis. Los mismos cambian de una manera razonablemente predecible en el tiempo a medida que el ecosistema se desarrolla (teoría de sucesión). Sin embargo, perturbaciones externas, ya sea por acción humana u otro, pueden provocar un

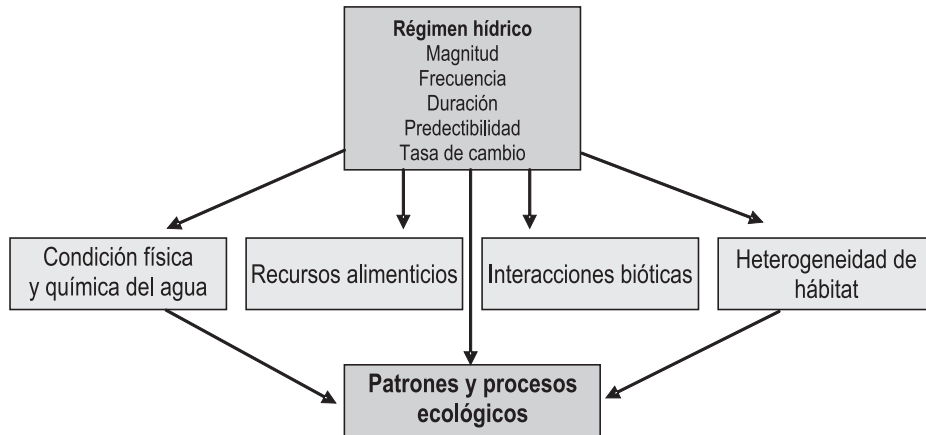


Figura 1. Modelo teórico de la influencia del régimen hídrico sobre los patrones y procesos ecológicos

retroceso en el desarrollo hacia la estabilidad de un ecosistema. Se destaca en este punto que la diversidad de especies es una de las muchas variables que describen las características de los ecosistemas.

Rol del régimen hídrico en el funcionamiento de los ecosistemas lóticos

Según Poff (1997) existen cinco componentes críticos del régimen hídrico que regulan los procesos ecológicos en un ecosistema acuático, estos son: la magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de cambio. Un nuevo paradigma del “flujo natural” postula que las variaciones hidrológicas (con valores característicos y variables de estos cinco componentes) afectan fuertemente la estructura de los ecosistemas acuáticos, como lo confirman Richter et al. (1996) y Poff (1997).

El modelo desarrollado (Figura 1) señala que estos cinco componentes pueden modificar la condición física y química del agua, los recursos alimenticios, las interacciones bióticas y la heterogeneidad del hábitat, lo que finalmente produce cambios en los patrones y procesos ecológicos.

Esta variabilidad del flujo hídrico debe ser pensada para mantener en ciertas condiciones las características geomorfológicas del cauce ya que las mismas son consideradas “per se” como variables externas que afectan directamente el funcionamiento del ecosistemas (Maddock, 1999).

Por otra parte, la variabilidad del flujo genera un patrón de relaciones con sistemas externos al acuático que mantiene la estructura de los ecosistemas lóticos. Según Maddock (1999) y Ward (2001) existen cambios en los flujos de manera lateral, de la orilla de una zona inundable hasta la otra, y en dirección vertical de la zona hiporreica¹ hasta el agua superficial que influyen directamente en los sistemas de arroyos. Por lo tanto, cuando se determina una variabilidad del flujo hídrico es importante que se consideren las interacciones intersistémicas existentes.

¹ La Zona hiporreica es el volumen de sedimentos saturados de agua debajo y a los lados de los arroyos y ríos donde el agua subterránea y el agua superficial se mezclan (Boulton, 2000).

Idealmente, un caudal ecológico debe ser un caudal variable expresado en magnitud, frecuencia, duración, predecibilidad y tasa de cambio para permitir el desarrollo de los ecosistemas lóticos (delimitados de acuerdo a criterios explícitos).

MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE UN CAUDAL ECOLÓGICO

En este estudio las metodologías se agrupan de acuerdo a bases teóricas similares y acorde con lo descrito por la Comisión Mundial de Embalses (King et al., 1999) en los siguientes tipos:

Métodos hidrológicos

Base teórica: se considera que los organismos de las comunidades ribereñas están adaptados a las variaciones estacionales propias de un régimen hídrico. Estas variaciones naturales afectan el comportamiento, ciclo biológico y producción de las poblaciones.

Entre los métodos hidrológicos más utilizados, se encuentran:

Método de Curva de Permanencia: Consiste en la construcción de una curva a partir de datos de caudales diarios, mensuales o anuales donde se presenta la relación entre ciertos rangos de caudales y el porcentaje de tiempo en que cada uno de esos rangos es igualado o excedido. El caudal ecológico es expresado como un valor fijo que corresponde a un rango de caudal que se mantiene igualado o excedido un cierto porcentaje de tiempo (Silveira y Silveira, 2003).

Por ejemplo, en el Estado Pernambuco – Brasil se calculó indirectamente un caudal ecológico como el 5% de Q_{90} . Es decir, un porcentaje de 5% del caudal que es excedido o igualado en 90% del tiempo de observación (Benetti et al., 2003).

Método de caudal mínimo de 7 días con período de ocurrencia de 10 años (${}_7Q_{10}$): Este método entrega el valor de un caudal mínimo estadístico ${}_7Q_{10}$ que corresponde al valor que en media, cada diez años, será igual o menor que el caudal medio en cualquier evento de 7 días de sequía consecutivos (Silveira y Silveira, 2003). El método supone que a valores menores que

éste puede generarse un stress ecológico, por lo cual, es considerado en algunos países como Brasil aplicable para calcular un caudal ecológico (Benetti et al., 2003).

También existen otras aproximaciones similares utilizando la estadística hidrológica que describe las condiciones de sequía como el “ ${}_7Q_2$ ” y el “ ${}_{10}Q_5$ ”.

Método de Tennant: Está basado en un estudio realizado por la US Fish and Wildlife Service en 11 arroyos ubicados en Montana, Nebraska y Wyoming. El objetivo del mismo era encontrar una relación entre el caudal y la disponibilidad de hábitat para la biota acuática. Tennant (el investigador líder), dividió el año en un periodo seco y otro lluvioso, para los cuales propuso caudales expresados como porcentajes del caudal medio anual (CAM) relacionándolos con grados de conservación. A partir del mismo se determinó que el hábitat comenzaba a degradarse cuando el flujo era inferior al 10% del flujo medio anual, esto asociado a una velocidad media de 0,25 m/s y una profundidad media de 0,3m (Tennant, 1976 citado en Bragg et al., 1999).

Método de Aproximación por Rangos de Variabilidad (Range of Variability Approach - RVA): Según sus propios autores, este método ha sido ideado para casos en que se tenga como primer objetivo de manejo la conservación de los ecosistemas. Se basa en datos de largos periodos de tiempo donde se describe la variabilidad hidrológica antes y después de instalada una represa. Consiste en tener una descripción del flujo natural a través de 32 parámetros definidos por Ritche (1996) como claves en el funcionamiento del ecosistema para luego estimar un rango de variación máximo de estos parámetros. Con este método se recomienda un sistema de manejo con objetivos anuales intentando emular o “imitar” las características del flujo natural después del funcionamiento de la represa o hidroeléctrica. Esta metodología depende del monitoreo continuo para la redefinición de sus objetivos.

Métodos hidráulicos

Base teórica: se considera que variables hidráulicas simples como el perímetro mojado o la profundidad máxima juegan factores li-

mitantes en la biota. Estos métodos generalmente se basan en estudios de una sección transversal para así relacionar la magnitud de la descarga con la profundidad de los cauces, velocidad y perímetro mojado.

Método del Perímetro Mojado: Este es uno de los más conocido y comúnmente utilizado en Estados Unidos (Bragg et al., 1999 y Benetti et al., 2003). En el mismo se asume que la integridad del hábitat está directamente relacionada con el área húmeda. Consiste básicamente en la construcción de curvas que muestran la relación entre el caudal y el perímetro mojado. A partir de ellas puede observarse que hasta un cierto volumen de agua el perímetro crece rápidamente a medida que aumenta la descarga pero sobrepasado este volumen el perímetro se mantiene casi constante. Generalmente el flujo recomendado es aquel cerca de este punto de inflexión pues se presume es el nivel óptimo para el desove de peces o para la producción de invertebrados bentónicos (Stalnaker et al., 1995).

Métodos de simulación de hábitat

Base teórica: Las especies de peces están mejor adaptadas a ciertas características hidráulicas, estructurales y geomorfológicas. Al conocer cómo afecta el caudal a estas características se puede predecir el caudal óptimo para mantener las poblaciones de estos peces.

Entre los métodos más utilizados se encuentra:

Instream Flow Incremental Methodology: Desarrollado también por la US Fish and Wildlife Service, este integra modelos analíticos hidráulicos junto con el estudio de la calidad del agua, sedimentos, estabilidad de los cauces, temperatura y otras variables que afectan la producción de peces. Contiene un modelo computarizado (Physical Habitat Simulation System) que relaciona el caudal con datos obtenidos del hábitat físico (Washington Department of Fish and Wildlife, 2003).

El método consiste en la construcción de índices que muestran el grado de adaptación de especies objetivo a diferentes valores de velocidad, profundidad y características geomorfológicas específicas. El valor del caudal ecológico se determina según diferentes

criterios o métodos, en el caso de un estudio realizado en el Río Santa María da Victoria (Brasil) se definió el caudal como aquel que optimizó la relación volumen de agua/área de micro hábitat (Pelissari, 2003).

Métodos holísticos

Base teórica: Se asume que si son identificadas las características esenciales del flujo hídrico que pueden generar un impacto ecológico y estas son incorporadas dentro de un régimen de flujo modificado, entonces la biota y la integridad funcional del ecosistema será mantenida.

Los métodos holísticos generalmente tienen dos aproximaciones distintas o combinan estas dos (Arthington et al., 1998) entre las que se encuentran:

Método de Building Block ~ Aproximación Bottom-up: Se realiza en base de grupos de trabajos multidisciplinarios, tomando en cuenta trabajos de investigación ya realizados, modelos para entender la respuesta caudal - características hidráulicas y juicios de expertos. Uno de los pasos críticos es la estimación de la importancia económica y social del área de estudio, realizándose una evaluación de la dependencia social y económica de los ecosistemas ribereños en conjunto con la comunidad.

Se determinan y describen en términos de duración y magnitud los flujos que se recomendarán. La descripción de cada uno de los componentes del flujo son considerados como los building block, conformando los Requerimientos de Flujo para una cuenca o río (IFR, Instream Flow Requirements).

Se denomina de tipo *Bottom-Up* ya que el caudal recomendado es estimado a partir de un flujo mínimo hacia valores más altos

Benchmarking ~ Aproximación Top-down: Se basa en principios similares al método Building Block. A diferencia del mismo, el caudal es determinado a partir de un flujo máximo aceptable hasta valores menores (aproximación *Top-Down*). Con información disponible, modelos conceptuales y juicio de experto se identifican indicadores hidrológicos que son considerados ecológicamente relevantes. Con estos indicadores son caracterizados cauces escogidos dentro de un río como bench mark o

de referencia. En estos cauces de referencia no existe necesariamente un flujo natural pero cubren variados tipos y niveles de flujo que se registran en la cuenca. Posteriormente en estos sitios se relacionan impactos ecológicos en función de cambios en el flujo hídrico, de esta manera se investiga cuánto puede cambiar el flujo del agua antes de que el ecosistema sea degradado (Brizga et al., 2002).

EVALUACIÓN DE METODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE UN CAUDAL ECOLÓGICO

Según la base teórica, los distintos tipos de métodos (a excepción de los métodos holísticos y RVA) expresan un deseo de mantener un cierto caudal para conservar a poblaciones de organismos y generalmente tipos de peces. No pretenden conservar a un nivel ecosistémico. Los métodos de Curva de Permanencia, ${}_7Q_{10}$, el Método de Tennant, el método de Perímetro Mojado e IFIM solo toman en cuenta la magnitud mínima del caudal como factor limitante en los requerimientos bióticos, siendo que está ampliamente estudiada la importancia de los otros componentes del flujo en las interacciones e historias de vida de la biota acuática. Al estimar un flujo mínimo no toman en cuenta los requerimientos de flujo para mantener la vegetación terrestre adyacente, la zona hiporreica y las zonas de inundación. Desde un punto de vista ecosistémico se dejan de considerar intercambios de materiales y nutrientes que pueden ser importantes afectando la funcionalidad del ecosistema.

Los métodos de tipo hidrológico, excepto RVA, tienen una base estadística simple; se calculan caudales según las probabilidades de ocurrencia de ciertos eventos de sequía o frecuencia de caudales bajos. Luego, estos caudales son relacionados con tasas de producción o sobrevivencia de alguna población objetivo. Lo anterior puede generar dos críticas importantes. Al basarse un instrumento en resultados estadísticos simples se desconoce el carácter complejo de los sistemas ambientales y la gran incertidumbre que los caracteriza. Por otra parte, los flujos mínimos que ocurren infrecuentemente generan efectos de corto plazo muy diferentes a los efectos de largo plazo que se producen por mantener estos flujos mínimos como constantes en el tiempo.

En tanto, el método de RVA puede ser útil si se estudian las características de los ecosistemas y los efectos compuestos entre el cambio del flujo natural y los impactos generados por las diversas actividades humanas en el ecosistema, por ejemplo la agricultura. Una de las críticas a este método es que no se ha considerado estudiar si las variables del flujo seleccionadas son independientes una de otras (Puckridge et al., 1998).

En términos de gestión, en el método RVA se han descrito muy bien los indicadores y la necesidad de un sistema de gestión continuo ya que este método se basa en una gestión adaptativa.

Específicamente, el Método de Perímetro Mojado tiene una suposición muy simplista, solo una o pocas variables hidráulicas pueden representar adecuadamente el requerimiento de caudal para especies objetivo. Por otra parte, se sabe que la relación entre el caudal y el perímetro mojado depende de la forma de los cauces, por lo tanto, si se realiza una curva con una sola sección transversal no se representan las características de todo un río (Stalnaker et al., 1995). Además con este método se presupone que la morfología del cauce se mantiene estable a lo largo del tiempo lo que hace difícil su aplicación en cursos de agua con elevada variabilidad morfológica como es el caso de los cursos de agua de las regiones semiáridas (Alves y Bernardo, 2000). En términos de gestión, el método de Perímetro Mojado ha sido aplicado principalmente en ríos que presentan secciones transversales relativamente largas, rectangulares y poco profundas, lo cual no es representativo de todos los ríos (Stalnaker et al., 1995).

En lo que respecta a los métodos de simulación de hábitat, estos contienen una serie de suposiciones que han sido criticadas por no ser validadas o por no corresponder a la realidad (Hudson, 2003). Por otra parte, con este método se han calculado caudales de una magnitud similar a los calculados por métodos más simples, como ha sido demostrado por estudios efectuado por Orth y Leonard (citado en Benetti et al., 2003). Por último, la aplicabilidad de este método en cursos de agua de regiones semiáridas es restringido por el hecho de que existen caudales muy bajos y con una

alta diversidad morfológica lo que impide o dificulta caracterizar un trozo de curso de agua en base a algunos transectos (Alves, 2000).

Los métodos holísticos, en tanto, a pesar de no solo basarse en algunas poblaciones objetivos, aún no incorporan estudios ecosistémicos. Uno de los grandes beneficios de este método es la inclusión de la participación ciudadana y la realización de un estudio social y económico de la dependencia humana de los ecosistemas. En términos de gestión, debe tenerse cuidado en que valores arrojados por estudios en otros países o que las recomendaciones en los pasos a seguir se tornen muy rigurosas (tomando en cuenta que la base de este método es el juicio de expertos).

En la Tabla 1 se comparan los métodos en base a aspectos ecológicos y de gestión. En relación a estos últimos, se detalla si los métodos contienen indicadores para su revisión, así como

su grado de aplicabilidad en distintos tipos de ecosistemas. Se consideran de baja aplicabilidad métodos que no pueden ser utilizados en la mayoría de los ecosistemas acuáticos, como por ejemplo, los métodos hidráulicos que consideran ríos con cauces estables y secciones rectangulares. En cuanto a métodos de aplicabilidad alta con precaución, se refiere a que pueden ser aplicados en una alta variedad de ecosistemas acuáticos pero con el cuidado de no adoptar los valores que se determinan con los métodos en diferentes ecosistemas; solo serían generalizables sus procedimientos. Los costos que en ella se presentan acuerdo a lo expuesto por King, et al. (1999) son relativos a los costos de los métodos con que se comparan, así mismo la complejidad fue estimada por estos investigadores tomando en cuenta el tiempo requerido para llevar a cabo la determinación, el grado de conocimientos y la necesidad de personal calificado o número de especialistas.

TABLA. 1
Comparación de métodos para la determinación de un caudal ecológico

Tipo	Aspectos Ecológicos		Aspectos de Gestión			
	Objetivos de conservación	Componentes del flujo hídrico	Indicador	Aplicabilidad	Complejidad	Costos relativos
Hidrológico						
a) cuyos resultados arrojan un flujo mínimo	En general, poblaciones de peces (depredadores tope)	Magnitud	NO	Baja	Baja	Bajos
b) RVA	Ecosistemas	Magnitud, predictibilidad, duración, frecuencia y tasa de cambio	SI	Alta con precaución	Baja a media	Medios
Hidráulicos	En general, poblaciones de peces	Magnitud	NO	Baja	Baja a media	Bajos a medio
De simulación de hábitat	En general, poblaciones de peces	Magnitud	NO	Baja	Media a alta	Altos
Holísticos	Ecosistemas, valores económicos y culturales	Magnitud, duración y predictibilidad	SI	Alta con precaución	Media a alta	Medios a altos

Fuente: Adaptada de King et al. (1999)

EVALUACIÓN DE LOS METODOS UTILIZADOS EN CHILE Y BRASIL

En general los métodos aplicados para determinar un caudal ecológico han dependido de la instancia donde se adopta este concepto. Dentro de estas instancias, se encuentran:

Otorga de derechos de agua: En este caso, el caudal ecológico generalmente se establece como una norma mínima a ser respetada en nuevas otorgas de derecho de agua. Un cauce no puede tener menos que esa cantidad de agua establecida por regla.

Sistema de Evaluación de Impacto (SEIA): En el caso de construcción de embalse o proyectos hidroeléctricos que modifican significativamente el flujo hídrico, el caudal ecológico se adopta como una medida de mitigación, donde los titulares de estos proyectos deben garantizar un flujo ya sea variable o constante aguas abajo de sus construcciones. En este caso se establecen las condiciones del ejercicio de los derechos asociados al proyecto en particular.

Proceso de planificación: En esta instancia se determinan los **requerimientos de flujo** de un río o cuenca para alcanzar un cierto objetivo de gestión anterior a la otorga y a la ejecución de nuevos proyectos.

Concepto de caudal ecológico en Chile y métodos para su cálculo

En Chile, según los lineamientos de la Política Nacional de los Recursos Hídricos se tiene como objetivo ecológico final la protección de los cursos de agua a un nivel ecosistémico.

Dentro de este contexto, la Dirección General de Aguas en Chile - DGA, a partir de 1998, al momento de otorgar nuevos derechos de agua comienza a considerar un **caudal mínimo** con el propósito de “**preservar los ecosistemas y los valores paisajísticos**” (CHILE, 1999). Mientras, en las modificaciones recientemente aprobadas del Código de Agua (1981) se estipula la mantención de un caudal ecológico mínimo para velar por “la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente” (CHILE, 2005).

Por otra parte, CONAMA, encargada del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, en 1998 define al caudal ecológico como el

“**caudal mínimo** que da cuenta de la **conservación de la biodiversidad** propia del curso en cuestión, adecuado para asegurar el cumplimiento de las **funciones y servicios ecológicos** del medio acuático (como lo son la mineralización, asimilación, entre otros) (CONAMA-Chile, 1998).

Como se observa, en estas dos instancias se define un caudal ecológico como un volumen mínimo, desconociendo la importancia de los distintos componentes del régimen hídrico y de cómo éstos influyen en la estructura del ecosistema. Además, los dos organismos parecieran perseguir niveles de conservación distintos (ecosistemas y paisajes vs. biodiversidad y servicios ecológicos).

En cuanto a los métodos que son empleados para determinar un caudal ecológico en Chile, la DGA recomienda fijarlo a través de métodos de tipo hidrológicos. Explícitamente declara que el caudal ecológico puede estimarse como el 10 % del caudal medio anual, siendo este el criterio que ha sido comúnmente utilizado en Chile (CHILE, 1999 y Tharme, 2002).

Por otra parte, para las nuevas otorgas (respetando las modificaciones del Código de Aguas) se establece una cota máxima al caudal ecológico (no así una cota mínima como en la mayoría de los casos en otros países), donde el caudal ecológico mínimo no puede ser superior al veinte por ciento del caudal medio anual (CAM) de la fuente superficial y solo en casos especiales, se puede autorizar a conservar caudales ecológicos hasta volúmenes no superiores al cuarenta por ciento del CAM.

Pareciera entonces que la DGA en la instancia de otorgar nuevos derechos de agua toma en cuenta las recomendaciones dadas por Tennant para establecer los caudales ecológicos. Sin embargo, las mismas fueron pensadas para mantener el hábitat de peces (no la mantención del ecosistema) y bajo condiciones hidrológicas y geográficas particulares del norte y centro de Estados Unidos. Mientras, al menos un estudio muestra que existen diferencias importantes entre los ecosistemas lóticos de cabecera de bosques templados del hemisferio Norte con los ecosistemas lóticos centrales de Chile, debido principalmente a las altas pendientes de los ríos que estos últimos presentan (Contreras, 1998).

TABLA. 2
Métodos de determinación de un caudal ecológico en Chile dentro del SEIA

Nombre del Proyecto	Región de Chile	Año de ingreso al SEIA	Tipo de método	Forma de determinación de un caudal ecológico (Q_e)
Embalse Illapel	IV	1999	Hidrológico simple	$Q_e = \bar{X}(Q_{mensual} * 0,7)$
Embalse Corrales	IV	1998	Hidrológico simple	$Q_{e\ mensual} = 0.2 * Q_{mini\ mod\ iariomensual}$
Convento Viejo Etapa II	VI	2004	Hidrológico simple (Tennat)	$Q_e = 10\%CAM$
Proyecto Hidroeléctrico La Higuera	VI	2004	Hidrológico simple	$Q_{e\ estacional} = 10\%CAM$ corregido por resultados aplicando Ley francesa y Norma suiza
Central Hidroeléctrica Quilleco	VIII	1998	Simulación de hábitat	Q_e según método IFIM
Central Hidroeléctrica Lago Atravesado	XI	1998	Hidrológico simple	Q_e según análisis estadísticos simples sobre caudales observados de 1979 a 1997

En tanto, de los 6 proyectos ingresados al SEIA en Chile después de 1998 (tabla 2), en solo un caso se utilizó el método IFIM, mientras que para los demás proyectos se calcularon caudales bajo métodos hidrológicos simples sin explicitar criterios ecológicos y en general determinando un volumen mínimo de agua invariable. Por ejemplo, para el Embalse Illapel se determinó un caudal ecológico como el promedio de los caudales mensuales observados multiplicados por el factor 0.7, sin mencionar los criterios utilizados. Solo en dos proyectos se proponen caudales variables; en uno se determinan caudales diferentes para dos estaciones del año acorde al método de Tennant (Proyecto Hidroeléctrico La Higuera) y en otro se estiman caudales con variabilidad mensual. Sin embargo, en este último caso el caudal ecológico es simplemente definido como el 20% del caudal mínimo diario por periodo mensual registrado (Jamett, 2005).

Concepto de caudal ecológico en Brasil y métodos para su cálculo

Aún en Brasil los organismos gubernamentales no han definido explícitamente el concepto de caudal ecológico, sin embargo, de forma similar a Chile, el Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH, que determina la forma de otorga de los derechos de agua, decreta que se debe mantener un caudal mínimo para la conservación de los ecosistemas acuáticos (CONSELHO... 2001).

Así también los métodos que han sido ampliamente usados (en la instancia de otorga) en casi todos los Estados de Brasil han sido de tipo hidrológico simples, arrojando valores constantes de caudales mínimos. Los métodos más usados son los de $7Q_{10}$ y Método de Curvas de Permanencia, estimando los caudales ecológicos generalmente como caudales que son superados en magnitud entre un 85 y 95

% de las veces observadas (Benetti et al., 2003 y Tharme, 2002).

En el caso de los proyectos hidroeléctricos y embalses que entran al SEIA en este país, al igual que en Chile la determinación de un caudal ecológico es negociado con los organismos ambientales caso a caso, siempre basados en un criterio estadístico como el ${}_7Q_{10}$, el cual es el más comúnmente utilizado.

Sin embargo, estos métodos arrojan resultados de caudales sumamente bajos y sin tomar en cuenta criterios ecológicos locales. Basados en estudios comparativos Belzile et al. (1997) han mostrado que con el método ${}_7Q_{10}$ se determinan caudales inferiores a los calculados por otras técnicas. Así mismo, según estos mismos autores, caudales que son superados más de un 90% de las veces de observación han sido considerados como caudales que generan estrés a las poblaciones de peces y no permiten la mantención de sus hábitats. Si bien esto se ha registrado para ecosistemas diferentes a los que pueden ser definidos en Brasil, al considerar caudales mínimos sin criterios ecológicos y adoptando valores de otros países se puede correr un riesgo ambiental (King et al., 1999).

Existe también un antecedente del cálculo de un caudal ecológico para determinar los requerimientos de flujo en el río Santa María del Estado Espírito Santo a través del método de IFIM (Pelissari, 2003), lo cual demuestra una preocupación por el tema ya que se emplearon grandes recursos y tecnología de avanzada. Sin embargo, no se escapa a las desventajas ampliamente descritas para este tipo de metodologías.

EVALUACIÓN DEL CAUDAL ECOLÓGICO EN EL CONTEXTO DE LA GESTIÓN DE LAS AGUAS EN CHILE Y BRASIL

Uno de los puntos más importantes y criticados en el sistema de gestión chileno es la inexistencia de un manejo integrado de los recursos hídricos a nivel de cuencas (Orrego, 2002). Por una parte se administran los ríos por secciones lo cual hace muy difícil conservar con un enfoque ecosistémico y por otra, existe una gestión sectorizada de las aguas con respecto a otros factores que pueden afectar los ecosistemas acuáticos, como la gestión del

uso de suelo, los cambios en las características geomorfológicas por canalizaciones, el aprovechamiento de napas subterráneas y la conservación de vegetación ripariana, entre otros, por lo cual difícilmente se logrará la conservación de los ecosistemas a pesar de mantener un caudal ecológico.

En el caso de Brasil desde 1997 se constituye un sistema de manejo por cuencas que dispone un conjunto de mecanismos jurídico-administrativos con la finalidad de poner en práctica la Política Nacional de los Recursos Hídricos enunciada en la Ley 9433/97. Uno de los puntos más destacados de este sistema de gestión es la formación de Comités de Cuencas Hidrográficas compuestos por organismos públicos, entidades civiles de los recursos hídricos y de diversos sectores de usuarios de la cuenca hidrográfica. Dentro de sus funciones se encuentran promover el debate sobre los recursos hídricos y articular la actuación de las entidades participantes, arbitrar los conflictos relacionados a los recursos hídricos, aprobar los Planes de Recursos Hídricos (donde se definen los objetivos de conservación, recuperación y utilización), entre otros. De esta manera se pretende con la gestión que exista coordinación y participación. Sin embargo, aún no se han concretado enteramente las prácticas para esta integración de los servicios públicos (Encuentro Nacional de Comités de Cuencas, 2004).

Por otra parte, un punto importante a resaltar en la legislación de Brasil es el Código Forestal (BRASIL, 1965). En esta Ley se prevé la protección de la vegetación de los márgenes de los ríos denominada como "mata ciliar". Esta podría pensarse como una manera para conservar los sistemas de vegetación de los márgenes de cauces, sin embargo, también han sido criticadas las formas para determinar el área que cubren estos sistemas (solo se toma en cuenta el ancho de los ríos).

En cuanto a la legislación de cada país se distinguen tres puntos claves relacionados con la forma de otorgar los derechos de uso de agua que afectan el cumplimiento de los objetivos de conservación a través de la mantención de un caudal ecológico:

Cobranza por el uso: La importancia del cobro del agua respecto al caudal ecológico es

que esta medida pretende incentivar la racionalización del uso del agua obteniendo recursos para el financiamiento de programas de recuperación de ecosistemas o para realizar los estudios necesarios que ayuden a la comprensión de los ecosistemas acuáticos e incluso para financiar el cálculo del caudal ecológico. Sin embargo, en Chile el Código de Aguas de 1981 y sus modificaciones estipulan conceder a los particulares el derecho al uso de agua de forma gratuita exigiendo un pago de patente a los titulares solamente cuando no utilicen a plenitud sus aguas concedidas. En el caso contrario, en la Ley 9.433/97 (Brasil, 1997) se crea un instrumento que determina la cobranza por el uso de las aguas. A pesar de esto, después de seis años aprobada la ley, sólo en una cuenca empieza a aplicarse el instrumento (Cuenca de Paraíba do Sul). El dinero recaudado en este país se destinaría a asegurar los usos dentro de la cuenca y a financiar los Planes de los Recursos Hídricos y obras necesarias para la recuperación de la calidad o mantención de los caudales necesarios.

Tiempo de duración de las otorgas: Considerando que al otorgar las aguas se modifica el régimen hídrico y las otorgas en ambos países se han dado con pocos estudios y se han calculado los caudales ecológicos bajo métodos con falencias es de vital importancia que estos derechos sean otorgados por un tiempo definido de manera de ir controlando resultados y poder generar cambios. Este es el caso de Brasil donde se otorgarían los derechos por un máximo plazo de tres años. Al contrario, en Chile el derecho de agua consta de alta protección legal y es concedido a privados a perpetuidad.

Priorización de usos: La posibilidad de poder jerarquizar lo usos del agua da la oportunidad a los organismos encargados para planificar un estado deseado de conservación. Lamentablemente en Chile hasta el presente año, cuando existía disponibilidad de agua y esta era demandada, se tenía que conceder ese caudal requerido aún sin conocer el uso que tendría el mismo. Esto causó que aproximadamente el 90% de los derechos de agua del país ahora pertenezcan al sector energético privado y en el 70% de las cuencas hidrográficas no exista ningún sistema de regulación de flujos establecido (CHILE, 1999). Por otra parte, casi todos los

derechos han sido otorgados, todos en la zona norte de país (Informe País, 1999) y a perpetuidad, lo que conlleva a que el caudal ecológico pueda tan solo ser implementado en las pocas secciones que aún no tienen sus derechos otorgados. Positivamente, el Código de Aguas en Chile se ha modificado recientemente (CHILE, 2005), exigiendo la especificación del uso del agua y existiendo una instancia en que la DGA puede priorizar los usos y rechazar la concesión a privados de derechos demandados cuando lo considere necesario. En tanto, en Brasil se prioriza ante todo el agua para el consumo humano. Los demás usos se suponen son jerarquizados en los Planes de Recursos Hídricos de las cuencas respectivas.

En cuanto a problemas comunes que confrontan los dos países en términos de gestión para alcanzar la conservación de ecosistemas a través de un caudal ecológico se encuentran el bajo poder de fiscalización y la falta de financiamiento para conocer adecuadamente los ecosistemas (Dourojeanni, 1999 y Conclusiones do Encontro Nacional de Comitês de Cuencas, 2004). Finalmente, en ambos países no ha sido reglamentado el término de caudal ecológico lo cual dificulta su aplicación.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Es importante observar que dentro de una amplia variedad de métodos utilizados para la determinación de un caudal ecológico, ninguno considera un estudio ecosistémico como tal, donde se defina un ecosistema de acuerdo a una pregunta de investigación, se delimiten los componentes según las magnitudes de las relaciones entre ellos y se identifique cómo la alteración del régimen hídrico altera el flujo natural de materia y energía.

En el caso de Chile y Brasil se expresa el deseo conservar los ecosistemas a través de la mantención de un caudal ecológico, sin embargo, muchas de las definiciones y acciones atribuidas al establecimiento y gestión de estos caudales se refieren realmente al establecimiento de caudales mínimos ya que no se toma en cuenta ningún tipo de criterio ecológico para su determinación. Se puede afirmar que teóricamente las metodologías hasta ahora utilizadas en Chile y Brasil, sin consideración

de los componentes del régimen hidrológico y adoptando valores de caudales mínimos estadísticos no permiten la conservación a un nivel ecosistémico. Se considera, entonces, de gran relevancia una revisión de los resultados que hasta ahora se han alcanzado con la implementación de esta medida en estos dos países. Una manera de hacerlo es consultando datos en Estudios de Impacto Ambiental realizados por nuevas represas o embalses y comparándolos con datos del seguimiento a través de indicadores de desarrollo de un ecosistema, según lo descrito por Odum (1969).

A pesar de que las metodologías hidráulicas y de simulación de hábitat han sido ampliamente utilizadas en países desarrollados, se considera que no ayudarían a alcanzar los objetivos propuestos por la gestión del recurso hídrico en Chile y en Brasil ya que no han sido diseñadas para conservar los ecosistemas lóticos. La razón básica de esta afirmación es que no consideran la variabilidad de los cinco componentes del régimen hidrológico y se basan en el estudio de unas pocas especies. El método de simulación de hábitat tiene como otra desventaja el ser una técnica costosa.

En el caso de Brasil se piensa que en las cuencas donde los Comités se encuentren consolidados, es decir, donde se cuente con capacidad consultiva y técnica, es factible explorar métodos como RVA y holísticos. Lo ideal sería combinar estos métodos con estudios ecosistémicos sobre la variación del flujo de materia y energía. Ya que estos métodos precisan de largas datas hidrológicas que a menudo no se tienen en muchos ríos de Brasil, estos pueden ser simulados a través de modelaciones hidrológicas. En el caso de Chile es de urgencia una gestión por cuencas (no por tramos, como hasta ahora) para utilizar nuevas técnicas y lograr el objetivo final de conservar los ecosistemas cuando así se decida.

En términos de gestión, Chile y Brasil presentan algunas características que dificultan la aplicación de un caudal ecológico, entre ellas:

- ❑ El marco legal en que se inserta este concepto es débil para su implementación efectiva.
- ❑ Se presenta una ausencia de una gestión integrada de los recursos hídricos que

considere las interacciones de las aguas superficiales y subterráneas, los aspectos de cantidad y calidad, así como la gestión coordinada del territorio, la vegetación y los recursos hídricos.

- ❑ No se han definido parámetros u objetivos específicos y cuantificables de conservación cuando se calcula un caudal ecológico.
- ❑ La vigilancia es limitada, lo cual también se dificulta si no está acompañada de indicadores de éxito u objetivos cuantificables. Si no se definen los objetivos de conservación e incluso siguen existiendo conceptos de caudales ecológicos diferentes entre los organismos difícilmente se podrá controlar en qué grado se están cumpliendo las metas.

En Brasil la legislación ha dado grandes avances con la declaración de la Ley 9.433, el punto crítico en el momento es encontrar la mejor manera de aplicar todos los instrumentos dispuestos en la misma. Se piensa que si se toman medidas con objetivos cuantificables y verificables a través de mecanismos establecidos éstas podrán ir adaptándose de acuerdo a los resultados. En cuanto a la cobranza del uso del agua se han generado grandes discusiones de distintas índoles pero en lo que concierne al tema aquí discutido, se piensa debe tenerse cuidado en conservar todas las condicionales de tiempo, priorización de usos y uso efectivo a pesar de que se pague por el agua.

En el caso particular de Chile, si bien las modificaciones aprobadas al Código de Aguas ayudarán a disminuir la especulación y le darán una cierta libertad de acción a la DGA para priorizar entre usos, los pasivos ambientales (dada las prácticas anteriores) no serán reparados (como se ha expresado) y no cambian a profundidad la manera sectorizada del manejo del agua.

Finalmente, es importante aclarar que el instrumento de ordenamiento territorial debería anteponerse a la determinación de un caudal ecológico. Primero es necesario determinar con la comunidad, organismos y sociedad académica los usos del suelo y agua que se desean en el territorio para luego calcular un caudal correspondiente a satisfacer tales demandas. Ya que

resulta inevitable que al modificar el flujo hídrico por la extracción de agua para múltiples usos o por el funcionamiento de hidroeléctricas y construcción de embalses se alteren los ecosistemas acuáticos, lo que debe tenerse claro es el

impacto que esta alteración produce y hasta qué grado se está dispuesto a exponer los ecosistemas. Solo luego de establecer objetivos claros de conservación, se podría comenzar a discutir sobre el método más idóneo para lo mismo.

Referencias

- ALVES, M.; BERNARDO, J. 2000. Contribuição para uma metodologia de determinação do caudal ecológica em cursos de água temporários. In: Congresso da Água 5., 2000 Lisboa , Portugal **Anais** .
- ARTHINGTON, ANGELA H. et al. 1998. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: R & D requirements. **Land and Water Resources Research and Development Corporation Occasional Paper No. 24/98**. Canberra, Australia. 26 pp.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2004. **Gestão das águas**. disponível em: <http://www.ana.gov.br>
- BENETTI, ANTÔNIO D.; LANNA, AANTÔNIO E.L.; COBALCHINI, MARIA SALETE. 2003. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. IN: **Rbrh : revista brasileira de recursos hídricos**. Porto Alegre, RS: ABRH, v. 8, n.2 (abr./ jun.2003), p.149-160
- BRAGG, O.M. ; BLACK A.R.; DUCK, R.W. 1999. **Anthropogenic impacts on the hydrology of rivers and lochs. Literature review and proposed methods**. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research. Revised Stage 1 Report No. W98(50) I1. Geography Department, University of Dundee. 101 pp.
- BRASIL. Lei n. 4471, de 1965. **Código Florestal Brasileiro**. Brasília – DF.
- BRASIL.Ministério do Meio Ambiente 2002. **Manual Consumo Sustentável**. Disponible en <<http://www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm>>.
- BRASIL. Lei n.9733, de 8 de janeiro de 1977. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília – DF. Disponible en <<http://www.ana.gov.br>>.
- BRASIL. ministério do Meio Ambiente. 1998. **Recursos Hídricos no Brasil**. Disponible en: <<http://www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm>>
- BRASIL.Ministério do Meio Ambiente. 2000. **Termos de Referência para Elaboração dos Planos de Recursos Hídricos**.Disponible en: <<http://www.mma.gov.br/port/srh/acervo/estudos/doc/trfinali.pdf>>.
- BRIZGA S.O. et al. 2002. Benchmarking, a top-down methodology for assessing environmental flows in Australian rivers .In: : International Conference on Environmental Flows or River Systems, incorporating the International Ecohydraulics Symposium.4.: Cape Town- Sur Africa. **Proceedings**. Unpublished proceedings.
- CHILE. Ministério de Obras Publicas. Dirección General de Aguas. 1999. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponible em: < <http://www.dga.cl>>
- CHILE. Ministério de Obras Publicas. Dirección General de Aguas. OFICIO N. 5524. 2005. **Modificaciones del Código de Aguas**. Disponible em: < http://www.dga.cl/secuencias/%FAltimo_ORD_Congreso_Modif_CA.pdf>
- CHILE. ministério de Obras Publicas. Dirección General de Aguas. 2002. **Manual de normas y procedimientos para la administracion de recursos hídricos** . Disponible em: < http://www.dga.cl/secuencias/servicios/derech_criterios.htm
- CHILE. Comision Nacional del Medio Ambiente.(CONAMA). 1998. **Gestión integrada del recurso agua**. Documento de discusión. Disponible em: < http://www.conama.cl/cds/cat_10acta>
- CONAMA (Chile). 1998. **Gestión integrada del recurso agua**. Documento de discusión. Disponible em: < http://www.conama.cl/cds/cat_10acta>
- CONTRERAS, M. L. 1998.**Flujo del carbono en el ecosistema Rio Clarillo: autotrofia versus heterotrofia**. Tese (Doutorado) – Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- DOUROJEANNI, A.; JOURALEV, A. 1999. **El código de aguas de Chile: entre la ideología y la realidad**. [s.l.] : CEPAL LC/C.
- ENCUENTRO NACIONAL DE COMITÉS DE CUENCAS, 4., 2004, Gramado-RS. **Anais...**
- HUDSON, H; BYROM, A; CHADDERTON, L. 2003. A critique of IFIM-instream habitat simulation in the New Zeland context. **Science for Conservation**. v. 231, p. 1-69.
- INFORME PAÍS. Chile, 1999. **Estado del medio ambiente en Chile**. Universidad de Chile. <http://www.uchile.cl/capp/informepais/Recursos%20Hidricos.pdf>
- JACKSON, R. Et al. 2001. Water in changing World. **Issues in Ecology**. v. 9, p. 1-16.
- JAMETT, G. 2005. **Evaluación del concepto caudal ecológico para alcanzar la conservación de ecosistemas lóticos**. Tese (Doutorado). Program de Inter- facultades. Universidade do Chile.
- KING J.M.; LOUW, M.D. 1998. Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. v. 1, p.109-124.
- KING J.M; THARME, R.E.; BROWN, C.A. 1999. **Definition and implementation of instream flows**. Thematic Report for the World Commission on Dams. Southern Waters Ecological Research and Consulting, Cape Town, South Africa. 63 pp.

- MADDOCK, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. **Freshwater Biology**. v. 41, p.373-391.
- MARGALEF, R. 1991. **Teoría de los sistemas ecológicos**. Publicacions Universitat de Barcelona.
- ORREGO, J. 2002. **Legislación e institucionalidad para la gestión de las Aguas**. Ed. Fundación TERRAM. Chile.
- PELISSARI, V. ; SARMENTO, R. 2003. Vazão ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, ES. Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente, 5., Vitória-ES, Brasil. **Anais...**
- POFF, N.L. et al. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**. v.47, 769-784.
- RICHTER, B.D., et al. 1996. A method for assessing hydrological alteration within ecosystems. **Conservation Biology**. v.10, n.4, p.1163-1174.
- RICHTER, B.D. et al. How much water does a river need? **Freshwater Biology**. v. 37, p. 231-249.
- STALNAKER, C.B, et al.. 1994. **The Instream Flow Incremental Methodology**: a primer for IFIM. National Ecology Research Center, Internal Publication. National Biological Survey. Fort Collins, Colorado, U.S.A. 99 pp.
- THARME, R.E .2002. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of Environmental flow methodologies for rivers. In: International Conference on Environmental Flows or River Systems, incorporating the International Ecohydraulics Symposium.4.: Cape Town- Sur Africa. **Proceedings**. Unpublished proceedings.
- VERWEIJ, M. 2000. A propósito del caudal ecológico. Bolivia. Disponible en: <http://www.aguabolivia.org/ExportacionAguas/Caudal_Eco.htm>.
- WARD, J.V y TOCKNER, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. **Freshwater Biology**. v..46, p.807-819.
- WASHINGTON. DEPARTMENT OF FISH AND WILDLIFE. 2003. **A guide to instream flow setting in Washigton State**. Estados Unidos.

Gabriela Jamett Domínguez Egresada del Magíster Gestión y Planificación Ambiental, Universidad de Chile. gabriela.jamett@gmail.com

Alexandra Rodrigues Finotti Professora da Universidade de Caxias do Sul, Departamento de Engenharia Química. arfinotti@ucs.br