

# ***Cálculo de caudales ecológicos mediante métodos hidrológicos: Análisis de las consecuencias en función de la tipología hidrológica***

***(B. Hidrología y Gestión del Agua. A. Dinámica fluvial)***

*Francisco J. Peñas<sup>1\*</sup>*

*José Barquín Ortiz<sup>1</sup>*

*Ton Snelder<sup>2</sup>*

*Doug Booker<sup>2</sup>*

*Cesar Álvarez Díaz<sup>1</sup>*

*Mario Álvarez-Cabria<sup>1</sup>*

*Diego Fernández<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>*Instituto de Hidráulica ambiental “IH Cantabria”. Universidad de Cantabria. Avda. de los Castros s/n C.P. 39005. Santander, Cantabria*

<sup>2</sup>*National Institute of Water and Atmospheric Research, PoBox 8602, Christchurch, New Zealand*

*Correo electrónico: [penasfj@unican.es](mailto:penasfj@unican.es)*

## **1. Introducción**

La sobreexplotación de los recursos hídricos ha conducido, en muchos casos, al progresivo deterioro de los ecosistemas fluviales (Naiman et al., 2008). Esto ha puesto de manifiesto la necesidad de limitar las alteraciones del régimen hídrico mediante el establecimiento de un régimen de caudales que asegure las funciones y procesos del ecosistema (Poff et al., 2010). Con el fin de resolver este problema se han desarrollado en las últimas décadas multitud de métodos para el establecimiento del régimen de caudales ecológicos (RCE; Tharme, 2003). En situaciones donde la explotación de los recursos es intensa y los valores ecológicos existentes son altos se utilizan, por lo general, métodos más precisos y específicos para los tramos de río afectados (Snelder et al., 2011). Sin embargo, cuando los caudales ecológicos tienen que ser establecidos con carácter general para zonas más amplias, a escala nacional o regional, normalmente se aplican métodos o reglas más simples y prácticas (Acreman, 2005). Este es el caso de los métodos hidrológicos.

En España, la Instrucción de planificación Hidrológica (IPH; Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, 2008) propone una metodología genérica mediante la que se deberá establecer una distribución temporal de caudales mínimos a través de la aplicación de un método hidrológico, cuyos resultados deberán ser ajustados mediante un método de modelización del hábitat. Sin embargo, los métodos de simulación de hábitat sólo han de aplicarse en un 10% de las masas de agua y no se establece ningún procedimiento para valorar las consecuencias que supondría el establecimiento de caudales ecológicos calculados a partir de métodos hidrológicos.

Por otro lado, la variabilidad hidrológica, es un factor fundamental que influye significativamente en la estructura y función de las comunidades de los ecosistemas fluviales (Poff et al., 1997, Palau y Alcázar, 2010) y, por lo tanto, debe ser considerada a la hora de desarrollar una gestión eficiente y sostenible de los recursos hídricos. La aplicación de métodos hidrológicos y reglas simples para el cálculo de caudales ecológicos en regiones amplias donde existe una importante variabilidad hidrológica y ambiental, como es el caso de la Península Ibérica, puede conducir a la obtención de resultados poco coherentes entre diferentes ecosistemas fluviales. Por un lado, al no tener en cuenta la variabilidad espacial de las características hidrológicas y ecológicas, el mismo método puede generar importantes diferencias en el grado de protección del ecosistema fluvial. Snelder *et al.* (2011) han puesto de manifiesto que existe una relación inversa entre el tamaño del río y la

cantidad de hábitat que se pierde al aplicar un régimen de caudales mínimo establecido mediante métodos hidrológicos. Por otro lado, la fiabilidad del recurso, es decir, la proporción de tiempo que el caudal de un río es suficientemente grande para proporcionar los recursos “asignados”, incluyendo los caudales ecológicos, también se verá afectada y variará en función de la naturaleza hidrológica del río. Ese mismo estudio ha puesto de manifiesto que la fiabilidad del recurso no está relacionada tanto con el tamaño del río sino con otras variables del ciclo hidrológico, como el mantenimiento de un caudal basal alto durante la época seca gracias al deshielo (Snelder et al., 2011). Atendiendo a estos resultados, en la Península Ibérica y concretamente en el tercio Norte, al aplicar los métodos hidrológicos propuestos en la IPH, esperaríamos encontrar una mayor pérdida de hábitat en los ríos de cabecera y los ríos de la vertiente norte que en los ríos más grandes, como los de la cuenca del Ebro. Por otro lado, podría existir una menor fiabilidad del recurso en los ríos de la cuenca del Ebro, asociados a la reducción de precipitaciones en clima Mediterráneo y una mayor fiabilidad en ríos de zonas más húmedas y montañosas.

En este sentido, la clasificación de los ecosistemas fluviales en función de su régimen natural de caudales puede ser de gran utilidad a la hora de analizar su respuesta, en términos de hábitat y fiabilidad del recurso, ante el establecimiento de un régimen de caudales ecológicos. En los últimos años diversos autores han puesto de relieve la utilidad de estas clasificaciones hidrológicas para definir unidades de gestión homogéneas, para estimar las características del régimen hidrológico en tramos no instrumentados o para el establecimiento de caudales ecológicos (Kennard et al., 2010, Poff y Zimmerman, 2010, Belmar y Martínez-Capel, 2011). La clasificación del régimen natural de caudales busca el establecimiento de un número reducido de clases hidrológicas interpretables y la extrapolación, a través de la relación de estas clases con variables ambientales, a todos los tramos fluviales que conforman una red fluvial. En este sentido, existen diversos métodos para desarrollar estas clasificaciones, aunque los modelos basados en el análisis de series hidrológicas medidas o modeladas son considerados como los más precisos. Además, los modelos inductivos basados en potentes métodos estadísticos suelen ofrecer clasificaciones con mayor capacidad de discriminación que otras clasificaciones sustentadas sobre criterios de experto o basadas en umbrales no empíricos (Snelder et al., 2009, Peñas et al., 2011).

De este modo, el presente estudio tiene tres objetivos: 1) Analizar las consecuencias que el establecimiento de un caudal ecológico mínimo calculado mediante un método hidrológico puede tener sobre el hábitat fluvial y sobre la fiabilidad del recurso, 2) analizar la variabilidad de estas consecuencias entre clases hidrológicas definidas mediante un método de clasificación inductivo y 3) analizar las diferencias de los resultados utilizando este método inductivo y otro método de clasificación basado en criterios de experto. El análisis de la pérdida de hábitat en diferentes clases se llevó a cabo a través del uso de modelos de simulación del hábitat, mientras que la fiabilidad del recurso se analizó a través de las curvas de excedencia de caudales (CEC) obtenidas para series de caudales aforados y naturales.

## **2. Material y métodos**

### **2.1. Zona de estudio**

El presente estudio se enmarca en el tercio norte de la Península Ibérica, abarcando todas las cuencas fluviales integradas en la Confederación Hidrográfica del Cantábrico, la Agencia Vasca del Agua y la Confederación Hidrográfica del Ebro (Figura 1). Por tanto, en el área de estudio encontramos ríos de muy distinta morfología y comportamiento hidrológico ya que se cubre un amplio espectro de condiciones topográficas y climáticas, con representación de cuencas en diferentes zonas bioclimáticas tanto mediterráneas como húmedo-templadas (Rivas-Martínez et al., 2004).

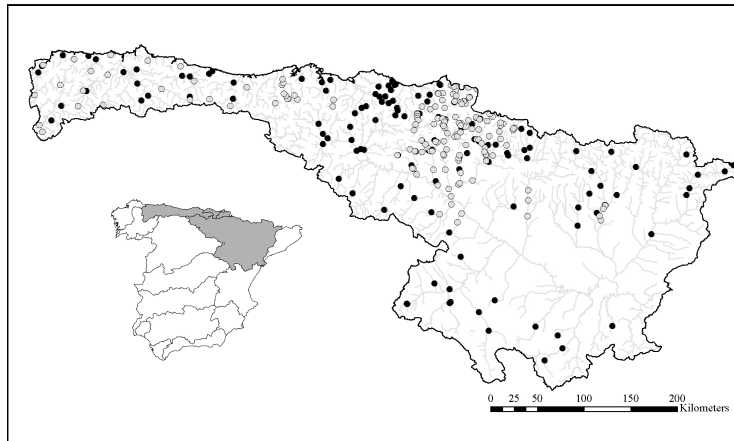


Figura 1. Mapa de la zona de Estudio. Los círculos negros representan la situación de las estaciones de aforos y los círculos grises representan la situación de los tramos con curvas SPU-Caudal

## 2.2. Datos hidrológicos y cálculos de caudales ecológicos mínimos

La información hidrológica de partida consiste en series de caudal medio diario ( $m^3/s$ ) medido en 389 estaciones de aforo, que ha sido facilitada por las diferentes confederaciones hidrográficas, agencias y gobiernos regionales (Figura 1). Para el desarrollo de los posteriores análisis, se seleccionaron únicamente aquellas estaciones que presentan un régimen natural de caudales, es decir, aquellas que no presentan embalses aguas arriba ni están sujetas a abstracciones o derivaciones de caudal significativos y que tuviesen datos para el periodo 1976-2006. Posteriormente se aplicaron 2 criterios para la selección de las estaciones que contasen con una serie de datos óptima. En primer lugar se llevó a cabo una inspección visual de los hidrogramas, eliminando los años con datos sin una calidad óptima y posteriormente, se descartaron los años con huecos mayores de 30 días. Una vez aplicados estos criterios se seleccionaron aquellas estaciones de aforo que presentaban series con más de 7 años de duración para el período indicado. Finalmente se retuvieron para el resto de análisis del presente estudio un total de 150 estaciones de aforo.

Para cada serie se han calculado 106 índices hidrológicos, ampliamente utilizados en la literatura. Estos índices caracterizan la tendencia central (media) y la variabilidad inter-anual (desviación estándar) de diferentes elementos del régimen de caudales relevantes desde el punto de vista ecológico (Richter et al., 1997, Olden y Poff, 2003, Snelder et al., 2009). Estos índices se pueden agrupar en: 1) magnitud de caudales medios mensuales, 2) magnitud y duración de condiciones de crecida y sequía, 3) frecuencia y distribución de eventos extremos de crecidas y sequías a lo largo del año y 4) tasa de cambio.

Además, a partir de cada serie de caudales se estimaron los caudales ecológicos mínimos siguiendo dos metodologías recogidas en la IPH (Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, 2008): 1) el percentil del 90% de la curva de excedencia de caudales (Per90) y 2) el método del caudal básico de mantenimiento (Q<sub>bm</sub>; Palau y Alcázar, 2010) basado en variables de centralización móviles. Por último, a partir de cada serie de caudales naturales se obtuvieron también las curvas de excedencia de caudal (CEC) para cada punto.

## 2.3. Red Fluvial y variables ambientales a escala de cuenca y tramo

La red fluvial utilizada está compuesta por segmentos fluviales de 200 m a 1000 m de longitud, asociados cada uno de ellos a diferentes variables ambientales que *a priori* pueden tener influencia sobre el régimen hidrológico, como diferentes características de cuenca, clima y conformación física de la red fluvial (Tabla 1). La red fluvial se obtuvo mediante el procesado de un modelo digital de elevación con un tamaño de pixel de 25 metros y diferentes capas temáticas utilizando herramientas y protocolos en SIG desarrolladas por el Earth System Institute (<http://earthsystems.net/>).

Tabla 1. Relación de variables ambientales predictoras derivadas del MDE y capas temáticas.

| Variables predictorias                                | Codigo    | Descripción  |
|---|-----------|--|
| <b>Características de Cuenca</b>                      |           |  |
| Área de cuenca (km <sup>2</sup> )                     | AREA      | Area vertiente total   |
| Elevación de la cuenca (m)                            | MN_ELEV   | Elevación media desde el tramo fluvial hasta el tramo más alto de la red.                    |
| Pendiente de cuenca                                   | MN_GRAD   | Pendiente media desde el tramo fluvial hasta el tramo más alto de la red.                    |
| Usos de suelo agrícola (m <sup>2</sup> )              | MN_Agr    | Area ocupada por suelo agrícola aguas arriba del tramo.                                      |
| Usos de suelo pastos (m <sup>2</sup> )                | MN_Pas    | Area ocupada por pastos aguas arriba del tramo.  |
| Usos del suelo bosques caducifolios (m <sup>2</sup> ) | MN_Bfp    | Area ocupada por bosques caducifolios aguas arriba del tramo.                                |
| Usos del suelo bosques coníferas (m <sup>2</sup> )    | MN_Cfp    | Area ocupada por bosques de coníferas aguas arriba del tramo.                                |
| Usos del suelo escobas y arbustos (m <sup>2</sup> )   | MN_SS     | Area ocupada por escobas y arbustos aguas arriba del tramo.                                  |
| Usos del suelo sin vegetación (m <sup>2</sup> )       | MN_DEN    | Area sin vegetación aguas arriba del tramo.  |
| Dureza de cuenca                                      | MN_Hard   | Dureza media del terreno desde el tramo fluvial hasta el punto más alto de la cuenca.        |
| Permeabilidad de la cuenca                            | MN_Perm   | Permeabilidad media del terreno desde el tramo fluvial hasta el punto más alto de la cuenca. |
| <b>Características climáticas</b>                     |           |  |
| Precipitación (mm/año)                                | MN_PREC   | Precipitación anual media en la cuenca   |
| Evapotranspiración (mm/año)                           | MN_IE     | Evapotranspiración anual media en la cuenca  |
| <b>Características de red</b>                         |           |  |
| Densidad de drenaje                                   | DRAIN_DEN | Longitud de red por superficie de cuenca   |
| Densidad de confluencia                               | CONFL_DEN | Número de confluencias geomorfológicamente significativas por unidad de longitud de red.     |

## 2.4. Clasificaciones hidrológicas

En este estudio se ha desarrollado una clasificación hidrológica siguiendo el procedimiento inductivo denominado predecir-primero-clasificar-después, el cual conlleva una serie de pasos (Figura 2). En primer lugar se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en la matriz de correlación de los 106 índices hidrológicos calculados previamente (sección 2.2). El objetivo de este ACP es derivar un número reducido de índices sintéticos no correlacionados que representen diversas dimensiones del espectro hidrológico, reduciendo, de esta manera, la redundancia asociada al elevado número de índices (Olden y Poff, 2003). Se ha utilizado el método del *Broken stick* para definir el número de componentes principales (CP) significativo (Jackson, 1993). Estos CP se utilizaron posteriormente como índices hidrológicos sintéticos. El siguiente paso fue el desarrollo de modelos de regresión para establecer las relaciones cuantitativas entre cada índice hidrológico sintético y las variables ambientales asociadas a los segmentos fluviales donde se localizan estas estaciones (sección 2.3). En concreto se han utilizado Modelos Random Forest (MRF; Cutler et al., 2007). Los MRFs agrupan una serie de árboles de regresión (AR; De'ath y Fabricius, 2000) que se desarrollaron independientemente utilizando una combinación aleatoria de estaciones de aforo y variables predictorias. La introducción de esta aleatoriedad le confiere una mayor precisión al modelo. Posteriormente, mediante los MRF y las variables ambientales de toda la red fluvial, que se utilizan como variables predictorias, se predijo el valor de los CP en cada segmento de la red fluvial. Por último, atendiendo al valor de los CP en cada segmento se realizó un *cluster* utilizando el algoritmo denominado *Partitioning Around Medoids* (PAM; Legendre y Legendre, 1998) para la definición de clases hidrológicas (Figura 2). En este caso, se han definido 29 clases hidrológicas con el objetivo de realizar comparaciones entre los resultados de esta clasificación y el mapa oficial de hidroregiones de España (CEDEX, 2009).

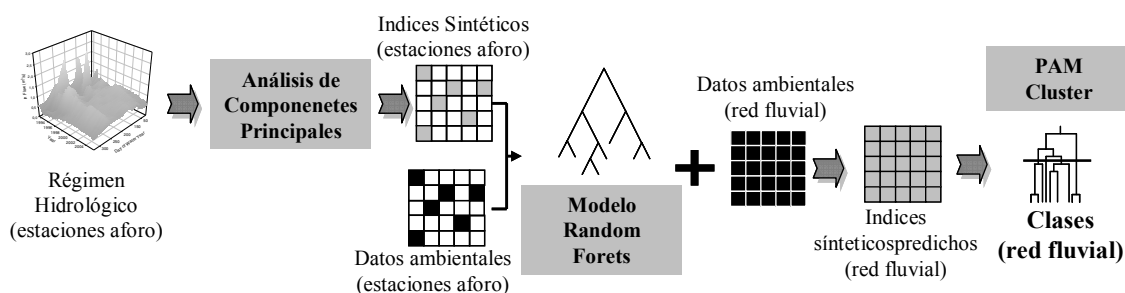


Figura 2. Diagrama esquemático del procedimiento seguido para el desarrollo de la clasificación hidrológica.

El mapa oficial de hidroregiones (CEDEX, 2009) clasifica las diferentes cuencas hidrológicas del territorio nacional utilizando los caudales mensuales obtenidos del modelo SIMPA de precipitación-escorrentía. La definición de hidroregiones se basa en la combinación de diferentes indicadores relacionados con la variabilidad intra- e inter-anual de los caudales mínimos y máximos. Para cada indicador se establecen unos umbrales que determinan si el grado de variabilidad es bajo, medio o alto. Seguidamente, esos resultados se compaginan con la estacionalidad de mínimos y máximos para establecer la clasificación definitiva. En total se consideran 126 hidroregiones, de las cuales 29 comprenden al menos una estación de aforos de las 150 seleccionadas en este estudio.

## **2.5. Predicción de caudales ecológicos mínimos**

De forma análoga la metodología utilizada en el apartado 2.4, se han desarrollado MRF para predecir los valores de caudal medio mensual de julio y agosto (meses que generalmente cuentan con los caudales naturales mensuales más reducidos), Q<sub>bm</sub> y Per90 en todos los segmentos de la red fluvial. Para ello se han utilizado los valores de caudales mensuales y caudales ecológicos mínimos calculados a partir de las series hidrológicas de las estaciones de aforo (sección 2.2) y las variables ambientales asociadas a los segmentos donde se localizan las estaciones (sección 2.3). Estos datos son necesarios para el posterior análisis de la pérdida de hábitat en el tramo.

## **2.6. Curvas SPU-Caudal**

Uno de los métodos más utilizados para la estimación de caudales ecológicos mínimos se basa en la simulación del hábitat fluvial para diferentes especies piscícolas y estadios bajo diversas situaciones de caudal (Tharme, 2003). La pérdida de hábitat se valora en términos de pérdida de Superficie Ponderada Útil (SPU) medida en metros cuadrados. Estos métodos combinan un modelo hidráulico desarrollado para cada tramo fluvial, que informa sobre las características de velocidad, profundidad y sustrato con diferentes caudales, y modelos de preferencia de las especies piscícolas objetivo por las diferentes variables hidráulicas (e.g. PHAMBSIM, RYHABSIM, EVHA, etc). El resultado de esta combinación son las denominadas curvas SPU-Caudal, las cuales se han utilizado en el presente estudio para valorar la pérdida de hábitat con los caudales ecológicos. En concreto se han utilizado las curvas SPU-Caudal de trucha común (*Salmo trutta*) adulta obtenidas en 96 tramos a partir de diferentes estudios realizados en ríos de la Comunidad Foral de Navarra, País Vasco, Cantabria y Asturias (Figura 1; Universidad de Cantabria, 2003, 2006, Universidad de Cantabria y EKOLUR, 2008, Infraeco, 2009) (Infraeco, 2009).

## **2.7. Comparación de la reducción de la SPU**

Para cada curva SPU-Caudal se ha calculado la variación de SPU (%) que supone la reducción de caudal desde el caudal medio mensual mínimo (Q<sub>men</sub>) hasta el caudal ecológico mínimo (Q<sub>bm</sub> o Q<sub>per90</sub>). Posteriormente se ha analizado la variabilidad de pérdida de SPU asociada a las clases hidrológicas e hidroregiones. Para ello se ha representado la distribución de valores de pérdida de SPU en cada clase hidrológica mediante diagramas de caja, los cuales se han utilizado para analizar de manera descriptiva las diferencias existentes entre clases. Únicamente se han comparado aquellas clases e hidroregiones que contaban con más de 4 tramos fluviales con valores de reducción de SPU.

## **2.8. Comparación de la fiabilidad del recurso**

Finalmente se ha calculado el porcentaje de tiempo que de forma natural los caudales son menores que los caudales ecológicos mínimos propuestos mediante el Q<sub>bm</sub> como indicador de la fiabilidad de recurso. Este análisis se ha llevado a cabo partiendo de las CEC obtenidas de las series de caudales medios diarios medidos en cada estación de aforo. De manera análoga en la sección 2.7, se ha analizado la variabilidad en la fiabilidad de recurso asociada a las clases hidrológicas e hidroregiones. De nuevo se ha representado la distribución del porcentaje de tiempo que el caudal natural es menor que el ecológico en cada clase hidrológica mediante diagramas de caja. Estos se han utilizado para analizar la existencia de diferencias entre clases y la magnitud de estas diferencias.

## 3. Resultados

### 3.1. Clasificaciones hidrológicas

Cinco componentes principales explican el 91% de la variabilidad hidrológica en las estaciones de aforo. El PC1 (60 % de la varianza) está relacionado con la magnitud de caudales medios y altos, el PC2 (11 %) se relaciona con la frecuencia de caudales altos y la variabilidad de caudales medios, el PC3 (7 %) se relaciona con la frecuencia de eventos de crecida y sequía y el PC4 (4 %) con la variabilidad interanual de eventos de crecida y sequía.

Los 5 MRFs obtuvieron un valor medio de ajuste del modelo  $R^2=0.40$ , con valores que van desde  $R^2=0.65$  para el MRF del PC1, que explica la mayor parte de la variabilidad hidrológica, hasta  $R^2=0.21$  para el MRF del PC5. Por otro lado, la capacidad de predicción de los modelos, medida como la correlación entre los valores medidos y los predichos es siempre superior a  $r^2 > 0,9$ .

### 3.2. Predicción de caudales mensuales mínimos y caudales ecológicos

Los MRF utilizados para la predicción de  $Q_{mesn}$  de julio y septiembre y de  $Q_{bm}$  y  $Per90$  para toda la red fluvial han obtenido unos ajustes óptimos ( $r^2 > 0,6$ ), excepto para  $Per90$  que ha sido un poco más bajo ( $r^2 = 0,5$ ).

### 3.3. Comparación de la reducción de la SPU

La variabilidad de la pérdida de SPU se ha podido analizar en seis clases hidrológicas (con más de 4 estaciones por clase) cuando se ha utilizado la clasificación desarrollada en este estudio y en cuatro hidroregiones cuando se ha utilizado el mapa oficial de hidroregiones. En el primer caso, las clases analizadas han sido la 1, 2, 4, 5, 11 y 14. De manera general, la clase 1 se corresponde con tramos altos y medios de la vertiente norte, principalmente en la región oriental, mientras que la clase 2 se corresponde con tramos altos de pequeño tamaño, generalmente de la vertiente norte. Por otro lado, la clase 4 está representada por tramos fluviales medios y bajos de mayor tamaño, tanto de la vertiente norte como de la cuenca del Ebro, aunque con mayor representación en la segunda, mientras que la clase 5 la encontramos principalmente en la región mediterránea, correspondiéndose con tramos medios. La clase 11 son tramos pequeños de zonas altas, principalmente situados en la región mediterránea aunque también presentes en las cuencas del norte. Finalmente, la clase 14 esta constituida por tramos altos y medios situados en la zona central y occidental de la vertiente cantábrica.

Los análisis han puesto de manifiesto que las clases hidrológicas 1 y 11 sufren una pérdida de hábitat más acusada que las clases 2, 4, 5 y 14, presentando en todos los casos valores medios y medianos más altos (Figura 3a). Dichas clases, presentan una reducción media entre del 30 y el 36% respectivamente cuando se analiza el  $Q_{bm}$ . Las clases 2, 4, 5, y 14 muestran unas reducciones de hábitat muy similares en torno al 15% con relación al  $Q_{bm}$ . La simulación de caudales ecológicos calculados mediante el  $per90$  genera una mayor variabilidad en cuanto a la pérdida de habitabilidad y unos patrones con las mismas tendencias pero menos claros (Figura 3.b.).

Por otro lado, la reducción de hábitat entre hidroregiones sólo se ha podido analizar en 4 de ellas. Además, es importante señalar que más del 80% de los tramos fluviales pertenecen a la hidroregión A\_A\_B\_B\_4, la cual representa, sin duda, la hidroregión predominante en el área de estudio. Las otras hidroregiones analizadas fueron las denominadas A\_A\_B\_A\_4, A\_A\_B\_B\_1 y A\_A\_B\_B\_2. Las hidroregiones presentan características hidrológicas muy similares entre ellas, diferenciándose únicamente en la variabilidad intra-anual de caudales máximos y en el periodo de caudales mínimo (CEDEX, 2009). Los análisis ha puesto de manifiesto que existe una variabilidad de reducción de SPU entre clases es menos acusada entre que en el caso de la primera clasificación clases.

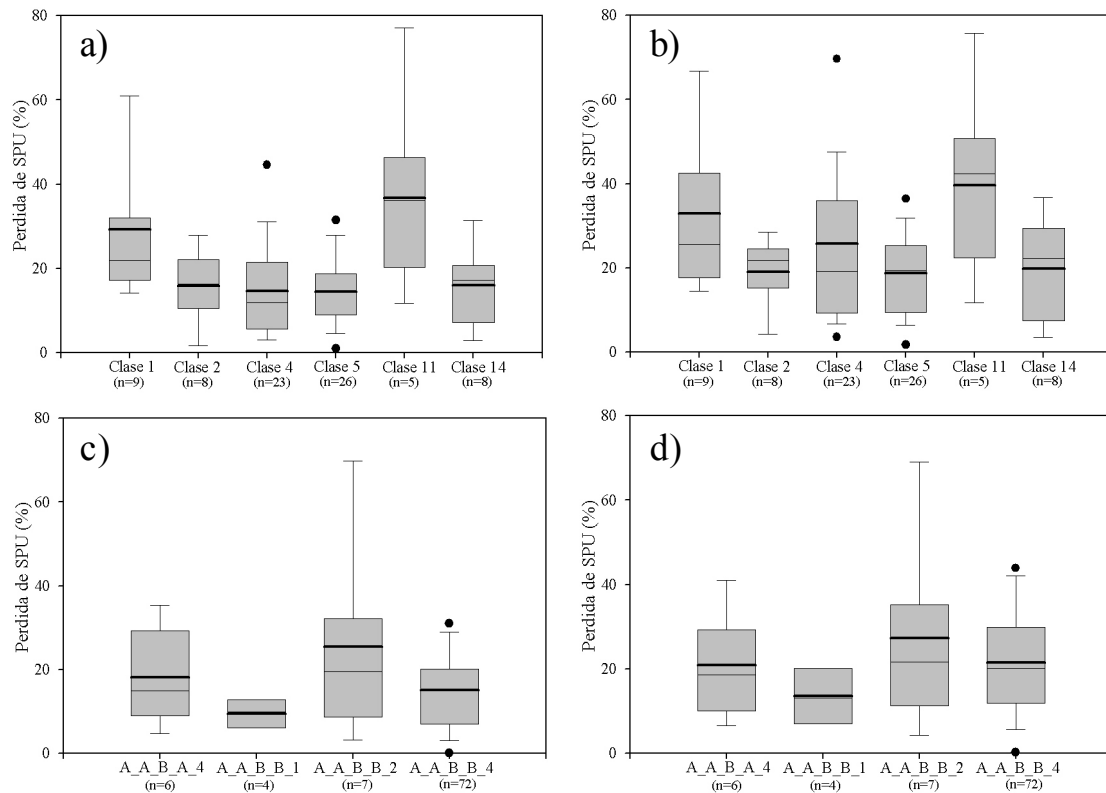


Figura 3. Diagramas de caja mostrando la variación de pérdida de SPU bajo condiciones de caudales ecológicos en las diferentes clases hidrológicas. a) Clasificación utilizando el método predecir-primero-luego-clasificar y los caudales ecológicos mínimos calculados con Qbm b) Clasificación utilizando el método predecir-primero-luego-clasificar y los caudales ecológicos mínimos calculados con per90 c) Hidroregiones oficiales y caudales ecológicos mínimos calculados con Qbm d) Hidroregiones oficiales y caudales ecológicos mínimos calculados con per90. Los extremos de la caja representan los percentiles del 75 y 25, la línea interior la mediana y la línea interior negra la media. Los extremos de los bigotes representan los percentiles de 90 y 10.

### 3.4. Comparación de la fiabilidad de recurso

La variabilidad en la fiabilidad de recurso se ha examinado en las mismas 6 clases hidrológicas que en la sección 3.3. Los análisis han puesto de manifiesto una baja variabilidad entre clases pero una variabilidad importante dentro de cada clase. Los tramos fluviales situados en las clases 4 y 5 ofrecen una menor fiabilidad en el suministro de caudales ecológicos, presentando un 15% del tiempo caudales inferiores a los caudales ecológicos propuestos con el método Qbm (Figura 4.a). En contraste, las clases 11 y 14 presentan un régimen hidrológico que de forma natural ofrece una mayor garantía de cumplimiento de los caudales ecológicos, los cuales son superados alrededor del 90% del tiempo.

En el caso del análisis utilizando las hidroregiones oficiales se han tenido en cuenta las hidroregiones A\_A\_B\_B\_2, A\_A\_B\_B\_4, A\_B\_B\_B\_4 y la A\_A\_D\_A\_2. La clase A\_A\_B\_B\_4, otra vez, se encuentra sobrerrepresentada con más del 80% de las estaciones analizadas en esta clase, lo que explica la importante variabilidad de resultados en las clases menos representadas. Al igual que sucedía en el apartado anterior no se aprecian diferencias importantes en la fiabilidad de recurso entre las cuatro clases (Figura 4.b).

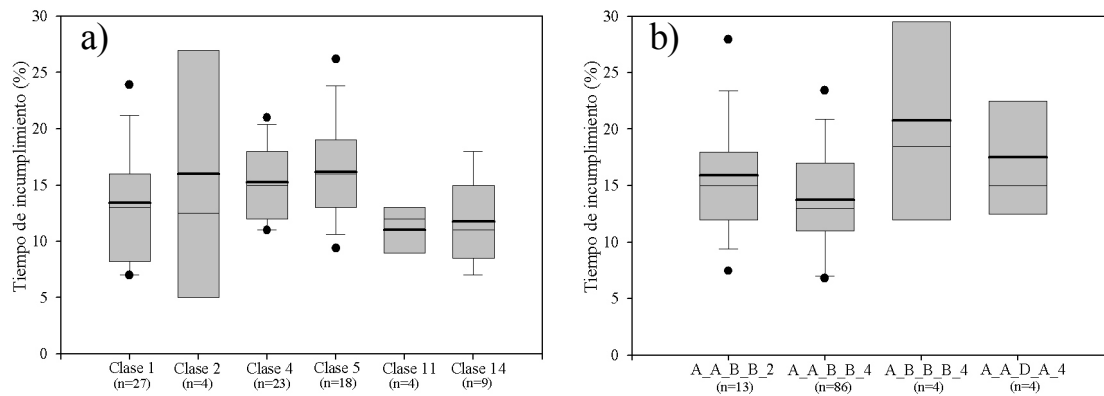


Figura 4. Diagramas de cajas mostrando la variación de la fiabilidad del suministro de los caudales ecológicos mínimos calculados mediante el método Q<sub>bm</sub> en las diferentes clases hidrológicas. a) Clasificación utilizando el método predecir-luego-clasificar c) Hidroregiones oficiales. Los extremos de la caja representan los percentiles del 75 y 25, la línea interior la mediana y la línea interior negra la media. Los extremos de los bigotes representan los percentiles de 90 y 10.

## 4. Discusión

Este estudio ha puesto de manifiesto que el uso de clasificaciones del régimen natural de caudales puede ser una herramienta muy útil para analizar las consecuencias del establecimiento de un régimen de caudales ecológicos. Sin embargo, esta utilidad es proporcional a la capacidad de la clasificación para discriminar entre regímenes hidrológicos y a la aptitud para interpretar las clases. De este modo, las clasificaciones inductivas y más concretamente, las desarrolladas mediante la estrategia predecir-primero-clasificar-después basada en series de caudales diarios y potentes modelos predictivos tienen mayor utilidad que las clasificaciones basadas en criterio de experto (Snelder et al., 2010). Peñas *et al.* (2011) han demostrado que este tipo de clasificaciones genera clases con mayor capacidad para discriminar entre regímenes hidrológicos y para explicar la variación de ciertos índices hidrológicos. Otra ventaja asociada a esta clasificación es que permite cuantificar e interpretar objetivamente las características hidrológicas y ambientales de cada clase. En las clasificaciones desarrolladas mediante criterio de experto esta interpretación no es tan directa.

En este estudio se ha utilizado una clasificación que comprende 29 clases, con el objetivo de comparar los resultados con los obtenidos a partir del mapa de hidroregiones oficial. Las clases analizadas muestran patrones coherentes con los que esperaríamos *a priori*, discretizando correctamente entre ríos de vertiente norte y mediterránea o entre ríos de cabecera, tramos medios y tramos bajos. Sin embargo, el uso de clasificaciones con un número excesivo de clases puede dificultar la comprensión de su sentido hidrológico y ambiental sin que esto lleve asociado una mayor potencialidad de sus capacidades. En este sentido, diversos autores proponen el uso de clasificaciones con un número reducido de clases (Kennard et al., 2010, Poff et al., 2010). Esto facilita la interpretación hidrológica y ambiental y además las dota de mayor utilidad de cara al establecimiento de unidades de gestión homogéneas. A pesar de todo, la clasificación utilizada ha revelado algunos patrones interesantes en referencia a la pérdida de hábitat y a la fiabilidad de recurso.

En cuanto a la reducción de hábitat dos de las clases que están representadas por ríos de cabecera, la 1 en la vertiente norte y la 11 en la cuenca mediterránea, presentaron reducciones medias de SPU dos veces mayores que para el resto de las clases. Cabe señalar que las curvas analizadas en la clase 1 se encontraban en todos los casos en tramo altos, pese a que esta clase también incluye tramos medios. Estos resultados concuerdan con los resultados encontrados por Snelder *et al.* (2011) en un estudio realizado en ríos de Nueva Zelanda. Por tanto, basándonos en esto, al establecer caudales ecológicos en grandes territorios sería coherente proponer umbrales variables que recogiesen la variabilidad hidrológica y ambiental de los ríos. Esto traería asociadas dos ventajas muy significativas. Por un lado, en los ríos más pequeños, el establecimiento de caudales ecológicos demasiado bajos generaría un empobrecimiento del hábitat para la trucha y, por tanto, una merma de su estado ecológico, lo cual representa un elemento fundamental desde la entrada en vigor de la Directiva Marco del



Agua (Acreman y Ferguson, 2010). Por el contrario, en los ríos más grandes la pérdida del hábitat para la trucha sería menos importante.

Sin embargo, partiendo de la hipótesis de que los ríos más pequeños sufren mayores reducciones de hábitat que los ríos de mayor tamaño, esperaríamos encontrar en otras clases, especialmente en la clase 2, reducciones del hábitat más significativas que las observadas. Por tanto, es posible que la variabilidad de las curvas SPU-Caudal no sólo dependa de la variabilidad hidrológica y las variables de cuenca a gran escala, sino que la geomorfología de los tramos puede influir significativamente en esta relación. La combinación de la clasificación hidrológica y las características morfológicas a escala de tramo para la creación de clases hidrogeomorfológicas es una tarea esencial para analizar las consecuencias del establecimiento de un régimen de caudales ecológicos (Poff et al., 2010). En este sentido, Barquin *et al.* (2011) han desarrollado modelos para predecir características morfológicas a escala de tramo para toda una red fluvial siguiendo una filosofía paralela a la planteada en este trabajo, lo que sin duda ofrece una oportunidad inestimable para mejorar los resultados presentados en este trabajo.

Por otro lado, nuestros resultados podrían estar sujetos al sesgo generado por la falta de estaciones en ciertas clases hidrológicas, especialmente aquellas situadas en la región mediterránea y la sobrerrepresentación de ciertas zonas muy concretas, como las cuencas Navarras. Así, es necesario analizar el grado de corrección que supondría la inclusión de curvas SPU-Caudal desarrolladas en estaciones pertenecientes a clases poco representadas. Este sesgo se hace especialmente visible al utilizar el mapa oficial de hidroregiones, en la que una sola clase ocupa la mayor parte del área de estudio y aglutina más del 80% de los tramos analizados. Los análisis no han ofrecido ningún tipo de patrón de variabilidad entre clases por lo que su utilidad para los procesos de estimación de caudales ecológicos está bastante limitada.

Al igual que los patrones descritos para los ríos de Nueva Zelanda (Snelder et al., 2011), nuestro estudio ha revelado la falta de conexión entre el tamaño de los ríos y la fiabilidad del recurso de los caudales ecológicos y una gran variabilidad entre los resultados para diferentes ríos. Los resultados en este caso son menos concluyentes que en el caso del análisis de la reducción de hábitat. Aún así, la variabilidad en la fiabilidad del recurso parece responder a la variabilidad climática y no tanto al tamaño de los ríos. De este modo, las clases 4 y 5, sin presentar diferencias significativas con las otras clases, aparecen como las clases más restrictivas. Estas dos clases, y especialmente la clase 5, esta representada por estaciones situadas en la vertiente mediterránea, con un clima muy diferente a la vertiente norte, en la que muchos ríos están sometidos a un severo régimen de sequías. Sin embargo, según esta hipótesis, esperaríamos encontrar unos valores de falta de recurso similares en la clase 11, lo cual no hemos podido comprobar. Esta incoherencia puede deberse al carácter diferente de los ríos de esta clase, normalmente de cabecera, aunque lo más probable es que se deba al bajo número de estaciones de aforo situadas en esta clase, lo cual puede estar enmascarando otros resultados. Una manera de sortear este sesgo es a través de la predicción y derivación de CEC para toda la red fluvial. Estas predicciones combinadas con la predicción de caudales ecológicos, tal como se ha hecho en este estudio, nos permitirá probablemente, testar las relaciones reales entre las clases hidrológicas y la fiabilidad del suministro (Snelder et al., 2011). Así mismo, los resultados de los modelos utilizados en este estudio ofrecen buenas perspectivas de cara a la capacidad de predicción de las CEC. Otra limitación de nuestro análisis se relaciona con la falta de temporalidad de las CECs y con el hecho de que el suministro de caudales únicamente se ve comprometido durante determinados periodos de tiempo. El desarrollo de CEC independientes para cada mes o para los periodos secos y húmedos, probablemente permitirá observar patrones más claros en cuanto a la fiabilidad de suministro y su relación con las clases y la variabilidad climática.

## 5. Bibliografía

- Acreman, M. 2005. Linking science and decision-making: features and experience from environmental river flow setting. *Environmental Modelling & Software* **20**:99-109.
- Acreman, M. C. y Ferguson, A. J. D. 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology* **55**:32-48.
- Barquin, J., Snelder, T., Booker, D., Álvarez-Cabria, M., Peñas, F. J. y Fernández, D. 2011. Modelling physical characteristics of habitats from rivers reaches to entire river networks in northern Spain., *in* 7th Symposium for Freshwater Sciences, Girona. June 27-July 1 2011.

- Belmar, O. y Martínez-Capel, F. 2011. Hydrological Classification of Natural Flow Regimes to Support Environmental Flow Assessments in Intensively Regulated Mediterranean Rivers, Segura River Basin (Spain). *Environmental Management* **47**:992-1004.
- CEDEX. 2009. Desarrollo de un mapa de hidrorregiones a escala nacional. Asistencia Técnica, investigación y desarrollo tecnológico en materias competencia de la dirección general del agua (2007-2011). Ministerio de Fomento. Ministerio de Medio ambiente y medio rural y marino Madrid.
- Cutler, D. R., Edwards, T. C., Beard, K. H., Cutler, A., Hess, K. T., Gibson, J. y Lawler, J. J. 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology* **88**:2783-2792.
- De'ath, G. y Fabricius, K. E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* **81**:3178-3192.
- Infraeco. 2009. Establecimiento del régimen de caudales ecológicos de aguas de las mass de agua superficiales continentales y de transición de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Norte. Infraestructuras y Ecología, S.L. Confederación Hidrográfica del Cantabriaco.
- Jackson, D. A. 1993. Stopping Rules in Principal Components-Analysis - a Comparison of Heuristic and Statistical Approaches. *Ecology* **74**:2204-2214.
- Kennard, M. J., Pusey, B. J., Olden, J. D., MacKay, S. J., Stein, J. L. y Marsh, N. 2010. Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshwater Biology* **55**:171-193.
- Legendre, P. y Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- MARM. 2008. ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.
- Naiman, R. J., Latterell, J. J., Pettit, N. E. y Olden, J. D. 2008. Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *Geoscience*.
- Olden, J. D. y Poff, N. L. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* **19**:101-121.
- Palau, A. y Alcázar, J. 2010. The basic flow method for incorporating flow variability in environmental flows. *River Research and Applications*.
- Peñas, F. J., Barquin, J., Snelder, T. H., Booker, D., Alvarez-Cabria, M. y Fernandez, D. 2011. Comparison of natural flow regime classifications based on different strategies. *in 7th Symposium for Freshwater Sciences, Girona. June 27-July 1 2011*.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. y Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47**:769-784.
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M. C., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J. G., Merritt, D. M., O'Keeffe, J. H., Olden, J. D., Rogers, K., Tharme, R. E. y Warner, A. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* **55**:147-170.
- Poff, N. L. y Zimmerman, J. K. H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* **55**:194-205.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Wigington, R. y Braun, D. P. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* **37**:231-249.
- Rivas-Martínez, S., Penas, A. y Díaz, T. E. 2004. Bioclimatic Map of Europe, Bioclimates. *in. Cartographic Service. University of León, León, Spain*.
- Snelder, T., Booker, D. y Lamouroux, N. 2011. A Method to Assess and Define Environmental Flow Rules for Large Jurisdictional Regions. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*.
- Snelder, T., Lehmann, A., Lamouroux, N., Leathwick, J. y Allenbach, K. 2010. Effect of Classification Procedure on the Performance of Numerically Defined Ecological Regions. *Environmental Management* **45**:939-952.
- Snelder, T. H., Lamouroux, N., Leathwick, J. R., Pella, H., Sauquet, E. y Shankar, U. 2009. Predictive mapping of the natural flow regimes of France. *Journal of Hydrology* **373**:57-67.
- Tharme, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assesement: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* **19**:397-441.
- UC. 2003. Caculo de regímenes de caudales ecológicos en puntos de la red fluvial de Navarra. Informe Inedito. Convenio con el Departamento de Medioambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda.
- UC. 2006. Plan de investigación integral para la caracterización y diagnóstico ambiental de los sistemas acuáticos de la comunidad de Cantabria. Dpto. Ciencias y Técnicas del Agua y Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. Consejería de Medio Ambiente. Gobierno de Cantabria, Santander.
- UC y EKOLUR. 2008. Determinación del régimen de caudales ecológicos en el río Agauntza (Cuenca del Oria, Gipuzkoa). Instituto de Hidraulica Ambiental de Cantabria. EKOLR, S.L. Gobierno de Gipuzkoa.