
Bases metodológicas para el establecimiento de caudales ecológicos en el ordenamiento de cuencas hidrográficas

Juan M. Díez-Hernández*[§]

* *Unidad de Hidráulica e Hidrología, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, España* [§]*e-mail: jmdiez@iaf.uva.es*

(Recibido: Septiembre 28 de 2005 - Aceptado: Noviembre 30 de 2005)

Resumen

La demanda de agua superficial para fines productivos está aumentando progresivamente como respuesta a un crecimiento económico deseado, a la vez que la sociedad está reclamando una gestión de los ríos verdaderamente ambiental. Los Regímenes de Caudales Ecológicos constituyen una herramienta fundamental en los Planes de Ordenamiento de Cuencas, al posibilitar un manejo del agua racional que compagine sus distintos usos y preserve la funcionalidad del ecosistema fluvial. Este trabajo presenta los efectos ecológicos de la modificación de los caudales y los enfoques principales empleados para determinar caudales ecológicos. Se profundiza en la metodología IFIM (“Instream Flow Incremental Methodology”), cuyo empleo es preferencial en el ámbito mundial y está ampliamente aceptada científicamente. Esta revisión analiza el contexto legal de Colombia relativo a la regulación de caudales y plantea unas pautas básicas para la determinación de caudales ecológicos, coherentes con las características de los sistemas fluviales locales.

Palabras Clave: Caudal Ecológico, IFIM,

Abstract

The demand of surface water for productive uses is progressively increasing as the response to an economic oriented development and, at the same time, the community is claiming a true environmental river management. The Instream Flows Regime is an essential tool for watershed planning, facilitating a rational based water management that matches the different uses and preserves the functionality of the fluvial ecosystem. This paper presents the ecological effects of the flow modification and the main approaches for Instream Flows assessment. The Instream Flow Methodology (IFIM) is analyzed in depth because it is used worldwide and it is scientifically accepted. This revision analyzes the legal context in Colombia related to flow regulation, and it outlines basic guidelines for the Instream Flows setting, that are coherent with the local streams systems features.

Keywords: Instream flows, IFIM.

1. La Regulación de Caudales en las Corrientes Fluviales

La gestión ambiental de cuencas hidrográficas requiere el establecimiento de un Régimen de Caudales Ecológicos, que sea capaz de salvaguardar las dinámicas naturales de los ecosistemas fluviales regulados. Las utilidades que ofrecen las corrientes

fluviales a la sociedad han motivado una progresiva alteración del régimen natural de caudales, vinculada al desarrollo creciente de las actividades agrícolas, hidroeléctricas, industriales y humanas. El número de infraestructuras hidráulicas se ha incrementado notablemente durante las últimas décadas, como respuesta al aumento de las necesidades hídricas a escala espacial y temporal. La regulación de caudales

se realiza mediante intervenciones ligadas a los proyectos de derivaciones, trasvases, presas y centrales hidroeléctricas. El esfuerzo humano dedicado a la regulación del agua superficial mundial se evidencia en el último informe de la Comisión Mundial de Presas (WCD, 2000), que contabiliza más de 40.000 grandes presas en el mundo, de las cuales unas 50 están en Colombia.

2. Efectos de la Alteración del Régimen Natural de Caudales

Los componentes definitorios de un régimen de caudales y reguladores de los procesos ecológicos de los sistemas acuáticos son la magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de variación (Walker et al., 1995). Numerosos investigadores han estudiado las repercusiones ecológicas de la modificación del régimen de caudales prístino en un tramo fluvial, habiendo encontrado que dependen del modo de alteración de sus componentes, así como de las respuestas de las dinámicas biológicas y geomorfológicas.

La alteración de la magnitud y frecuencia de los caudales extremos provocada por los cambios súbitos de caudal en los aprovechamientos hidroeléctricos resulta nociva para el ecosistema: varios estudios señalan que son letales para muchos organismos que son arrastrados durante los caudales máximos o quedan aislados en seco durante los caudales mínimos (Cushman, 1985); favorecen la instalación de especies generalistas que pueden desplazar a las nativas (Gehrke et al., 1995); propician el desarrollo excesivo de algas (Petts, 1984); rompen el ciclo vital de algunas especies (Scheidegger y Bain, 1995); y modifican el sustrato (Reiser et al., 1989). La modificación de la duración tiene efectos ecológicos comprobados. El alargamiento del período de caudales bajos limita el hábitat disponible e incrementa la concentración de los organismos acuáticos (Cushman, 1985), reduce el refugio proporcionado por la cobertura vegetal (Taylor, 1982), y rompe la conexión entre el cauce y las márgenes (Ward y Stanford, 1979). El alargamiento del período de inundación modifica la composición del bosque ribereño (Brenn, 1992) y reduce las zonas de rápidos para los peces (Bogan, 1993).

Varios trabajos constatan los efectos de la alteración de la predictibilidad en la biocenosis fluvial. La pérdida de los caudales extremos estacionales elimina las señales ambientales de los peces, impidiendo el adecuado desove, incubación y migración (Fausch y Bestgen, 1997); limita el acceso de los peces a lugares de remanso (Junk et al., 1989); favorece la invasión de especies riparias exóticas (Horton, 1977) y reduce el crecimiento y regeneración del bosque de ribera (Reiley y Johnson, 1982). Finalmente, el incremento de la tasa de variación de caudales ligada a la hidroelectricidad puede arrastrar y aislar a los organismos menos móviles (Cushman, 1985). El aumento de la tasa de recesión de una inundación reduce la germinación en las márgenes (Rood et al., 1995).

3. Hacia una Verdadera Gestión Ambiental de Cuencas Hidrográficas

Las sociedades avanzadas en términos medioambientales están reclamando progresivamente una gestión de los ríos más respetuosa con el medio natural, que posibilite el disfrute de valores intrínsecos cada vez más apreciados, como el ecológico, cultural, estético, recreativo y deportivo. En este sentido, es necesario que la gestión del caudal fluvial se aborde con un enfoque integrador de sus dos facetas como reserva hídrica y ambiental. Con esta premisa, la implantación de una gestión verdaderamente ambiental de cuencas hidrográficas debe basarse en unos Regímenes de Caudales Ecológicos (RCE) rigurosamente determinados.

Un RCE delimita el rango de condiciones hidráulicas capaces de asegurar la funcionalidad plena de una corriente en términos ambientales, económicos y sociales. Un caudal se considera ecológico si satisface las necesidades de abastecimiento humano y suministro agrícola e industrial, a expensas de un detrimento admisible del estado hidrobiológico del ecosistema del río y su ribera asociada en términos de integridad ecosistémica y estructural. El RCE de un tramo fluvial está conformado por los valores discretos de flujo capaces de mantener el funcionamiento, la composición y la estructura del ecosistema fluvial en unos niveles aceptables, de modo estable y coherente con la dinámica natural. Un

RCE adecuado salvaguarda la integridad ecológica del ecosistema imitando la fenología prístina mediante una serie de caudales, cuya escala y duración variable se define en función de la adaptabilidad de la biocenosis a los cambios de caudal.

4. Base Legal para el Establecimiento de Caudales Ecológicos

El primer antecedente normativo moderno que incorpora la necesidad de respetar unos caudales ecológicos aparece en EEUU en 1949, aludiendo a unos “caudales mínimos” que debían proteger el ecosistema, las actividades recreativas, la calidad del agua e incluso los valores estéticos. Actualmente, EEUU es el país con más experiencia acumulada en la determinación de caudales ecológicos, finalidad para la que han desarrollado la metodología específica “Instream Flow Incremental Methodology” IFIM (Bovee y Milhous, 1978), cuya aplicación estandarizada está plenamente aceptada en los ámbitos científicos y legales.

La normativa Colombiana también incorpora esta necesidad, concretamente en el Proyecto de Ley del Agua (M. Ambiente, borrador actual) que define el “Caudal Ecológico” como (Art. 21) “... los caudales mínimos que deberán mantener las corrientes superficiales en sus diferentes tramos, a fin de garantizar la conservación de los recursos hidrobiológicos y los ecosistemas asociados”. Adicionalmente, expone el lineamiento básico provisional para su cálculo.

De manera complementaria, la Ley ambiental 99 de 1993 explicita en su Título VIII la obligatoriedad de una Licencia Ambiental para los proyectos de grandes infraestructuras hidráulicas. La evaluación ambiental de estas instalaciones incluye la determinación de un RCE, que limita la productividad dentro de unos intervalos estipulados por los colectivos implicados, en función de sus intereses particulares.

Varios convenios internacionales de los que Colombia es signataria incorporan de modo más o menos directo el compromiso de mantener unos caudales ecológicos que salvaguarden los valores socioeconómicos, culturales y ambientales de los

ríos. En primer lugar, el Convenio para la Conservación de la Diversidad Biológica (Río de Janeiro 5/5/1992), ratificado en 1994 (Ley 165), dedica varios artículos (8, 10 y 14) para señalar la necesidad de preservar el patrimonio ecológico. En segundo lugar, el Convenio RAMSAR relativo a la conservación de humedales de importancia internacional (Ramsar-Irán, 1971) reconoce la importancia de estos sistemas en la conservación global y el uso sostenible de la biodiversidad, con importantes funciones, valores y atributos. En tercer lugar, es destacable el programa “El Hombre y la Biósfera” (MaB), promovido por la UNESCO para fijar las directrices para el manejo sostenible de la diversidad biológica y la potenciación de una relación respetuosa entre el hombre y el medio ambiente. Colombia se incorpora al Programa Áreas Importantes para la Conservación de las Aves (AICAS) en 2000, con la intención de estimular la conservación de zonas relevantes para la avifauna, cuya funcionalidad está vinculada a un adecuado régimen de caudales. Otros acuerdos referenciales son el de la Convención sobre la protección del Patrimonio Mundial, Natural y Cultural (París, 1972), adoptado por Colombia en 1983 (Ley 45), que obliga a la protección estricta de lugares y recursos de interés mundial, entre los que se incluyen los cursos de agua.

5. Métodos de cálculo del Régimen de Caudales Ecológicos

Los primeros métodos científicos para determinar los RCE en ríos regulados aparecieron en la década de los 60 en la zona noroeste de EEUU, con objeto de estimar unos caudales mínimos que asegurasen la pesca de salmónidos de gran interés económico. Posteriormente, surgieron métodos analíticos comprensivos, que relacionaban el caudal con las exigencias biológicas de las especies. Estos enfoques simples han evolucionado hacia sofisticados modelos hidrobiológicos, que evalúan la cantidad y calidad del hábitat generado por un caudal determinado.

En la actualidad se emplean más de 200 métodos para estimar caudales ecológicos en más de 50 países (Statzner et al., 1997). Unas revisiones completas y actuales de los métodos principales son las de King et

al. (1999) y Magdaleno-Mas (2005) en idioma español. Para facilitar el análisis de los métodos, se clasifican a continuación en tres tipologías básicas de enfoques metodológicos, enumerados en orden creciente de aparición y rigor conceptual como: Hidrológicos, Hidráulicos y Ecohidráulicos (Fig. 1).

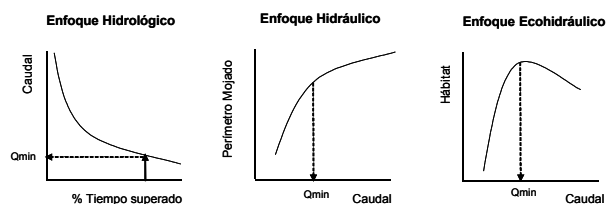


Figura 1. Tipos básicos de enfoques para determinar los Regímenes de Caudales Ecológicos. Los métodos Hidrológicos realizan un análisis de las series de caudales (p.ej. curvas de duración). Los Hidráulicos interpretan la relación entre una variable hidráulica y el caudal. (p.ej. perímetro mojado). Las técnicas Ecohidráulicas analizan la relación funcional entre el hábitat físico acuático y el caudal.

5.1. Métodos Hidrológicos

Estos enfoques relativamente simplistas se fundamentan en un tratamiento estadístico de las series de caudales naturales mediante técnicas sencillas que deducen un “caudal mínimo”, expresado como porcentaje de un estadístico de tendencia central, como percentil de la curva de duración de caudales, o bien como un período de retorno. Estos métodos precisan de unos conocimientos técnicos y datos de campo relativamente limitados y proporcionan de manera rápida y económica un resultado fácilmente interpretable y aplicable, por lo que se han utilizado con profusión en condiciones hidrológicas muy diversas.

Posiblemente el método más aplicado en los proyectos hidroeléctricos de EEUU es el “Aquatic Base Flow” (USFWS, 1980), que calcula el caudal ecológico como la media aritmética de las medianas calculadas con los caudales medios diarios de los meses de agosto, para todos los años disponibles. En ocasiones se ha empleado el valor mínimo de las medianas correspondientes a los meses de reproducción de la ictiofauna. Una aproximación bastante empleada y semejante a la especificada en la normativa de Colombia es la del denominado “Northern Great Plains Resource Program” (NGPRP,

1974), que calcula el caudal mínimo de cada mes como el percentil 90 de la curva de caudales medios diarios, excluyendo los valores extremos de los periodos secos y húmedos. Varios métodos hidrológicos obtienen el caudal mínimo como un porcentaje del caudal medio anual que varían entre el 10% y el 30%, dependiendo de las condiciones fluviales particulares (Tharme, 2003). También se ha aplicado con diferente grado de éxito un caudal mínimo para cada mes calculado como el 30% del correspondiente caudal medio mensual (Mosley, 1983). Uno de los métodos más antiguos es el “7Q2” (Stalnaker y Arnette, 1976), usado sobre todo en EEUU, y que calcula el caudal ecológico como el caudal mínimo medio de 7 días consecutivos (7), para un período de retorno de dos años (Q2). Existen variaciones de este método, con duraciones y períodos diferentes, como por ejemplo el “7Q10” (Caissie y El-Jabi, 1994).

Una de las técnicas de mayor aplicación en el ámbito mundial es la de Tennant (1976). Se referencia su empleo al menos en 25 países y es el segundo método más aplicado en EEUU (Reiser et al., 1989) y Canadá (Bietz et al., 1985). Desarrollado con datos de 10 años en 11 ríos de tres estados de EEUU, se fundamenta en la relación observada entre el caudal y la calidad del hábitat para la trucha, evaluada integrando las idoneidades individuales de la profundidad, la velocidad y la anchura. Los caudales recomendados se desglosan en dos períodos del año, en cada uno de los cuales se especifican unos porcentajes del caudal medio interanual necesarios para lograr una calidad del hábitat fluvial determinada (Tabla 1). Numerosos estudios comprueban la aplicabilidad de este método en un rango amplio de condiciones fluviales distintas a las originales, si bien los grados de aproximación son variables y recomiendan la comparación con otras técnicas (Gordon et al., 1992).

Tabla 1. Caudales recomendados en el método de Tennant (1976) para obtener calidades de hábitat diferentes en dos periodos del año definidos. (Adaptado de Orth y Maughan, 1981)

Estado Ecológico	Caudal Recomendado (% caudal medio anual)	
	Abril-septiembre	Octubre-marzo
Óptimo	60-100	60-100
Excepcional	60	40
Excelente	50	30
Bueno	40	20
Regular	30	10
Pobre	10	10
Degradado	<10	<10
Caudal de lavado	200	200

Los métodos hidrológicos pueden resultar adecuados para ciertos ecosistemas de estructura simple, que se gestionen con intereses acordes y escasa controversia. Sin embargo, su fiabilidad generalmente es insuficiente para las exigencias actuales y son poco aptos para una gestión hídrica negociada, habida cuenta de la incertidumbre de sus recomendaciones en cuencas disimilares a las que fundamentaron sus desarrollos.

5.2. Métodos Hidráulicos

Los denominados métodos hidráulicos analizan la variación de diferentes parámetros hidráulicos en secciones transversales identificadas como críticas y limitantes de la capacidad biogénica del tramo fluvial. El más acreditado es el conocido como “Método del Perímetro Mojado” (Nelson, 1980), posiblemente el tercero más empleado en EEUU (Reiser et al., 1989), que desarrolla la variación entre esta variable hidráulica y el caudal en las secciones de rápidos, en cuyo punto de inflexión se encuentra el caudal mínimo. A partir de este punto, el incremento relativo del perímetro (hábitat) con el caudal es progresivamente menor. Una vez fijado este caudal mínimo para los rápidos, se asume que las condiciones del hábitat en otros lugares son igualmente aceptables.

Otro procedimiento interesante es el conocido como “R2Cross” (Espregen, 1996), que identifica el caudal necesario para mantener un estado ecológico aceptable en un tramo. Este método combina los resultados de la simulación hidráulica de las secciones representativas de los rápidos más críticos, con los requerimientos de hábitat fijados en términos de profundidad, velocidad y perímetro mojado para el río Colorado en EEUU (Tabla 2).

Tabla 2. Criterios de idoneidad del método R2Cross para el mantenimiento de un estado aceptable del ecosistema acuático (Espregen, 1996).

Ancho superficial (m)	Profundidad media (m)	Perímetro mojado (%)	Velocidad media (m/s)
0.30 – 6.10	0.06	50	0.31
6.10 – 12.20	0.06 – 0.12	50	0.31
12.20 – 18.30	0.12 – 0.18	50 – 60	0.31
18.30 – 30.50	0.18 – 0.30	70	0.31

5.3. Métodos Ecohidráulicos

Las avanzadas técnicas Ecohidráulicas cuantifican la

cantidad y calidad del hábitat acuático utilizable para unas especies objetivo o conjunto de ellas (normalmente peces o macroinvertebrados), bajo múltiples regímenes hidrológicos y diferentes escenarios de estructura biológica. La metodología más completa, acreditada y utilizada en el ámbito mundial es la IFIM (“Instream Flow Incremental Methodology”), desarrollada por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EEUU (Bovee y Milhous, 1978) como una técnica estándar multidisciplinar, cooperativa, incremental y progresiva para ordenar racionalmente el agua superficial con un claro enfoque ambiental y bases técnicas sólidas.

IFIM se trata de un marco conceptual y analítico completo que incorpora enfoques ecohidráulicos y ecohidrológicos avanzados, con el objeto de evaluar los efectos que provocan cambios incrementales de caudal en la estructura del cauce, la calidad del agua, la temperatura y la disponibilidad de hábitat físico utilizable, utilizando una combinación de datos hidráulicos, hidrológicos y biológicos. Si bien IFIM fue concebida para ser aplicada en pequeñas corrientes salmonícolas del oeste de EEUU, su empleo se ha extendido ampliamente a zonas disimilares. En el contexto Iberoamericano, las primeras aplicaciones de IFIM se realizan a finales de los ochenta en España y Portugal, países en los que esta metodología ha sido contrastada y su utilización es progresiva. En Colombia, conocemos la aplicación pionera de IFIM en el río Palacé - Cauca (Campo y Hernández, 2001), que consideramos referencial en cuanto al procedimiento de muestreo y análisis.

El procedimiento de IFIM se detalla en el manual oficial (Bovee, 1986) y en el trabajo de Diez Hernández (2004) en español. Actualmente, existe el paquete informático en español RHABSIM (Payne y Diez Hernández, 2004), que automatiza la aplicación de todas las fases de IFIM (Fig. 2). De manera sintética, el protocolo de caracterización de un análisis IFIM comienza con la inventariación fluvial del tramo fluvial, en la que se registran los hábitats existentes y sus representatividades. A continuación, cada hábitat se simplifica mediante alguna sección transversal, a lo largo de la cual se realizan múltiples mediciones de profundidad, velocidad y sustrato. Con esta información de partida, se modela

hidráulicamente cada sección, con objeto de predecir las distribuciones de profundidades y velocidades asociadas a múltiples caudales dentro de un rango de simulación estipulado (Fig. 2 arriba izqda). El componente biológico esencial reside en las “curvas de preferencia”, que reproducen el grado de adecuación de un organismo respecto a las variables que determinan su hábitat físico, evaluado mediante un coeficiente que varía de cero a uno. La modelación ecohidráulica combina adecuadamente el microentorno hidráulico simulado con las curvas de preferencia de los organismos objetivo, para desarrollar las decisivas relaciones entre el Caudal y un Índice de Hábitat que evalúa la calidad del mismo (Fig. 2 arriba derecha). De su análisis básico se derivan unas aproximaciones a los Caudales Mínimos Óptimos asociados a cada organismo y estadio vital, como los puntos de inflexión o disminución notable de la pendiente.

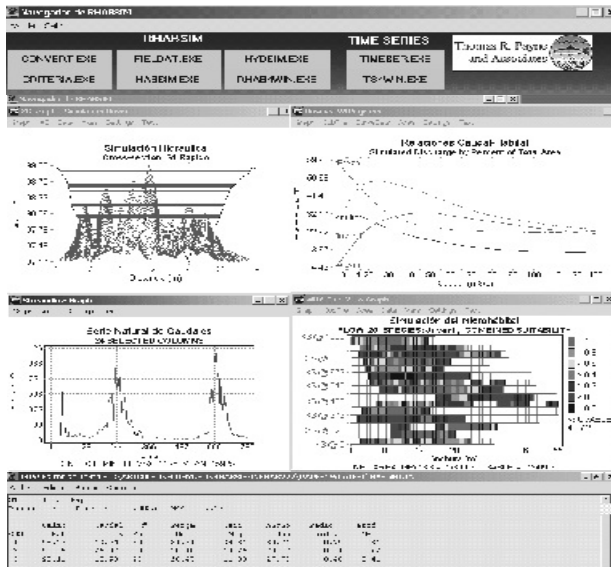


Figura 2. Programa RHBSIM© en español (Payne y Diez Hernández, 2004), mostrando gráficos de la modelación IFIM. Arr. izqda: simulación hidráulica de una sección. Arr. drcha: curvas Caudal-Habitat del tramo para cuatro estadios vitales. Aba. Izqda: Serie Natural de Caudales. Aba.drcha: vista en planta del hábitat en el tramo, dividido en celdas codificadas por idoneidades.

6. Pautas para el establecimiento de Caudales Ecológicos en Colombia

Los criterios para fijar los RCE en Colombia se concretan actualmente en el Art. 21 del Proyecto de

Ley del Agua (Ministerio de Ambiente, 2005; versión 29/4), que designa al IDEAM para diseñar los lineamientos particulares. Hasta entonces, se plantea un procedimiento hidrológico con una concepción muy simple del río, que considera como caudal ecológico “...el valor de permanencia en la fuente durante el 90% del tiempo...” (Fig. 4). Anteriormente, la Resolución 0865 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Des. Territorial (IDEAM, 2004) que detalla la metodología de cálculo del índice de escasez, plantea dos métodos hidrológicos para calcular el caudal ecológico. El primero basado en el Estudio Nacional del Agua (2000), y computa el caudal medio diario promedio de 5 a 10 años cuya duración es igual o mayor del 97.5%, que se comprueba corresponde a un período de retorno de 2.3 años. El segundo enfoque vincula el caudal mínimo a un porcentaje en torno al 25% del caudal medio mensual multianual menor de la corriente estudiada.

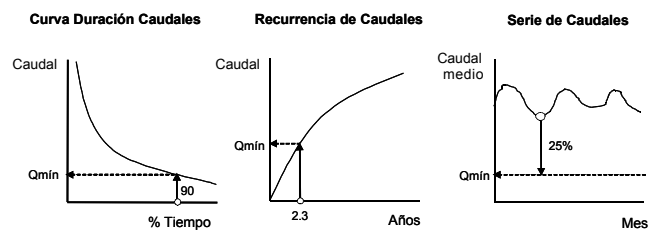


Figura 4. Lineamientos provisionales para determinar RCE expuestos en el borrador de la Ley del Agua de Colombia (29-04-2005). Los tres métodos calculan un caudal mínimo, asociado al percentil 90 de la curva de duración (izqda.), a una recurrencia de 2.3 años (centro), o bien al porcentaje aproximado de 25% del caudal medio mensual multianual menor (drcha).

A nuestro juicio, un marco normativo avanzado en materia de gestión ambiental de cuencas hidrográficas debe recomendar las técnicas para determinar RCE más aceptadas científicamente y contrastadas en condiciones análogas. La tendencia global a escala mundial rehuye las percepciones simplistas del sistema fluvial con soluciones rápidas y poco negociables. Por el momento, la metodología más empleada es la IFIM, cuya efectividad para lograr soluciones consensuadas en la gestión del agua está demostrada. A nuestro juicio, IFIM es una herramienta válida adecuada para determinar los regímenes de caudales ecológicos en ríos de Colombia, y totalmente integrable en los Planes de

Ordenamiento de Cuencas Hidrográficas. Pensamos que actualmente es factible diseñar un protocolo de caracterización adaptado a las condiciones hidrológicas de Colombia, que optimice el balance entre la exactitud y el coste de un estudio ordinario de Caudales Ecológicos de precisión estándar y recomendaciones confiables.

7. Referencias bibliográficas

Bietz, B., Martin, J., Schiefer, K. y Campbell, P. 1985. *Instream flow needs for fish below hydropower facilities in Canada*. Rapport n° 148G698. Association Canadienne de l'Electricité.

Bogan, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (*Mollusca: Unionida*). *American Zoologist*, 33: 599-609.

Bovee K.D. 1986. *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the Instream flow incremental Methodology*. Instream Flow Information Paper No. 21, Fort Collins (Colorado, EEUU).

Bovee K.D., Milhous, R.T. 1978. *Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques*. Instream Flow Information Paper No.5. US Fish & Wildlife Service, FWS/OBS-78/33.

Brenn, L.J. 1992. Tree invasion of an intermitent wetland in relation to changes in the flooding frequency of the river Murray, Australia. *Australian Journal of Ecology*, 17: 395-408.

Caissie, D., El-Jabi, N. 1994. Comparison and regionalization of hydrologically based instream flow techniques in Atlantic Canada. *Canadian Journal of Civil Engineer*, 22:235-246.

Campo, Y. y Hernández, D. 2001. *Determinación del Régimen de Caudales Ecológicos en el río Palacé (Cauca)*. Facultad de Biología, Universidad del Cauca, Popayán.

Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management*, 5: 330-339.

Diez Hernández, J.M. 2004. *Metodología PHABSIM-IFIM para la determinación de Caudales Ambientales*. ETSIIAA n° 66, Universidad de Valladolid, España. 98 pg.

Espegren, G.D. 1996. *Development of instream flow in Colorado R2CROSS*. Denver, CO, Water Conservation.

Fausch, K.D. y Bestgen, K.R. 1997. Ecology of fishes to the Great Plains. p: 131-166, en: *Ecology and Conservation of Great Plains vertebrates*. Knopf, F.L. y Samson, F.B. Springer-Verlag. New York.

Gehrke, P.C., Brown, P., Schiller, C.B., Moffatt, D.B. y Bruce, A.M. 1995. River regulation and fish communities in Murray-Darling river, Australia. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 363-375.

Gordon, N.D., McMahon, T.A. y Finlayson, B.L. 1992. *Stream Hydrology*. John Wiley & Sons. Chichester (UK).

Horton, J.S. 1977. The development and perpetuation of the permanent tamarisk type in the phreatophyte zone of the Southwest. p: 124-127, en: *General Technical Report No. RM-43*. USDA Forest Service.

IDEAM. 2004. Estudio Nacional del Agua. Bogotá; 2000. Disponible en URL:<http://www.ideam.gov>.

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

King, J.M., Tharme, R.E. y Brown, C.A. 1999. *World Commission on Dams Thematic Report: Definition and implementation of instream flows*. Southern Waters, University of Cape Town, SouthAfrica.

Magdaleno Mas, F. 2005. *Caudales ecológicos: conceptos, métodos e interpretaciones*. Centro de Estudios y Experimentación de obras públicas (CEDEX), Ministerio de Fomento, Madrid. España-

- Mosley, M.P. 1983. Flow requirements for recreation and wildlife in New Zealand. *Jour. Hydrology*, 22(2):152-174.
- Nelson F. 1980. *Evaluation of four Instream flow methods applied to four trout rivers in Southwest Montana*. Draft Montana Dept. Fish Wildlife and Parks Report (USFWS Contract No. 14-16-006-78-046).
- NGPRP (Northern Great Plains Resource Program). 1974. *Instream Needs Subgroup Report: Work Group C*, Northern Great Plains Resource Program, USFWS, Washington DC.
- Orth, D.J. y Maughan, O.E. 1981. Evaluation of the "Montana Method" for recommending instream flows in Oklahoma streams. *Proc.. Okla. Acad. Sci.* 61: 62-66.
- Payne, T.R. y Diez Hernández, J.M. 2004. Riverine Habitat Simulation Software: RHABSIM Spanish Version. *Proceedings V International Symposium on Ecohydraulics*, 12-17/09/2004, Madrid, España.
- Petts, G.E. 1984. Impounded rivers: perspectives for ecological management. John Wiley & Sons. New York.
- Reiley, P.W. y Johnson, W.C. 1982. The effects of altered hydrologic regime on tree growth along the Missouri River in North Dakota. *Canadian Journal of Botany*, 60: 2410-2423.
- Reiser, D.W., Ramey, M.P., Beck, S., Lambert, T.R. y Geary, R.E. 1989. Flusing flow recommendations for maintenance of salmonid spawning gravels in a steep, regulated stream. *Reg. Rivers*, 3: 267-275.
- Rood, S.B. y Mahoney, J.M. 1995. Collapse of riparian poplar forests downstream from dams in western prairies: probable causes and prospects for mitigation. *Environmental Management*, 14: 451-464.
- Scheidegger, K.J. Y Bain, M.B. 1995. Larval fish in natural and regulated rivers: assemblage composition and microhabitat use. *Copeia*, 1995:125-135.
- Stalnaker, C.B. y Arnette, J.L. (Eds). 1976. *Methodologies for the Determination of Stream Resource Maintenance Flow Requirements*. U.S. Fish and Wildlife Service, Utah State University. Logan, Utah.
- Statzner B, Capra H, Higler LWG, y Roux AL. 1997. Focusing Environmental Management Budgets on Non-linear Systems Responses. *Freshwater Biology*; 37: 463-472.
- Taylor, D.W. 1982. *Eastern Sierra riparian vegetation: ecological effects of stream diversion*. Mono Basin Research Group Contribution No. 6, Report to Inyo National Forest.
- Tennant, D. 1976. Instream flow requirements for fish, wildlife, recreation, and environmental resources. *Proc. Symposium on Instream Flow Needs*. Osborn J, Alman C. (Eds). Bethesda (EEUU), 359-373.
- Tharme, R.E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies. *River Research and Applications* 19:1-45.
- USFWS. 1980. *Habitat Evaluation Procedures*. Division Ecological Services. USFWS-EMS102. Washington D.C.
- Walker, K.F., Sheldon, F. y Puckridge, J.T. 1995. A perspective on dryland ecosystem. *Regul. Rivers*, 11: 85-104.
- Ward, J.V. y Standord, J.A. 1979. *The ecology of regulated streams*. Plenum Press. New York
- WCD (World Commission Dams). 2000. *The Report of the World Commission on Dams*. Disponible en: www.dams.org