



UNITED NATIONS
INDUSTRIAL DEVELOPMENT ORGANIZATION



CTCN
CLIMATE TECHNOLOGY CENTRE & NETWORK

**METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN Y EVALUACIÓN DE CAUDALES
ECOLÓGICOS Y PLANES DE MANEJO DE CUENCAS EN PARAGUAY.**

APLICACIÓN A LA CUENCA PILOTO DEL RÍO TEBICUARY.

**ESTADO DEL ARTE EN LA GESTIÓN INTEGRADA DE
RECURSOS HÍDRICOS A NIVEL DE CUENCA**

2.1. CAUDALES ECOLÓGICOS

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
2. CÁLCULO E IMPLEMENTACIÓN DE CAUDALES ECOLÓGICOS A NIVEL DE CUENCA	2
2.1. Influencia del régimen de caudales en el ecosistema fluvial.....	3
2.2. Concepto de caudales ecológicos y régimen de caudales ecológicos.....	4
2.3. Metodologías para la evaluación de caudales ambientales	6
2.3.1. Enfoque hidrológico	12
2.3.2. Enfoque hidráulico.....	18
2.3.3. Enfoque hidrobiológico (de modelización de hábitats)	20
2.3.4. Enfoque holístico.....	23
2.4. Caudales ecológicos y su relación con el cambio climático	35
2.4.1. Incorporación del cambio climático a la estimación de caudales ambientales	36
2.5. Experiencias de aplicación de caudales ambientales en Latinoamérica	37
3. REFERENCIAS	40

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

En este documento se presenta una revisión del estado del arte y de experiencias en diferentes partes del mundo relacionadas con el cálculo e implementación de caudales ecológicos a nivel de cuenca. Para ello se han recopilado y revisado informes, estudios, proyectos y artículos científicos, con especial interés en los desarrollados en América Latina y el Caribe.

A lo largo del documento se evalúan varios enfoques y herramientas utilizados para las áreas mencionadas, no solo para conocer sus resultados, sino también para identificar los datos necesarios para la implementación de esta asistencia técnica.

2. CÁLCULO E IMPLEMENTACIÓN DE CAUDALES ECOLÓGICOS A NIVEL DE CUENCA

La ciencia que subyace a las asignaciones ambientales de agua (ciencia de evaluación de caudales ambientales o ciencia ambiental del agua) se basa en la cuantificación de los vínculos entre los procesos y componentes hidrológicos y diversas variables ecológicas. Este entendimiento respalda las recomendaciones y el establecimiento de un régimen hídrico necesario para gestionar los ríos, y otros sistemas hídricos (humedales, lagos, etc.) de una manera más ecológica y socialmente sostenible. Principios basados en teoría y conceptos hidroecológicos (o ecohidrológicos) (Acreman, 2016; Bunn y Arthington, 2002; Dunbar y Acreman, 2001; Hannah et al., 2007), combinados con literatura empírica y el conocimiento de las partes interesadas o indígena guían el desarrollo de la ciencia ambiental de agua y su aplicación práctica. Lograr una comprensión más cuantitativa de las respuestas ecológicas y sociales a la variabilidad del caudal natural y su alteración por la actividad humana es uno de los desafíos y objetivos fundamentales para la evaluación de la ciencia ambiental del agua y a fin de obtener regímenes hídricos ambientales más precisos y efectivos.

La aplicación de la ciencia ambiental del agua se ha desarrollado en el contexto de la gestión de las infraestructuras de recursos hídricos existentes (p. ej. presas, desvíos mediante vertederos, puntos de extracción directa, etc.), que son causas de la alteración hidrológica presentes en todo el mundo (Richter y Thomas, 2007). Sin embargo, también es necesaria para contribuir al alcance de los objetivos de conservación a través de la protección de los regímenes de caudales en ríos y cuencas bajo la presión de los desarrollos existentes (Acreman et al., 2014a; Poff, 2014).

El desarrollo de la ciencia y la evaluación de los caudales ambientales han sido impulsados principalmente por la preocupación sobre la extensión y el rápido deterioro de la biodiversidad, la condición ecológica y la función de los ecosistemas de los ríos donde el régimen de caudales naturales ha sido parcial o completamente regulado por los humanos. La comprensión científica de las relaciones ecología-caudal está en constante evolución, así como la capacidad técnica para caracterizar y analizar las características biofísicas de los ríos. Actualmente, se tiene la capacidad de hacer preguntas sofisticadas y complejas que guían el establecimiento de objetivos de caudales significativos para restablecer ríos regulados o para mantener los valores de conservación de los ríos donde se planifican nuevos desarrollos hídricos. Sin embargo, lograr una implementación exitosa de los caudales ambientales requiere la aplicación de herramientas y métodos apropiados (incluido el modelado).

Existe una amplia gama de marcos para abordar la gestión ambiental del agua, donde el objetivo a conseguir determina que métodos y herramientas se requieren para describir adecuadamente las relaciones ecología-caudal: desde los que utilizan una sola especie hasta los que abordan la gestión completa del ecosistema, desde caudales experimentales a corto plazo hasta la modificación del régimen de caudales a largo plazo, desde estimaciones rápidas de escritorio hasta la planificación de una nueva infraestructura hídrica y de la evaluación en detalle de los caudales en lugares concretos, a evaluaciones que abarcan regiones completas. En los más de 50 años de historia de la evaluación de

caudales ambientales, las preguntas, los enfoques y las herramientas han avanzado y se han diversificado en respuesta a los cambiantes objetivos y valores sociales, los avances en el conocimiento y en las capacidades de modelado.

A medida que la población mundial continúa aumentando, aumenta la demanda de recursos de agua dulce, y dado que el cambio climático simultáneamente impone desafíos para la gestión sostenible de los recursos, surgen nuevas preguntas y marcos para la gestión del agua ambiental. Estos serán cada vez más transdisciplinarios e impulsarán el desarrollo de enfoques novedosos que avanzarán a medida que la comprensión hidroecológica y social aumente a través de la investigación y la implementación monitoreada de las acciones de gestión del agua ambiental.

2.1. Influencia del régimen de caudales en el ecosistema fluvial

El régimen hidrológico es una de las características fundamentales que condicionan los múltiples procesos ecológicos que tienen lugar en los ecosistemas fluviales (Arthington et al., 2006; Martinez and Fernandez, 2006; Poff et al., 1997; Richter et al., 1997). Así, el régimen de caudales interacciona con diversas variables a escala de cuenca (p. ej. Geología y vegetación), para crear diferentes hábitats en función de la composición del sustrato, profundidad, velocidad y morfología del cauce. A su vez, el régimen de caudales determina también el grado de conectividad del cauce con otros componentes del ecosistema fluvial, como son la llanura de inundación, el bosque de ribera, el hiporreos o incluso con otros ecosistemas como los estuarios (Peñas Silva, F.J., 2008).

Las desviaciones del régimen natural de caudales como consecuencia de las presiones antropogénicas amenazan y comprometen en gran medida el funcionamiento de estos ecosistemas y los servicios que los seres humanos pueden obtener de los mismos (Bunn and Arthington, 2002; Giller, 2005; Naiman et al., 1995). Los efectos de las detracciones y/o modificación del régimen de caudales van desde la desaparición de microhábitats y las especies que allí se desarrollan (Chien, 1985; García de Jalón et al., 1994), la imposición de barreras físicas que impiden la migración de ciertos organismos (Joy and Death, 2001), el reemplazamiento de especies nativas por especies invasoras (Kingsford, 2000; Walker et al., 1995), hasta la desaparición total de especies al modificarse ciertos procesos ecológicos clave (Fausch and Bestgen, 1997; William, 1996). Una de las consecuencias más significativas del deterioro de los ecosistemas de agua dulce y de los sistemas fluviales en concreto, es la pérdida de más del 50% de su biodiversidad en los últimos 30 años, frente al 30% observados en ecosistemas terrestres y marinos (Naiman, 2007).

En cuanto a las infraestructuras de regulación, estas modifican el régimen de caudales naturales de un río, lo que influye en el elemento vertebrador del ecosistema fluvial, ya que todas las especies del mismo han evolucionado y se han adaptado a lo largo del tiempo a las condiciones marcadas por el régimen natural del río. El rango de variación intra e interanual del régimen, con sus características asociadas de estacionalidad, duración, frecuencia y tasa de cambio, son críticas para sustentar la biodiversidad natural y la integridad de los ecosistemas acuáticos (Poff et al, 1997). Por ello es imprescindible el adecuar un régimen de caudales ecológicos que tenga en cuenta, además de un valor de caudal mínimo variable a lo largo del año, las otras componentes del régimen (Figura 1).

La modificación mediante infraestructuras de cualquier tipo influye directamente en los factores que definen el régimen, alterando las características físicas del hábitat natural y estableciendo nuevas condiciones a los que la biota nativa puede adaptarse con más o menos dificultad (Lytle, D. et al, 2004).

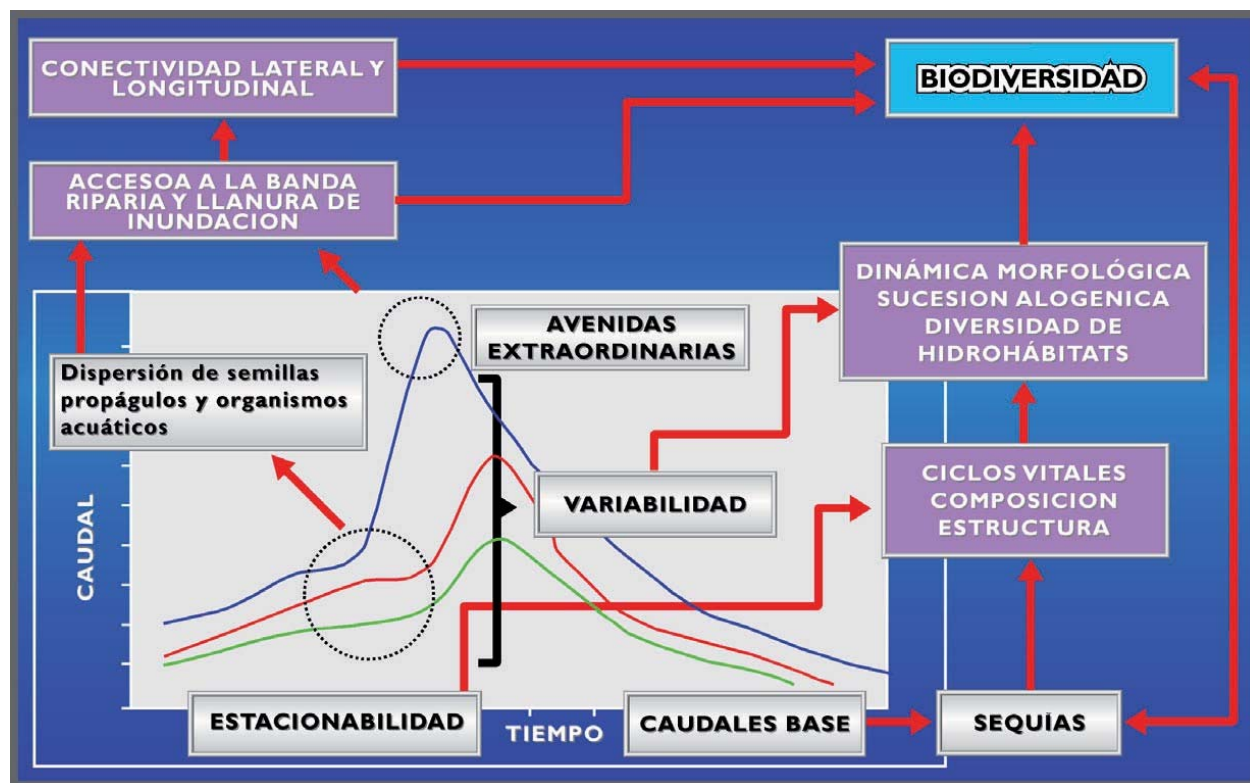


Figura 1. Paradigma del régimen natural de caudales (basado en Arthington, 1997). Se representa el hidrograma natural de un río para un año húmedo (azul), medio (rojo) y seco (verde), remarcando algunos componentes y aspectos del régimen y su relación en el mantenimiento de la biodiversidad. Martínez, C. & Fernández, J. A. (2006). Fuente: Confederación Hidrográfica del Tajo & Infraestructura y Ecología S.L.

2.2. Concepto de caudales ecológicos y régimen de caudales ecológicos

Aunque puede parecer paradójico, uno de los principales problemas con el que se enfrenta cualquier estudio de caudales ecológicos es la definición precisa de qué es lo que entendemos por ese término o, lo que es lo mismo, qué tipo de resultados se esperan de un estudio de estas características.

Según la declaración de Brisbane (2007) se definen los caudales ecológicos como “la cantidad, recurrencia, duración y calidad de los caudales requerida para mantener los ecosistemas de agua dulce y estuarinos y el sustento y bienestar humanos que dependen de estos ecosistemas”.

Sin entrar a analizar las diferentes definiciones dadas por distintos autores, el término **caudal ecológico** representa una denominación genérica con la que se designa el valor de caudal que en un momento dado debe mantenerse en un tramo de río sometido a algún tipo de regulación, con el fin de asegurar un nivel de funcionalidad aceptable de los ecosistemas fluviales, asumiendo que dicho caudal determina, en última instancia, la habitabilidad o capacidad del medio para favorecer el desarrollo de las distintas comunidades. De este modo, la funcionalidad ecológica se asocia, entre otros aspectos, a la variabilidad de las condiciones físicas, químicas y biológicas generadas por las masas de agua circulantes, aspecto que le confiere una dimensión temporal y espacial, que se refleja en la adopción, más reciente, de un concepto más apropiado, el de **régimen de caudales ecológicos**.

Este nuevo concepto ha supuesto, en la mayoría de los casos, la incorporación de la variabilidad temporal registrada a lo largo del año, mediante la determinación de caudales mensuales o estacionales. No obstante, la consideración de dicha componente de variabilidad debe incorporar la componente probabilística asociada a los eventos hidrológicos de cada cuenca. En palabras de Palau (2003) *“La fijación de estos caudales de mantenimiento... nunca puede referirse a mantener un caudal constante a lo largo del tiempo, sino a instaurar un verdadero régimen completo de caudales capaz de reproducir, de la mejor forma posible, la variabilidad temporal más probable”*.

El régimen de caudales ecológicos en el río debería de incluir, al menos, los siguientes componentes:

- Caudales mínimos que deben ser superados, con objeto de mantener la diversidad espacial del hábitat y su conectividad, asegurando los mecanismos de control del hábitat sobre las comunidades biológicas, de forma que se favorezca el mantenimiento de las comunidades autóctonas.
- Caudales máximos que no deben ser superados en la gestión ordinaria de las infraestructuras, con el fin de limitar los caudales circulantes y proteger así a las especies autóctonas más vulnerables a estos caudales, especialmente en tramos fuertemente regulados.
- Distribución temporal de los anteriores caudales mínimos y máximos, con el objetivo de establecer una variabilidad temporal del régimen de caudales que sea compatible con los requerimientos de los diferentes estadios vitales de las principales especies de fauna y flora autóctonas presentes en la masa de agua.
- Caudales de crecida, con objeto de controlar la presencia y abundancia de las diferentes especies, mantener las condiciones físico-químicas del agua y del sedimento, mejorar las condiciones y disponibilidad del hábitat a través de la dinámica geomorfológica y favorecer los procesos hidrológicos que controlan la conexión de las aguas de transición con el río, el mar y los acuíferos asociados.
- Tasa de cambio, con objeto de evitar los efectos negativos de una variación brusca de los caudales, como pueden ser el arrastre de organismos acuáticos durante la curva de ascenso y su aislamiento en la fase de descenso de los caudales. Asimismo, debe contribuir a mantener unas condiciones favorables a la regeneración de especies vegetales acuáticas y ribereñas.

2.3. Metodologías para la evaluación de caudales ambientales

Las diferentes metodologías para el cálculo de caudales ecológicos comenzaron a desarrollarse en EEUU a mediados del siglo XX, con el objetivo inicial de estimar los caudales mínimos requeridos para la protección de especies concretas, generalmente peces de interés comercial o deportivo (p. ej. protección de pesquerías de agua fría en ríos y arroyos procedentes de deshielos al oeste del país, Poff y Matthews, 2013; Tharme, 2003) que, posteriormente, se han ido ampliando y persiguen, actualmente, preservar la estructura y asegurar el funcionamiento del ecosistema en su conjunto.

En Europa, también se hicieron recomendaciones de caudales mínimos para mitigar los problemas de la mala calidad del agua debido a caudales bajos en los ríos y para el control de la contaminación. A partir de la década de 1970, se produjo un rápido desarrollo como resultado de la nueva legislación ambiental y de aguas, junto con la demanda de la evaluación cuantitativa de los caudales para la protección de las especies acuáticas afectadas por la construcción de presas, que se encontraban en su apogeo en los Estados Unidos.

La Ley de Agua Limpia de los Estados Unidos de 1972 (*Clean Water Act 1972*) estableció como uno de sus objetivos el de restaurar y mantener la integridad química, física y biológica de sus aguas, dando lugar al desarrollo de métodos hidrológicos, hidráulicos y de simulación de hábitats más formales, que estimularon la conciencia mundial y el desarrollo e implementación de la ciencia ambiental del agua. Inglaterra, Australia, Sudáfrica y Nueva Zelanda comenzaron a involucrarse en el desarrollo de metodologías en la década de 1980, seguidos por Brasil, Japón y varios países de Europa continental (Arthington y Zalucki, 1998; Dyson et al., 2003; Tharme, 2003). Cada aplicación aportó nuevas perspectivas sobre los desafíos y las soluciones para la gestión del caudal en diferentes ámbitos hidroclimáticos, biofísicos y sociopolíticos (Acreman y Dunbar, 2004).

Desde la década de 1990 en adelante (Poff y Matthews, 2013, Figura 2), se produjo una gran evolución y expansión de la ciencia ambiental del agua dando lugar a más de 200 métodos y marcos utilizados para evaluar los requerimientos hídricos de especies acuáticas, hábitats o características del ecosistema, y apoyar prácticas de gestión de caudales ambientales para cumplir y, cada vez más, también objetivos sociales (Arthington and Zalucki, 1998; Jowett, 1997; Magdaleno, 2005; Tharme, 2003). Estos métodos difieren ampliamente en el grado con el que son capaces de representar adecuadamente las necesidades de agua de los ecosistemas (Tharme, 2003).

Varios de los métodos anteriores eran principalmente métodos remanentes que abordaban la contaminación del agua y, posteriormente, se vieron seriamente limitados en su capacidad para reflejar satisfactoriamente las diversas necesidades de agua de los ecosistemas y proporcionar resultados de caudal social y ecológico verdaderamente sostenibles.

Para el año 2000 se estaban utilizando métodos para la evaluación de caudales ambientales en al menos 44 países en seis amplias regiones: Australasia (Australia y Nueva Zelanda), el resto de Asia, África, América del Norte, América Central y del Sur (incluido México y el Caribe), Europa y Medio Oriente. Los lugares que anteriormente mostraban poca o ninguna actividad en esta área comenzaron a tener en cuenta los principios de evaluación de caudales ambientales y a adaptar los enfoques existentes para su aplicación local, incluidos

otros países de América Latina, Europa oriental, Asia meridional y oriental y varios países africanos (Tharme, 2003).

Los recientes desarrollos en China, Kenia, Tanzania, Colombia y Brasil, entre otros, están extendiendo la influencia de la ciencia ambiental del agua como plataforma principal de gestión del agua, aunque su implementación no está exenta de desafíos (Le Quesne et al., 2010).

Las preocupaciones ambientales sobre el agua ahora están integradas en la política y la legislación sobre el agua en países y regiones tan diversos como Australia, Sudáfrica, Lesoto, Nueva Zelanda, Costa Rica, Tanzania, Pakistán, Mozambique, China, Filipinas, Estados Unidos y la Unión Europea (Acreman y Ferguson, 2010; Arthington, 2012; Hirji y Davis, 2009; Le Quesne et al., 2010;).

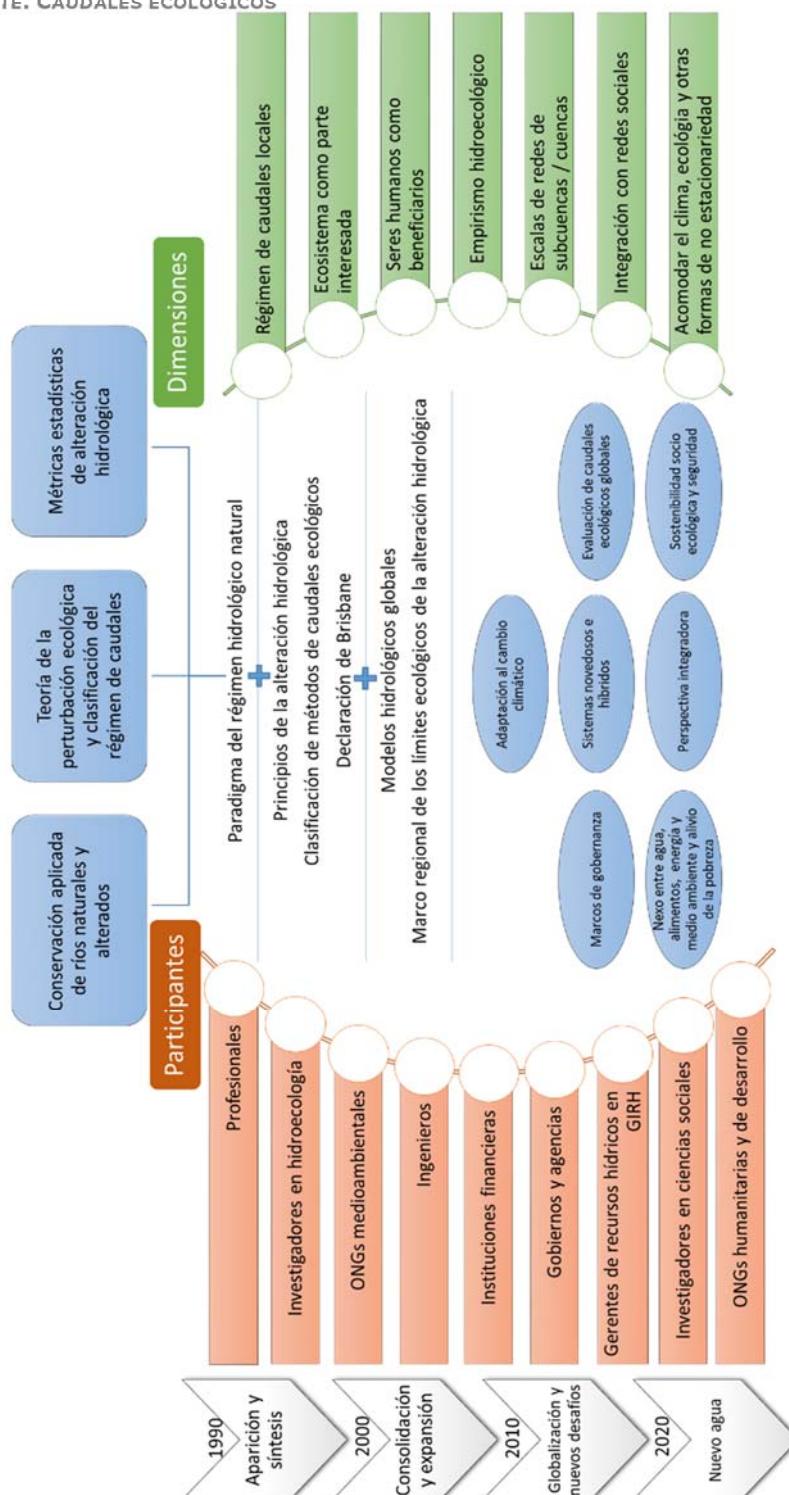


Figura 2. **Línea de tiempo histórica para la evolución de la ciencia ambiental del agua**, mostrando las direcciones emergentes en los principios y conceptos que sustentan la ciencia y el crecimiento en el número y la diversidad de instituciones y profesionales comprometidos. Se muestran las líneas de tiempo que caen en períodos relativamente discretos de tipos de actividades. Las líneas de tiempo para los participantes dedicados al agua ambiental a lo largo del tiempo se muestran a la izquierda, para los logros de referencia en el centro y para las dimensiones en evolución del agua ambiental a la derecha. Fuente: Adaptado de Poff and Matthews (2013).

Las metodologías existentes para la evaluación de los caudales ambientales se pueden agrupar según su aproximación técnica en cuatro categorías: métodos hidrológicos (Hoppe, 1975; Palau, 1994; USFWS, 1980), hidráulicos (Gippel and Stewardson, 1995; Tennant, 1976; White, 1976), de simulación de hábitat (Bovee, 1982; Parasiewicz, 2007; Pouilly et al., 1995) y holísticos (Arthington et al., 1992; King and Tharme, 1993) (Tabla 1).

ENFOQUE HIDROLÓGICO			
CONOCIMIENTOS Y EXPERIENCIA REQUERIDA	INTENSIDAD DE LOS RECURSOS A UTILIZAR	RESOLUCIÓN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS	NIVELES APROPIADOS DE APLICACIÓN
- Necesidades de datos bajas. - No necesitan campañas de campo. - Registros de caudales históricos. - Índices de caudal (a menudo métricas de caudales bajos), o más comúnmente múltiples indicadores de caudales ecológicamente relevantes que caracterizan el régimen de caudales. - Requiere de los conocimientos de un hidrólogo. Pocos requieren de conocimientos ecológicos o geomorfológicos, pero tal experiencia es altamente ventajosa.	- Son rápidos, sencillos (capacidad técnica baja o moderada) y poco costosos.	- Baja resolución, complejidad, flexibilidad y fiabilidad o moderada y dinámica en algunos métodos más recientes régimen centrados en el régimen de caudales ecológicos. - No son capaces de representar relaciones ecología-caudal. - Introducen la variabilidad estacional de manera arbitraria.	- Se pueden aplicar desde tramos de ríos, pasando por ríos completos a escalas regionales o fluviales. - Reconocimiento y planificación del aprovechamiento de recursos hídricos. - Inadecuado para casos donde la dinámica de régimen de caudales es crítica. - Como herramienta dentro de la simulación de hábitat o de métodos holísticos. - Para los sistemas con deficiencia de datos y con información ecológica limitada. - Potencial de regionalización de diferentes ecotipos fluviales.

ENFOQUE HIDRÁULICO			
CONOCIMIENTOS Y EXPERIENCIA REQUERIDA	INTENSIDAD DE LOS RECURSOS A UTILIZAR	RESOLUCIÓN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS	NIVELES APROPIADOS DE APLICACIÓN
- Necesidades de datos bajas a moderadas. - Campañas de campo limitadas (topografía y variables hidráulicas). - Registros históricos de caudales. - Caudales relacionados con variables hidráulicas, típicamente sección transversal / transecto de un solo río. - Variables hidráulicas. - Requiere experiencia moderada en hidrología,	- Son relativamente rápidos, con un coste y una capacidad técnica baja o moderada.	- Baja y a veces moderada, resolución, complejidad, flexibilidad y fiabilidad. - Incorpora requerimientos de hábitat de forma grosera. - No tiene en cuenta la variabilidad temporal.	- Aplicación limitada a un sitio de estudio / escala de segmento de río o a tramos concretos de cauce (normalmente en tramos críticos para la fauna piscícola o e zonas de rápidos), escalamiento a nivel de río completo basado en la suposición de sitios "representativos". Río específico. - Planificación del aprovechamiento de recursos hídricos.

ENFOQUE HIDRÁULICO			
CONOCIMIENTOS Y EXPERIENCIA REQUERIDA	INTENSIDAD DE LOS RECURSOS A UTILIZAR	RESOLUCIÓN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS	NIVELES APROPIADOS DE APLICACIÓN
evaluación del hábitat hidráulico en campo y modelado. Pocos requieren de conocimientos ecológicos o geomorfológicos.			- Como herramienta dentro de la simulación de hábitat o métodos holísticos (utilización más extendida).

ENFOQUE HIDROBIOLÓGICO O DE MODELIZACIÓN DE HÁBITATS			
CONOCIMIENTOS Y EXPERIENCIA REQUERIDA	INTENSIDAD DE LOS RECURSOS A UTILIZAR	RESOLUCIÓN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS	NIVELES APROPIADOS DE APLICACIÓN
- Necesidades moderadas a altas de datos. - Campañas de campo (topografía y variables hidráulicas y características de las especies en estudio y el ecosistema). - Registros históricos de caudales. - De pocas a muchas variables hidráulicas se modelan en un rango de descargas en múltiples secciones transversales del río. - Disponibilidad física del hábitat y curvas de preferencia, o modelos similares, para la biota objetivo. - Algunos usan métodos estadísticos basados en los resultados de múltiples estudios de hábitat físico. - Alto nivel de experiencia en hidrología y modelado de hábitat hidráulico. - Puede usar modelado hidrodinámico, SIG / teledetección, requieren de conocimientos ecológicos o geomorfológicos.	- Alto y a veces moderado, tiempo, costo y capacidad técnica.	- Moderada a alta resolución, complejidad y fiabilidad, flexibilidad moderada. - Incorpora las relaciones caudal-ecología. - Tiene en cuenta la variabilidad temporal.	- Aplicación limitada a un sitio de estudio/ escala de segmento de río o a tramos concretos de cauce, escalamiento a nivel de río completo basado en la suposición de sitios "representativos". Río específico. - Planificación del aprovechamiento de recursos hídricos, a menudo a gran escala, que involucran ríos de importancia estratégica moderada a alta. - Comúnmente utilizado como método dentro de enfoques y marcos holísticos. Es útil para examinar una variedad de escenarios alternativos del régimen hídrico ambiental para varias especies / etapas de la vida / o comunidades.

ENFOQUE MÉTODOS Y MARCOS HOLÍSTICOS			
CONOCIMIENTOS Y EXPERIENCIA REQUERIDA	INTENSIDAD DE LOS RECURSOS A UTILIZAR	RESOLUCIÓN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS	NIVELES APROPIADOS DE APLICACIÓN
- Por lo general, conocimiento y experiencia de moderada a alta, muchos se aplican en contextos con pocos datos.	- Moderado a alto tiempo, costo y capacidad técnica.	- Régimen hidrológico recomendado vinculado a respuestas y	- Se pueden aplicar desde tramos de ríos, pasando por ríos completos a escalas regionales o fluviales.

ENFOQUE MÉTODOS Y MARCOS HOLÍSTICOS			
CONOCIMIENTOS Y EXPERIENCIA REQUERIDA	INTENSIDAD DE LOS RECURSOS A UTILIZAR	RESOLUCIÓN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS	NIVELES APROPIADOS DE APLICACIÓN
- A menudo, necesitan campañas de campo (de temporada o más intensivos). - Muchos dependen de una combinación de datos y juicio experto. - Algunos utilizan el conocimiento científico y el tradicional para desarrollar o inferir relaciones sociales y de caudal-ecología. - Utiliza registros de caudales históricos virgen / naturalizado, o registros de lluvia / otros datos para sitios sin mediciones. - Varios utilizan variables de hábitat hidráulico de múltiples secciones transversales. - Por lo general, utiliza datos biológicos sobre las relaciones caudal-ecología para etapas del ciclo de vida de especies acuáticas y ribereñas, comunidades y componentes. - Necesidad de grupo de trabajo interdisciplinar.		- consecuencias ecológicas, geomorfológicas y, a veces, sociales y económicas explícitas, cuantitativas o cualitativas. - Algunos abordan los regímenes hídricos ambientales para los años secos o húmedos. - Moderada a alta complejidad y fiabilidad. - Típicamente, alta resolución y flexibilidad. - Varios con potencial para generar resultados para múltiples escenarios. - Algunos abordan explícitamente probabilidades, efectos de interacción, riesgo y / o incertidumbre. - Algunos incorporan el cambio climático. - Incorpora las relaciones caudal-ecología. - Tiene en cuenta la variabilidad temporal.	- Planificación del aprovechamiento de recursos hídricos, típicamente a gran escala, que involucran ríos de alta conservación y / o importancia estratégica. - Enfoques más simples (por ejemplo, paneles de expertos) a menudo utilizados en contextos de cuenca donde el conocimiento ecología-caudal es limitado y existen compensaciones limitadas entre los usuarios, y / o limitaciones de tiempo, recursos y capacidad. - Se utiliza en la etapa de planificación de nuevos desarrollos para proteger los altos valores de conservación. - También se usa en ecosistemas altamente modificados o nuevos, con enfoque en el régimen de caudales para desarrollar objetivos de restauración específicos, o para abordar los valores y servicios socio-ecológicos en ecosistemas nuevos.

Tabla 1. Características comparadas de los enfoques metodológicos para la determinación de caudales ambientales. Adaptado de Poff et al. 2017.

Para la aplicación de cualquiera de estas metodologías, es necesario contar con datos hidrológicos en periodos largos de tiempo (registros de caudales preferentemente de más de 20 años de duración). Para los métodos hidráulicos se necesita, adicionalmente, la medición de velocidades y caudales en secciones transversales del cauce. Para los métodos hidrobiológicos y holísticos, se hace imprescindible contar con curvas de preferencia de las especies objetivo (normalmente peces), y conocer las características de los ecosistemas en la zona de estudio.

Estas metodologías tienden a ser aplicadas jerárquicamente (Tharme, 1996), desde enfoques hidrológicos, que son los más comunes y más apropiados en un marco preventivo y de baja resolución de requerimientos de caudales ambientales a un nivel de planificación

de recursos hídricos, hasta evaluaciones cada vez más completas usando métodos holísticos.

2.3.1. Enfoque hidrológico

Los métodos hidrológicos son estimaciones simples del caudal mínimo que debería dejarse circular por un río para mantener el hábitat mínimo de peces y/o condiciones de flujo aceptables y constituyen el enfoque más simplificado para la estimación de los caudales ambientales. Esto se debe a que el cálculo del régimen de caudales ecológicos se basa exclusivamente en el análisis de series temporales de caudales naturales (datos hidrológicos), tratándose de distintas formas mediante análisis estadístico para establecer las recomendaciones de caudal que a menudo se expresa como porcentaje del caudal mensual o anual o como límites al cambio en los parámetros de caudales vitales, comúnmente índices de los caudales mínimos.

Estos métodos asumen que los caudales medidos o naturalizados mediante diversas técnicas permiten sustentar las comunidades acuáticas en niveles aceptables (Wesche and Rechar, 1980). No operan a un nivel específico de especie y proporcionan un nivel de flujo general que apunta a conservar la integridad biótica de una corriente. Esto se basa en la suposición general de que más agua proporciona el mejor seguro para la biota fluvial (hasta cierto punto), y mantener un umbral bajo reduce el riesgo para la biota.

Son aplicables a distintas escalas desde planificación hidrológica hasta tramos de río concretos, y únicamente requieren de series temporales de caudales, que pueden ser resultado del registro histórico en estaciones de aforo o de estimaciones obtenidas mediante modelado hidrológico, regionalización hidrológica o formulaciones empíricas. Esto implica que la viabilidad de aplicación de un método hidrológico está fuertemente condicionada con la disponibilidad de información (tipo, calidad y cantidad de información) de caudales en el curso que interese estimar el caudal ambiental y que la fiabilidad de estos datos de partida condiciona la calidad de los resultados que se obtengan.

Les caracteriza una baja resolución, la facilidad de aplicación y la ausencia de trabajo de campo ya que se realizan en gabinete y son rápidos, sencillos y poco costosos. Por ello, son considerados como métodos apropiados en la evaluación y planificación de actuaciones basadas en la utilización de recursos hídricos, donde deberían aplicarse como base para la determinación de objetivos preliminares y para la selección de métodos apropiados (Magdaleno, 2005; Tharme, 2003).

Estos métodos no incorporan una relación explícita entre los componentes hidrológicos y biológicos. Por esto, debe tenerse en cuenta la imprecisión que puede significar su utilización ya que su extrapolación a otra región con diferentes características de donde se originó puede no tener validez ecológica (Arthington et al. 2004, Acreman & Dunbar 2004). Sin embargo, son los métodos más utilizados a nivel de planificación de recursos hídricos, ya que los métodos más complejos (hidráulicos, de hábitat u holísticos) dependen del tramo del cauce en el que se apliquen, no siendo siempre adecuada su aplicación a escala regional.

Los métodos hidrológicos pueden agruparse en las siguientes categorías en función del tipo de régimen de caudal ambiental que establecen:

- Métodos que establecen un único valor de caudal ecológico para todo el año, que puede estar: a) asociado a un porcentaje del caudal medio anual (p. ej. método de Montana, Tennant 1976); b) basado en la curva de duración de caudales diarios (p. ej. Método Hoppe); c) fijado en forma proporcional al área de la cuenca (p. ej. Método de Robinson, Stalnaker & Arnette 1976); y d) basado en determinar el caudal mínimo semanal asociado a un determinado período de retorno (p. ej. Métodos “7Q”, Pyrcce 2004).
- Métodos que establecen un valor de caudal ecológico para cada mes del año: a) como porcentaje del caudal medio mensual o b) en función de la curva de duración de caudales diarios para cada mes del año (p. ej. Método NGPRP-USA).
- Métodos que proporcionan el régimen completo de caudales ecológicos, considerando los cinco componentes del régimen de caudales (magnitud, frecuencia, duración, momento y tasas de cambio) reconocidos como claves en la conservación de la biodiversidad y la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales (Poff & Ward, 1989; Karr, 1991; Richter et al., 1996; Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002; Hughes y Hannart, 2003; Lytle & Poff, 2004; Hughes et al., 2014; Richter et al., 2012). Dentro de estos métodos el de mayor relevancia es el método de aproximación por rangos de variabilidad RVA, (Richter, 1997).

A continuación, se resumen brevemente algunos de los métodos hidrológicos más utilizados.

Método del Caudal Básico de Mantenimiento (QBM) (Palau, A. & Alcazar, J., 1996 y Palau, 2010)

El método de los *Caudales Básicos de Mantenimiento* permite la estimación de un caudal mínimo, o “caudal de mantenimiento”, que se asume capaz para mantener un nivel de habitabilidad adecuado en el curso fluvial y se basa en el análisis estadístico de series hidrológicas de caudales medios diarios, mediante la utilización de medias móviles. Para ello, el método QBM define una serie de parámetros, de cuya integración surge la propuesta de régimen de caudales de mantenimiento. Éstos son los siguientes:

- Caudal base (Qb), o caudal mínimo necesario para el mantenimiento de las características esenciales y estructura de la comunidad acuática afectada, por debajo del cual las condiciones de habitabilidad se reducen de forma considerable.
- Caudal de acondicionamiento (Qc), valor opcional constante que se aplica como una corrección del Qb, a la baja o al alza, en el caso de que, por criterios de diferente índole (regulaciones, criterios estéticos, protección de un recurso biológico específico...), se cree conveniente y/o justificado adoptar un caudal base mayor o menor al calculado.
- Caudal estándar (Qe), definido como la suma de Qb y Qc.
- Caudal de mantenimiento (Qm), calculado a partir de la aplicación al caudal estándar de un factor de corrección de la variabilidad temporal (fc) del hidrograma natural.

De acuerdo con el método original de Palau (CEDEX, 1998), la determinación de los parámetros anteriores puede ajustarse al siguiente esquema de cálculo (Figura 3):

- Para el cálculo del caudal base (Q_b) se aplica un análisis estadístico de medias móviles. Los datos de partida para el cálculo son los registros de los caudales medios diarios " q_{ij} ", donde " i " son los días del año y " j " son los distintos años considerados. De esta forma se obtiene una matriz de caudales medios diarios para los j años considerados.
- Sobre cada columna de esta matriz, comenzando por el último año disponible, se calculan las medias móviles sobre intervalos de orden creciente, que varían desde 1 hasta 100, obteniéndose " j " tablas trapezoidales de 100 columnas y un número de filas que varía desde 365 en la primera columna (medias móviles de orden 1) a 266 en la última columna (medias móviles de orden 100).
- De cada una de estas columnas (caudales medios de 1,2,3... hasta 100 días consecutivos) se obtiene el valor mínimo, el cual tiende hacia el caudal medio anual (media móvil de orden 365, no calculada), siendo menor que este valor. Repitiendo este proceso para cada uno de los años considerados, se obtiene una matriz de caudales mínimos para los j años considerados.
- A partir de la matriz de mínimos, se calculan las medias aritméticas por columnas, obteniéndose una serie de 100 valores (vector vs), sobre el que se calcula el mayor incremento relativo entre cada par de valores consecutivos, siendo Q_b el caudal mayor que define dicho par de valores.
- Si no se considera inicialmente ningún caudal de acondicionamiento el caudal base define al mismo tiempo el caudal estándar (Q_e).

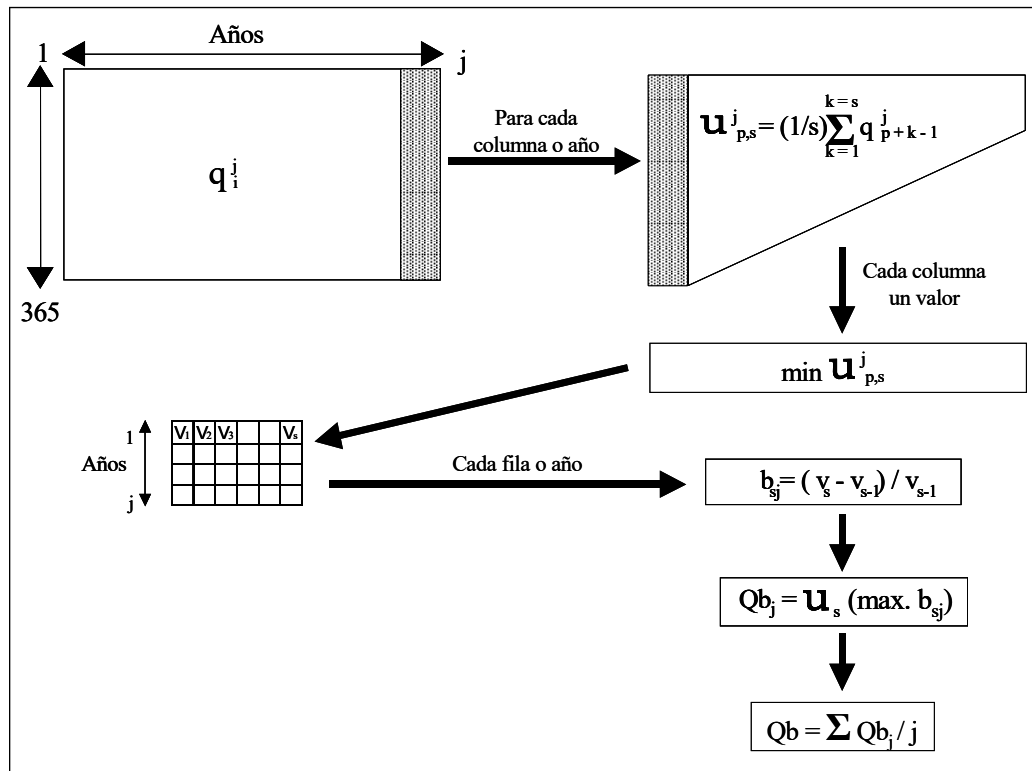


Figura 3. Esquema del proceso de cálculo del caudal básico a partir de una matriz inicial de caudales medios diarios de "j" años. Fuente: CEDEX, 1998.

- A partir del caudal estándar (Q_e) se obtiene el caudal de mantenimiento para cada mes del año (Q_{mi}), multiplicando el valor del Q_e por un factor de variabilidad (f_c) específico, calculado a partir de la relación entre el caudal medio para el mes i (Q_{mesi}) y el mínimo caudal medio mensual (Q_{mesmin}):

$$Q_{mi} = Q_e \sqrt{\frac{Q_{mesi}}{Q_{mesmin}}}$$

Método de Montana (Tennant, 1976)

El *método de Montana*, inusual para su época, se diferencia de otros enfoques ya que los valores de los porcentajes de caudal anual medio, que corresponden a diferentes grados de condición deseada del río, se derivaron de una base empírica de niveles de caudal para los diferentes hábitats (obtenidos en campo) y estudios ecológicos (de peces) de muchos pequeños arroyos de los Estados Unidos de carácter biofísico específico.

Este método se basa en fijar como caudal ecológico un valor entre el 10% (umbral mínimo para organismos acuáticos) y el 30% (rango entre bueno y óptimo para organismos acuáticos) del caudal medio anual del río.

Se propone esta formulación en base a asumir que el ancho del cauce, la velocidad del agua y su profundidad aumentan rápidamente desde $Q=0$ hasta $Q=10\%Q_{\text{medio}}$ y que la tasa de incremento disminuye para $Q>10\%Q_{\text{medio}}$.

El trabajo de Tennant está basado en el estudio de 11 ríos de Estados Unidos y, por lo tanto, sin una validación adecuada para los caudales en nuevas regiones geográficas o de diferentes tipos, el uso de los niveles de caudal tabulados conlleva el riesgo de establecer recomendaciones ambientales que son inadecuadas para las condiciones locales; las extrapolaciones de este tipo siguen siendo un desafío común a muchos métodos de evaluación de caudales ambientales (Arthington, 2012).

Fraser (1978)

Propone una modificación del método de Tennant, con el objetivo de incorporar la variabilidad estacional, especificando los caudales mínimos mensuales como un porcentaje del ciclo medio anual de la esorrentía.

Método “7QX” (Inicio de los 70’)

Propone la determinación del caudal ecológico como el caudal mínimo promedio de 7 días de duración y período de retorno de X años. El más utilizado es el 7Q10, cuyo origen está relacionado únicamente con la regulación y dilución de los contaminantes en ríos (no con la protección de hábitat o especies) (Chiang y Johnson, 1976). Para su cálculo es necesario disponer de una serie de caudales diarios y ajustar una distribución de extremos a los caudales mínimos de 7 días de duración.

Asimismo, se han propuesto en Estados Unidos algunos otros índices similares, variando el paso temporal de la duración, por ejemplo, pasando de 7 días a 30 días, 90 días, etc. en función de para que se vayan a utilizar (Pyrce, 2004).

Porcentajes de excedencia de curvas de duración de caudales

Estos métodos proponen determinar el caudal ecológico como un porcentaje de excedencia del mismo, a través de las curvas de excedencia, que consisten en curvas de distribución de frecuencias acumuladas que muestran el porcentaje del tiempo que un caudal específico es igualado o superado durante un periodo de tiempo: día, mes año o todo el período de registro (Tharme, 2003, proporciona varios ejemplos).

El Q95 y el Q90 suelen proponerse como caudales mínimos y el rango de caudales ecológicos suele establecerse en la horquilla de 70% y 99%.

El *método del NGPRP* (USA-Nothern Great Plains Resource Program) propone determinar un caudal ecológico para cada mes del año como el Q90 de la curva de excedencia de caudales diarios de cada mes de forma independiente, una vez descartados los caudales extremos secos y húmedos, con la excepción de los meses de caudal más elevado en que el caudal mínimo recomendado corresponde al caudal que es igualado o superado el 50% del tiempo. (Loar & Sale, 1981).

Aquatic Base Flow (ABF) o método NEFM

Este método fue desarrollado por agencias de recursos hídricos de Nueva Inglaterra (EEUU) y utilizado básicamente en los proyectos de generación de energía hidroeléctrica. El caudal ecológico se calcula como la media aritmética de los valores de la mediana obtenida para los caudales medios diarios del mes más seco de cada año de la serie considerada.

Basados en el caudal medio anual / mensual

Proponen la determinación del caudal ecológico como un porcentaje (10%, 25 y 30%) del caudal medio anual, así como un ciclo anual de caudal ecológicos como un porcentaje del caudal medio mensual de cada mes.

Robinson (Stalnaker & Arnette, 1976)

Propone la determinación del caudal ambiental como el producto entre un factor K y el área de la cuenca de aporte al cauce, donde K está asociado a la consecución de poblaciones piscícolas y varía entre 0.36 a 1.24 cfs/m.

Utah

Propone dividir el año en 2 períodos (Oct-Mar y Abr-Set) y utilizar como caudal ecológico las medias aritméticas de los valores más bajos de caudales medios mensuales para cada mes dentro de cada período.

Método Q25 (Baeza D. et al., 2005)

El método Q25 propone como caudal ambiental la media móvil más baja de paso 25 días consecutivos a lo largo de 1 año. Este parámetro es representativo de la duración y magnitud del conjunto más bajo de caudales a lo largo del año.

RVA, IHA (Richter, 1997)

Este método fue desarrollado con el fin de considerar en la estimación de los caudales ecológicos la variabilidad hidrológica natural, a partir del establecimiento de objetivos de alteración de una serie de parámetros que caracterizan los 5 componentes del régimen de caudales - magnitud, frecuencia, duración, momento y tasas de cambio - reconocidos como claves en la conservación de la biodiversidad y la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales (Poff & Ward 1989, Karr 1991, Richter et al. 1996, Poff et al. 1997, Bunn & Arthington 2002, Lytle & Poff 2004).

La caracterización del régimen natural se realiza a través de una serie de parámetros y se fija para cada uno de ellos un Rango de Variabilidad Natural (RVA) en el que el régimen debería estar comprendido para no alterar más de lo aceptable el estado del río. Los límites del RVA quedan fijados a priori por los percentiles 33 y 67 de las respectivas distribuciones o también pueden considerarse como más-menos la desviación estándar del régimen natural.

Asimismo, dado un régimen alterado o algún escenario futuro que interese evaluar, el método permite determinar el nivel de apartamiento del régimen natural a partir de un

análisis estadístico de los resultados de los parámetros hidrológicos y así poder establecer el grado de alteración de dicho régimen en función del porcentaje de los años en los que no se cumple con los límites determinados. Por ejemplo: entre 0 y 33%: alteración hidrológica pequeña o nula; entre 34 y 67%: alteración hidrológica moderada y entre 68 y 100%: alteración hidrológica fuerte.

IAH (Martínez & Fernández Yuste, 2006)

Método similar al de Richter, basándose en 24 parámetros hidrológicos que comparan los estatus hidrológicos naturales y alterados, los que se resumen luego en 3 índices globales, uno para valores habituales, otro para avenidas y otro para sequías. En función del valor de dicho índice se definen estatus hidrológicos.

2.3.2. Enfoque hidráulico

Los métodos hidráulicos surgieron en paralelo a los métodos hidrológicos, con la intención de cuantificar cómo el agua fluyente interactuaba con los límites de la sección transversal de un río para crear hábitats acuáticos de diferentes características de profundidad, velocidad, sustrato y cobertura que varían a lo largo del tiempo con el patrón de descarga.

Estos métodos emplean cambios ocurridos en variables hidráulicas sencillas medidas, generalmente, en una o varias secciones a partir de los cambios de caudal, para establecer relaciones con los factores vinculados con el hábitat de las especies objetivo (normalmente peces o invertebrados bentónicos) (Magdaleno, 2005). El caudal ecológico se deduce de la relación entre algún parámetro hidráulico (generalmente la velocidad del flujo, el perímetro mojado o la profundidad) y el caudal. De esta forma se admite que el mantenimiento de un valor mínimo de una de estas variables, la que se haya seleccionado, permite el mantenimiento de la integridad del ecosistema (Gordon et al., 2004; Sale M. J. & Loar, 1981).

Incorporan los requerimientos de hábitat de las especies de manera muy grosera. Son sencillos de aplicar dando lugar a resultados de baja resolución y flexibilidad, pero de notable rapidez de cálculo. Su aplicación se encuentra limitada a tramos concretos del cauce no establece variabilidad temporal e implica la obtención de los citados parámetros mediante trabajos de campo.

Este enfoque ha sido utilizando ampliamente, principalmente en países desarrollados (ver Annear et al., 2004; Arthington, 2012; Tharme, 2003), pero hoy en día está siendo reemplazado o utilizado como una de varias herramientas integradas en el modelado en la simulación del hábitat o en métodos holísticos (p. ej. dentro de DRIFT, Arthington et al., 2003; King et al., 2003). Además, allanaron el camino para los métodos de simulación de hábitat y las herramientas asociadas (p. ej. el componente de simulación de hábitat físico, *Physical Habitat Simulation* [PHABSIM] de la metodología incremental de flujo interno, *Instream Flow Incremental Methodology* [IFIM]; Bovee, 1982), y más tarde a innovaciones sofisticadas centradas en modelo bi y tridimensionales de hábitat respaldados por técnicas de mapeo de hábitats espacialmente referenciadas.

A continuación, se presenta un resumen de los métodos hidráulicos más difundidos:

Método del perímetro mojado (Reiser, D.W. et al., 1989)

El *método del perímetro mojado* es el más conocido y uno de los de mayor aplicación a nivel mundial. Define un caudal mínimo aceptable que mantiene el hábitat acuático humedecido para secciones transversales de canales o arroyos seleccionados (representativos y/o críticos).

Este método se basa en el análisis de las variaciones del perímetro mojado del cauce en función de los caudales circulantes, asumiendo una relación creciente entre aquél y la capacidad biogénica del río. Para un determinado tramo fluvial, el caudal mínimo óptimo apropiado para el desarrollo de la vida piscícola correspondería al primer punto de inflexión de la función que relaciona la variación del perímetro mojado con el caudal, es decir, el punto a partir del cual los incrementos del caudal no suponen un aumento sustancial del perímetro mojado (Figura 4). Del mismo modo, dicha función registraría un segundo punto de inflexión que, de acuerdo con los fundamentos de este método, correspondería con el "caudal generador" que, representa el caudal de plena ocupación de la sección ordinaria del río.

La aplicación de este método se realiza sobre secciones hidráulicas en tramos críticos para la fauna piscícola, como zonas de freza, zonas de cría o áreas de paso limitado y, generalmente, en zonas de rápidos, por ser éstas las más sensibles a los cambios de caudales y, consecuentemente, en las que el punto de inflexión es más fácilmente identificable.

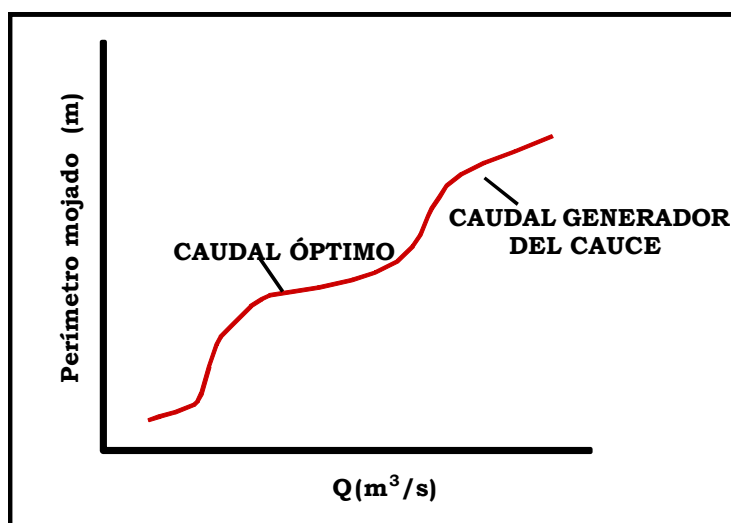


Figura 4. Variación del perímetro mojado de un cauce en función de los caudales circulantes, señalando los cambios de pendiente significativos. Fuente: Universidad de Cantabria y Consejería de Medio Ambiente, 2007.

Método de Idaho

Se basa en establecer referentes de rango de velocidad y profundidad mínima para diferentes especies, según sus exigencias. Siendo el caudal mínimo el primero que cumple con tales referentes. Establece un valor base que permite recomendar 1 o más caudales ecológicos.

Método R2Cross

Selecciona un rápido crítico del río y determina los requerimientos de caudal para la protección del hábitat a partir de los caudales asociados a 3 parámetros: profundidad media, perímetro mojado (%) y velocidad media.

2.3.3. Enfoque hidrobiológico (de modelización de hábitats)

El caudal ecológico se deduce a partir de una cuantificación previa del hábitat físico (cantidad e idoneidad) de una especie de referencia o especie objetivo (casi siempre peces) y del análisis de su relación con el caudal mediante simulación hidráulica. En lugar del hábitat físico, algunos de estos métodos también consideran variables biológicas como la biomasa o la diversidad ecológica de distintas comunidades naturales. Este enfoque solo admite aplicaciones a tramos concretos de ríos.

Aunque se han realizado esfuerzos para expandir estos métodos a contextos más amplios de comunidades enteras de peces y macroinvertebrados, incluso a través del modelado de una gama de tipos de hábitats ocupados por diferentes gremios funcionales (por ejemplo, King y Tharme, 1994; Leonard y Orth, 1988; Parasiewicz, 2007), las muchas otras facetas del régimen de caudales y los complejos requerimientos de los ecosistemas de los ríos (Bunn y Arthington, 2002; Poff et al., 1997) requieren diferentes tipos de métodos.

Este tipo de métodos se caracterizan por una mayor resolución, complejidad y fiabilidad que los anteriores, además de una gran flexibilidad en la definición del régimen de caudales ecológicos, con su consiguiente costo asociado.

Requieren una importante cantidad de recursos que incluye registros históricos de caudales, trabajos de campo (topografía y variables hidráulicas), curvas de preferencia de las especies objetivo y la caracterización de los ecosistemas, incorporando de esta manera los requerimientos de hábitat de las especies estudiadas y estableciendo relaciones explícitas entre los componentes hidrológicos y biológicos (relaciones ecología-caudal).

Como se comenta anteriormente su aplicación se encuentra limitada actualmente a tramos concretos de ríos y tienen el inconveniente de obtener distintos valores de caudales ambientales para cada especie y estadio.

Las fases principales del cálculo de caudales ecológicos mediante métodos de simulación de hábitat son (Figura 5):

- 1) La aplicación y validación de un modelo hidráulico.
- 2) El desarrollo de un modelo biológico a partir de las curvas de preferencia de distintos estadios de la especie objetivo.
- 3) El cálculo de la Superficie Ponderada Útil (en adelante SPU) en diferentes situaciones de caudal y para cada fase del ciclo de vida (alevín, juvenil y adulto), o para una actividad particular (reproducción, alimentación o reposo).
- 4) El establecimiento de criterios que permitan seleccionar de la opción de caudal más adecuada.

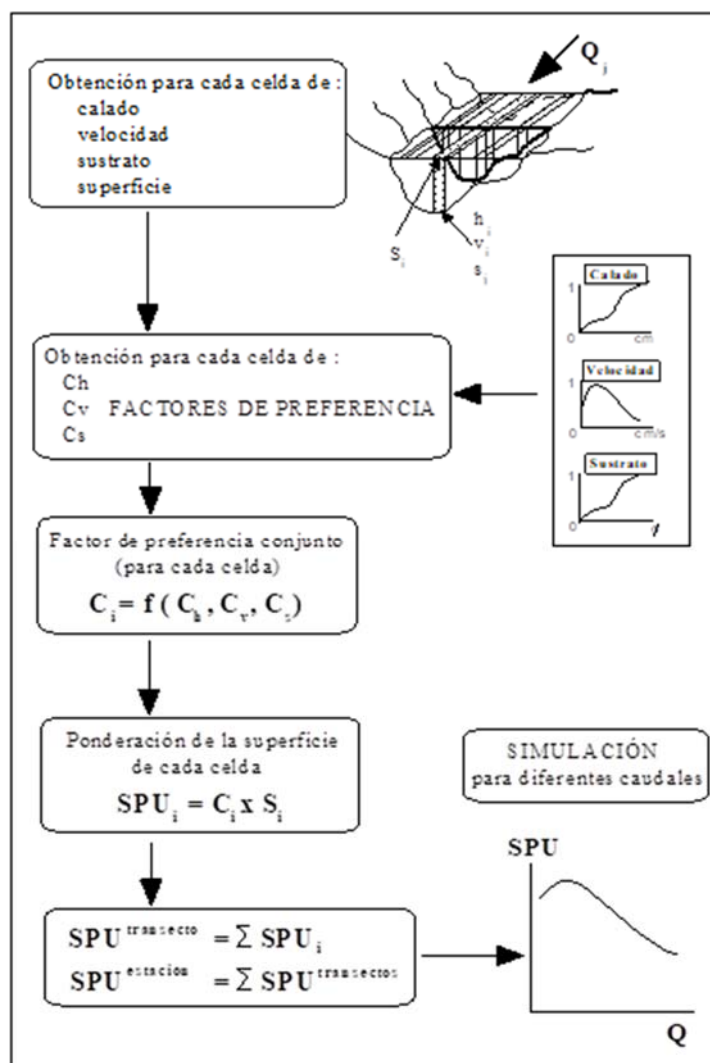


Figura 5. Esquema de aplicación de modelos de simulación de hábitats. Fuente: Universidad de Cantabria y Consejería de Medio Ambiente, 2007.

Metodología IFIM (Bovee K. D., 1982)

Dejando de lado el enfoque basado en una única especie objetivo para aumentar el uso de las necesidades de especies, gremios y conjuntos se encuentra la *metodología IFIM* (Instream Flow Incremental Methodology, Bovee K. D., 1982) ver ejemplos en Annear et al. 2004, Arthington 2012 y Tharme 2003. Esta metodología es la más utilizada en el mundo y una de las más populares para la definición y el establecimiento de regímenes de caudales ecológicos, y se desarrolló para la resolución de los problemas de gestión de los recursos hídricos, que incluyen la definición e implementación de un régimen hidrológico para disminuir o limitar el estrés de los ecosistemas (Bovee, 1982; Bovee et al., 1998; Gan and McMahon, 1990; Herricks and Braga, 1987).

Se aplica principalmente en países desarrollados, utilizando modelos de hábitat cada vez más sofisticados y multidimensionales (eco) hidráulicos (p. ej. Lamouroux y Jowett, 2005) y es utilizada con menos frecuencia en países o cuencas en desarrollo, tendiendo a ser uno

de los conjuntos de herramientas utilizadas para establecer los caudales ambientales dentro de un enfoque integral (por ejemplo, USAID, 2016).

En el método IFIM el cálculo de los caudales mínimos se realiza estimando la cantidad de hábitat útil para diferentes especies en función del caudal. La existencia de una estrecha relación entre la "funcionalidad" en términos ecológicos y la "habitabilidad" en términos físicos permite asumir que, para unas condiciones supuestamente adecuadas de habitabilidad, la respuesta del propio ecosistema se puede encaminar a proporcionar un nivel de funcionalidad adecuado.

Para determinar el Hábitat Real Útil en función del caudal circulante en un curso de agua, se realizan los siguientes pasos:

- Modelación hidrodinámica de un tramo representativo del curso de agua en estudio para un rango definido de caudales. A partir de la cual es posible obtener una malla, en cuyas celdas se conoce el valor de la profundidad y de la velocidad del agua asociado a cada caudal del rango de caudales definido anteriormente.
- Obtención de las curvas de preferencia de hábitat de las especies indicadoras del ecosistema en cuestión, en función de los parámetros que se consideren más importantes (hidráulicos - ej. profundidad y velocidad del agua - y no hidráulicos - ej. sustrato -) para diferentes estados de desarrollo (freza, alevín, juvenil, adulto).
- Determinación del Hábitat Potencial Útil asociado a cada especie indicadora y su estado de desarrollo y a cada caudal del rango de caudales definido, a partir de la siguiente expresión:

$$HPU = \sum P_i \cdot A_i$$

Siendo: P_i la media (aritmética o geométrica) de los niveles de preferencia de la especie indicadora respecto a los parámetros considerados en la celda i (cuyos valores se obtienen de la modelación hidrodinámica) y A_i el área de la celda i .

- Obtención de las curvas de Hábitat Potencial Útil en función del caudal circulante para cada especie y estado de desarrollo, simplemente graficando el Hábitat Potencial Útil obtenido para cada caudal del rango de caudales definido.
- Obtención de las curvas de Hábitat Real Útil en función del caudal circulante para cada especie y estado de desarrollo, ajustando las curvas de Hábitat Potencial Útil de juvenil, alevín y freza según las siguientes expresiones (Bovee, 1982), de forma tal que sean comparables con el adulto:

$$\text{Adulto/Juvenil} = 1/0.8 \qquad \text{Adulto/Alevín} = 1/0.3 \qquad \text{Adulto/Freza} = 1/0.2$$

Este ajuste debe realizarse debido a que el hábitat útil es un indicador de área y por lo tanto, la cantidad de juveniles, alevines o freza asociados a una determinada área siempre es mayor a la cantidad de adultos para la misma área, teniendo los mismos índices de preferencia. Por tanto, resulta necesario pasar a la misma escala todas las etapas de crecimiento y para ello se utilizan las relaciones antes expresadas (Bovee, 1982).

Luego se determina para cada especie, el estado de desarrollo más limitante (de menor hábitat disponible) y para dicho estado se comparan las diferentes especies indicadoras en

el análisis. Finalmente, se selecciona como caudal mínimo necesario para la conservación del ecosistema, el correspondiente al punto de inflexión de la curva de la especie más comprometida, recomendándose mantener al menos el 50% y no superar el 80% del hábitat potencial de la misma.

Una vez determinado el caudal mínimo se debe establecer un régimen anual de caudal ambiental, que puede obtenerse validando y ajustando el valor obtenido en función de los resultados de régimen anual obtenido a partir de algún método hidrológico.

Método de los Microhábitats (EVHA) (Souchon, 1994)

El *Método de los Microhábitats (EVHA)* (Souchon, 1994) desarrollado por el Cemagref, está basado en los principios del método IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) propuesto por Bovee (1982). Este método proporciona una cuantificación de las capacidades potenciales de acogida para la fauna piscícola, en función del caudal, a un nivel de estudio de amplitud espacial y temporal reducida, entre las facies o unidades morfológicas y el microhábitat. De forma general, este método permite determinar, en un tramo de un curso fluvial, la superficie de hábitat disponible para diferentes especies.

En la determinación del hábitat útil se combinan dos modelos: un modelo hidráulico, que permite la estimación de los gradientes hidráulicos que se producen dentro de un tramo para un rango de caudales analizados, y un modelo de carácter biológico, que estima las preferencias de los organismos considerados, a través de la interpretación de las respuestas de las diferentes especies a los gradientes de una serie de parámetros hidráulicos y físicos (velocidad, calado, sustrato).

La combinación de los dos modelos permite la cuantificación del Hábitat Potencial Útil, en forma de Superficie Ponderada Útil (SPU), para un rango de caudales, en varias secciones de un determinado cauce. A partir de esta información, generada en diferentes tramos de un río, se pueden determinar los regímenes de caudales propuestos para mantener un nivel de funcionalidad que se considere aceptable.

2.3.4. Enfoque holístico

El enfoque holístico no es un método de cálculo en sí, es más un procedimiento o protocolo con el que deducir el caudal de mantenimiento, buscando una solución consensuada a partir de un análisis independiente de la magnitud y distribución del caudal que necesitan los diferentes componentes del ecosistema fluvial objetivo, ya sean aspectos abióticos (geomorfología, calidad del agua, etc.), ecológicos (comunidades naturales), preceptuales (paisaje), socioeconómicos o todos en conjunto.

Estas metodologías se basan en que el manejo debe contemplar todos los factores biológicos y abióticos y el espectro completo del régimen hidrológico, incluyendo tanto su variabilidad espacial como temporal. Por tanto, son esencialmente interdisciplinarios, donde cada especialista aplica las metodologías específicas para entender la relación entre el régimen hidrológico y los componentes del ecosistema, pero luego interactúa con otros especialistas para relacionar variables entre sí, sus interacciones con el régimen hidrológico y los efectos de las modificaciones en dicho régimen. El resultado es una descripción de un régimen hidrológico necesario para mantener determinada condición del ecosistema (King et al. 2003).

Los métodos holísticos se basan en una evaluación del ecosistema en su conjunto, a diferencia de los métodos antes mencionados que se concentraban en una o pocas especies. Se consideran distintos componentes bióticos y abióticos del ecosistema que incluyen la geomorfología, hidráulica, calidad de agua, vegetación acuática, macroinvertebrados, peces y otras comunidades vinculadas al ecosistema ripario (Arthington et al. 2004). Este enfoque requiere de un abordaje con grupos de trabajo interdisciplinario. Además, el foco en el río se expande a otros ecosistemas límnicos asociados y a estuarios. Los métodos holísticos fueron mayormente desarrollados en Australia (Tharme 2003) y Sud África (King & Louw 1998, King et al. 2003), a diferencia de las otras tipologías antes mencionada que se desarrollan principalmente en Estados Unidos y otros países.

La buena resolución de sus resultados y su flexibilidad hacen que sean apropiados para ser utilizados en ríos o tramos de ríos de gran importancia estratégica o de conservación, y/o cuando se prevean complicados procesos de negociación con los agentes implicados (Magdaleno, 2005).

Como planteamiento metodológico es ciertamente impecable, pero en la práctica su aplicación puede ser compleja, en función de la heterogeneidad de los resultados parciales obtenidos para cada componente considerado (Palau, 2003).

Evolución de sus principios y aproximaciones

La perspectiva holística o integral del ecosistema surgió conceptualmente del crecimiento en la comprensión científica de las relaciones entre ecología y caudal, así como de una necesidad apremiante de reflejar las condiciones de caudal necesarias para mantener la estructura y función de los ecosistemas en su totalidad y de las comunidades locales y los medios de vida que mantienen (como fue el caso en Sudáfrica, Tharme y King, 1998). A finales de la década de los 80, el foco de la restauración y la conservación o protección de los ríos había comenzado a ampliarse mucho más allá de las especies individuales. Debido a los avances en la teoría ecológica, las perspectivas de comunidades y ecosistemas incorporaron explícitamente el principio de que la variabilidad y la perturbación hidrológica son clave para mantener un entorno acuático dinámico que proporciona condiciones variables bajo las cuales muchas especies pueden coexistir en el tiempo (por ejemplo, Resh et al. 1988). De manera similar, se tomaron nuevas direcciones en la comprensión geomorfológica de los procesos de formación de canales durante el mismo período (por ejemplo, Hill et al., 1991, Newson y Newson, 2000; Petts y Calow, 1996; Rowntree y Wadeson, 1998).

Esta rápida transición a una nueva categoría de métodos se puede atribuir a tres líneas de investigación y aplicación diferenciadas que surgieron en este período y que, finalmente, se unieron en los cimientos de la ciencia ambiental contemporánea del agua (Figura 1).

- 1) En Australia (Arthington, 1998; Arthington et al., 1992) y Sudáfrica (King y Tharme, 1994; Tharme y King, 1998), se llevaron a cabo evaluaciones ambientales del agua y asignaciones basadas en múltiples objetivos ecológicos, utilizando principios hidroecológicos modernos aplicados a través de juicio experto en aplicaciones fluviales específicas in-situ. (por ejemplo, métodos de benchmarking y restauración

de flujo, Arthington y Pusey, 2003; aplicación jerárquica de métodos e inclusión de las dependencias de flujo social, King et al., 2003; Tharme, 1996).

- 2) Esta línea se desarrolló a partir de la investigación de cómo la perturbación hidrológica en ríos de flujo libre podría analizarse estadísticamente y clasificarse en grandes gradientes hidroclimáticos. Siguiendo Resh et al. (1988), la articulación del papel crítico de la perturbación (eventos hidrológicos extremos) en la configuración de la estructura y función de los ecosistemas lóticos, Poff y Ward (1989, 1990), desarrollaron un esquema de clasificación de caudales basado en métricas de caudales definidas específicamente como ecológicamente relevantes para cubrir todo el rango de variación hidrológica (desde caudales iguales a cero a caudales máximos). Ideas similares basadas en el régimen de caudales surgieron en el Reino Unido (Gustard, 1979), Australia (Hughes y James, 1989), Nueva Zelanda (Biggs et al., 1990) y Sudáfrica (Joubert y Hurly, 1994), así como a escala global (Haines et al., 1988). Se extrajeron métricas de caudales a partir de datos hidrográficos a largo plazo para ríos intactos que revelan patrones geográficamente variables de variabilidad del caudal caracterizados por magnitud, frecuencia, duración, tiempo y previsibilidad de los niveles de flujo que se consideran funcionalmente importantes para la comunidad ribereña y los procesos del ecosistema.
- 3) Un tercer capítulo surgió desde la perspectiva general de la conservación de los ríos y el deseo de proporcionar un método que permita a los administradores comprender gestionar fácilmente y de manera más efectiva las interrelaciones entre los tipos de alteración del caudal por las presas y el deterioro ecológico aguas debajo de las mismas. El software *Indicators of Hydrologic Alteration* (IHA), desarrollado por The Nature Conservancy (Mathews y Richter, 2007; Richter et al., 1996) como una herramienta de cálculo para una amplia gama de métricas estadísticas simples pero significativas para caracterizar el alteración (en magnitud, frecuencia, duración, tiempo, tasa de cambio y variabilidad) de los componentes ecológicamente relevantes de un régimen de caudales deteriorado. Esta herramienta fácilmente disponible podría emplearse sencilla en métodos tales como el *Range of Variability Approach* (RVA, Richter et al., 1997), dondequiera que haya series temporales de caudales previos y / o posteriores al impacto. El programa IHA ha sido muy exitoso, proporcionando una plataforma técnica común para la evaluación y comparación de la alteración del flujo (así como análisis comparativos de tendencias y estacionales) en los ríos de todo el mundo.

Estas tres líneas se fusionaron bajo el paradigma del régimen de caudal natural (Poff et al., 1997; Richter et al., 1997; Stanford et al., 1996), que luego formó uno de los principios fundacionales de la Declaración de Brisbane (2007), un llamado influyente para la implementación universal del agua ambiental (ver Arthington et al., 2010).

A continuación se describen brevemente algunos de los métodos holísticos más utilizados:

Building Block Methodology (BBM, King J. M. & Tharme, R. E., 1994, King y Louw, 1998; King et al., 2000)

La *Building Block Methodology* (BBM) se ha aplicado numerosas veces y en varios niveles de resolución en Sudáfrica, como uno de los métodos estándar para la determinación de

reservas ecológicas (King y Pienaar, 2011). También se ha adaptado para su aplicación local en cuencas hidrográficas del este de África (por ejemplo, Cuenca de Rufiji, Tanzania, USAID, 2016). En Sudáfrica, las prescripciones ambientales del régimen hídrico de las aplicaciones BBM disponibles se han agrupado de acuerdo con la hidrología del río, para extraer principios hidroecológicos más generales para guiar la evaluación en ríos de la hidrología contrastada, como el modelo de reserva de escritorio (Hughes y Hannart, 2003). Su sucesor, el método de respuesta flujo-estresante del hábitat (habitat flow-stressor response method), que está bien alineado con los métodos holísticos locales, ahora se aplica ampliamente para la determinación de reservas a nivel de escritorio (Hughes et al., 2014). Algunos métodos holísticos, como el BBM (por ejemplo, Alfredsen et al., 2012) y el método de Savannah (Warner et al., 2014), se han desarrollado para un uso operacional más próximo para la asignación de caudal dinámico.

La metodología BBM se basa en un enfoque preceptivo de abajo hacia arriba, diseñado para construir un régimen de caudales para mantener un río en una condición predeterminada (Tharme y King 1998). Para obtener la condición predeterminada, se hacen las siguientes suposiciones (Tharme y King 1998):

1. La biota del río puede hacer frente a las condiciones de caudales bajos que ocurren de forma natural y frecuente, y puede depender de condiciones de mayor caudal que ocurren de manera natural en ciertos momentos (es decir, inundaciones específicas).
2. La identificación de los componentes más importantes, o "bloques de construcción", de los caudales e inundaciones naturales bajos, y su combinación como el régimen de caudales modificado, facilitará el mantenimiento de la biota y los procesos naturales del río.
3. Ciertos caudales influyen más en la geomorfología del cauce que otros, y la incorporación de dichos caudales en el régimen de caudales modificado ayudará al mantenimiento de la estructura del cauce natural y la diversidad de biotopos físicos.

Hay tres partes principales de BBM que tienen lugar en una secuencia, cada una de las cuales se describe en gran detalle en un manual completo de BBM (Tharme y King 1998, King et al., 2008):

1) Recopilación de información / fase preparatoria:

Se sigue un conjunto estructurado de actividades para recopilar y mostrar la mejor información disponible sobre el río para su consideración por parte de los participantes del taller. La información recopilada incluye el uso social de los recursos fluviales, las evaluaciones del régimen de caudales (históricos y actuales), el análisis hidráulico, la geomorfología, la química del agua, el agua subterránea y los estudios biológicos de la vegetación, los invertebrados acuáticos y los peces. El manual de BBM incluye instrucciones detalladas sobre cómo se recopilan los datos para cada criterio. La información se recopila en un "Documento de inicio" que se proporciona a los participantes del taller de BBM (ver a continuación).

2) Taller de BBM:

El taller de BBM generalmente involucra ~ 20 personas que comprenden a administradores de agua, ingenieros y científicos de ríos. El taller consta de cuatro sesiones principales y generalmente demora de 2 a 4 días en completarse. La primera sesión es una visita a los sitios de campo que se están considerando, seguida de otra sesión donde se presenta toda la información recopilada. En la tercera sesión, el régimen actual de flujo ambiental modificado es diseñado en base a flujos mensuales y flujos de propósitos especiales e informado como % MAF (Figura 6). Finalmente, se identifican nuevas necesidades de investigación para abordar la mayor incertidumbre y mejorar el régimen de flujo ambiental. Se produce un informe técnico después del taller que describe el régimen de flujo ambiental y describe el razonamiento de los diferentes componentes de flujo.

3) Actividades de seguimiento que vinculan el taller con las inquietudes de ingeniería y planificación

Después del taller, el régimen de caudal descrito en el taller se incorpora en un análisis de rendimiento hidrológico. Esto revela si el EFR (Environmental Flow Requirements) se puede cumplir o no sin conflicto con los posibles usuarios consuntivos. Si se identifican conflictos, se realizan ajustes hasta que se logre un compromiso.

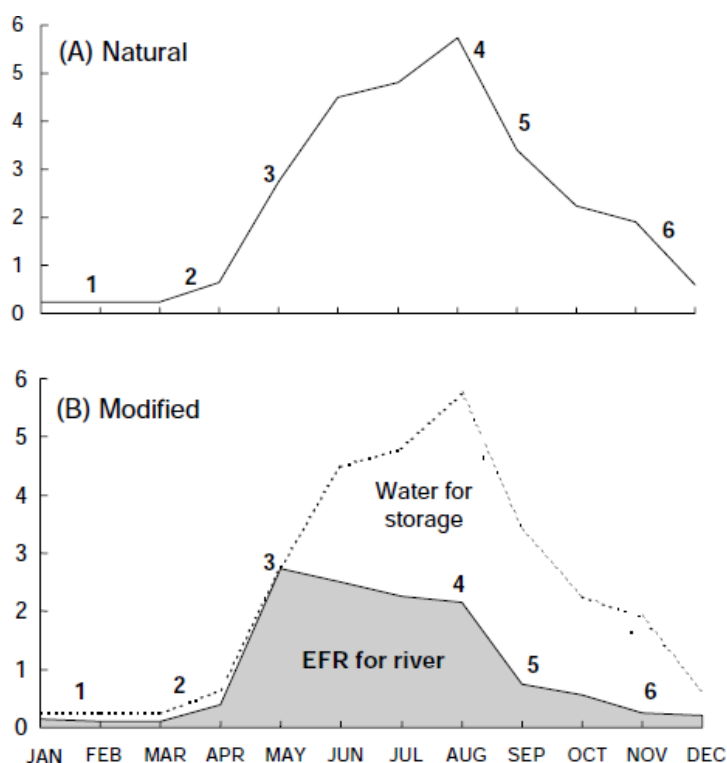


Figura 6. Modelo conceptual de la Building Block Methodology utilizando un hidrograma natural, donde se identifican los componentes clave del flujo del río (A), y se conserva una cierta proporcionalidad de los bloques para obtener un régimen de caudales ambientales. Por ejemplo, los bloques 1 y 6 se utilizan para mantener los flujos bajos perennes del hidrograma, los bloques 2, 4 y 5 se usan para separar las estaciones húmedas y secas, y el bloque 3 se usa para introducir una primera inundación relevante de la estación húmeda. Fuente: King et al. (2008), Copyright (2012): Water Research Commission, Sudáfrica.

El método BBM no examina escenarios de caudal alternativos ya que está diseñado para construir un régimen de caudales basado en el consenso que supuestamente da como resultado una condición predefinida del río basada en los mejores datos científicos disponibles (Tharme 2003). Por supuesto, la debilidad de este enfoque es la suposición de que los expertos tienen un conocimiento exhaustivo de lo que constituye un evento de caudal crítico dentro del río en cuestión.

Si bien las aplicaciones del marco completo de BBM pueden consumir mucho tiempo y recursos (1-2 años, Tharme 2003), el modelo conceptual de BBM se puede utilizar en un entorno simplificado en situaciones donde ya existen datos considerables sobre el sistema fluvial.

Downstream Response to Imposed Transformation (DRIFT) (King et al., 2003)

La metodología *Downstream Response to Imposed Transformation* (DRIFT) evolucionó a partir de la BBM como una alternativa descendente basada en escenarios, fundada sobre una base similar de relaciones ecología-caudal. King et al. (2003) desarrolló DRIFT para satisfacer la demanda de un enfoque riguroso y transparente con la capacidad de evaluar escenarios alternativos de gestión del agua en situaciones tanto con abundancia de datos como con escasez de los mismos. La metodología DRIFT engloba una robusta colección de procedimientos de campo y de escritorio, sistemas de bases de datos y herramientas de apoyo a la toma de decisiones para la planificación proactiva de regímenes hídricos ambientales para ríos (King et al., 2003).

El marco DRIFT es exhaustivo e incluye todos los componentes abióticos y bióticos más importantes que constituyen el ecosistema que se gestionará (King et al., 2003). La metodología emplea científicos experimentados de diferentes disciplinas biofísicas que incluyen hidrología, hidráulica, geomorfología fluvial, sedimentología, química, botánica y zoología (King et al., 2003). Si bien la metodología DRIFT hace un uso extensivo del conocimiento experto, las pautas para seleccionar a los miembros del panel científico para los proyectos DRIFT se basan en los protocolos bien establecidos de la BBM (King et al., 2008). Además, los roles, responsabilidades e interacciones de los miembros del panel DRIFT se rigen por los procedimientos paso a paso incorporados en la metodología DRIFT y la posibilidad de que un miembro domine los talleres o sesgue los resultados de las evaluaciones de escenarios se eliminan (King et al., 2003; Arthington et al., 2003).

El marco DRIFT consta de cuatro módulos (King et al., 2003, Figura 7):

1) Módulo biofísico:

El componente se usa para describir la condición actual del ecosistema en el río y para recopilar datos sobre todos los aspectos de la biota, de modo que se puedan hacer predicciones sobre cómo cambiaría con los cambios de caudal. La recopilación de datos es multidisciplinaria e incluye componentes similares a los descritos para BBM, incluida la selección del sitio de estudio informado.

El análisis incluye el uso de 10 estadísticas hidrológicas que se utilizan para resumir registros de caudales diarios (sensu 32 IHA statistics) y modelado hidráulico (1D o 2D) que traduce los cambios de flujo en variables necesarias para evaluar los impactos relacionados con el caudal en la biota (ancho mojado, velocidad, profundidad, etc.)

2) Módulo sociológico:

El componente identifica los grupos de personas directamente afectadas por la alteración del flujo (es decir, "Población en riesgo", definida como aquellas personas que viven a lo largo del río y utilizan sus recursos para la subsistencia) y describe los posibles impactos sociales.

3) Desarrollo del escenario:

Se elaboran los diferentes escenarios del régimen de caudales ambientales (generalmente menos de cinco). Luego, cada disciplina representada en el módulo biofísico se evalúa usando la dirección y las clasificaciones de gravedad que se deciden en cada proyecto y también se describen los efectos de cada escenario en los usuarios de subsistencia. El régimen de caudales se negocia luego usando las diferentes compensaciones de calificación de severidad en un entorno de taller experto.

4) Economía:

El componente se usa para calcular los costos de mitigación y compensación para las personas que dependen directamente del ecosistema ribereño para verse afectadas por las alteraciones propuestas.

Los módulos 2 y 4 se omiten si el estudio de caso no involucra a usuarios de subsistencia (King et al., 2003) pero además de los módulos básicos, el marco DRIFT debe ejecutarse en paralelo con otros dos ejercicios que son externos a él: 1) una economía evaluación de las implicaciones regionales más amplias de cada escenario, y 2) un proceso de participación pública mediante el cual las personas que no sean usuarios de subsistencia pueden indicar el nivel de aceptabilidad de cada escenario (King et al., 2003).

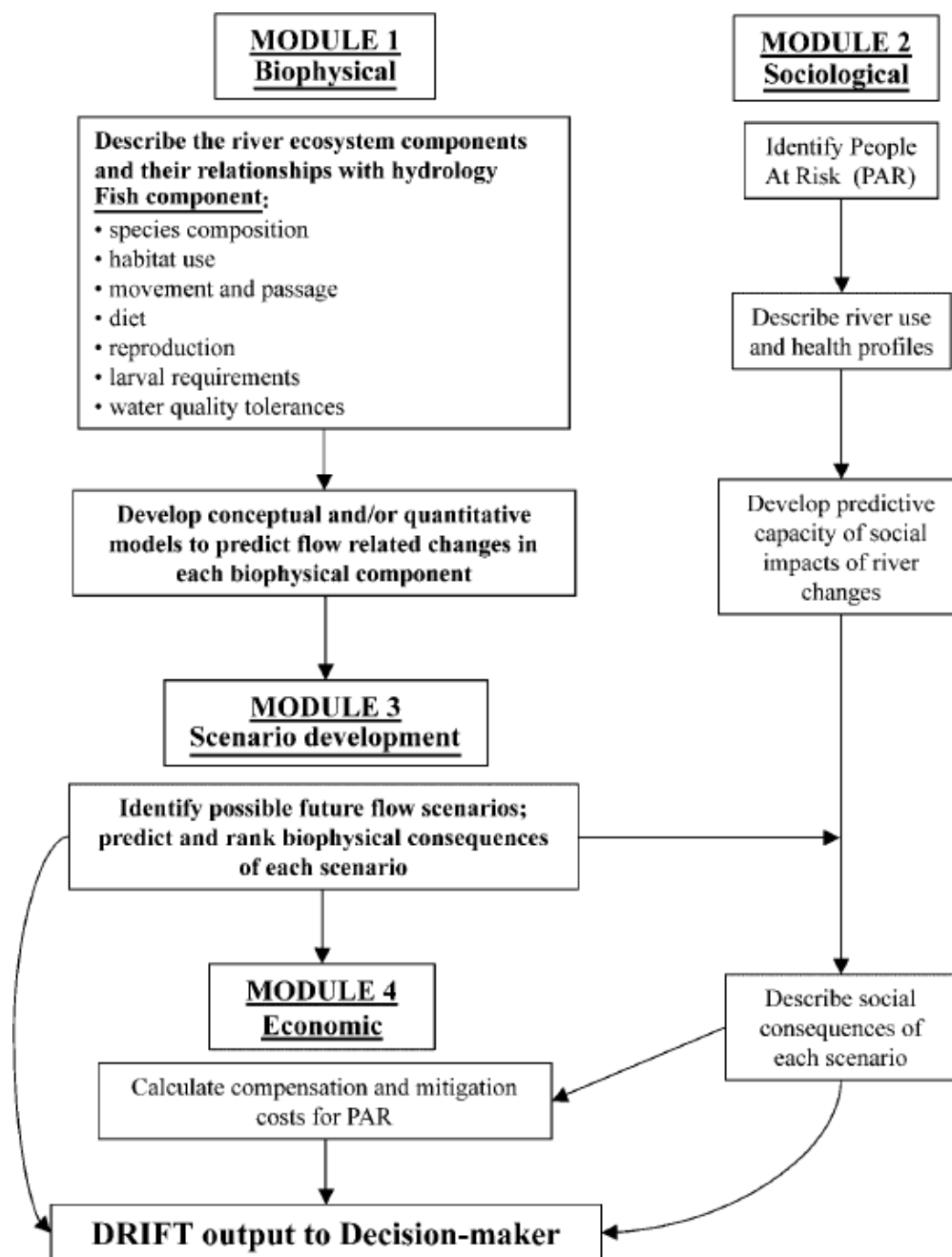


Figura 7. Esquema de los cuatro módulos del marco DRIFT. El ejemplo muestra el componente de peces del módulo Biofísico; las subtarefas específicas son diferentes para cada disciplina contenida dentro del módulo. Fuente: Arthington et al. (2003), Copyright (2012): Wiley.

"Los pasos básicos en el componente de pescado de DRIFT son los siguientes:

1. Revisión de la literatura para producir una compilación de información relacionada con el caudal publicada sobre cada especie de pez en los ríos de estudio.
2. Selección de sitios de estudio para caracterizar los tramos fluviales que puedan verse afectados por desarrollos de recursos hídricos existentes y futuros.

3. Estudios de campo estacionales en cada sitio para determinar la composición de especies de peces, la abundancia y el uso del hábitat en relación con las condiciones del flujo.
4. Análisis de datos de campo para generar curvas de preferencia de hábitat para cada especie de pez.
5. Tabulación de los datos de campo y la información de la revisión bibliográfica para producir un resumen de los datos relacionados con el flujo en cada especie de pez.
6. Desarrollo de escenarios de cambio de régimen de caudales para evaluación utilizando DRIFT.
7. Desarrollo de protocolos para documentar las consecuencias del cambio de régimen de caudales para cada especie de peces en cada sitio de estudio.
8. Predicción de las consecuencias ecológicas y sociales del cambio de régimen de caudales para cada especie de pez en cada sitio de estudio.
9. Preparación de una estrategia de monitoreo para evaluar los resultados de las disposiciones de caudal ambiental.
10. Implementación del programa de monitoreo, evaluación de los resultados ecológicos de cualquier disposición de caudal ambiental y ajuste de esas disposiciones a la luz de los nuevos conocimientos generados por el monitoreo (y la investigación). "Arthington et al. (2003).

Una considerable incertidumbre en la toma de decisiones es inevitable cuando se prevén las consecuencias ecológicas para las diferentes especies dentro de cada componente biótico (por ejemplo, el paso 8 para peces arriba). El marco DRIFT da cuenta de esta incertidumbre mediante el uso de "clasificaciones de gravedad" y la dirección prevista en el cambio, mientras que el nivel de confianza en todas estas decisiones también se informa. Cuando se contrastan los diferentes escenarios de flujo, surgen patrones en la dirección del cambio y la gravedad, y pueden utilizarse para tomar una decisión entre los escenarios a pesar de la incertidumbre. Al igual que cualquier otro marco holístico, DRIFT también debe ser seguido con un manejo adaptativo que se base en datos de monitoreo de calidad (Arthington et al., 2003).

Los costos de implementación del marco DRIFT pueden ser significativos según el alcance de la investigación llevada a cabo en el módulo biofísico (Acreman y Dunbar 2004). Sin embargo, DRIFT es más adecuado para las negociaciones de compensación que el método BBM ya que las implicaciones de no cumplir los objetivos de caudal ambiental pueden evaluarse (Tharme 2003).

El marco DRIFT se ha perfeccionado a través de muchas aplicaciones en las principales cuencas fluviales de África y el sudeste asiático. Se fusionó en una plataforma para la Evaluación Integrada de Caudales de Cuencas, que puede evaluar las opciones de desarrollo futuras en términos de cambios potenciales en una amplia gama de características de los ríos (por ejemplo, configuración de canales, bosques ribereños, calidad del agua de los estuarios y especies invasoras) y servicios ecosistémicos relacionados con los caudales (por ejemplo, peces comestibles, Arthington et al., 2003), salud social y bienestar (Brown y Watson, 2007; King y Brown, 2010; King et al., 2014).

Metodología de Benchmarking (Brizga et al., 2002)

Otro marco holístico ampliamente aplicado es la *Metodología de Benchmarking* se utilizó para establecer límites provisionales sobre los niveles de alteración hidrológica en muchos ríos relativamente no explotados en las cuencas costeras de Queensland, Australia (véase Arthington, 2012). Las comparaciones se realizan entre tramos de referencia cuasi-naturales y un conjunto de tramos de referencia que han experimentado diferentes niveles de impacto como resultado del desarrollo de recursos hídricos existentes (por ejemplo, presas, extracción bombeada o transferencias de agua entre cuencas).

Este método puede generar muchos escenarios de alteración hidrológica que se utilizan para pronosticar las posibles consecuencias ecológicas y, por lo tanto, establecer recomendaciones para la implementación del régimen de caudales (Arthington, 2012). Una limitación de esta metodología es que no se puede aplicar en lugares con pocos desarrollos de infraestructura hídrica existentes, porque requiere de los puntos de referencia negativos y las tasas de condición ecológica que sustentan la evaluación de riesgos de los cambios del régimen de caudal futuro.

El régimen de caudales del río de estudio se describe utilizando un conjunto de estadísticas de caudales clave que se cree que tienen una relevancia ecológica importante (12 variables en el método original, Arthington 1998). El próximo paso es describir el porcentaje de cambio en cada estadística de caudal de su valor natural (pre-regulación) y vincularlo al impacto ecológico (o geomorfológico) observado. Estas relaciones (% de cambio en estadística de caudal versus impacto ecológico) se pueden usar para hacer declaraciones de probabilidad sobre las implicaciones ecológicas de alterar el régimen de caudales de un río en cantidades específicas en comparación con el régimen natural (Arthington y Pusey 2003). Esto se puede usar para establecer límites, o "puntos de referencia", para el cambio máximo "permisible" en cada estadística de caudal en comparación con la condición natural.

El concepto de evaluación comparativa se adoptó además dentro de un nuevo marco diseñado para luchar contra la "creciente tentación de ignorar la complejidad del sistema natural a favor de la simplificación, la "reglas" de flujo ambiental para "resolver problemas apremiantes de gestión de ríos" (Arthington et al., 2006, p.1311). Sugirieron un nuevo enfoque que incorpora aspectos esenciales de la variabilidad del caudal natural común en clases particulares de ríos que pueden validarse con datos biológicos empíricos y otra información en un proceso de calibración (Arthington et al., 2006). Por lo tanto, el marco fue diseñado para proporcionar criterios de gestión de flujo sostenible para grupos más grandes de ríos "similares".

En este marco, se sugirieron cuatro pasos (Figura 8, Arthington et al., 2006):

1. Clasificación de caudales de referencia.
2. Desarrollo distribuciones de frecuencia de caudales seleccionados en cada clase.
3. Las distribuciones de frecuencia se comparan entre caudales modificados y naturales dentro de la misma clase.

4. Desarrollo de relaciones de caudal-respuesta usando indicadores de salud ecológica seleccionados de referencia y flujos de vapor modificados para cada variable de caudal.

Arthington et al. (2006) es un claro precursor del marco ELOHA (descrito a continuación).

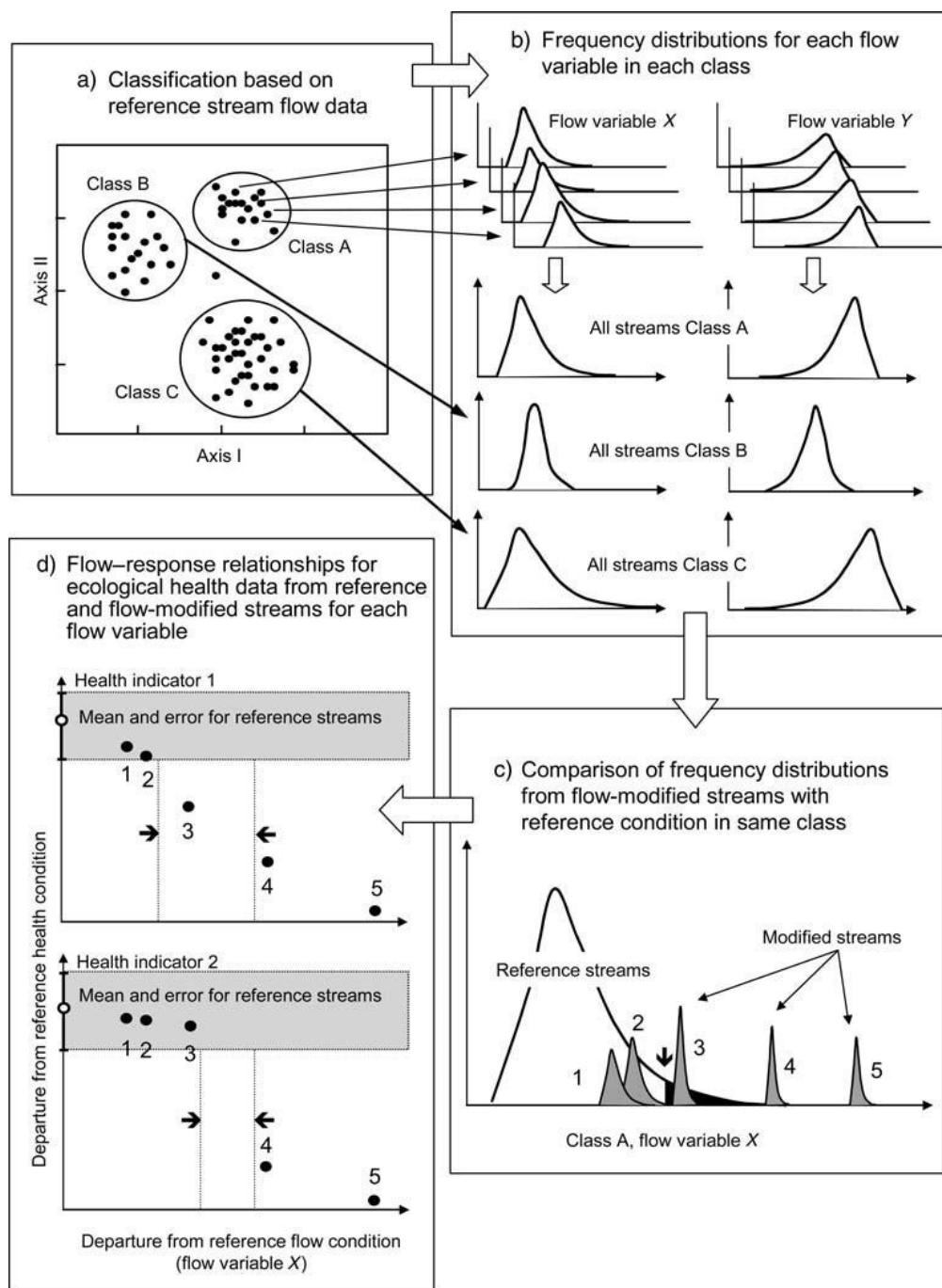


Figura 8. Modelo conceptual del marco sugerido por Arthington et al. (2006). Las condiciones de Benchmark (líneas verticales en el gráfico (d)) se pueden identificar para cada variable de flujo usando varios indicadores diferentes de salud del río. Fuente: Arthington et al. (2006), Copyright (2012): Ecological Society of America.

The Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA) Approach (Poff et al., 2010)

El marco ELOHA representa una reciente opinión consensuada de un grupo de científicos de caudal ambiental reconocidos internacionalmente (Poff et al., 2010), basándose en un marco previo descrito en Arthington et al. (2006). ELOHA puede usarse para determinar los límites ecológicos de la alteración del flujo a escala regional y, por lo tanto, simultáneamente para una gran cantidad de ríos "similares" (Poff et al., 2010). El marco ELOHA no revela ninguna nueva técnica de evaluación de caudal ambiental per se sino que proporciona un enfoque consistente para el análisis y síntesis de información disponible (es decir, utilizando técnicas hidrológicas y métodos de caudales ambiental existentes) para obtener los caudales ambientales (Poff et al., 2010).

El objetivo del proceso es desarrollar estándares regionales de caudales ambientales que estén arraigados en una evaluación cuantificada basada en la ciencia de los efectos entre las diferentes categorías de alteración del flujo y los efectos consiguientes sobre la biota ribereña.

El marco ELOHA consta de cinco pasos básicos divididos en científicos (pasos 1-4) y procesos sociales (paso 5) (Figura 9):

- 1) Modelado hidrológico para los hidrogramas iniciales y de status quo en la región.
- 2) Clasificación de los ríos (o segmentos de los ríos) según el régimen de caudales y los tipos geomórficos.
- 3) Determinación del grado de alteración.
- 4) Desarrollo de relaciones flujo-ecología para los diferentes tipos de ríos.
- 5) Establecimiento de estándares de flujo ambiental con posterior monitoreo y manejo adaptativo.

El marco de trabajo de ELOHA no predetermina el proceso social mediante el cual se derivan los estándares de caudales ambientales, pero los estudios de caso muestran que esto puede tener lugar a través de consultas de partes interesadas / expertos y reuniones de comités (Poff et al., 2010). Por lo tanto, el marco ELOHA, al igual que otros marcos holísticos, es muy adecuado para establecer un conjunto inicial de estándares de caudales ambientales nivel regional que puede perfeccionarse en un ciclo iterativo de manejo adaptativo basado en datos de monitoreo (Poff et al., 2010).

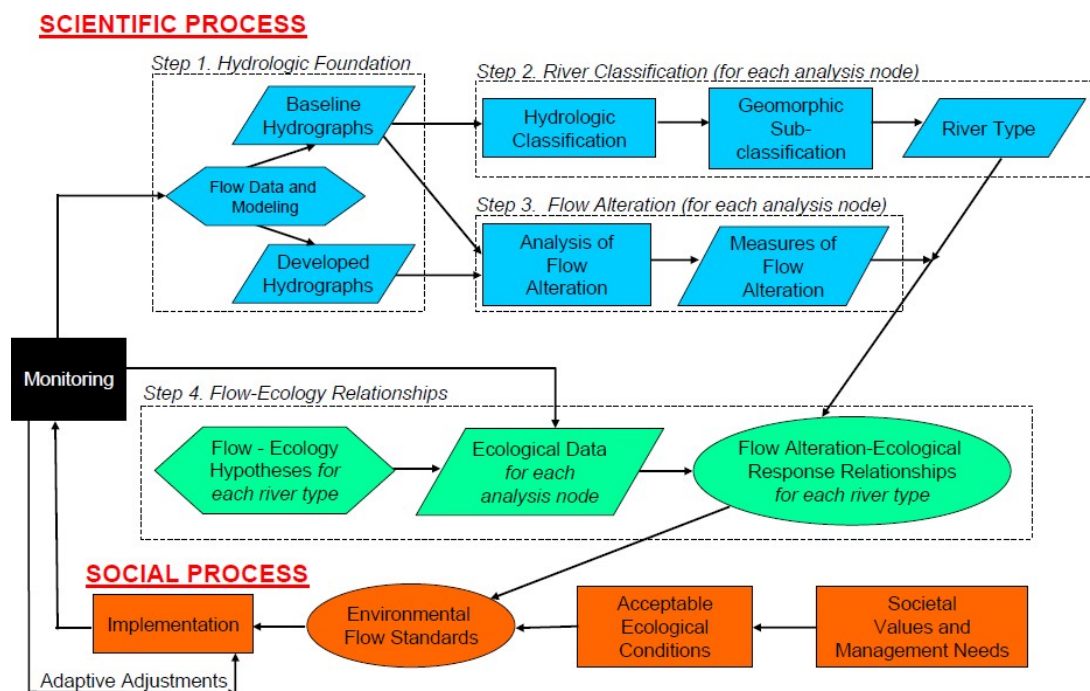


Figura 9. Figura conceptual del marco ELOHA. Fuente: Poff et al. (2010), Copyright (2012): Wiley.

2.4. Caudales ecológicos y su relación con el cambio climático

La generación y circulación del agua se encuentra estrechamente relacionada con todos los componentes del sistema climático, y por ello, el cambio climático afecta a éstos por diversos mecanismos. Las variaciones de ciertos componentes del ciclo hidrológico y de sus sistemas están coherentemente asociadas con el calentamiento global observado en las últimas décadas. Entre las variaciones más relevantes están los cambios en la intensidad y frecuencia de precipitación; fusión generalizada de la nieve y del hielo; aumento del vapor de agua atmosférico; aumento de la evaporación; y variaciones de la humedad del suelo y de la escorrentía (IPCC, 2008).

Particularmente el efecto del cambio climático sobre los recursos hídricos se evidencia en la redistribución de este recurso tanto en tiempo como en espacio, lo que trae consecuencias en la cantidad y calidad de agua que circula en los ríos afectando por lo tanto a la disponibilidad de la misma para los diferentes usos dentro de la cuenca. Un entendimiento de la sensibilidad de los procesos hidrológicos frente a estas modificaciones es determinante, puesto que estos cambios pueden comprometer la sustentabilidad del ambiente y el desarrollo de las comunidades que hacen parte de él. Autores como Nan, Bao-hui y Chun-kun (2011), citan algunos de los aspectos más estudiados referidos a esta problemática, entre los que se destaca el estudio de cambios de temperatura, precipitación y evaporación debido a fenómenos de cambio climático y su relación con incremento o decrecimiento del escurrimiento en cuencas (Nan et al., 2011).

Por lo anteriormente expuesto, es evidente que el cambio climático, influye en la transformación de las características físicas, químicas y biológicas del recurso hídrico y

puede dar como resultado grandes cambios en el patrón de caudales afectan al régimen de caudales ecológicos (Liu & Cui, 2011), siendo necesario tenerlo en cuenta para realizar una adecuada planificación de la gestión de los recursos hídricos a nivel de cuenca a largo plazo.

2.4.1. Incorporación del cambio climático a la estimación de caudales ambientales

En primer lugar es importante saber que los efectos del cambio climático no afectan a la metodológica de estimación de caudales ambientales, sea cual sea el enfoque que se vaya a aplicar (hidrológico, hidráulico, hidrobiológico u holístico), sino que afecta a los inputs necesarios para su aplicación modificando, por lo tanto, los valores de los caudales ambientales.

A continuación se comenta brevemente como afecta a los inputs para cada uno de los cuatro enfoques:

En los métodos hidrológicos es necesario estudiar cómo afecta el cambio climático al régimen de caudales que es el único input necesario para la aplicación de los mismos. Para lograr este objetivo es necesaria la aplicación de modelos hidrológicos donde se tengan en cuenta los cambios en las precipitaciones y las temperaturas (variables principales que afectan a los caudales futuros). Para ello en primer lugar se calibra el modelo con los datos de caudales históricos, para después utilizar proyecciones de cambio climático de precipitaciones y temperaturas para una serie de escenarios de cambio climático en la cuenca de estudio y, de esta manera obtener series temporales de caudales para esos escenarios futuros.

Otro factor que puede afectar al régimen de caudales futuro puede ser los posibles cambios en los usos del suelo inducidos por las modificaciones del ciclo hidrológico por efecto del cambio climático (p. ej. desertización) que afectan a variables como la ETP y la infiltración y que también deben ser tenidos en cuenta si se consideran importantes en la cuenca de estudio.

En cuanto a los métodos hidráulicos, además de la obtención de las series de caudales para los escenarios futuros que se deseen contemplar, es necesario contar con una serie de parámetros hidráulicos como la velocidad del flujo, el perímetro mojado o la profundidad, para secciones concretas del río que se esté estudiando. La manera de obtener estos parámetros para diferentes escenarios de cambio climático sería mediante modelado hidráulico utilizando como input las series de caudales futuros, aunque no se han encontrado referencias en la literatura de su aplicación para este fin.

En métodos hidrobiológicos (o de modelización de hábitats), además de tener en cuenta los efectos del cambio climático en las variables hidrológicas (series temporales de caudales) e hidráulicas (velocidades del flujo, perímetro mojado, profundidades, etc.) habría que tener en cuenta cómo afecta el cambio climático a las especies objetivo, caracterizadas por sus curvas de preferencia (no olvidar que estas curvas se obtiene mediante trabajos de campo). En este sentido, habría que analizar variables afectadas por el cambio climático que modifiquen el ecosistema de los ríos que se estén analizando, como pueden ser cambios en la temperatura o turbidez del agua, y ver como estos cambios

afectan a las especies objetivo. Estos cambios en el ecosistema acuático pueden afectar a la fauna piscícola de diferentes maneras, que van desde modificaciones en algunas características de las especies que habitan en el río por adaptación (por lo que las curvas de preferencia actuales no servirían) hasta llegar a modificar totalmente el ecosistema actuando actual y en consecuencia la fauna piscícola haciendo prácticamente inviable la aplicación de este tipo de métodos, ya que habría que hacer demasiadas suposiciones y se perdería la fiabilidad en los resultados.

Para la aplicación de métodos holísticos teniendo en cuenta de manera adecuada los efectos del cambio climático habría que tener en cuenta las modificaciones de todas las variables comentadas anteriormente ya que el este enfoque busca una solución consensuada a partir del análisis independiente de la magnitud y distribución del caudal que necesitan los diferentes componentes del ecosistema fluvial objetivo, ya sean aspectos abióticos (geomorfología, calidad del agua, etc.), ecológicos (comunidades naturales), preceptuales (paisaje), socioeconómicos o todos en conjunto.

Por último comentar que tras el análisis realizado sobre como introducir los efectos del cambio climático para la obtención del régimen de caudales ecológicos es necesario hacer hincapié en que la práctica habitual es la obtención del régimen de caudales futuro bajo diferentes escenarios de cambio climático (teniendo en cuenta proyecciones de precipitaciones y temperaturas) para la posterior aplicación de métodos hidrológicos).

2.5. Experiencias de aplicación de caudales ambientales en Latinoamérica

La aplicación de caudales ambientales en los países de Latinoamérica aún no ha superado la fase de proposición conceptual y metodológica. Como se observa en la Tabla 2 las metodologías de estimación de caudales ambientales son variadas, pero en general se basan en métodos hidrológicos y en segundo lugar hidráulicos y eco-hidráulicos siendo las metodologías holísticas las menos utilizadas. A continuación, se presenta una actualización de la revisión realizada por Tharme (2003) y Rodríguez-Gallego et al. (2011) sobre las metodologías empleadas por los países latinoamericanos para estimar caudales ambientales.

PAÍS	MÉTODO	AUTOR O FUENTE	TIPO DE APLICACIÓN
Argentina	DRIFT	Porcel et al. 2005	Conceptual
	IFIM	UVA 2017, Langa Sanchez et al., 2009, Aguilera y Cancino, 2015.	En aplicación
	PHABSIM	UVA 2017	En aplicación
Brasil	50% o 70% del 7Q10, 10% del Q90, 5-20% del Q90	Benetti et al. 2002	En aplicación
	IFIM	Tharme 2003	Sin especificar
	MESA	Modificado de Richter et al. 2003 por Collischonn et al. (2005).	Conceptual

PAÍS	MÉTODO	AUTOR O FUENTE	TIPO DE APLICACIÓN
	Eco-hidráulicos	Tharme 2003	Sin especificar
Chile	10% del flujo medio mensual	Davis & Riestra 2002 In Tharme 2003	Sin especificar
	PHABSIM	Tharme 2003	Sin especificar
	Building Block Methodology	Tharme 2003	Sin especificar
	IFIM	Espinoza et al. 2007	Conceptual
Colombia	Eco-hidráulico: IFIM-PHABSIM	Diez Hernández & Ruiz Cobo 2007	Conceptual
	Régimen Ambiental de Caudales	Diez Hernández 2008	Conceptual
	Recopilación metodológica	MAVDT 2008	Conceptual
	Hidrológicos: 7Q10 y Q95% (NGPRP)	MinAmbiente, 2013	En aplicación
	Hidrológicos: RVA y IHA	MinAmbiente, 2013	Conceptual
Costa Rica	Holístico	Jiménez 2005	Conceptual
	Q min. Aceptable (RANA)	Instituto Costarricense de Electricidad	En aplicación?
	MESA (Richter et al. 2003)	Calvo Alvarado et al. 2008	Conceptual
Honduras	IHA, conocimiento tradicional para sustituir la falta de información	Esselman & Opperman 2010 (TNC)	Conceptual
México	IFIM	Tharme 2003	Sin especificar
	PHABSIM	García-Rodríguez et al. 1999, González Villela & Banderas 2007 Santacruz de León & Aguilar-Robledo 2009	Sin especificar
	Tennat	Gómez-Balandra et al. 2007, García-Rodríguez et al. 1999, Santacruz de León & Aguilar-Robledo 2009	Sin especificar
	Holístico	Barrios et al. 2007	Sin especificar
Panamá	Hidrológicos	UNESCO 2005	Conceptual
Uruguay	Índice de Alteración Hidrológica (IHA, Richter et al. 1997)	Failache & Motta (sin año)	Conceptual
	Hidrológicos: 7Q10, Q95, Q90, Q85, ABF, NGPRP, 10, 25 y 30% del QMA, RVA y IHA	Rodríguez-Gallego et al. 2011, UNESCO 2014	En aplicación
	IFIM	Rodríguez-Gallego et al. 2011, UNESCO 2014	En aplicación
	DRIFT	Rodríguez-Gallego et al. 2011, UNESCO 2014	En aplicación

Tabla 2. Actualización de la revisión de Tharme (2003) y Rodríguez-Gallego et al. (2011) sobre metodologías de estimación de Caudales Ambientales. La actualización se realizó para Latinoamérica. Se indica si la aplicación es conceptual (ejercicio académico o propuesta metodológica) o si sus resultados se están aplicando al manejo de un ecosistema.

Del análisis de la Tabla 2 se desprende que algunos países han desarrollado varias experiencias de aplicación de estas herramientas, presentando mayor número de ejemplos y mayor diversidad de metodologías aplicadas. Sin embargo, en la mayoría de los casos las experiencias son recientes, siendo la mayoría de las mismas de la primera década del 2000. Se destaca en particular el avance de Colombia, Costa Rica y México por aplicar metodologías sofisticadas y modernas y el de Brasil por su gran cantidad de experiencias, aunque en general de métodos hidrológicos.

Por último, se observa que existe una tendencia a utilizar algún tipo de metodología y no de manejar el amplio abanico de las mismas. Por ejemplo, Colombia o Costa Rica se centran en los métodos hidrobiológicos, mientras que Brasil en los métodos hidrológicos y de régimen hidrológico. A nivel internacional ocurre algo similar, por ejemplo Estados Unidos y España aplican métodos principalmente hidrobiológicos, mientras que Sudáfrica y Australia métodos holísticos. Esto se debe a las características de los ríos y de los problemas de gestión del recurso agua, al desarrollo de tecnologías propias y a las restricciones legales donde se fijan ciertas definiciones que condicionan el método a utilizar.

3. REFERENCIAS

- Acreman, M., 2016. Environmental flows - basics for novices. *WIREs Water* 3, 622-628.
- Acreman, M., Arthington, A.H., Colloff, M.J., Couch, C., Crossman, N.D., Dyer, F., et al., 2014a. Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world. *Front. Ecol. Environ.* 12, 466 473.
- Acreman, M.C., Dunbar, M.J., 2004. Methods for defining environmental river flow requirements a review. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8, 121 133.
- Acreman, M.C., Ferguson, A.J.D., 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshw. Biol.* 55, 32 48.
- Aguilera, G. y Cancino, F., 2015. Modelos de preferencia de hábitat para la adaptación del método de evaluación de caudales ecológicos PHABSIM. IV Simposio Argentino de Ictiología 2015.
- Alfredsen, K., Harby, A., Linnansaari, T., Ugedal, O., 2012. Development of an inflow-controlled environmental flow regime for a Norwegian river. *River Res. Appl.* 28, 731 739.
- Annear, T., Chisholm, I., Beecher, H., Locke, A., Aarrestad, P., Burkhard, N., et al., 2004. Instream Flows for Riverine Resource Stewardship. Instream Flow Council, Cheyenne, Wyoming.
- Arthington, A.H., 2012. *Environmental Flows: Saving Rivers in the Third Millennium*. University of California Press, Berkeley, California.
- Arthington, A.H., R.S. Tharme, S.O. Brizga, B.J. Pusey & M.J. Kennard, 2004. Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies: 37–65. In: Welcomme RL & Petr T (Eds.). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume II*. RAP Publication 2004/17. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand.
- Arthington, A.H., E.S., B., Poff, N.L. and R.J., N., 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16(4): 1311-1318.
- Arthington, A.H. et al., 1992. Development of an holistic approach for assessing environmental flow requirements of riverine ecosystems. In *Proceedings of an international seminar and workshop on water allocation for the environment* (Vol. 69, p. 76). The Centre for Water Policy Research, University of New England: Armidale, Australia.
- Arthington, A.H., & McKenzie, F., 1997. Review of impacts of displaced/introduced fauna associated with inland waters. Environment Australia.
- Arthington, A.H. and Zaluvky, J.M., 1998. Comparative evaluation of Environmental Flow Assessment techniques. Land & Water Resources Research and Development Corporation (LWRRDC). Canberra, Australia.
- Arthington, A.H., Naiman, R.J., McClain, M.E., Nilsson, C., 2010. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshw. Biol.* 55 (1), 1 16.

Arthington, A.H., Rall, J.L., Kennard, M.J., Pusey, B.J., 2003. Environmental flow requirements of fish in Lesotho Rivers using the DRIFT methodology. *River Res. Appl.* 19 (5-6), 641-666.

Baeza, D.; García de Jalón, D.; Gutiérrez B. & Vizcaíno, P. (2005). "Basin influence on natural variability of rivers in semiarid environments", *International Journal River Basin Management*, vol. 3, num. 4.

Barrios E., Barajas N., Rodríguez A. & González I., 2007. Three models for implementation of environmental flows in Mexico. 2007 Proceeding on 10th International Riversymposium and Environmental Flows Conference. Brisbane, Australia.

Benetti A.D., A.E. Lanna & M.S. Cobalchini, 2002. Current practices for establishing environmental flows in Brazil. *Enviro Flows 2002*, 4th Ecohydraulics.

Biggs, B.J.F., Duncan, M.J., Jowett, I.G., Quinn, J.M., Hickey, C.W., Daviescolley, R.J., et al., 1990. Ecological characterization, classification, and modeling of New Zealand rivers: an introduction and synthesis. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 24, 277-304.

Bovee, K.D., 1982. A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology. *Instream flow Information Paper No. 12*, FWS/OBS-82/26, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Bovee, K.D. et al., 1998. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology report USGS/BRD-1998-0004.

Brisbane Declaration, 2007. Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being. 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference, 3 6 September 2007, Brisbane, Australia.

Brizga, S.O., Arthington, A.H., Pusey, B.J., Kennard, M.J., Mackay, S.J., Werren, G.L., et al., 2002. Benchmarking, a 'top-down' methodology for assessing environmental flows in Australian rivers. *Environmental Flows for River Systems. An International Working Conference on Assessment and Implementation*, incorporating the 4th International Ecohydraulics Symposium. Southern Waters, Cape Town, South Africa.

Brown, C.A., Watson, P., 2007. Decision support systems for environmental flows: lessons from Southern Africa. *Int. J. River Basin Manage.* 5, 169 178.

Bunn, S.E. and Arthington, A.H., 2002. Basic Principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30: 492-507.

Calvo Alvarado JC, JA Jiménez, E. González, F Pizarro & A Jiménez. 2008. Determinación preliminar del caudal ambiental en el río Tempisque, Costa Rica: el enfoque hidrológico con limitación de datos. *Kurú* 5(13).

CEDEX, 1998. Metodología de cálculo de regímenes de caudales de mantenimiento. Informe técnico del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) para el Ministerio de Medio Ambiente (MMA). 155 pp.

Collischonn, W., Agra, S. G., Freitas, G. K., Priante, G. R., Tassi, R., & Souza, C. F., 2005. Em busca do hidrograma ecológico. *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos* (16.: 2005 nov. 20-24: João Pessoa, PB). *Anais. [João Pessoa]: ABRH, 2005.*

Confederación Hidrográfica del Tajo & Infraestructura y Ecología S.L. Conceptos y métodos sobre el régimen de caudales ecológicos. Informe realizado dentro del contrato de consultoría y asistencia: "Realización de las tareas necesarias para el establecimiento del régimen de caudales ecológicos y de las necesidades ecológicas de agua de las masas de agua superficiales continentales y de transición de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Norte, Niño-Limia, Duero y Tajo."

Chiang S.L., Johnson F.W., 1976. Low flow criteria for diversions and impoundments. J Water Res PIASe. 102(2):227-238.

Chien, N., 1985. Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs. Earth Surface Process and Landforms, 10: 143:159.

Espinoza, C., Vargas, X., & Pardo, M., 2007. Metodología incremental para la asignación de caudales mínimos aconsejables. IFIM. VI Jornadas del CONAPHI-CHILE (13pp.).

Esselman, P.C., & Opperman, J.J., 2010. Overcoming information limitations for the prescription of an environmental flow regime for a Central American river. Ecology and Society, 15(1).

Diez Hernández, J.M., & Ruiz Cobo, D.H., 2007. Determinación de caudales ambientales confiables en Colombia: el ejemplo del río Palacé (Cauca). Gestión y Ambiente, 10(1).

Diez-Hernández, J.M., 2008. Evaluación de requerimientos ecológicos para el diseño de regímenes ambientales de caudales fluviales. Revista de Ingeniería, (28), 15-23.

Dyson, M., Bergkamp, G., Scanlon, J. (Eds.), 2003. Flow. The Essentials of Environmental Flows. IUCN, Gland, Switzerland.

Dunbar, M.J., Acreman, M.C., 2001. Applied hydro-ecological science for the twenty-first century. In: Acreman, M.C. (Ed.), Hydro-ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology. International Association of Hydrological Sciences Publication No., 266. IAHS Press, Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK, pp. 1 17.

Failache Gallo, N., & Marques, D.M. Propuesta para el establecimiento de un caudal ecológico en la cuenca del Río Quaraí. No especifica otros datos.

Fausch, K.D. and Bestgen, K.R., 1997. Ecology of fishes indigenous to the central and southwestern Great Plains, Ecology and conservation of Great Plains vertebrates, New York.

Fraser J.C., 1978. Suggestions for developing flow recommendations for in-stream uses of New Zealand streams. Water and Soil Miscellaneous Publication 6. Ministry of Works and Development, Wellington.

Gan, K. and McMahon, T., 1990. Variability of results from the use of PHABSIM in estimating habitat area. Regulated River: Research & Management, 5: 233-239.

García de Jalón, D., Sánchez, P. and Camargo, J.A., 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. Regulated River: Research & Management, 9: 253-261.

García-Rodríguez E., González-Villela R., Martínez-Austria P., Athala-Molano J. y Paz 'Soldán G., 1999. Guía de aplicación de los métodos de cálculo de caudal de reserva ecológicos en México. CNA-IMTA. México.

González Villela R. & Banderas Tarabay A., 2007. Estudio comparativo de tres metodologías para el manejo y cálculo de caudales ambientales en el río Santiago, Nayarit, México. Congreso Nacional y Reunión Mesoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas. UAQ-INE-FIRCO. México.

Giller, P.S., 2005. River restoration: seeking ecological standards. Editor's introduction. *Journal of Applied Ecology*, 42: 201-207.

Gippel, C.J. and Stewardson, M.J., 1995. Development of an environmental flow strategy for the Thompson River, Victoria, Australia. *Regulated River: Research & Management*, 10: 121-135.

Gómez-Balandra A., Saldaña-Fabela P., Gutiérrez-López E., Lecanda-Terán C., Izurieta-Dávila J. & Huerto-Delgadillo R., 2007. Water allocation to set environmental flows in México. Proceeding on 10th International Riversymposium and Environmental Flows Conference. Brisbane, Australia.

Gordon, N.D., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., Gippel, C.J. and Nathan, R.J., 2004. In: John Wiley & Sons (Editor), *Stream hydrology. An introduction for ecologists*, Chichester (UK), pp. 526.

Hannah, D.M., Sadler, J.P., Wood, P.J., 2007. Hydroecology and ecohydrology: a potential route forward? *Hydrol. Process.* 21, 3385-3390.

Gustard, A., 1979. The characterisation of flow regimes for assessing the impact of water resource management on river ecology. In: Ward, J.W., Stanford, J.A. (Eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York and London, pp. 53-60.

Haines, A.T., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 1988. A global classification of river regimes. *Appl. Geogr.* 8, 255-272.

Herricks, E.E. and Braga, M.I., 1987. Habitat elements in river basin management and planning. *Water Science & technology*, 19 (19-29).

Hoppe, R.A., 1975. Minimum stream flow for fish. In: N.D. Gordon, McMahon, T.A., Finlayson, B.L., 1992. (Editor). *An introduction for ecologist*. John Wiley & Sons, Chichester (UK).

Hill, M.T., Platts, W.S., Beschta, R.L., 1991. Ecological and geomorphological concepts for instream and out- of-channel flow requirements. *Rivers* 2, 198-210.

Hirji, R., Davis, R., 2009. *Environmental Flows in Water Resources Policies, Plans, and Projects*. World Bank, Washington, DC.

Haney, J.A., D.S. Turner, A.E. Springer, J.C. Stromberg, L.E. Stevens, P.A. Pearthree, and V. Supplee, 2008. Ecological implications of Verde River flows. A report by the Verde River Basin Partnership, Arizona Water Institute, and The Nature Conservancy: 124.

Hughes, D.A., Hannart, P., 2003. A desktop model used to provide an initial estimate of the ecological instream flow requirements of rivers in South Africa. *J. Hydrol.* 270, 167-181.

Hughes, D.A., Desai, A.Y., Birkhead, A.L., Louw, D., 2014. A new approach to rapid, desktop-level, environmental flow assessments for rivers in South Africa. *Hydrol. Sci. J.* 59 (3), 1-15.

Hughes, J.M.R., James, B., 1989. A hydrological regionalization of streams in Victoria, Australia, with implications for stream ecology. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 40, 303-326.

IPCC, 2008. El Cambio Climático y el Agua. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Bates, B.C., Kundzewicz, Z.W., Wu, S., Palutikof, J.P. (editores). Ginebra: Secretaría del IPCC, 224 pp.

Jiménez, J., 2005. Propuesta de caudales ambientales para el río Tempisque-Costa Rica: Resumen de aspectos biológicos e hidrológicos. Organización de Estudios Tropicales. Reporte.

Joubert, A.R., Hurly, P.R., 1994. The use of daily flow data to classify South African rivers. Chapter 11: p. 286-359. In: King, J.M., Tharme, R.E. Assessment of the Instream Flow Incremental Methodology and Initial Development of Alternative Instream Flow Methodologies for South Africa. Water Research Commission Report No., 295/1/94. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.

Jowett, I.G., 1997. Instream flow methods: A comparison of Approaches. *Regulated River: Research & Management*, 13: 115-127.

Joy, M.K. and Death, R.G., 2001. Control of fish and crayfish community structure in Taranaki, New Zealand: Dams, diadromy or habitat structure. *Freshwater Biology*, 46: 417-429.

Karr, J.R., 1991. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, 1:66-84.

King, J., Beuster, H., Brown, C., Joubert, A., 2014. Pro-active management: the role of environmental flows in transboundary cooperative planning for the Okavango River system. *Hydrol. Sci. J.* 59, 786-800.

King, J.M. and Tharme, R.E., 1993. Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. Report to the Water Research Commission on the project "The effects of different magnitude flows on South African riverine ecosystems".

King, J.M., Louw, M.D., 1998. Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 1, 109 124.

King, J.M., Tharme, R.E., 1994. Assessment of the instream flow incremental methodology and initial development of alternative instream flow methodologies for South Africa. Water Research Commission Report No., 295/1/94. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.

King, J.M., R.E. Tharme, and M.S. de Villiers, (Editors), 2008. Manual for the Building Block Methodology (updated version). Water Research Commission Report No. TT 354/08. Cape Town, South Africa.

King, J.M., Brown, C.A., Sabet, H., 2003. A scenario-based holistic approach for environmental flow assessments. *River Res. Appl.* 19, 619 639.

King, J.M., Pienaar, H. (Eds.), 2011. Sustainable use of South Africa's inland waters: a situation assessment of resource directed measures 12 years after the 1998 National Water

Act. Water Research Commission Report No. TT 491/11. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.

King, J.M., Brown, C.A., 2010. Integrated basin flow assessments: concepts and method development in Africa and south-east Asia. *Freshw. Biol.* 55, 127-146.

King, J.M., Tharme, R.E., de Villiers, M.S. (Eds.), 2000. Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology. Water Research Commission Report TT 131/00, Pretoria, South Africa.

Kingsford, R.T., 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25: 109-127.

Langa Sánchez, A., Pagot, A., Rodríguez, A., Martínez Capel, F. 2009. Estudio de Caudales Ecológicos en ríos de la provincia de Córdoba. Cuarto Simposio Regional sobre Hidráulica de ríos. Salta, Argentina.

Le Quesne T., Kendy, E., Weston, D., 2010. The Implementation Challenge: Taking Stock of Government Policies to Protect and Restore Environmental Flows. WWF-UK and The Nature Conservancy.

Leonard, P.M., Orth, D.J., 1988. Use of habitat guilds of fishes to determine instream flow requirements. *N. Am. J. Fish. Manage.* 8, 399-409.

Liu, Q. & Cui, B. (2011) Impacts of climate change/ variability on the streamflow in the Yellow River Basin, China. *Ecological Modelling*, 222(2), 268-274.

Loar J.M. & Sale M.J., 1981. Analysis of environmental issues related to small scale hydroelectric development. V. Instreamflow needs for fishery resources. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory, Environmental Science Division (ORNL / TM- 7861).

Lytle, D.H., Poff, N. L., 2004. Adaptation to natural flow regime. *Trends in Ecology and Evolution* 19:94-100.

MAVDT, 2008. Metodología para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 135pp.

Magdaleno, F., 2005. Caudales ecológicos: conceptos, métodos e interpretaciones. Ministerio de Fomento. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Mathews, R., Richter, B.D., 2007. Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43 (5), 1-14.

Martínez Santa-María, C., Fernández Yuste, J.A., 2006. Índices de Alteración Hidrológica en ecosistemas fluviales. Ministerio de Fomento, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

MinAmbiente, 2013. Metodología para la estimación y evaluación del caudal ambiental en proyectos que requieren licencia ambiental. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, Bogotá, Colombia.

Naiman, R.J., 2007. Current trends and status of fish water biodiversity and priorities for the future, e-conference: water for life: research priorities for sustaining freshwater biodiversity.

Naiman, R.J., Magnuson, J.J., McKnight, D.M. and Stanford, J.A., 1995. The freshwater imperative: a research agenda. Washington (DC): Island press.

Nan, Y., Bao-hui, M. & Chun-kun, L. (2011) Impact analysis of climate change on water resources. *Procedia Engineering*, 24, 643-648.

Newson, M.D., Newson, C.L., 2000. Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Prog. Phys. Geogr.* 24 (2), 195-217.

Palacios, S. M. M., & Chamorro, F. R. M. (2013). Caudales ecológicos y su relación con el cambio y la variabilidad climática. *Revista Unimar*, 31(1).

Palau, A., 1994. Los mal llamados caudales ecológicos. Bases para una propuesta de cálculo. *Obras Públicas, Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos*, 28.

Palau, A., 2003. Régimen ambiental de caudales: estado del arte., Curso: Régimen ambiental de caudales. Universidad Internacional Menéndez y Pelayo., Cuenca.

Palau, A. & Alcazar, J., 1996. The Basic Flow: An alternative approach to calculate minimum environmental instream flows. In *Proceedings of 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics*, Québec,, Canada, Vol. A, p. 547-558.

Palau, A., 2010. Ponencia sobre "Caudal generador. Tasa de cambio de caudal". Curso sobre caudales ecológicos, Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. Ourense.

Parasiewicz, P., 2007. The MesoHABSIM model revisited. *River Research and applications*, 23(8).

Petts, G.E., Calow, P., 1996. *River Flows and Channel Forms*. Blackwell Science, Oxford, UK.

Peñas Silva, F.J., 2008. Evaluación de aspectos determinantes en el cálculo de regímenes de caudales ecológicos. Tesina de máster universitario en gestión ambiental de sistemas hídricos. Programa oficial de postgrado en hidráulica ambiental. Curso 2006-2008. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria.

Pyrce, R., 2004. Hydrological Low Flow Indices and their Uses. WSC Report No. 04-2004, Watershed Science Centre, Peterborough, Ontario.

Poff, N.L. et al., 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11): 769-784.

Poff, N.L., 2014. Rivers of the Anthropocene? *Front. Ecol. Environ.* 12, 427.

Poff, N.L., Matthews, J.H., 2013. Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future pro- spects. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5, 667-675.

Poff, N., E. Tharme, Rebecca, Arthington, Angela, 2017. Evolution of Environmental Flows Assessment Science, Principles, and Methodologies. *Water for the Environment*, 203-236.

Poff, N.L., Ward, J.V., 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 1805-1818.

Poff, N.L., Ward, J.V., 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environ. Manage.* 14, 629-645.

Poff, N.L., and J.K.H. Zimmerman, 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform environmental flows science and management. *Freshw. Biol.* 55: 194-205.

Porcel, G.H. & J.M. Malán, 2005. Estudio para La determinación Del caudal mínimo necesario para El reestablecimiento del sistema ecológico fluvial en El curso inferior Del río Atuel. Universidad Nacional de La Pampa. Argentina.

Pouilly, M., Valentin, S., Capra, H., Ginot, V. and Souchon, Y., 1995. Méthode des microhabitats: principes et protocoles d'application. *Bulletin français de la Pêche et de la pisciculture*, 336: 41-54.

Reiser D.W., Wesche T.A. & Estes C., 1989. Status of Instream Flow Legislation and Practices in North America *Fisheries*, 14(2):22-29.

Resh, V.H., Brown, A.V., Covich, A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Minshall, G.W., et al., 1988. The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7, 433-455.

Richter B.D., Baumgartner J.V., Powell J. & Braun D.P., 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4):1163-1174.

Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R. and Braun, D.P., 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37: 231-249.

Richter B.D, Mathews R., Harrison D.L. & Wigington R., 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications*, 13(1):206-224.

Richter, B.D., Thomas, G.A., 2007. Restoring environmental flows by modifying dam operations. *Ecol. Soc.* 12 (art. 12).

Richter, B.D., Davis, M.M., Apse, C. & Konrad, C., 2012. A presumptive standard for environmental flow protection. *River Research and Applications*, 28(8), 1312-1321.

Rodríguez-Gallego, L., C. Chreties, M. Crisci, M. Fernández, N. Colombo, B. Lanzilotta, M. Saravia, C. Neme, V. Sabaj y D. Conde, 2011. Fortalecimiento del concepto de caudales ambientales como herramienta para la gestión integrada de los recursos hídricos. Informe final PNUMA y Vida Silvestre Uruguay. Montevideo, Uruguay. 138 pp.

Rowntree, K., Wadeson, R., 1998. A geomorphological framework for the assessment of instream flow requirements. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* 1, 125-141.

Sale M.J. & Loar, J.M., 1981. Instream flow and hydropower development: methods and strategies for impact assessment, *WaterPower'81: An International Conference on Hydropower*. U.S. Army Corps of Engineers, pp. 493-503.

Santacruz de León G. & M. Ahuilar-Robledo., 2009. Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant. *Hidrobiológica*, 19(1): 25-32.

Souchon, Y., 1994. État d'avancement des recherches sur la modélisation de l'habitat des poissons des cours d'eau en France. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, 332: 57-71.

Souchon, Y., Valentin, S., Capra, H., Lamouroux, N. and Pouilly, M., 1989. Les modèles numériques des microhabitats des poissons application et nouveaux développements. *Revue des sciences de l'eau*, 2: 807-830.

Stalnaker C.B. & Arnette J.L., 1976. Methodologies for determining instream flows for fish and other aquatic life. In Stalnaker CB & Arnette JL (Eds.). Methodologies for the Determination of Stream Resource Flow Requirements: An Assessment. Utah State University, Logan.

Stanford, J.A., Ward, J.V., Liss, W.J., Frissell, C.A., Williams, R.N., Lichatowich, J.A., et al., 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. Regul. Rivers Res. Manage. 12, 391-413.

Tharme, R.E., 1996. A review of international methodologies for the quantification of the instream flow requirements of rivers. Water law review report for policy development. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria, South Africa.

Tharme, R.E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. River Research and applications, 19: 397-441.

Tharme, R.E., King, J.M., 1998. Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. Water Research Commission Report No. 576/1/98. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.

Tennant, D.L., 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. Fisheries 1 (4), 6-10.

UNESCO, 2005. Taller de caudales ambientales: experiencias y desafíos regionales. San José, Costa Rica.

UNESCO, 2014. Qué son los Caudales Ambientales y cuál es la perspectiva de su aplicación en Uruguay. Documentos Técnicos del PHI-LAC, N° 34.

Universidad de Cantabria (UC) y Consejería de Medio Ambiente, 2007. Plan de investigación integral para la caracterización y diagnóstico de los sistemas acuáticos de Cantabria: Estudio de caudales ecológicos en la red hidrográfica de Cantabria

USAID, 2016. Environmental flows in Rufiji River Basin assessed from the perspective of planned development in Kilombero and Lower Rufiji sub-basins. Technical assistance to support the development of irrigation and rural roads infrastructure project (IRRIP2). United States Agency for International Development, final report.

USFWS, 1980. Habitat evaluation procedures. Division of ecological services. USFWS-EM102, Washington D.C. (EEUU).

UVA-Universidad de Valladolid, España, 2017. Estudio de Caudal Ecológico Aprovechamientos hidroeléctricos Río Santa Cruz, Argentina. Preparado para UTE Represas Patagonia, Argentina.

Walker, K.F., F., S. and J.T., P., 1995. An ecological perspective on dryland rivers. Regulated Rivers: Research and Management (11): 85-104.

Warner, A.T., Bach, L.B., Hickey, J.T., 2014. Restoring environmental flows through adaptive reservoir management: planning, science, and implementation through the Sustainable Rivers Project. Hydrol. Sci. J. 59, 770-785.

Wesche, T.A. and Rechar, P.A., 1980. A Summary of Instream Flow Methods for Fisheries and Related Research Need. Eisenhower Consortium Bulletin Nº 9. Eisenhower Consortium for Western Environmental Forestry Research. 122 pp.

White, R.G., 1976. A methodology for evaluating the effects of different stream flows on salmonid habitat. En: J.F. Osborn and C.H. Allman (Eds.).

William, J.G., 1996. Lost in space: minimum confidence intervals for idealized PHABSIM studies. Transaction of the American Fisheries society, 125: 458- 468.