

Capacitación aplicada

# Curso Taller Determinación de Caudales Ecológicos

Metodología holística IFIM

Fundamentos  
teórico-prácticos



Prof. Juan Manuel Diez Hernández. PhD. Ing. Forestal  
jmdiez@iaf.uva.es  
Universidad de Valladolid - ESP.  
Grupo de Hidráulica e Hidrología



Universidad de Valladolid

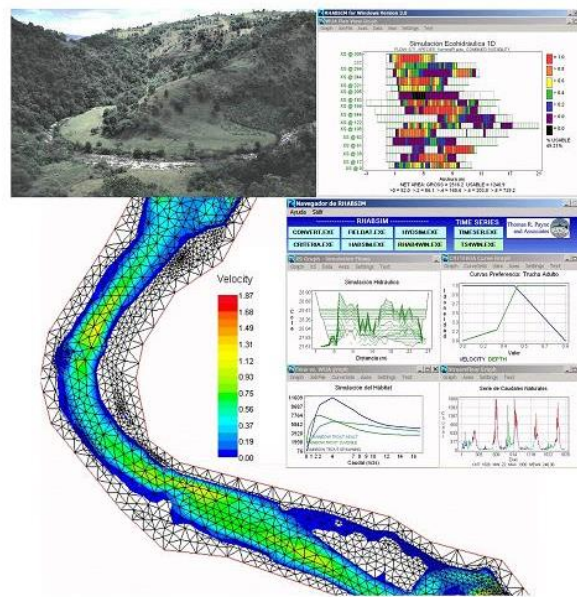


Grupo Ecohidrología Fluvial



## Curso-Taller Determinación de Caudales Ecológicos

Instructor: Juan Manuel Diez Hernández, PhD. Ingeniero Forestal (España)  
 Prof. Grupo de Hidráulica e Hidrología, Universidad de Valladolid, España.  
 ETS. Ingenierías Agrarias. Av. Madrid 57 Palencia 34004  
 Correo-e: jmdiez@iaf.uva.es



### DOCUMENTACIÓN

- MÓDULO 1. Caudales fluviales naturales y Caudales Ecológicos
- MÓDULO 2. Marco Normativo colombiano sobre Caudal Ecológico (Ambiental).
- MÓDULO 3. Metodologías para determinar el Caudal Ecológico.
- MÓDULO 4. Metodología IFIM - “Instream Flow Incremental Methodology”.
- MÓDULO 5. Evaluación del Hábitat PHABSIM – “Physical Habitat Simulation System”
- MÓDULO 6. Casos prácticos de evaluación de Caudales Ecológicos.
- MÓDULO 7. Evaluación Multidimensional del hábitat fluvial.
- MÓDULO 8. Caudal Ecológico y Diseño de Regímenes de Caudales Ambientales.

## Curso Taller Determinación de Caudales Ecológicos

Instructor: Juan Manuel Diez Hernández, PhD. Ingeniero Forestal (España)

Prof. Grupo de Hidráulica e Hidrología, Universidad de Valladolid, España.

Correo-e: jmdiez@iaf.uva.es

### MÓDULO 4. METODOLOGÍA “IFIM” (Instream Flow Incremental Methodology)

#### 1. Antecedentes

Las primeras referencias oficiales modernas acerca de la obligatoriedad de respetar unos caudales mínimos proceden de Estados Unidos de América (EE.UU), excelente paradigma de un país con el propósito permanente de aprovechar sus recursos hídricos respetando las restricciones impuestas por las necesidades del ecosistema acuático. Concretamente, aparecen en los estados de Washington en 1949 (*Washington Codes § 75.20.050*) y de Oregón en 1955 (*1955 Oregon Laws, chapter 536*), aludiendo a unos caudales mínimos que debían “proteger” el ecosistema fluvial, las actividades recreativas, la calidad del agua e incluso los valores estéticos.

La necesidad de establecer unos caudales mínimos en todo el territorio de EE.UU surge en la primera Evaluación Nacional de Recursos Hidráulicos de 1968 (“First National Water Assessment”) –impulsada por el “U.S. Water Resources Council”–, donde únicamente se comunica que en las siguientes evaluaciones se contemplarán estos caudales. Efectivamente, en la Segunda Evaluación Nacional de Recursos Hidráulicos de 1974, se encarga al Departamento de Pesca y Vida Silvestre de EE.UU (“U.S. Fish and Wildlife-USFW”) la fijación de unos caudales ecológicos aproximados (“Instream Flow Approximations”) para cada una de las 106 regiones hidrográficas. En este primer estudio de caudales ecológicos se utilizaron los métodos disponibles en ese momento –“Connecticut” (Robinson, 1969), Hoppe y Finell (1970), “Northern Great Plains” (anónimo, 1974) y “Montana” (Tennant, 1975), entre otros–, pero enseguida se detectaron inconsistencias notables, que los invalidaron y provocaron una “urgente necesidad de desarrollar métodos analíticos multidisciplinares para determinar caudales ecológicos de forma sistemática” (IFG, 1978).

En 1976 se produce un cambio importante cuando el USFW (a través de la antigua “Office of Biological Services”) recibe fondos de la “Environmental Protection Agency (EPA)” y del “Water Resources Council”, y funda el “Cooperative Instream Flow Group (IFG)” en Fort Collins (Colorado), bajo la dirección de Clair B. Stalnaker, agrupando a expertos de diferentes disciplinas y centros de investigación: USFW, EPA, “Bureau of Outdoor Recreation”, “Bureau of Reclamation”, “Heritage Conservation and Recreation Service”, “Soil Conservation Service” y

“Geological Survey”. El objetivo del IFG era desarrollar una metodología para cuantificar las variaciones espaciales y temporales del hábitat fluvial originadas por la modificación del caudal circulante, de acuerdo con los criterios y pautas establecidas ese mismo año en los congresos de la “American Fisheries Society (AFS)” y la “American Society of Civil Engineers (ASCE)”, y en las reuniones técnicas en Logan (Utah) y en Boise (Idaho) (Orsborn y Allman, 1976). Actualmente, el IFG está integrado en la sección “River Systems Management Section” del centro “Midcontinent Ecological Science Center”, perteneciente al “U.S. Geological Survey” en Fort Collins.

La nueva metodología aparece en 1978 bajo el nombre de “Instream Flow Incremental Methodology” (IFIM) (Bovee y Milhous, 1978), con una clara vocación multidisciplinar (incorporar varias herramientas y expertos), cooperativa (minimizar el potencial de conflicto), incremental (permitir la negociación y el juicio) y progresiva (promover su innovación y evolución con la experiencia), para ordenar racionalmente el aprovechamiento del agua superficial con un claro enfoque ecológico (Payne, 1995). Aunque IFIM fue desarrollada, ensayada y aplicada inicialmente en los ríos del oeste de EE.UU (con altas pendientes y aguas frías), rápidamente se extendió su empleo a otras zonas de características diferentes.

Desde el principio tuvo gran aceptación en los ámbitos técnicos y legales de EE.UU, siendo considerado como el método más difundido (Wesche y Rechar, 1980) y mejor defendible, científica y legalmente, para solucionar la mayoría de los conflictos de regulación de caudales (U.S. Dept. Of Interior, 1979). De hecho, en 1983 el “California State Department of Fish and Game” ordenó la realización de estudios IFIM en todas las obras de regulación, y la Corte Suprema de Estados Unidos ha determinado que IFIM sea una herramienta válida y aplicable para negociar los usos del agua (Stalnaker *et al.*, 1995). Ya en el año 1991, la Región 1 del USFW (que comprende los estados de California, Nevada, Oregón, Washington, e Idaho) había evaluado el 71% de todas las derivaciones de agua existentes utilizando IFIM.

Por su parte, el IFG ha dedicado muchas de sus monografías “Instream Flow Information Paper” a la normalización del uso de IFIM en la mayoría de los estados de Estados Unidos. En 1999 se celebró en EE.UU (Bellingham, Washington) un simposio sobre metodologías para fijar caudales ecológicos (“Instream Flow Methods Conference”), que congregó durante seis días a dieciséis de los más prestigiosos especialistas de varios estados (California, Texas, Minnesota, Utah y Washington), provenientes de los ámbitos de la universidad, la administración, consultores privados e institutos de investigación: tras una minuciosa revisión de todas las metodologías, todos coincidieron en que IFIM era la más apropiada.

IFIM ha sido utilizada ampliamente en las últimas dos décadas. Actualmente, es la metodología más aplicada en todo el mundo, por ser la más rigurosa desde el punto de vista científico (Dunbar *et al.*, 1998) y estar enfocada específicamente para una negociación, lo que hace pensar que en el futuro seguirá siendo clave en los estudios de caudales ecológicos. Se realizan

decenas de trabajos científicos cada año sobre distintos aspectos procedimentales y analíticos de IFIM, y centenas de estudios técnicos para evaluar caudales ecológicos en tramos fluviales concretos. Se ha empleado con éxito en Australia (Richardson, 1986; Gippel y Stewardson, 1995), Austria (Mader y Laaha, 1999), Canadá (Leclerc *et al.*, 1994), Chequia (Blažková, 1998), Estados Unidos (Allen y Anear, 1987; Bremm, 1988; Payne, 1988; Reiser *et al.*, 1989a; Bovee, 1989; Wolff *et al.*, 1989; Orth y Leonard, 1990; Layzer y Madison, 1994; TRPA, 1998, 2000, 2002a, 2002b), Francia (Fagnoud, 1987; Chaverroche y Sabaton, 1990; Valentin *et al.*, 1992; Monfort *et al.*, 1996; Lamouroux, 1999), Italia (Saccardo *et al.*, 1994), Japón (Tamai *et al.*, 1996), Noruega (Heggenes *et al.*, 1994), Nueva Zelanda (Jowett, 1993a), Portugal (Costa *et al.*, 1988), Reino Unido (Armitage y Ladle, 1989; Brown, 1989; Mountford y Gomes, 1990; Johnson *et al.*, 1993 y 1995; Bullock *et al.*, 1994). En el ámbito Latinoamericano, IFIM ha sido aplicada con éxito en Colombia (Diez Hernández, 2006; Diez Hernández y Ruiz Cobo, 2007).

En cualquier caso, IFIM no es una panacea, puesto que sus premisas la hacen inapropiada para algunos entornos áridos y semiáridos, con caudales extremos comunes y poco predecibles (Davis *et al.*, 1994), y para ecosistemas con un alto grado de endemismo, que requieren una protección integral (O’Keeffe y Davies, 1991).

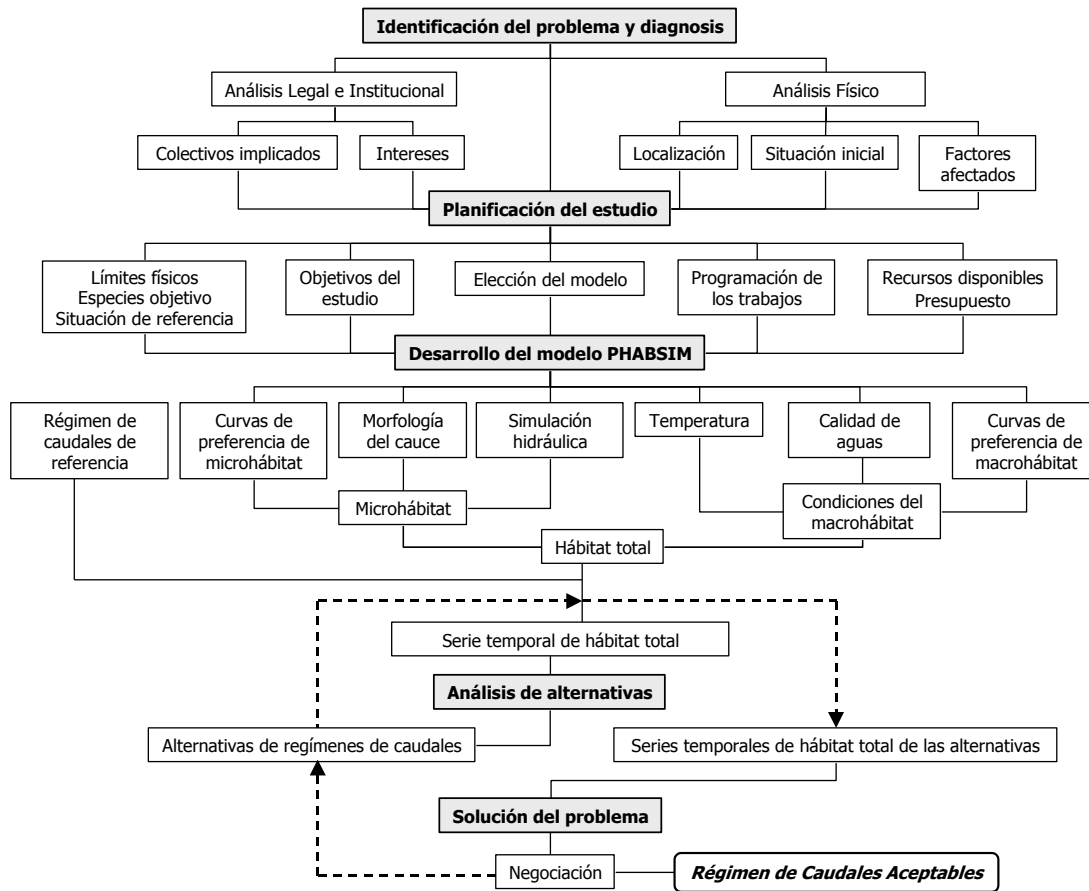
## 2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA “IFIM”

---

El procedimiento se describe detalladamente en Bovee *et al.* (1997) y resumidamente en Stalnaker *et al.* (1995). IFIM consta de cinco fases: 1) identificación y diagnóstico del problema, 2) planificación del estudio, 3) desarrollo del modelo PHABSIM, 4) análisis de alternativas y 4) solución del problema (Figura 6). Cada fase es estrictamente necesaria para completar el proceso, por lo que si se prescinde de alguna, el resultado no será satisfactorio. Al estar enfocada específicamente para la negociación, es imprescindible que exista una buena comunicación entre los agentes, para asegurar que todos los grupos afectados han sido tenidos en cuenta y están de acuerdo con aquel objetivo que respeta todos los intereses.

### FASE 1: Identificación del problema y diagnosis

En esta fase se evalúa la situación actual de todos los factores del medio socioeconómico y natural que resultan afectados por las acciones del proyecto que modifican el régimen actual de caudales. Este análisis es vital, ya que IFIM es un continuo proceso de evaluación y valoración de los impactos provocados por las diferentes alternativas sobre dichos factores. Durante el análisis legal e institucional se identifican todos los colectivos afectados (regantes, pescadores, empresas hidroeléctricas, Administración, ecologistas, piragüistas, etc.), sus intereses, su capacidad de persuasión y su comportamiento previsible durante una negociación. Para ello IFIM recomienda el método LIAM “Legal-Institutional Analysis Model” (Lamb, 1980; Wilds, 1986), que está informatizado en el programa “LIAM 1.5” (Lamb *et al.*, 1993) y se utiliza satisfactoriamente en EE.UU (Lamb *et al.* 1998, Soden *et al.* 1997).



**Figura 6.** Esquema operativo de la metodología IFIM para evaluar caudales ecológicos.

Al final de esta fase se tendrá un conocimiento exhaustivo de las características de la acción propuesta, sus impactos sobre el medio físico y socioeconómico, y los intereses de todos los colectivos implicados.

### Análisis Legal e Institucional

En los procesos concertados de asignación de caudal con una restricción de demanda pasiva ecológica, hay que considerar seriamente los siguientes aspectos.

- Cada grupo afectado tiene su propia **perspectiva** del problema. Es fundamental conocer y comprender todos los puntos de vista, ya que la solución final debe respetar todas esas perspectivas. Una causa frecuente del fracaso de una negociación es pensar que todas las partes ven el problema de la misma forma y se comportan de igual manera.
- En la aplicación de la metodología IFIM pueden presentarse los tres posibles **ámbitos de negociación**: individual, intra-grupo e inter-grupo. Es muy importante que el técnico involucrado en el estudio identifique el ámbito en el que se encuentre, ya que el método de negociación es muy diferente según el tipo de interlocutor.

- Si la negociación es individual (individuo- individuo) debe considerarse la diferente personalidad de cada sujeto y asumir la resistencia que todos tenemos a cambiar nuestras opiniones.
  - Cuando la negociación se hace intra-grupo (individuo – grupo) hay que saber que es muy difícil cambiar las ideas de un grupo establecido. Generalmente, en un grupo existe la tendencia a pensar que *“si en el pasado ese problema parecido se solucionó con éxito de esta forma, hagamos lo mismo ahora”*. En ocasiones hay que luchar con un malentendido compañerismo empecinado a defender ideas reconocidamente erróneas, tan sólo para defender a un gremio o profesión.
  - Cuando la negociación se desarrolla inter-grupo (grupo – grupo) es muy importante que el interlocutor sea una persona “magnética” y esté integrado en un grupo unido e influyente que respalde sus decisiones.
- Para que una solución propuesta tenga éxito, debe ser **racional y comprensiva** (Lindblom, 1959). Racional porque siga una lógica en el proceso de decisión. Comprensiva porque considere toda la información referente a la situación inicial y al efecto de cada alternativa considerada sobre los factores del medio. Si en la negociación se prescinde de algún colectivo o de algún factor del medio, la solución adoptada podrá ser racional pero no comprensiva y fracasará inevitablemente.

Para lograr el éxito en una negociación es vital conocer previamente la información, capacidad técnica y poder de cada parte para prever su comportamiento durante la misma. Para ello IFIM utiliza el método **LIAM** (Legal-Institutional Analysis Model; Wilds, 1986) que consta de cuatro fases: Identificación de las posiciones, descripción del contexto, evaluación de la influencia de cada parte e identificación de potencialidades y debilidades de cada parte. El método está informatizado (Figura 7) y se utiliza habitualmente en la planificación hídrica de EEUU.

**a) La identificación de las posiciones** presentes en una negociación es vital, ya que el comportamiento futuro de un colectivo normalmente es congruente con las determinaciones pasadas (Wildavsky, 1975). Las cuatro posibles posiciones son:

**Guardián:** Su objetivo es el de mantener el orden establecido ya que ese “status quo” favorece sus intereses económicos. Cualquier cambio que afecte a sus intereses lo intenta boicotear, normalmente aprovechando las demoras en los plazos de los procedimientos judiciales que consiguen sus asesores jurídicos. En una hipotética negociación, el guardián sería la empresa **AGER S.L** concesionaria de un aprovechamiento hidroeléctrico sin base ecológica, que se muestra inflexible respecto a una modificación del patrón de operación.

**Defensor:** Su actitud es un continuo desafío al “status quo”, ya que su objetivo es modificar los procesos tradicionales de decisión (legislación, proceso de EIA, etc.). Un defensor sería, por ejemplo, el Servicio de Protección de Ecosistemas Fluviales (SPEF) de la

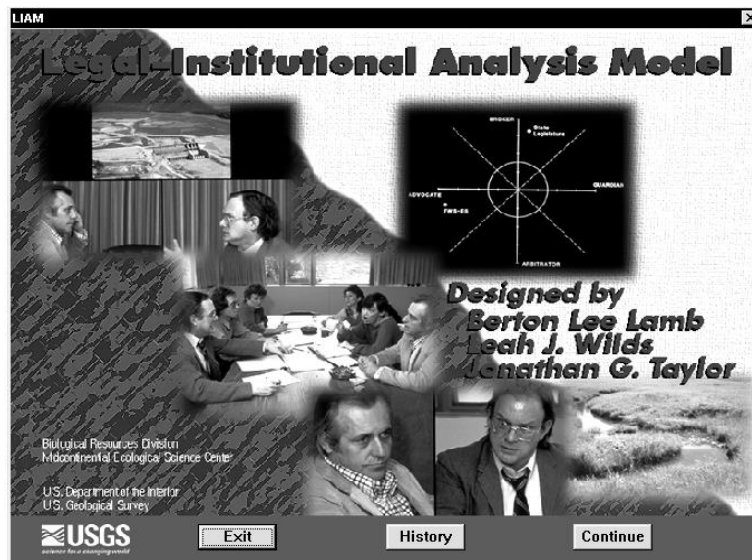


Figura 7. Programa LIAM ver 1.15 (Biological Resources Division, 1998).

Administración Ambiental, que no otorga licencia ambiental por los impactos severos del proyecto minihidroeléctrico sobre el ecosistema acuático. Otro posibles defensores podrían sería la Asociación de amigos del Río Negro (AMRN) y similares.

**Negociador:** Están especializados en lograr el consenso entre todas las partes implicadas y buscar soluciones racionales–comprensivas basadas en evaluaciones beneficio/coste y mecanismos para compartir el recurso. Aunque no es deseable, también tienen capacidad para entorpecer una negociación. Un negociador hipotético sería el Ministerio de Política Energética Renovable (MPER).

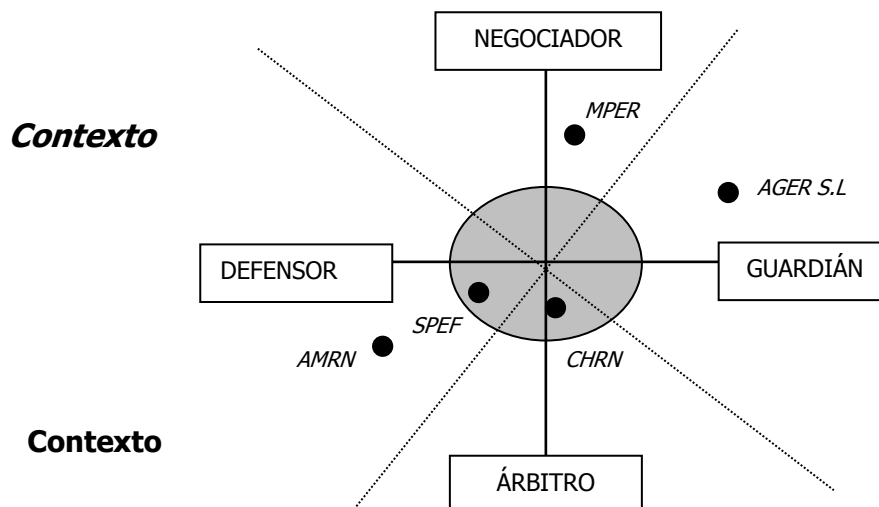
**Árbitro:** Tienen autoridad jurídica para decidir las propuestas que “más se ajustan a derecho” y que por tanto serán aplicadas. Su decisión está fundamentada en los estudios técnicos y en las argumentaciones de todos los colectivos. Un árbitro sería, por ejemplo, el Comité de Cuenca del Río Negro (CHRN).

**b) La descripción del contexto** identifica el ambiente de la negociación (Figura 8):

- En el contexto distributivo se persigue optimizar todos los intereses en una solución consensuada. La idea es *“repartir el pastel entre todos, aunque los pedazos sean distintos”*.
- En el contexto regulativo se pretende que el árbitro decida quién tiene la razón y debe explotar el recurso. *“Se lleva el pastel entero quien decida el árbitro”*.

La presencia de un contexto u otro dependerá de hasta qué punto los miembros de la negociación estén dispuestos a cambiar la posible frustración de un contexto distributivo por la incertidumbre de un contexto regulativo.





**Figura 8.** Posiciones y contextos posibles en un LIAM.

- c) **El cálculo del poder negociador** de cada parte es necesario puesto que que no siempre los miembros adoptan posiciones extremas. La posición y el comportamiento de los distintos miembros dependen de su poder relativo. Es decir, hay participantes de primera línea con mucho poder (CHRN y SPEF dentro del círculo en Figura 8), y otros de segunda línea menos influyentes (AGER S.A y AMRN fuera del círculo).

El poder negociador de un colectivo se calcula a partir de su conocimiento, sus recursos disponibles y la fiabilidad que tenga (Wilds, 1986). Además, es un buen indicador de la probabilidad de éxito en una negociación (Burkardt, 1997). El conocimiento se refiere a los fundamentos técnicos precisos para elaborar un informe de fácil interpretación (biología, hidráulica, limnología, etc). La fiabilidad de una organización se deriva del respaldo público o político que tenga. Los recursos disponibles pueden ser de tres tipos:

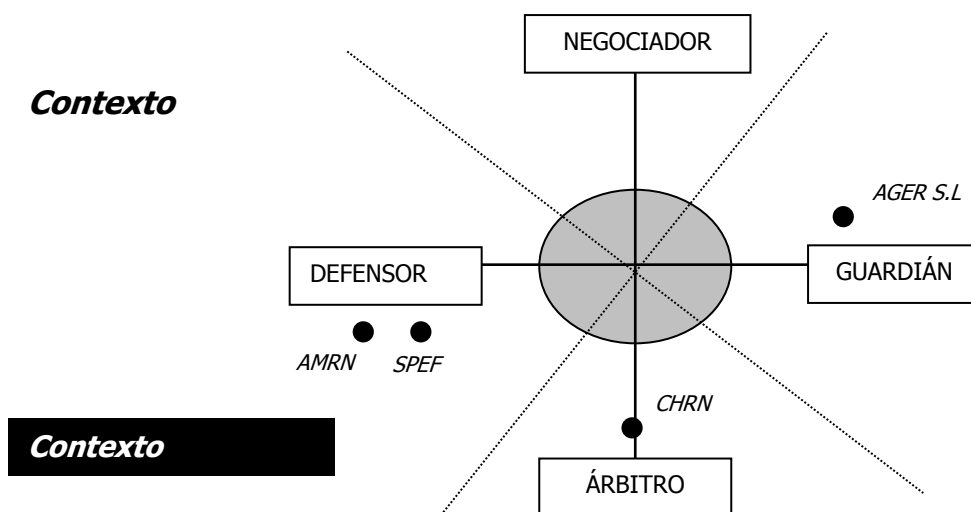
- Control físico del recurso, control legal del manejo del agua, personal especializado, responsabilidad legal en un contexto regulativo, e influencia en la financiación.
- Frecuencia negociadora. Una organización que participe usualmente en negociaciones tendrá metodologías y personas más especializadas.
- Intensidad negociadora en conflictos anteriores.

- d) **La evaluación de las fortalezas y debilidades de cada colectivo** es la parte final de una negociación, ya que a partir de esta información se definirá la estrategia negociadora. Para evaluar el poder de cada colectivo implicado en la negociación se pueden utilizar los criterios de la Tabla 6. El objetivo final del análisis legal e institucional es identificar la información necesaria para las fases posteriores de IFIM. Este aspecto es muy importante, ya que cada proyecto necesita diferente tipo de información.

**Tabla 6.** Criterios para evaluar el poder de una organización según la metodología LIAM (Wilds, 1986).

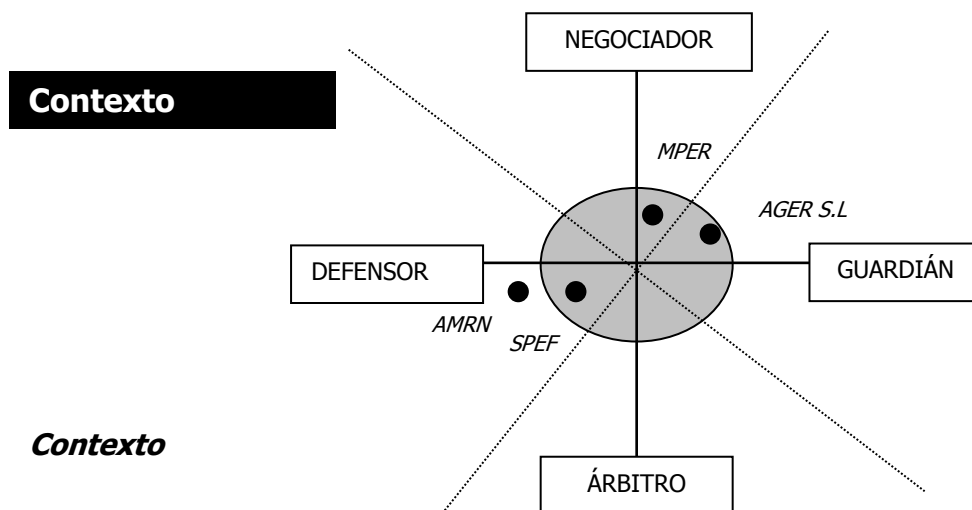
Elementos de poder	Ejemplos de gran poder
Autoridad legal	Responsabilidad legislativa en los tribunales
Control físico del recurso	Posibilidad de modificar los caudales circulantes
Control legal del recurso	Responsabilidad en la planificación hidrológica de la cuenca
Respaldo político	Respeto de los legisladores a la organización
Respaldo público	Respeto de la población de la comarca
Recursos fiscales	Participación importante en la financiación del proyecto
Personal especializado	Adecuada plantilla de técnicos especialistas
Frecuencia negociadora	Elevada experiencia en conflictos anteriores
Intensidad negociadora	Experiencia en conflictos muy relacionados con la actividad de la organización

☞ Si en la negociación se presentan intereses muy opuestos (Figura 9), seguramente se desarrollará en un contexto regulativo en el que será preciso generar mucha información detallada que el árbitro deberá analizar detalladamente.



**Figura 9.** Ejemplo de negociación en un contexto regulativo.

☞ Si la negociación es menos intensa (Figura 10), previsiblemente se desarrolle en un contexto distributivo menos exigente de información. Si surgiesen dudas durante el proceso, se acudiría a un experto para que aporte sus recomendaciones. IFIM es especialmente útil en este contexto, ya que está diseñada específicamente para la negociación.



**Figura 10.** Negociación en un contexto distributivo.

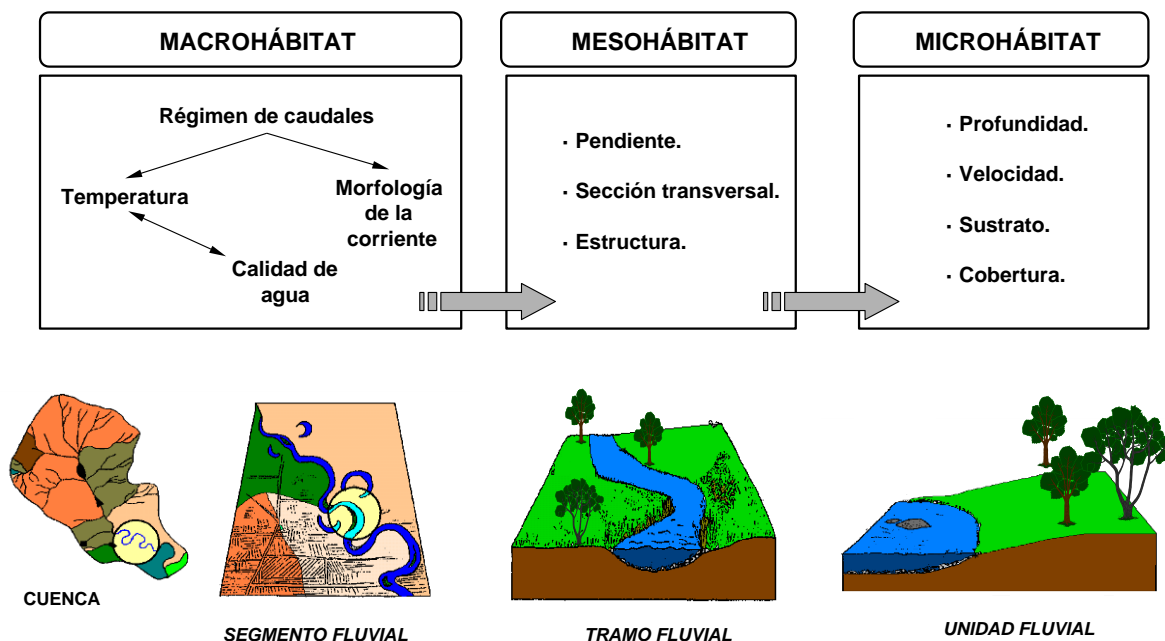
### Análisis Físico

Durante este proceso se evalúa la situación actual de todos los factores del medio afectados por el proyecto. Esta fase es básica porque, en resumen, IFIM es un continuo proceso de evaluación y valoración de los impactos de las diferentes alternativas sobre los factores del medio. La identificación de los factores conlleva una serie de problemas:

- El simple hecho de identificar un recurso no supone conocer el momento ni el modo en que la variación de caudales afecta a dicho recurso.
- El estudio y descripción de cada recurso implica un gasto de tiempo y dinero que añade complejidad al proceso de decisión.
- Identificar la variación de un recurso como consecuencia de la variación de los caudales naturales (evaluación) no indica si esa variación es aceptable (valoración).
- Si durante este proceso se prescinde de algún factor del medio que sea muy importante para algún colectivo afectado, la negociación probablemente fracase.
- No todos los factores tienen la misma importancia en todos los proyectos. Hay que distinguir, en cada caso, los factores de primer orden de los triviales para optimizar el estudio.

Una vez seleccionados los factores se organizan mediante listas, matrices o diagramas causa – efecto, para evaluar los impactos, valorar cada alternativa y elegir la más apropiada.

La descripción de los factores del medio físico debe hacerse a tres escalas: macrohábitat, mesohábitat y microhábitat (Figura 11).



**Figura 11.** Análisis Físico jerarquizado de una cuenca empleado en el sistema PHABSIM.

### Los Macrohábitat

Son segmentos fluviales con un cierto régimen hidrológico y unas determinadas características morfológicas, térmicas y químicas que determinan la idoneidad de ese hábitat para ciertos organismos acuáticos. Este concepto se entiende bien si se entiende “el río como un continuo” (Vanotte et al., 1980) en el que el gradiente longitudinal regula el flujo de energía y determina una composición del ecosistema diferente en cada macrohábitat (Figura 12).

La longitud de estos segmentos generalmente es mayor de 10 a 15 veces el ancho medio del cauce. Algunos tipos de macrohábitat son los tramos aluviales, tramos encajonados, deltas, llanuras de inundación, etc. Existen distintas metodologías para clasificar los macrohábitat, aunque la más utilizada es la de Rosguen (1994) que se expone en el Anejo 1.

Se necesita caracterizar con precisión el régimen hidrológico del tramo de estudio si se quiere conocer la situación actual y cuantificar las posibles variaciones originadas por las distintas alternativas. Sus cambios pueden deberse a causas controlables, incontrolables, intencionadas o accidentales. Aunque las causas incontrolables y accidentales (p.e. cambio climático) son importantes en los ecosistemas acuáticos, las causas controlables e intencionales (construcción de una presa, minicentral, derivaciones, etc.) son las que obligan a fijar el régimen de caudales ecológicos.

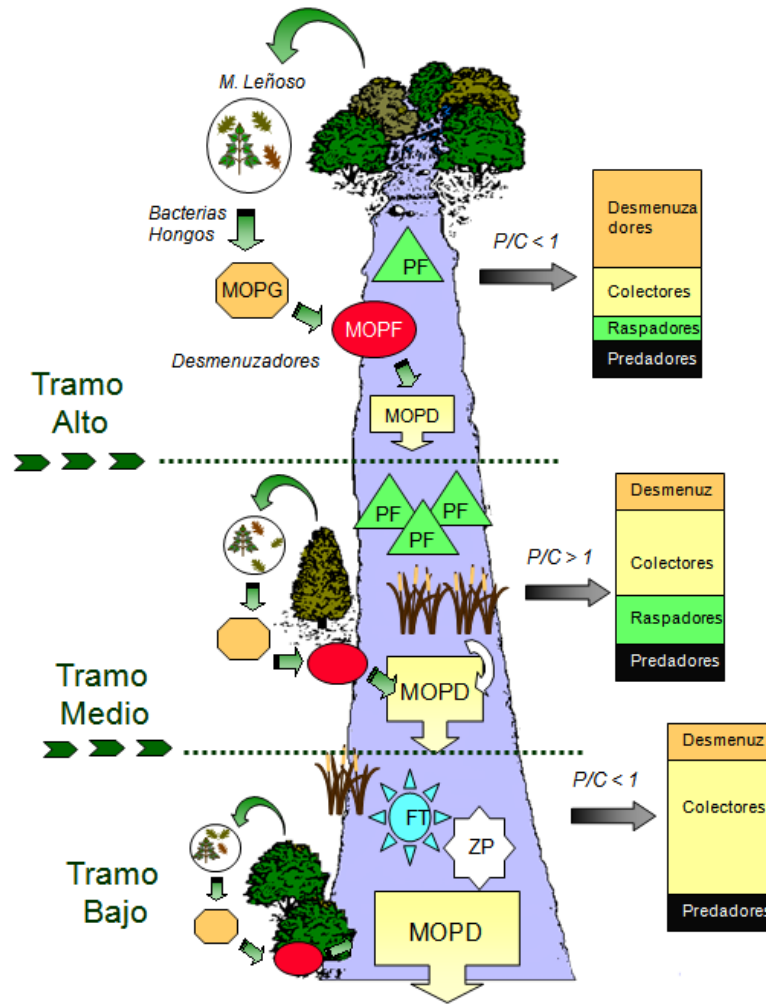


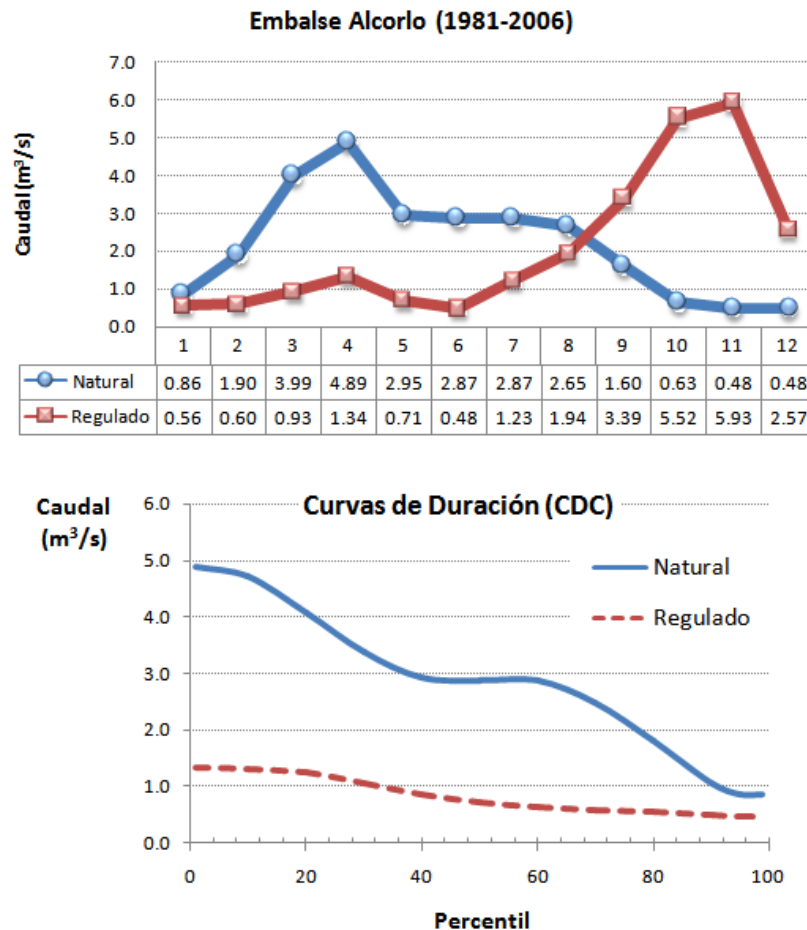
Figura 12. Teoría del "río como continuo" (modificado de Vanotte et al. (1980).

Durante esta fase de IFIM surgen las siguientes cuestiones:

- 1.- ¿Cuál es la magnitud del cambio?
- 2.- ¿Puede cuantificarse ese cambio?
- 3.- ¿Cuál es la frecuencia de ese cambio?
- 4.- ¿Cuándo ocurrirá el cambio?
- 5.- ¿Es suficientemente importante ese cambio para justificar un estudio detallado?

Para responder a estas cinco preguntas se utilizan dos herramientas muy útiles: la Serie Hidrológica de Caudales (SHC) y la Curva de Duración de Caudales (CDC). Mediante la SHC puede dictaminarse si una alternativa varía sustancialmente el régimen natural de caudales y afecta significativamente a las comunidades acuáticas. A modo de ejemplo, la Figura 13 muestra el patrón de caudales medios mensuales asociado a un embalse para riego, comparado con la línea base natural. La temporada de riego suele comenzar en junio (mes 9), periodo en

el que las descargas del embalse superan con creces las naturales propias del estiaje. Por el contrario, durante el periodo húmedo previo, la operación de embalsado reduce marcadamente el caudal aguas abajo. Este tipo de alteración hidrológica provoca cambios importantes en procesos ecológicos asociados a la fenología.



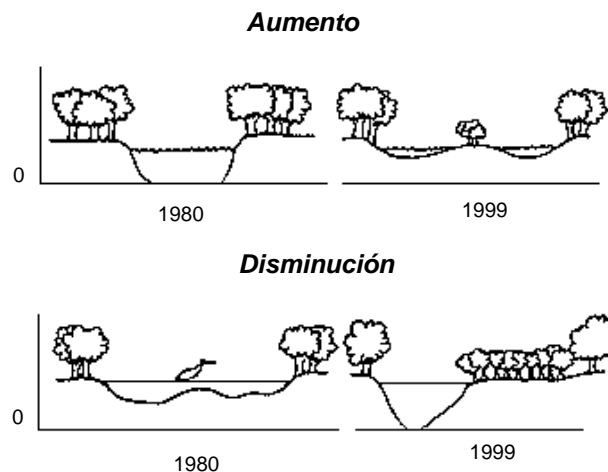
**Figura 13.** Caracterización de un régimen de caudales mediante la Serie Hidrológica de Caudales (SHC) y la respectiva Curva de Duración de Caudales (CDC). Mes 1 es enero. Representan la línea hidrológica base en condiciones naturales, comparada con el patrón del embalse Arcorlo en la cuenca del Tajo (España).

Respecto a la geomorfología del tramo, se necesita conocer el régimen natural de caudales asociado a la dinámica geomorfológica natural para predecir cómo afecta una modificación de la morfología del cauce en la disponibilidad del hábitat (Bovee, 1982). En los tramos aluviales se producen constantes procesos de erosión y sedimentación en el cauce como resultado de su ajuste a las nuevas situaciones. Desde el punto de vista hidráulico, se trata de un balance entre el esfuerzo cortante de la corriente (variable primaria que depende de la cuenca) y el esfuerzo

cortante máximo de los materiales del cauce (variable secundaria que se ajusta hasta compensar la primaria). Una modificación del caudal líquido y/o caudal sólido produce ajustes longitudinales y transversales en el tramo hasta llegar a un equilibrio. Cuando estos ajustes son constantes a lo largo del tiempo, se dice que el río ha alcanzado el equilibrio dinámico. Durante esta fase de IFIM, el problema se centra en evaluar si una alternativa propuesta provocará un desequilibrio geomorfológico. Si éste se produjese a medio o largo plazo, habría que identificar el tipo de cambio y especificar cómo prevenirlo. Si el desequilibrio fuese inminente habría que diseñar las medidas correctoras. La modificación del régimen natural de caudales en la cuenca puede deberse a una regulación del agua y/o al cambio de usos del suelo. Los cambios morfológicos producidos en el cauce son de tres tipos (Figura 14):

- **Aumento o disminución:** se produce al variar la frecuencia e intensidad de los caudales de avenida y, consecuentemente, el caudal dominante del cauce. Cuando el caudal dominante aumenta, el cauce se erosiona y la sección aumenta en anchura y profundidad sin apenas variar la relación anchura/profundidad. Además, se reduce la sinuosidad y se alarga la distancia entre rápidos. Cuando el caudal dominante disminuye, se produce el efecto inverso con el factor añadido de que las márgenes y las barras son colonizadas por la vegetación. Con el tiempo, la vegetación estabiliza el depósito (lo que disminuye la sección útil), aumenta la rugosidad e incrementa el riesgo de inundación en caso de avenidas. A largo plazo, la zona estabilizada se va elevando por acreción y forma un nuevo banco.
- **Ensanchamiento o profundización:** se produce al variar el balance entre el caudal líquido y el caudal sólido producido en la cuenca. El ensanchamiento se produce cuando aumenta la proporción de sedimentos en el agua. Éstos se depositan en el centro del cauce, reduciendo la profundidad y la sección útil para evacuar avenidas. La tensión tractiva del agua únicamente erosiona los márgenes, aumentando la anchura. En casos extremos, puede modificarse el comportamiento del cauce a gran escala y pasar de un trazado rectilíneo a otro meandriforme o anastomosado. La profundización se produce cuando aumenta el caudal líquido circulante. Al incrementarse la fuerza tractiva, el cauce se profundiza y comienza una erosión remontante. Con el paso del tiempo, la nueva sección tendrá una relación anchura/profundidad mucho menor, el antiguo lecho se transformará en una nueva llanura de inundación, los antiguos bancos pasarán a ser nuevas terrazas, y la sinuosidad aumentará.

En ocasiones, el estado de la vegetación riparia revela la existencia de alguno de los dos procesos anteriores. La disminución y el ensanchamiento de un cauce se manifiestan por la caída de árboles de todas las edades en las dos orillas del cauce en un meandro (en estado de equilibrio sólo caen árboles viejos en el lado externo). El aumento y la profundización definen dos nuevas zonas de inundación: un nivel inferior con una vegetación joven y una terraza superior con vegetación más madura. En este último caso, puede estimarse el momento en el que se inició el desequilibrio calculando la edad de la vegetación mediante dendrología.



**Figura 14.** Comparación de los procesos de aumento y disminución del cauce.

- Modificación de los materiales, ocasionada por los procesos anteriores.

En los procesos de aumento o ensanchamiento de la sección, los sedimentos depositados (limos y arenas) provocan el “*sellado del medio intersticial*” formado por gravas y guijarros. Por ejemplo, en el Río Grande en Estados Unidos, los sedimentos acumulados entre 1895 y 1935 elevaron el nivel del río aproximadamente cuatro metros (Leopold et al., 1964). En los procesos de disminución o profundización de la sección, los materiales del lecho son arrastrados (finos, gravillas y gravas) y se forma la típica *coraza* sobre la que únicamente permanecen los cantos y bolos. Por ejemplo, tras nueve años de funcionamiento de la presa de Hoover en Estados Unidos, el cauce aguas abajo de la presa había profundizado cuatro metros (Pottinger, 1997). Las implicaciones biológicas de estos procesos son muy importantes, ya que causan la desaparición del hábitat para el macrobentos y los lugares de freza y alevinaje de la ictiofauna.

El régimen de temperaturas del agua influye en la dinámica del ecosistema acuático regulando la fenología, controlando procesos biológicos y estimulando sinergias con otros. Por lo tanto, una variación del caudal, de la velocidad o del ancho superficial de la corriente, supone la alteración de procesos como el crecimiento en biomasa, digestión, ventilación de las agallas, temperatura corporal, metabolismo, respiración, nivel de estrés, regulación de iones, nivel de energía, respuesta energética, comportamiento, actividad, movimientos, locomoción, ecología, distribución, competencia, relaciones predador/presa, parasitismo, enfermedades, migración, reproducción, incubación, alevinaje y relaciones sinérgicas (Stalnaker C. et al, 1995).

El estudio de la calidad del agua generalmente es más complicado porque, aunque exista un registro considerable de datos históricos, no es suficiente para predecir futuros cambios en el sistema y debe recurrirse a otras metodologías específicas.



Para evaluar cada uno de los factores que definen un macrohábitat, debe elaborarse una lista con las especies y estadios de crecimiento susceptibles de recibir impactos, especificando la época del año que utilizan ese hábitat y cómo lo hacen. Para que el estudio pueda abordarse con una precisión razonable, es necesario separar los efectos principales de los secundarios y priorizar los recursos en los primeros.

### Los Mesohábitat

Tienen una longitud mucho menor que los macrohábitat, aproximadamente igual a la anchura del cauce. El tramo fluvial se identifica por unas características determinadas de pendiente, sección transversal y estructura. Algunos tipos de mesohábitat son las zonas de pozas, rápidos, tablas, tramos canalizados, etc. Existen muchas metodologías para clasificar los mesohábitat, aunque una de las más prácticas es la de Bisson, P.A. et al. (1982), modificada por Decker, Overton, et al. (1985) y Sullivan (1988). Esta metodología establece cuatro niveles de detalle para clasificar de forma jerarquizada los distintos tipos de mesohábitat fluviales (Figura 15)

El nivel 1 clasifica los tramos en rápidos o pozas. El nivel 2 precisa más y clasifica en rápidos, pozas y tablas. El nivel 3 diferencia los rápidos en función de la pendiente (rápido o cascada) y las pozas en función de su posición en el cauce (canal central, lateral o remanso). Finalmente, en el nivel 4 establece unas nuevas categorías: los rápidos en función de su pendiente, las cascadas según el tipo de sustrato, las tablas según la velocidad y la profundidad, y las pozas en función de la causa de su formación.

En total existen 24 tipos diferentes de mesohábitat, aunque no todos están presentes en cualquier tramo fluvial. Cuanto más heterogéneo sea el tramo (pendiente, caudal, sección transversal y sustrato) más variedad de mesohábitat existirá.

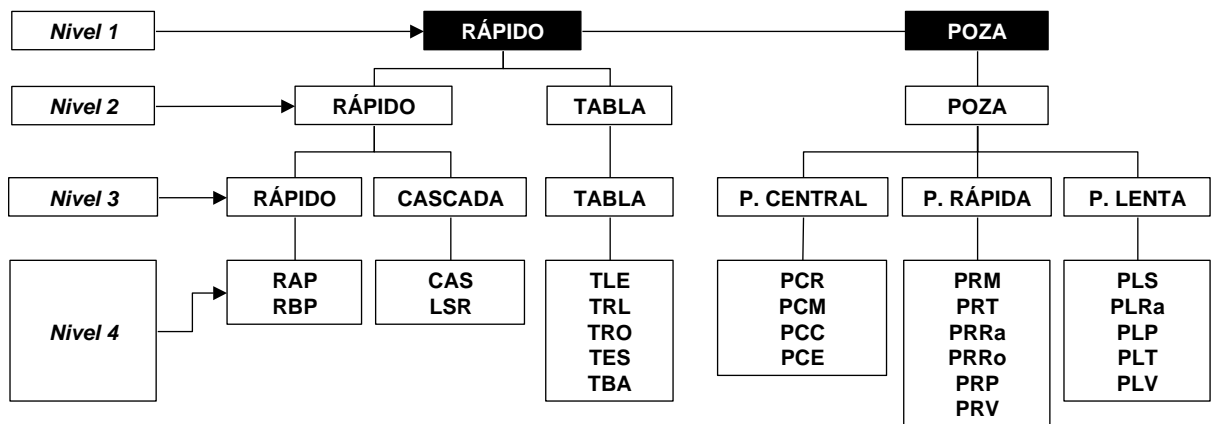


Figura 15. Clasificación jerarquizada de mesohábitat fluviales (Bisson et al., 1982).

**RÁPIDO** (figura 16)

- RAP: Rápido con alta pendiente.
- RBP: Rápido con baja pendiente.

**CASCADA** (figura 17)

- CAS: Cascada.
- LSR: Lámina sobre roca.

**TABLA** (figura 18)

- TLE: Tabla lenta.
- TRL: Tabla rápida libre.
- TRO: Tabla rápida obstruida.
- TES: Tabla escalonada.
- TBA: Tabla en barras.

**POZA CENTRAL** (figura 19)

- PCR: Poza central en roca.
- PCM: Poza central en el medio.
- PCC: Poza central en una confluencia.
- PCE: Poza central escalonada.

**POZA RÁPIDA** (figura 20)

- PRM: Poza rápida en un meandro.
- PRT: Poza rápida en un tronco.
- PRRa: Poza rápida en una raíz.
- PRRo: Poza rápida en roca.
- PRP: Poza rápida en una piedra.
- PRV: Poza rápida en un vertedero.

**POZA LENTA** (figura 21)

- PLS: Poza lenta en un canal secundario.
- PLRa: Poza lenta en una raíz.
- PLP: Poza lenta en una piedra.
- PLT: Poza lenta en un tronco.
- PLV: Poza lenta en un vertedero.

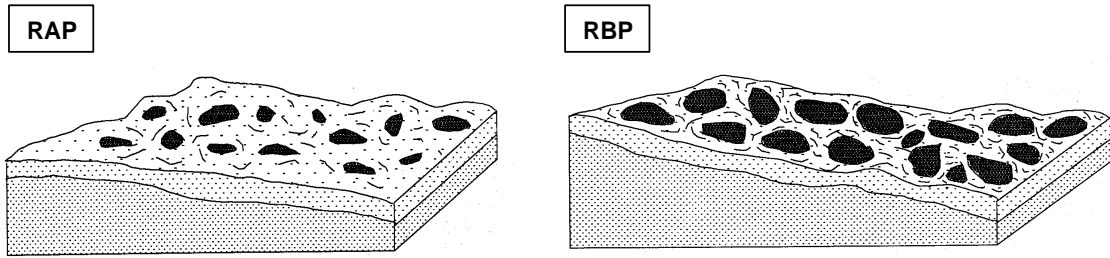


Figura 16. Mesohábitat fluviales del tipo "rápido" (modificado de Flossi et al., 1982).

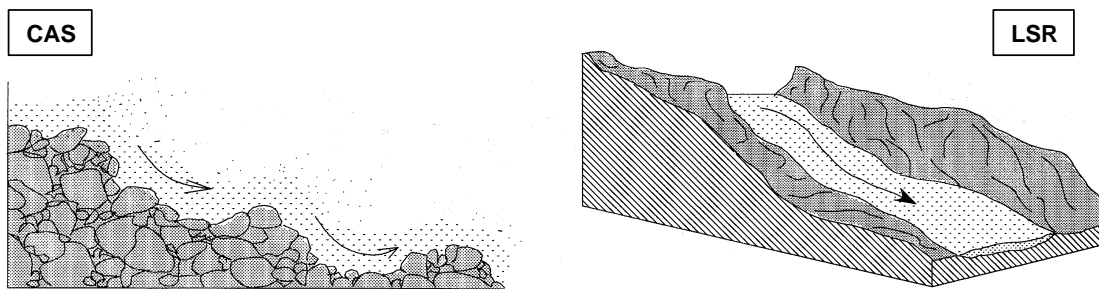


Figura 17. Mesohábitat fluviales del tipo "cascada" (modificado de Flossi et al., 1982).

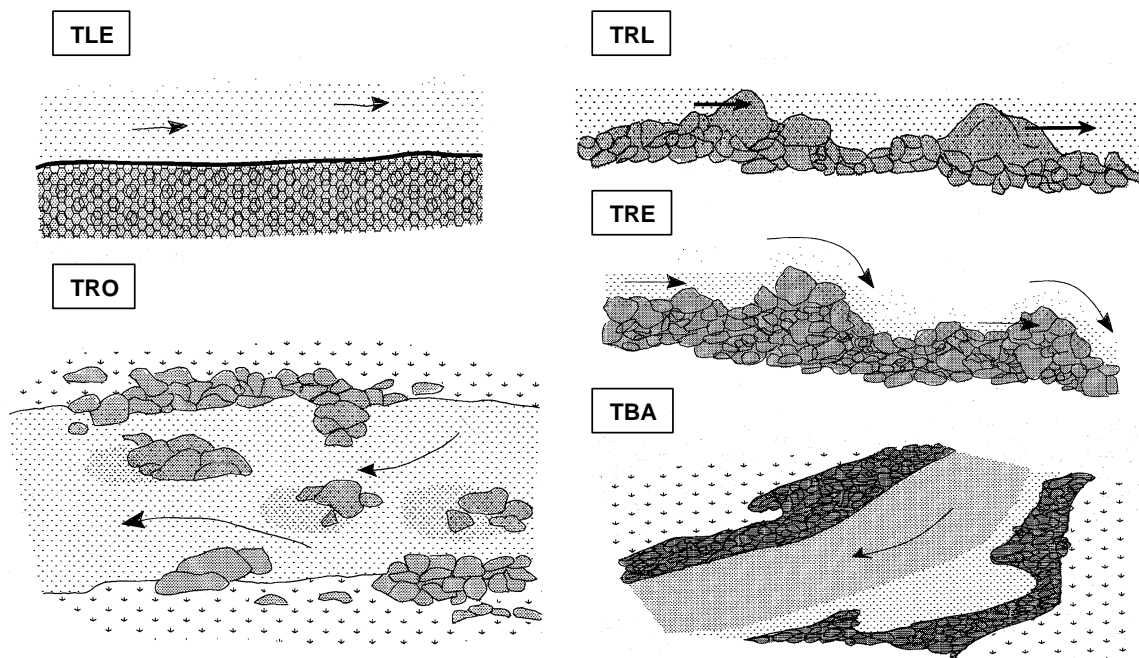


Figura 18. Mesohábitat fluviales del tipo "tabla" (modificado de Flossi et al., 1982).

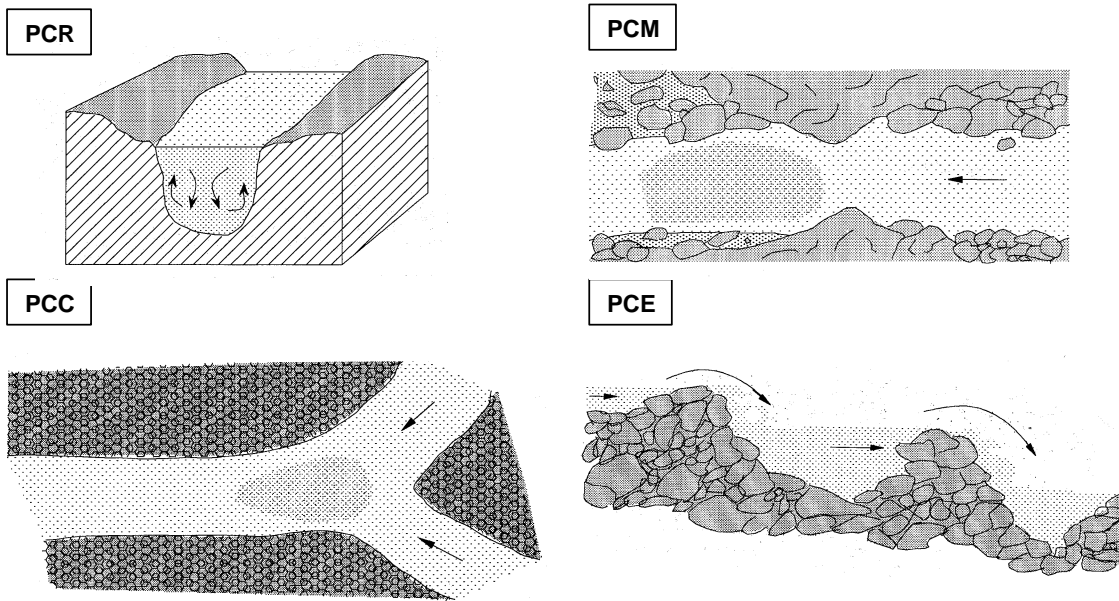


Figura 19. Mesohábitat fluviales del tipo "poza central" (modificado de Flossi et al., 1982).

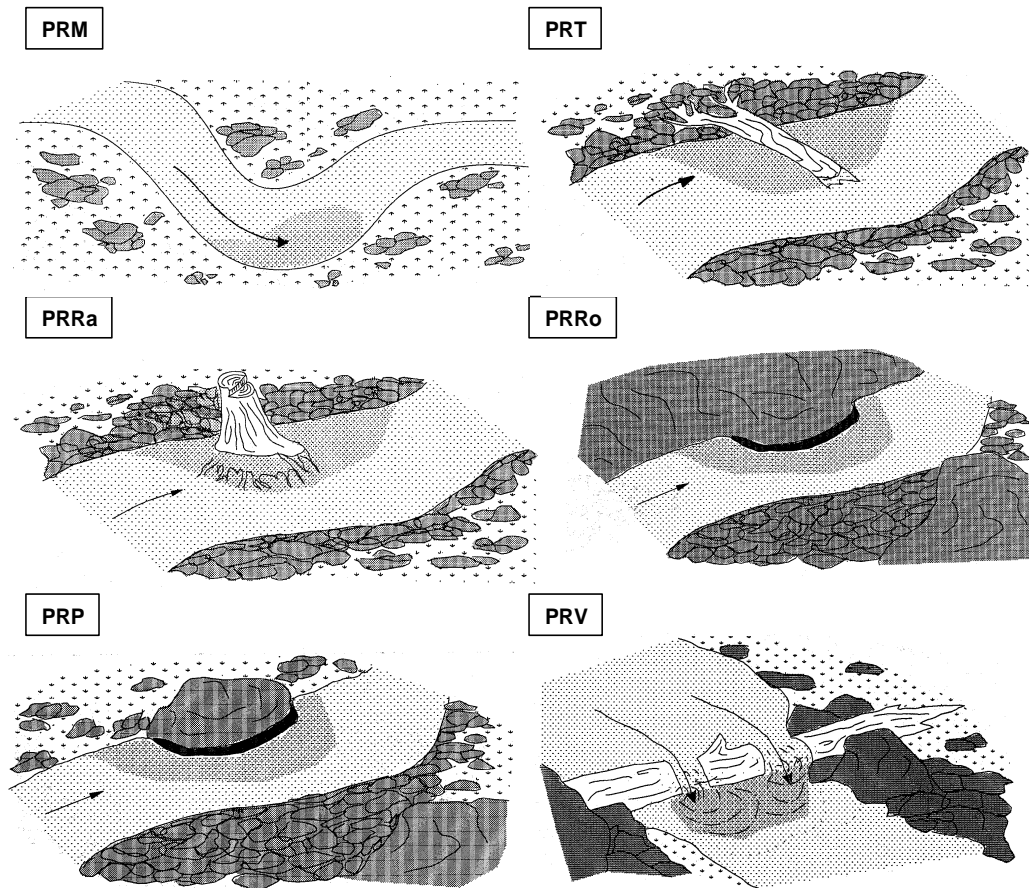
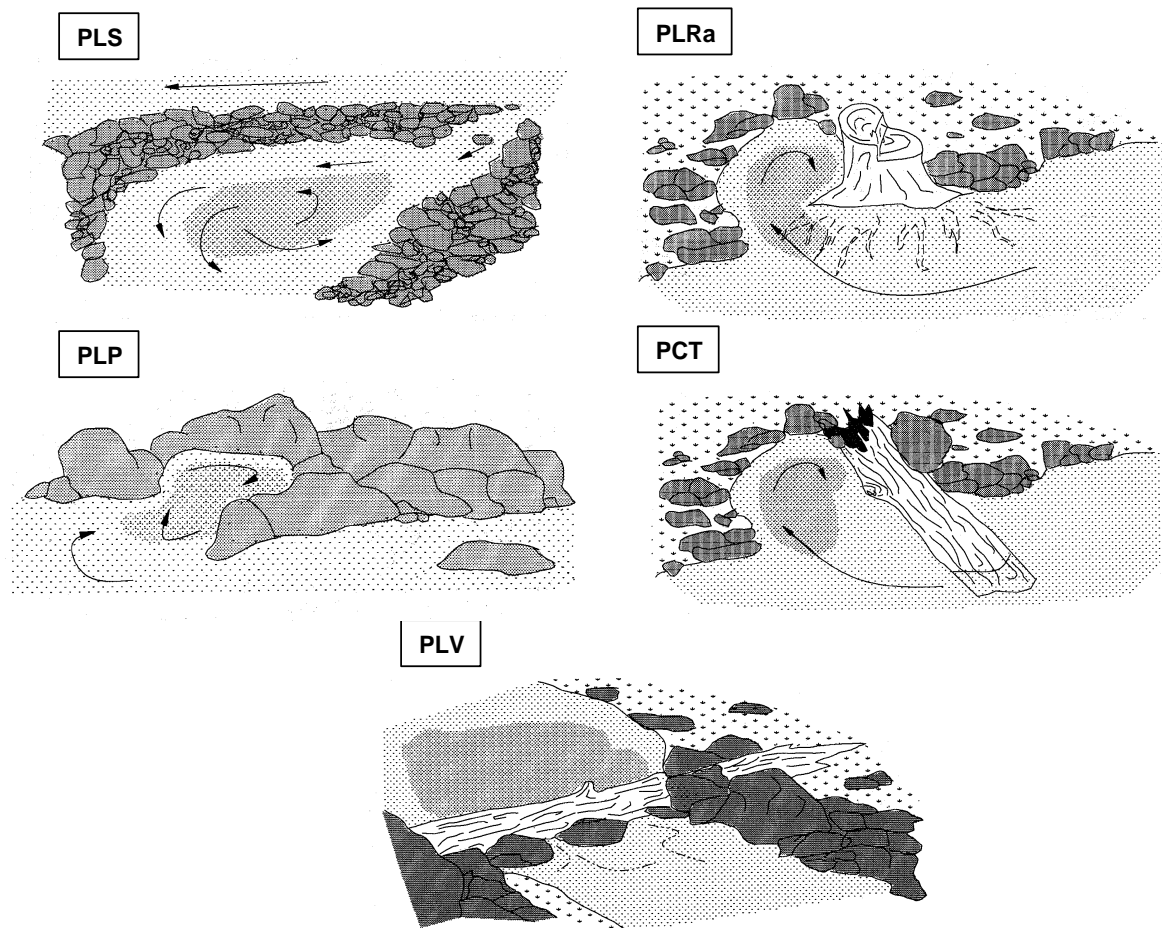


Figura 20. Mesohábitat fluviales del tipo "poza rápida" (modificado de Flossi et al., 1982).



**Figura 21.** Mesohábitat fluviales del tipo "poza lenta" (modificado de Flossi et al., 1982).

La determinación de los tipos de mesohábitat presentes en una corriente también puede realizarse con otros objetivos diferentes al de la fase 1 de IFIM, como son los de realizar una descripción detallada del hábitat fluvial en el tramo estudiado, facilitar el manejo de la pesca o establecer un punto de referencia para evaluar la respuesta del hábitat ante distintas medidas de conservación y mejora.

Otra metodología muy apropiada para la inventariación fluvial en la metodología IFIM es la de Sanz Ronda y Martínez de Azagra (1999) que establecen cinco tipos de mesohábitat: rápidos, tablas rápidas, tablas lentas, remansos vadeables y remansos.

- Los RÁPIDOS son tramos con altas velocidades ( $>60$  cm/s), agitadas, donde la lámina libre rompe en olas por un obstáculo que esté completa o parcialmente sumergido. Son zonas de pendientes elevadas, con escasa profundidad ( $<40$  cm), un sustrato mayoritario de cantos (75-300 mm) y un índice de relleno inferior al 20%. La visibilidad del lecho se dificulta por las turbulencias de la corriente y no hay indicio de macrófitas subacuáticas.

- Las TABLAS RÁPIDAS tienen alta velocidad (46-60 cm/s) y pendiente, pero menor que en los rápidos. El calado es algo superior (20-50 cm). La rotura de la lámina de agua es menos acusada. El sustrato lo componen gravas y cantos. El índice de relleno es inferior al 30%. La visibilidad es algo mayor que en los rápidos y se logra ver el fondo.
- Las TABLAS LENTAS tienen una velocidad que oscila entre los 30 a 45 cm/s y una profundidad de 20 a 60 cm/s. La lámina libre presenta ondulaciones pero no se rompe. Es sustrato predominante son las gravas y cantos con un índice de relleno menor del 40%. La visibilidad del lecho no presenta dificultades y la vegetación sumergida es más abundante que en la unidad anterior.
- Los REMANSOS VADEABLES tienen menor velocidad (20-30 cm/s) y la profundidad aumenta pero sin sobrepasar el metro (límite de vadeabilidad). La superficie del agua es horizontal y el sustrato está compuesto por cantos, gravas y arenas con un índice de recubrimiento mayor del 40%. El fondo es más o menos visible dependiendo de la profundidad y las macrófitas subacuáticas son poco frecuentes.
- En los REMANSOS el agua está casi parada (<20 cm/s) y la profundidad es superior al metro. La lámina de agua también es horizontal. El lecho está compuesto generalmente de cantos, gravas y arenas muy recubiertos de finos. En fondo no es visible y no hay vegetación sumergida.

#### Los Microhábitat

Son unas zonas determinadas de los mesohábitat fluviales que utiliza la ictiofauna (alimentación, freza, etc.) cuyas dimensiones medias son similares a las de un pez. Se definen a partir de características hidráulicas (velocidad, profundidad) o características físicas (cobertura, sustrato). Existen muchos tipos de microhábitat: tocones de árboles, cornisas, cuevas, barras (acumulaciones de gravas), bolos para refugio, troncos flotantes, raíces, etc. La disponibilidad de microhábitat afecta directamente a las poblaciones a través de los mecanismos agudos de supervivencia (refugio disponible para un alevín durante una avenida) e indirectamente mediante los factores de crecimiento relacionados con la densidad (existencia de lugares de alimento → crecimiento del adulto → supervivencia de adultos,..). Los siguientes problemas son relativamente normales:

- 1.- Selección de las especies representativas. Lo ideal sería elegir una mezcla de especies representativas del funcionamiento hidrobiológico de los distintos meso y microhábitat del tramo. A efectos prácticos, se selecciona una única especie y se supone que si esa especie está bien conservada, el resto del ecosistema también lo estará. Orth (1987) recomienda que la especie seleccionada sea la más sensible a las variaciones de caudales.
- 2.- Identificar el tipo de hábitat que actúa de “cuello de botella”. Es decir, una limitación de dicho hábitat afecta a la dinámica poblacional de uno o más estadios de vida y repercute finalmente en el adulto.

Aunque el concepto es sencillo, pero la identificación no lo es tanto ya que (Bovee et al., 1994):

- No todos los meso o microhábitat son igualmente importantes para las especies.
- El mismo tipo de hábitat no funciona como cuello de botella a lo largo del tiempo.
- El mismo tipo de hábitat no funciona como cuello de botella en todos los tramos de ríos.
- Un efecto puede resultar un cuello de botella en un momento del año y no serlo en otro.
- Unos cuellos de botella están relacionados con efectos agudos y otros con efectos crónicos.

Asumiendo esta complejidad, la postura más simplista es la de evaluar una alternativa en función de la variación de la cantidad de hábitat disponible: si aumenta el hábitat disponible la alternativa es positiva y si disminuye es negativa. Lógicamente, la evaluación sería mucho más precisa si se hiciese en función de la variación de la dinámica poblacional, aunque se necesitaría mucho más tiempo y dinero para obtener la información y modelar el sistema. En cualquier caso, el técnico será el responsable de elegir el criterio de evaluación más apropiado en cada caso.

3.- Determinar el hábitat óptimo y su variación en el tiempo.

- Muchos organismos acuáticos (especialmente los peces) utilizan diferentes microhábitat dependiendo de su tamaño, actividad, estación, momento del día, etc.
- Las condiciones óptimas de microhábitat de una especie en un tramo pueden ser diferentes a las de otro tramo.
- La identificación implica una cierta dosis de subjetividad que incorpora errores en el método.

4.- Estudiar la continuidad longitudinal y transversal en el tramo.

En cualquier caso, al final de la primera fase de identificación y diagnosis, deberá existir un conocimiento exhaustivo de las características de la intervención, sus impactos sobre el medio fluvial y socioeconómico y los intereses de los colectivos implicados (Stalnaker *et al.*, 1995).

## **FASE 2: Planificación del estudio**

En esta fase se identifica la información necesaria para desarrollar los intereses de todas las partes presentes en la negociación, se recopila la información existente y se especifica la forma de obtener la que falta. Para contribuir al éxito de la negociación, cada colectivo debe fijar primeramente unos objetivos correctos. Según Bovee *et al.* (1997), un buen objetivo es el que aglutina los intereses de todas las partes, se puede cuantificar fácilmente, es factible (técnica, científica e institucionalmente), establece un cronograma de actividades, es flexible y se plasma en un documento formal para ser respetado.

Se debe examinar detalladamente el régimen actual de caudales, con objeto de que todas las partes implicadas la conozcan con profundidad y comprendan el impacto que originan las distintas alternativas sobre el medio fluvial. Este proceso es vital en IFIM, ya que durante la negociación se manejan distintas alternativas de régimen de caudales, para llegar a una solución consensuada.

En lo referente a los aspectos geomorfológicos, IFIM presupone que la cuenca y el cauce se encuentran en equilibrio antes y después del proyecto. De no cumplirse esta premisa, IFIM no podrá aplicarse estrictamente, a menos que se utilice conjuntamente algún modelo de erosión-sedimentación que pueda prever la morfología del cauce de forma aceptable. Bleed (1987) presenta varios modelos para predecir la morfología fluvial de un tramo. Kondolf y Sale (1985) aportan el procedimiento y las normas básicas para analizar la estabilidad de un tramo fluvial con relación a los estudios IFIM.

También se recopila información biológica para describir la situación actual, identificar las especies presentes, conocer su ciclo de vida, predecir posibles períodos críticos o “cuellos de botella” e identificar los organismos objetivo (Stalnaker *et al.*, 1995). Asimismo, deben especificarse los modelos de simulación a utilizar y los datos de entrada requeridos, evaluando los medios materiales y humanos necesarios.

Por último, se fija un cronograma de actividades, indicando el momento para la toma de datos en campo, la introducción de datos en el modelo, su calibración y la elaboración del trabajo en gabinete.

### **FASE 3: Desarrollo del modelo PHABSIM**

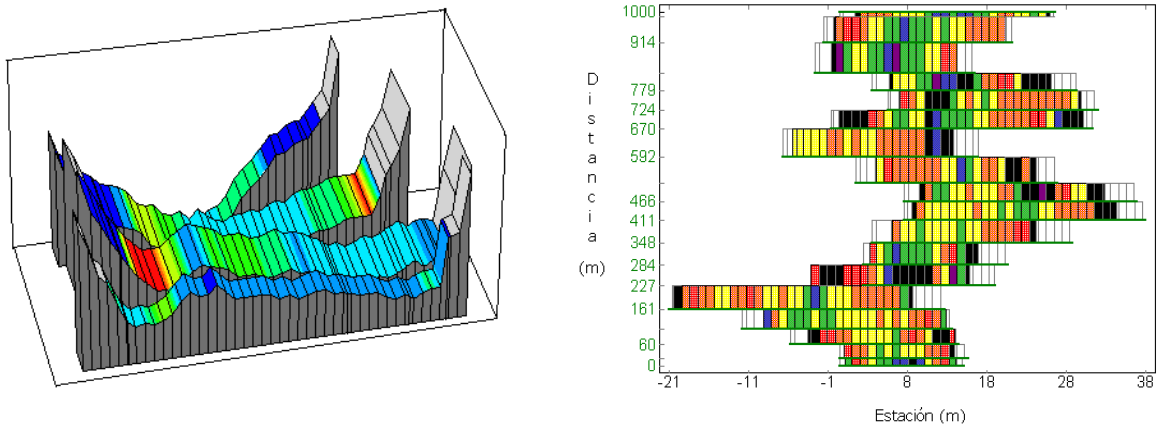
Esta fase constituye un interesante desafío para el técnico, el cual debe conjugar los métodos hidráulicos y los fundamentos biológicos adecuadamente, pero de forma diferente en cada estudio. En primer lugar, se realiza la toma de muestras en las secciones transversales que representan los mesohábitat presentes en el tramo, midiendo las variables que se pueden utilizar en la simulación del hábitat: velocidad, profundidad, sustrato, cobertura, temperatura, pH, oxígeno disuelto, etc.

Como resultado de esta fase, se obtiene una relación cualitativa y cuantitativa entre el caudal circulante en un tramo de río y el hábitat fluvial físico disponible para varios estadios vitales de una especie considerada o para una actividad recreativa. Para ello se utiliza el modelo PHABSIM (“Physical Habitat Simulation System”), elaborado por el IFG y descrito con detalle en Bovee (1982), que cuantifica el microhábitat físico disponible mediante un Índice de Hábitat a partir de la combinación adecuada de las variables que conforman el microhábitat (velocidad, profundidad, sustrato, cobertura).



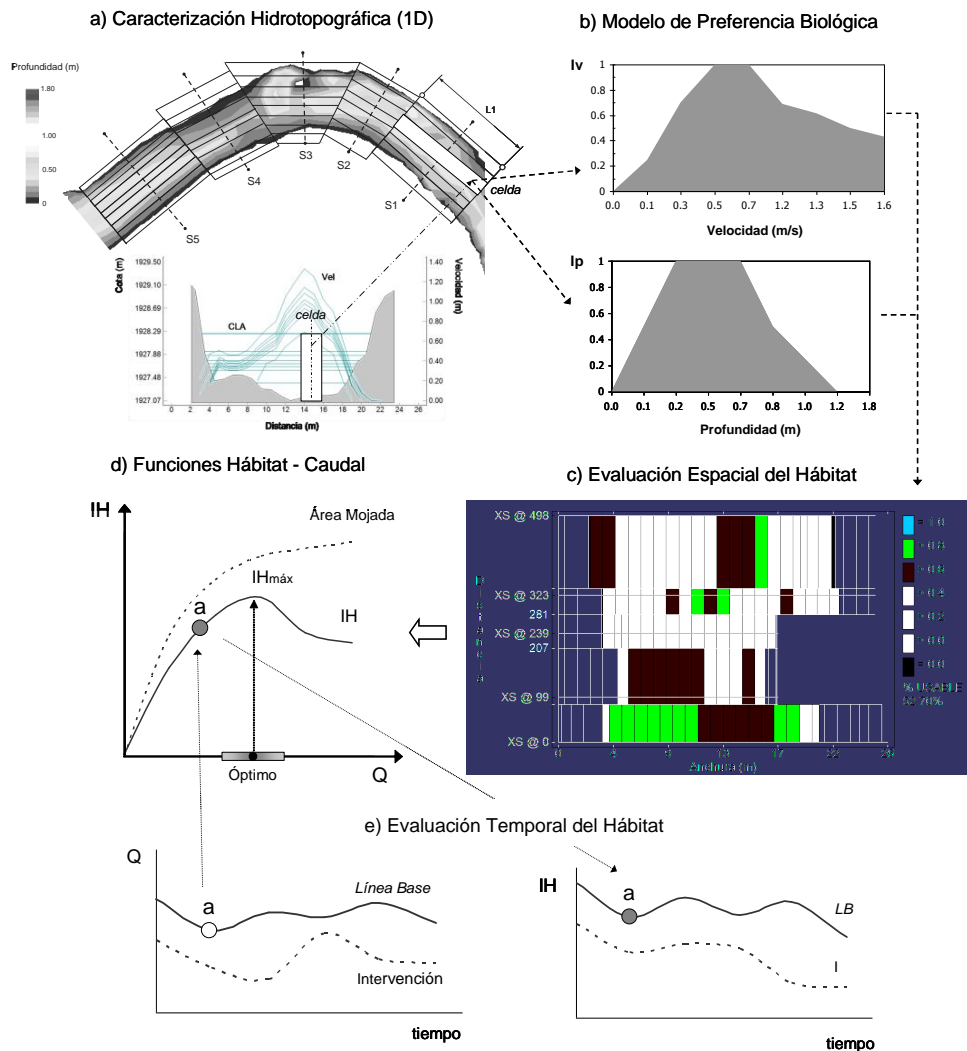
El Hábitat Total disponible en el tramo es función de las variables de cada macrohábitat (temperatura, oxígeno disuelto y otras variables de calidad de aguas), para un caudal determinado. La contribución de la temperatura al hábitat total se analiza mediante el modelo SNTMP “Stream Segment Temperature Model” (Theurer y Miller, 1984), informatizado en 1988 (Bartholow, 1988) y revisado varias veces hasta la actual versión “SSTEMP 1.1.0” (Bartholow, 2002). Jowett (1999) informatiza una versión simplificada de SNTMP en su programa RHYHABSIM 2.13. La modelación de las variables de calidad de aguas es aconsejable realizarla mediante el modelo QUAL-2x (Brown and Barnwell, 1987), que es compatible con PHABSIM y se considera el método estándar para corrientes pequeñas e intermedias.

El cálculo del microhábitat se informatizó por primera vez en 1981 (Milhous *et al.*, 1981) y ha estado sometido a constante revisión, hasta la actual versión de “PHABSIM 1.20 para Windows” (MESC, 2002). El modelo conceptual convencional de PHABSIM representa el tramo de río dividido en celdas elementales rectangulares, en cada una de las cuales se presupone que la profundidad, velocidad, substrato y cobertura son homogéneos (Figura 22). El sustrato y la cobertura se consideran, generalmente, constantes para cualquier caudal, mientras que la velocidad y la profundidad varían de forma predecible.



**Figura 22.** Modelo conceptual de PHABSIM: aspecto tridimensional (izqda) y bidimensional (dcha).

El procedimiento estándar de evaluación ecohidráulica del hábitat acuático asigna un papel fundamental al modelamiento hidráulico previo, ya que proporciona las profundidades, velocidades y características del lecho en cada uno de los elemento discretizadores del dominio hidrotopográfico (celda) que están activos durante un caudal analizado (Figura 23a). Estas predicciones micro-hidráulicas se combinan adecuadamente con los criterios biológicos de preferencia de hábitat para los organismos acuáticos objetivo.



**Figura 23.** Esquema procedimental de la evaluación ecohidráulica espacio-temporal del hábitat fluvial, enfocada a la determinación de Regímenes de Caudales Ecológicos). Los campos de profundidad y velocidad media (a) se combinan con las funciones de preferencia biológica (b), para generar el campo de idoneidad de hábitat (c). La agregación del microhábitat en todo el dominio fluvial produce la función Índice de Hábitat (IH) - Caudal (Q), cuyo intervalo óptimo identifica los caudales mínimos (d). El análisis temporal del hábitat permite diseñar la variabilidad de caudales de un RCE, comparando la Línea Base con la Intervención (e). Cada caudal (a) de una alternativa (izquierda) se vincula con su IH respectivo, generando la serie de hábitat (derecha).

PHABSIM valora la idoneidad del micro-ambiente hidráulico mediante un coeficiente que varía entre cero (inadecuado) y uno (óptimo), el cual deriva de una función univariable (Figura 23b). La calidad combinada del ambiente acuático en cada celda que produce una descarga se determina mediante un Índice de Hábitat (IH), el cual agrega las idoneidades individuales de los parámetros. La ponderación estándar multiplica las idoneidades de la profundidad (Ip), velocidad (Iv), y sustrato combinado (Is):  $IH = Iv \cdot Ip \cdot Is$ . La extensión del algoritmo del modelo biológico a todas las celdas del dominio modelable del cauce produce la descripción predictiva

de la distribución espacial del organismo objetivo, la cual está determinada por la disponibilidad de hábitat en función del caudal (Figura 23c). Repitiendo este proceso con cada uno de los caudales a simular y para las curvas de preferencia seleccionadas, se obtienen las conocidas relaciones caudal-hábitat, a partir de las cuales se pueden determinar los caudales ecológicos convenientes para cada organismo y estadio vital (Figura 23d). El rango de simulación máximo recomendado para obtener unas relaciones confiables está comprendido entre el 40% del caudal observado menor y el 250% del caudal mayor, habida cuenta que las extrapolaciones exteriores general errores hidráulicos excesivos (Bovee y Milhous, 1978).

El índice de hábitat más utilizado en los estudios PHABSIM ha sido la Superficie Ponderada Útil "Weighted Usable Area-WUA". El WUA se basa en la premisa que la suma de las áreas de las celdas ( $A_i$ ) ponderadas por los respectivos índices de hábitat ( $I_{Hi}$ ) es un indicador de las condiciones globales del hábitat durante un caudal.

$$WUA = \sum A_i \cdot I_{Hi}$$

El WUA se expresa como metros cuadrados de hábitat utilizable en una longitud fluvial de 100 m ( $m^2/100m$ ). Más importante que los valores, la función WUA-Q expresa la influencia del caudal en la calidad y cantidad del hábitat acuático de modo conjunto.

En este trabajo se ha utilizado mayoritariamente un evaluador de hábitat alternativo, denominado Índice de Idoneidad del Hábitat "Habitat Suitability Index-HSI", que expresa la calidad global de la oferta ecohidráulica de modo normalizado entre cero y uno.

$$HSI = \frac{\sum A_i \cdot I_{Hi}}{\sum A_i}$$

La resolución de los cálculos anteriores en todo el rango de simulación y para todos los criterios de preferencia de los organismos objetivo produce las conocidas relaciones funcionales hábitat-caudal de un estudio PHABSIM (Figura 24). De su interpretación espacial temporal derivan las recomendaciones de caudal ecológico.

El Hábitat Total del tramo (HT) integra el microhábitat (celda) generado en los mesohábitats (sección) de los macrohábitats (tramo) existentes. Aunque existen dos métodos de cálculo (integración binaria/numérica), generalmente se calcula mediante la suma de las WUA de cada macrohábitat, ponderada mediante el índice de conformidad de la variable empleada para establecerlos (normalmente la temperatura) y la longitud de cada uno de ellos.

$$HT = \sum_{j=1}^n (WUA_j \cdot IC_{t_j} \cdot L_j)$$

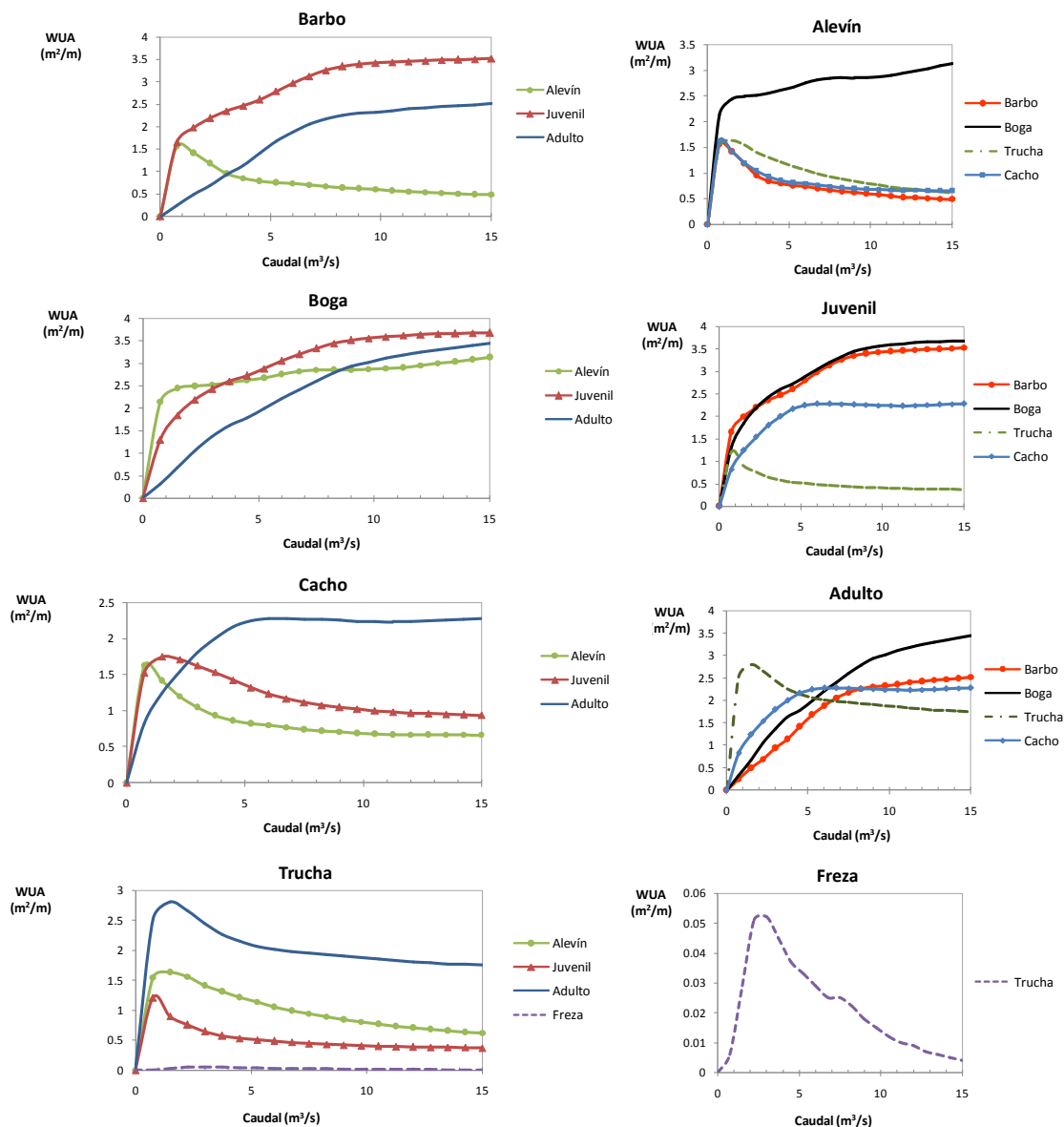
donde:

HT = hábitat total en el tramo (m<sup>2</sup>).

WUA<sub>j</sub> = Superficie Ponderada Util del macrohábitat “j” (m<sup>2</sup>).

ICT<sub>j</sub> = índice de conformidad de temperatura en el macrohábitat “j”.

L<sub>j</sub> = longitud del macrohábitat “j” (m).



**Figura 24.** Evaluación del hábitat acuático para los distintos estadios vitales de la ictiofauna objetivo en el río Sorbe aguas abajo del embalse Beleña (Cuenca del Tajo, España).

## FASE 4: Análisis de las Alternativas

Cada colectivo implicado en la gestión del agua tiene intereses diferentes y propone alternativas acordes con dichos intereses. Como habitualmente éstos son contrapuestos, la mejor alternativa surge como fruto de una negociación, en la que se elige la opción que satisface los objetivos de todos los colectivos en cuanto a su efectividad, factibilidad, riesgo y valoración económica. En esta fase se evalúa el efecto de cada alternativa sobre el ecosistema fluvial, comparando el régimen de caudales propuesto con el de la situación de partida. Para ello se utilizan tres herramientas: las series temporales de hábitat, las curvas de duración de hábitat y los histogramas de superficie ponderada. Estos métodos fueron informatizados inicialmente en el programa TSLIB (Milhous et al., 1990).

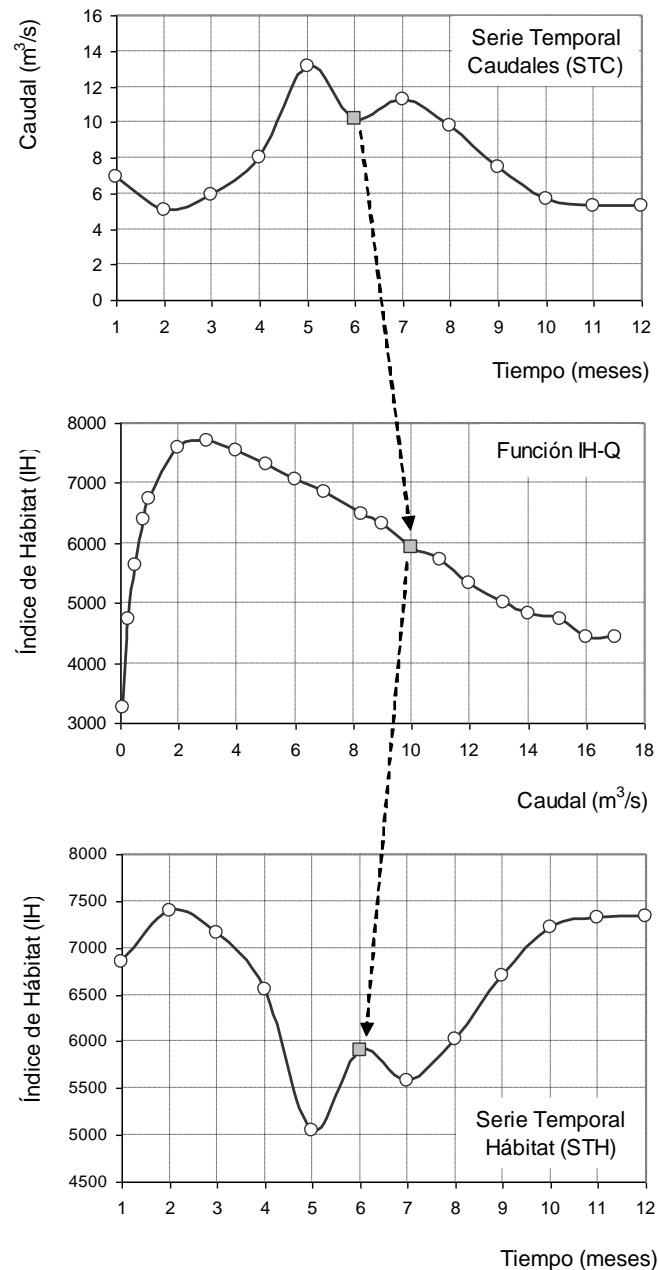
La serie temporal de hábitat (STH) representa la evolución del hábitat total (HT) en el tiempo, bajo una alternativa determinada (Figura 25). También puede utilizarse la serie temporal de hábitat efectivo (STHE), cuando se desee evaluar el hábitat efectivo (HE) que necesita cada estadio vital para mantener una determinada población de adultos. El análisis de las STH no es sencillo, porque normalmente se comparan alternativas correspondientes a varias especies y estadios de crecimiento (Figura 26). Además, es posible que una alternativa favorezca a un estadio pero perjudique a otro, por lo que es difícil predecir la repercusión de una variación del HT en la población.

Las curvas de duración de hábitat (CDH) reflejan la cantidad de HT que es igualada o superada durante un porcentaje de tiempo (Figura 27). Bovee et al. (1997) las consideran muy útiles para identificar la alteración del hábitat que origina una alternativa bajo situaciones ordinarias (p.ej., entre el 10%-90%) y durante eventos extraordinarios (<10% y >90%).

Acumulando los valores del HT generados en cada alternativa a lo largo de un período de tiempo, se obtiene el Hábitat Total Acumulado (HTA). Éste suele representarse mediante histogramas, para analizar el efecto de cada alternativa en cada estadio vital (Figura 28) o en la población en su conjunto (Figura 29).

Algunos investigadores utilizan sólo las curvas SPU-Q para fijar un caudal mínimo: Beecher (1985) recomienda elegir el caudal que produzca el valor máximo de la SPU de todas las curvas de las especies (o estadios vitales); Bovee (1982) prefiere seleccionar el caudal que genere el valor máximo de la SPU en la curva que tenga menor disponibilidad de hábitat; Annear y Conder (1983), con un enfoque estadístico, escogen el menor caudal dentro de un rango aceptable de caudales, establecido a partir de la variabilidad entre curvas. Estos procedimientos estarán justificados cuando el objetivo sea incrementar el potencial piscícola de una única especie (Sale et al., 1981); sin embargo, cuando el objetivo sea conservar un estado aceptable de una especie bajo caudales reducidos o se tengan en cuenta varias especies con requerimientos diferentes, los enfoques anteriores serían inapropiados, ya que los

máximos SPU corresponden generalmente con caudales mucho mayores que los naturales (Sale et al., 1981; Morhardt, 1986; Hardy, 2002).



**Figura 25.** Elaboración de la Serie Temporal de Hábitat (STH) de promedios mensuales, para la trucha común (*Salmo trutta*) correspondiente al régimen actual de caudales regulados en el río Carrión (Barrios de la Vega, España). Cada caudal de la Serie Temporal de Caudales (arriba, p.ej. mes 6=10m<sup>3</sup>/s) se combina con su valor de hábitat asociado en la Relación IH-Caudal (medio, p.ej. 10m<sup>3</sup>/s=6000), y se representa en la Serie Temporal de Hábitat (abajo, p.ej. 6000).

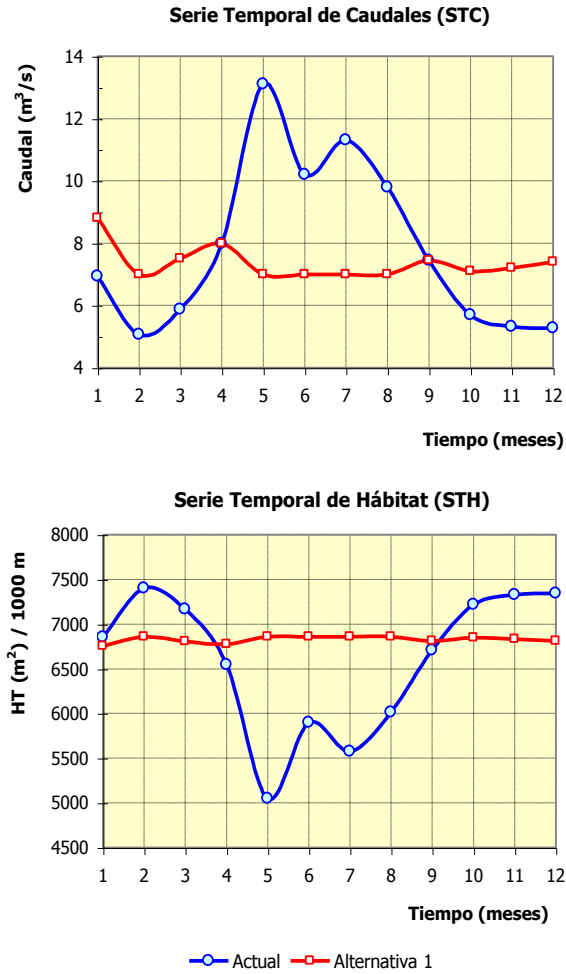


Figura 26. Comparación de alternativas utilizando las STH.

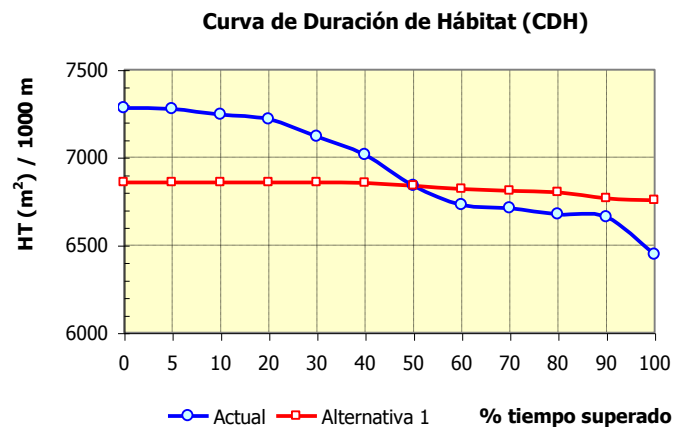
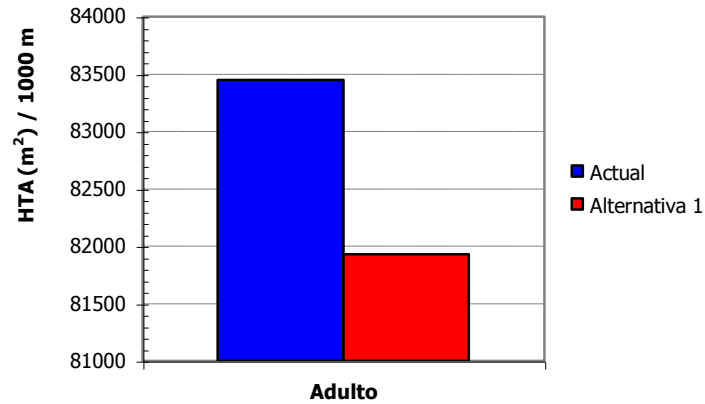
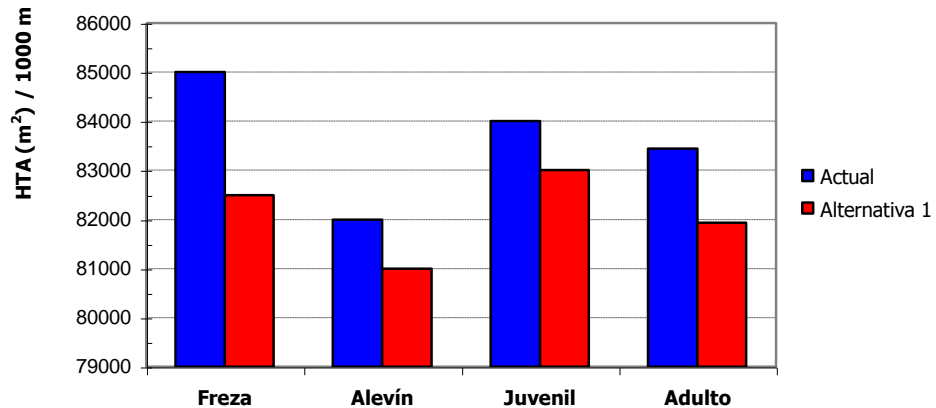


Figura 27. Comparación de alternativas utilizando las CDH.



**Figura 28.** Comparación de alternativas utilizando el HTA para el adulto.



**Figura 29.** Comparación de alternativas utilizando el HTA para los cuatro estadios.

Otros investigadores (Geer, 1980; Hilgert, 1982) manejan conjuntamente la curva de duración de caudales (CDC) y la curva SPU-Q: el caudal mínimo coincide con el menor caudal medio mensual (obtenido mediante la CDC) que proporciona la misma SPU (WUA) que el caudal medio histórico de ese mes. Loar y Sale (1981) y Sale et al. (1981) utilizan las curvas de duración de hábitat (CDH), determinando un percentil correspondiente al caudal mínimo.

Una buena demostración de la aplicación correcta de IFIM-PHABSIM, es el estudio de Zappia y Hayes (1998) para el USGS en el río "Shenandoah" (Virginia, EE.UU), en el que se armonizan los usos recreativos y de abastecimiento del agua, con un aceptable estado de varias poblaciones ícticas.



## FASE 5: Solución del problema

Una vez valoradas minuciosamente todas las alternativas, deberá elegirse la más apropiada. En teoría esta elección es fácil, pero en la práctica no lo es tanto, puesto que IFIM no garantiza una única y óptima alternativa. Generalmente, la mejor solución es difícil de identificar, porque la valoración biológica y económica nunca es totalmente correcta, los datos de campo nunca son exactos, los modelos utilizados no son perfectos, el razonamiento de cada grupo afectado es diferente y [por si esto fuera poco...] pueden aparecer situaciones inesperadas, propias de un contexto de riesgo.

Debe tenerse presente que IFIM es una herramienta que ayuda al técnico a evaluar y seleccionar alternativas en un contexto de negociación. El éxito de una negociación depende de la disposición de sus integrantes para lograr acuerdos, cediendo parcialmente en sus objetivos para que la solución adoptada aglutine los intereses de todos los colectivos y se alcancen las metas fijadas. El contexto en el que se desarrolla la negociación viene determinado por la actitud de sus integrantes para sustituir la posible frustración de un deseable contexto distributivo (cediendo en objetivos que consideran legítimos), por la incertidumbre propia de un contexto regulativo (riesgo a perder un juicio y no lograr sus metas). El IFG dedica íntegramente dos de sus conocidas monografías “Instream Flow Information Paper” al proceso de negociación en IFIM: en la número 1 (Lamb, 1979) se aportan las directrices para elaborar los informes técnicos que servirán de referencia, y en la número 9 (Wassenberg et al., 1979) se indican los elementos y las normas de negociación en proyectos públicos. Cavendish y Duncan (1986) presentan un interesante y controvertido caso en Missouri (EE.UU).

Bovee et al. (1997) recomiendan que, para lograr el éxito en una negociación, se debe:

- Examinar exhaustivamente los intereses y objetivos, antes de la negociación.
- Comprobar que la idea previa que se tiene de los otros grupos es cierta.
- Centrarse en el tema fundamental y no caer en disquisiciones irrelevantes.
- Esforzarse constantemente para lograr una alternativa que respete todos los intereses.
- Utilizar una metodología correcta y aceptada por todos para comparar las alternativas.
- Explicar detalladamente la solución adoptada.
- Plasmar por escrito el acuerdo logrado, para que cada parte lo firme y se comprometa a respetarlo.

Sin duda, el régimen de caudales ecológicos también debe salvaguardar los procesos geomorfológicos y ecológicos básicos del tramo (cauce, márgenes y llanuras de inundación), y aguas abajo del mismo (estuarios y costas). Hill et al. (1991) proponen un interesante marco conceptual para complementar los estudios IFIM en este sentido, especificando unos caudales de mantenimiento para limpiar el cauce (“caudal de lavado”) y evitar la sedimentación de finos

(“caudal de arrastre”); también un “caudal generador del cauce” y un “caudal de inundación”, para mantener el funcionamiento biológico, hidrológico y geomorfológico de dichas zonas.

Aunque IFIM no aporta ni recomienda ninguna metodología en particular para determinar los caudales de lavado, Milhous (1998) propone unas pautas básicas mediante un caso práctico en el norte de California. Jowett (1999) sugiere un método muy apropiado, que incorpora en su programa RHYHABSIM 2.13 (Jowett, 1999), el cual establece unos “caudales de lavado superficial” para eliminar los sedimentos y el perifiton que se depositan sobre el lecho, y unos “caudales de lavado profundo” para remover el sustrato y eliminar los sedimentos en su interior. En ambos casos, se utiliza el esfuerzo cortante adimensional sobre el cauce (Milhous y Bradley, 1986):

$$\beta = \frac{R_h \cdot S_e}{d_m \cdot (\gamma_s - 1)}$$

donde:

$\beta$  = esfuerzo cortante adimensional en la sección transversal.

$R_h$  = radio hidráulico (m).

$S_e$  = pendiente de la línea de energía (m/m).

$d_m$  = diámetro medio de los materiales del lecho (m). Válido solamente para  $d_m \geq 20$  mm.

$\gamma_s$  = peso específico relativo de los materiales del lecho (adimensional).

El lavado superficial comienza cuando la tensión cortante adimensional supera el valor de 0.021 y el lavado profundo no se produce hasta valores mayores de 0.035. Bajo esta premisa, el programa calcula, para cada caudal circulante, el esfuerzo cortante adimensional, el porcentaje del cauce con lavado superficial y lavado profundo, y el diámetro máximo de las partículas transportadas en suspensión o como acarreo.

En ciertos casos, el régimen de caudales ecológicos deberá contemplar también crecidas para expulsar temporalmente la cuña salina de los estuarios, los sedimentos acumulados, e incluso los vertidos de alcantarillado de poblaciones cercanas. Además, dicho régimen debe garantizar un adecuado aporte de sedimentos a las costas, para evitar su erosión.

A pesar de que la aplicación de la metodología IFIM concluye aquí, la revisión del régimen de caudales ecológicos nunca debe cesar. Una vez asumidas las imperfecciones del método y los posibles errores en nuestra interpretación y valoración, es preciso hacer un seguimiento de la solución propuesta, para comprobar su efectividad. Aunque en muchos ámbitos se considera IFIM como el “estado del arte” en materia de caudales ecológicos, no se trata de una metodología rígida, sino que debe estar en constante revisión y perfeccionamiento. En ningún caso IFIM debe sustituir el sentido común del técnico, ni obviar los nuevos conocimientos aportados en el campo de la hidrobiología y otras disciplinas afines.

## Curso Taller Determinación de Caudales Ecológicos

Instructor: Juan Manuel Diez Hernández, PhD. Ingeniero Forestal (España)  
Prof. Grupo de Hidráulica e Hidrología, Universidad de Valladolid, España.  
Correo-e: jmdiez@iaf.uva.es

### MÓDULO 5. Evaluación del Hábitat PHABSIM (“Physical Habitat Simulation System”)

#### 1. BASES DEL MODELO PHABSIM

Al menos cinco componentes principales del ecosistema fluvial condicionan la productividad de la biocenosis acuática (Karr y Dudley, 1981): el régimen de caudales, la estructura del hábitat físico, la calidad físico-química del agua, la entrada de energía al sistema, y las interacciones bióticas. La compleja relación entre estos componentes determina la productividad primaria, la productividad secundaria, y finalmente el estado de la ictiofauna. PHABSIM es el procedimiento que se emplea en IFIM para relacionar el caudal circulante con el microhábitat físico disponible para varios estadios vitales de una especie o para actividades recreativas, expresado generalmente como Superficie Ponderada Útil (SPU).

PHABSIM presupone que la disponibilidad de hábitat físico es el principal condicionante y el único limitante de la actividad vital y de la dinámica poblacional de la especie objetivo. Aunque esta premisa se ha comprobado válida en numerosas ocasiones (p.ej. Jowett, 1992; Jager *et al.*, 1993; Bovee *et al.*, 1994; Gippel y Stewardson, 1995), no siempre es cierta (Kraft, 1972; Orth, 1987), ya que existen otros factores que pueden regular una población, como la: disponibilidad de alimento (Einseg *et al.*, 1990), proximidad de las zonas de freza (Beard y Carline, 1991), calidad del agua (Degeman *et al.*, 1986), competencia (Hegge *et al.*, 1993) y predación (Gotceitas y Godin, 1993). No obstante, como el hábitat físico es una condición necesaria pero no suficiente para la supervivencia y producción de la mayoría de los organismos acuáticos (Milhous, 1999), el Hábitat Físico Total (HT) puede utilizarse como un indicador de la potencialidad de la población en ese tramo de río. PHABSIM también supone que la especie objetivo reacciona directamente ante cambios en las variables que determinan el microhábitat físico (velocidad, profundidad y sustrato, entre otras).

Si bien PHABSIM puede predecir el hábitat potencial generado bajo una alternativa, no es capaz de predecir la biomasa ni el tamaño de la población de peces en esas condiciones. PHABSIM se basa en los métodos de Collings (1972) y Waters (1976), pero tiene la capacidad de simular condiciones hidráulicas diferentes a las observadas en campo.

## 2. APLICACIÓN INFORMATIZADA DE PHABSIM

El cálculo del microhábitat físico se informatizó por primera vez en el programa PHABSIM para MS-DOS (Milhous *et al.*, 1981), el cual ha sido revisado en varias ocasiones (Milhous *et al.*, 1989; Milhous, 1990) hasta la reciente versión PHABSIM 1.20 (MESC, 2002). Puede descargarse desde la web del “Midcontinent Ecological Science Center (USGS)” (2,81 MB): <http://www.mesc.usgs.gov/products/software/phabsim/phabsim.asp>

## 3.- APLICACIÓN DEL MODELO PHABSIM

El procedimiento que sigue PHABSIM consta de cuatro componentes secuenciales (Figura 30): 1) adquisición de datos de campo, 2) simulación hidráulica, 3) selección de las curvas de preferencia y 4) simulación del hábitat físico.

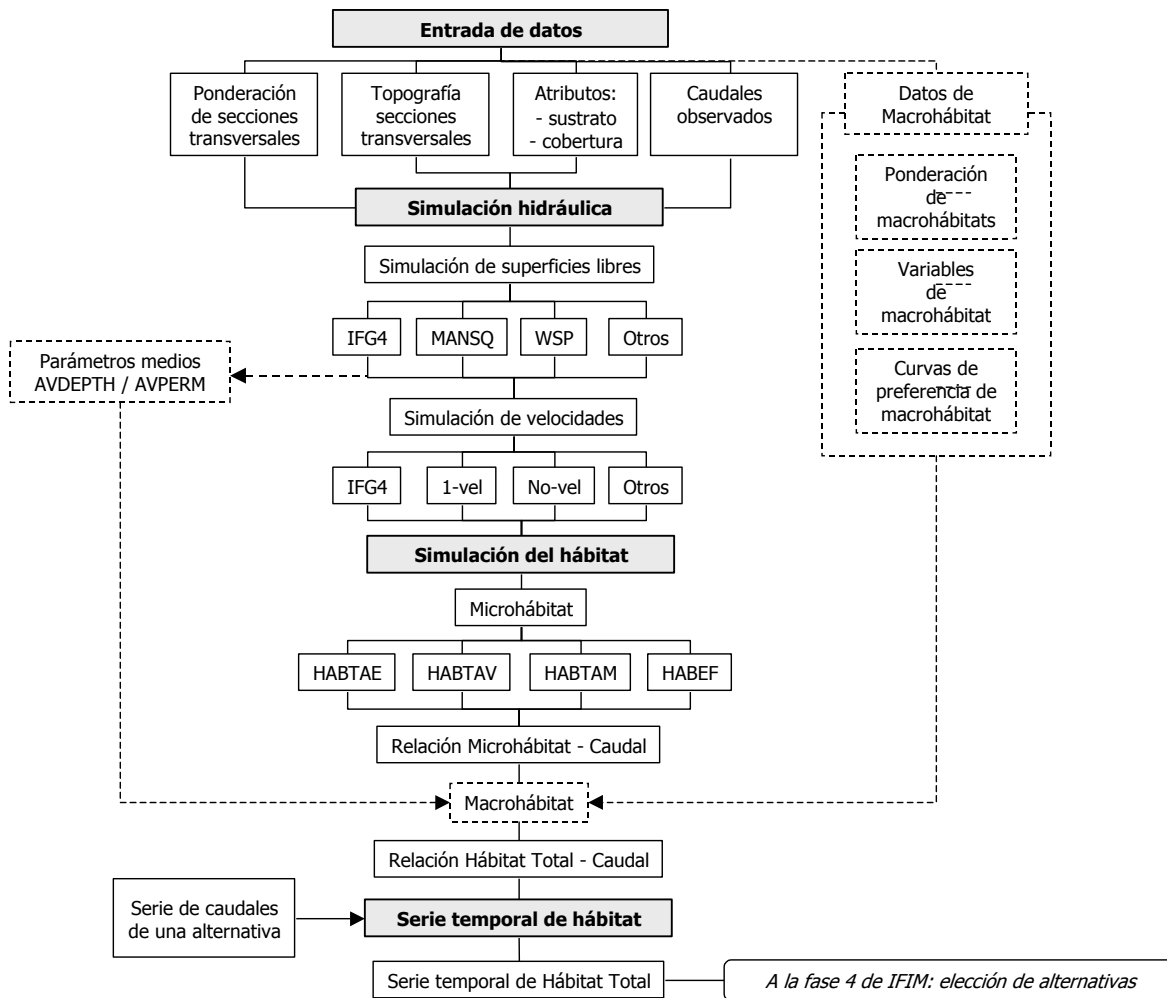


Figura 30. Esquema operativo del modelo PHABSIM (“Physical Habitat Simulation System”).

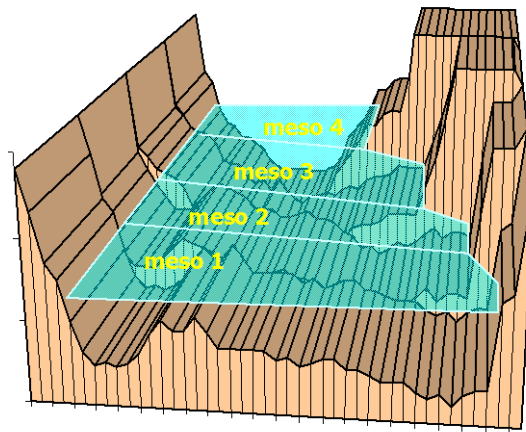
## 1. Toma de datos de campo

En esta fase se simplifica el tramo de estudio mediante varias secciones transversales representativas, con el objeto de reproducir fielmente los diferentes micro (celda), meso (sección) y macrohábitat (tramo) presentes (Figura 31). El número de secciones a utilizar depende de la diversidad del biotopo, la longitud del tramo y los recursos disponibles.

Dentro de cada macrohábitat se inventarían los diferentes mesohábitat existentes y se elabora el mapa signográfico del tramo siguiendo el método exhaustivo del “Tramo Representativo” (Leopold *et al.*, 1964), realizando una “Tipificación de Mesohábitats” (Morhardt *et al.*, 1983), o bien identificando un “Tramo Crítico” para la persistencia de la especie (p.ej. zonas de “rápidos”). Aunque ambos sistemas son válidos, únicamente el primero permite utilizar todos los modelos hidráulicos disponibles en PHABSIM.

Existen numerosos sistemas de clasificación de mesohábitats (Pennak, 1979; Cobb y Clark, 1981; Bisson *et al.*, 1982; Frissel *et al.*, 1986; McCain *et al.*, 1990; Hawkins *et al.*, 1993; Jowett, 1993b; Mader *et al.*, 1999; Parasiewicz, 2001), si bien en los estudios PHABSIM se ha preferido utilizar fundamentalmente el de Thomas y Bovee (1993).

La caracterización se realiza preferiblemente para un caudal reducido, aunque existe la posibilidad de utilizar varios caudales y calcular una SPU ponderada, que contemple la eventual transformación de un mesohábitat en otro, dependiendo del caudal circulante (p.ej. un rápido para caudales reducidos que se transforma en una tabla para caudales elevados).



**Figura 31 .** División de un tramo en mesohábitats (secciones) y microhábitats (celdas).

Posteriormente, se delimita cada mesohábitat y se fija la ubicación de las secciones transversales representativas. A pesar de que el número de secciones y su ponderación determinan la representatividad de una evaluación del hábitat (Mosley y Jowett, 1985; Payne, 2003b), PHABSIM no determina el número apropiado de secciones. En el amplio estudio de Payne (2003b) se establece que el número de secciones para obtener una evaluación del hábitat robusta debe ser proporcional a la complejidad ecohidráulica del tramo: en los estudios IFIM ordinarios unas 6-10 en los tramos simples y 18-20 en tramos diversos; además, ninguna sección debe representar más del 5-10% del hábitat total.

Cada sección transversal se divide en celdas de características homogéneas, en las que generalmente se mide la profundidad, la velocidad media y dos atributos: el sustrato y la cobertura. También pueden considerarse otros parámetros, siempre y cuando se conozca el comportamiento de la especie objetivo respecto a ellos. Los datos de campo deben tomarse con la mayor exactitud, porque determinan la calidad de la calibración del modelo y de la simulación del hábitat fluvial. Si bien no existe un método estándar para fijar el número de celdas necesarias en una sección, Buchanan y Sommers (1968) recomiendan una anchura máxima de la celda igual a 1/20 la anchura media de la sección.

La división en celdas se realiza a partir de las verticales utilizadas en la medición de campo, siguiendo el método de “celda central” (“offset cell”) o el de “celda centrada” (“centered cell”), dependiendo del modelo de cálculo del microhábitat empleado. El método de la “celda central” (Figura 32) define la celda como la superficie comprendida entre dos verticales contiguas, y calcula la velocidad media y la profundidad media como la media aritmética de los valores en ambas verticales.

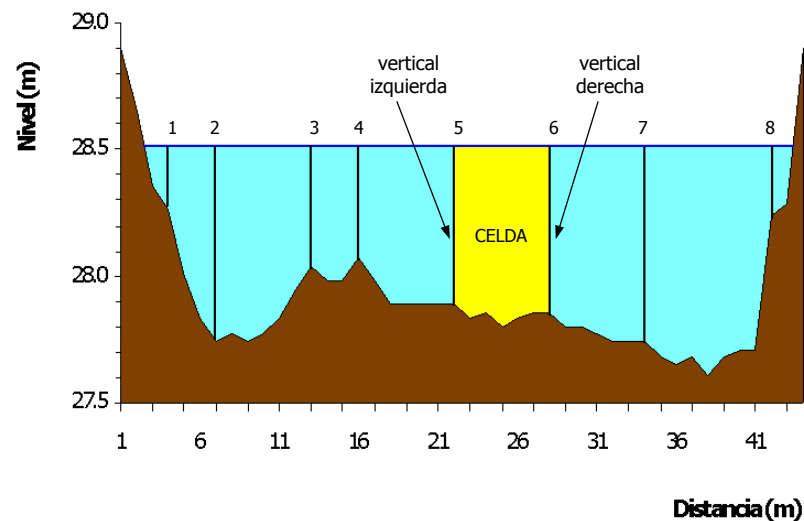


Figura 32. Método de división de “celda central”.