

HERRAMIENTAS PARA EL DIAGNÓSTICO DEL ECOSISTEMA FLUVIAL

Jesús Horacio¹, Alfredo Ollero², Daniel Ballarín², Askoa Ibisate³

¹ Instituto de Investigaciones Tecnológicas. Laboratorio de Tecnología Ambiental, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Vida s/n, Santiago de Compostela. hhorahh@gmail.com

² Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, c/ Pedro Cerbuna, 12, 50009, Zaragoza. aollero@unizar.es

³ Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología, Universidad del País Vasco UPV/EHU, c/ Tomás y Valiente s/n, 01006, Vitoria-Gasteiz. askoa.ibisate@ehu.es

1. FUNCIONAMIENTO Y FUNCIONALIDAD DEL SISTEMA FLUVIAL

El sistema fluvial, expresado de forma genérica como río, es un sistema natural constituido por un cauce y una corriente hídrica, con un marcado dinamismo espacial y temporal (crecidas –que inundan periódicamente la llanura de inundación– y estiajes) y en conexión con lo hiporreico, es decir, con lo que está por debajo de la superficie, y con las riberas. Esta corriente porta caudales líquidos, sólidos y biológicos a otra corriente, lago o mar, aunque, excepcionalmente, desaparecen (sistemas arreicos) o extienden sus caudales sobre la superficie terrestre (Horacio, 2015a). Los fluviales son, por tanto, sistemas enormemente complejos, constituidos por elementos interactuantes con un comportamiento no lineal y en permanente estado de reajuste (equilibrio dinámico).

La comprensión del funcionamiento y funcionalidad de un (eco)sistema fluvial debe basarse en los principios de la ecología del paisaje (Brierley y Fryirs, 2005), identificados a través de la integridad ecológica entre su estructura y funcionamiento (Figura 1). La componente estructural está caracterizada por el medio abiótico (–geo–), y establece el escenario en el cual va a desarrollarse el medio biótico (–bio–) mediante diferentes procesos interactuantes que, en su conjunto, configuran la componente funcional del ecosistema. Los contextos climático y estructural (tectónica y litología) en los que se desarrolla un río constituyen los elementos control. Estos son independientes y no están afectados por otros (son los elementos matrices o primarios). La interrelación de ambos elementos a lo largo del tiempo favorece la presencia de un tipo de relieve y caracterización biogeográfica concreta, y de un régimen hidrológico y sedimentológico asociado a esas condiciones. Todos estos elementos constituyentes son dependientes y unos influyen sobre otros, pasando de una condición de dependencia a otra nueva de independencia a medida que la escala gana en detalle. La dinámica geomorfológica interviene en la construcción de un tipo de hábitat concreto (Hawkins *et al.*, 1993), por consiguiente, la comprensión ecológica de todo sistema fluvial necesita *per se*, y en primer orden, comprender la dimensión geomorfológica (Fryirs y Brierley, 2012). El factor tiempo imprime dinamismo al ecosistema fluvial mediante las perturbaciones ambientales (e.g. crecidas), que además también pueden estar inducidas por la actividad humana (Ibáñez *et al.*, 2011). Los biotopos acuáticos y terrestres están adaptados a estas condiciones cambiantes y son reflejo de los

ambientes que imperan en cada tipo de hábitat fluvial (Frissell *et al.*, 1986; Sabater *et al.*, 2009).

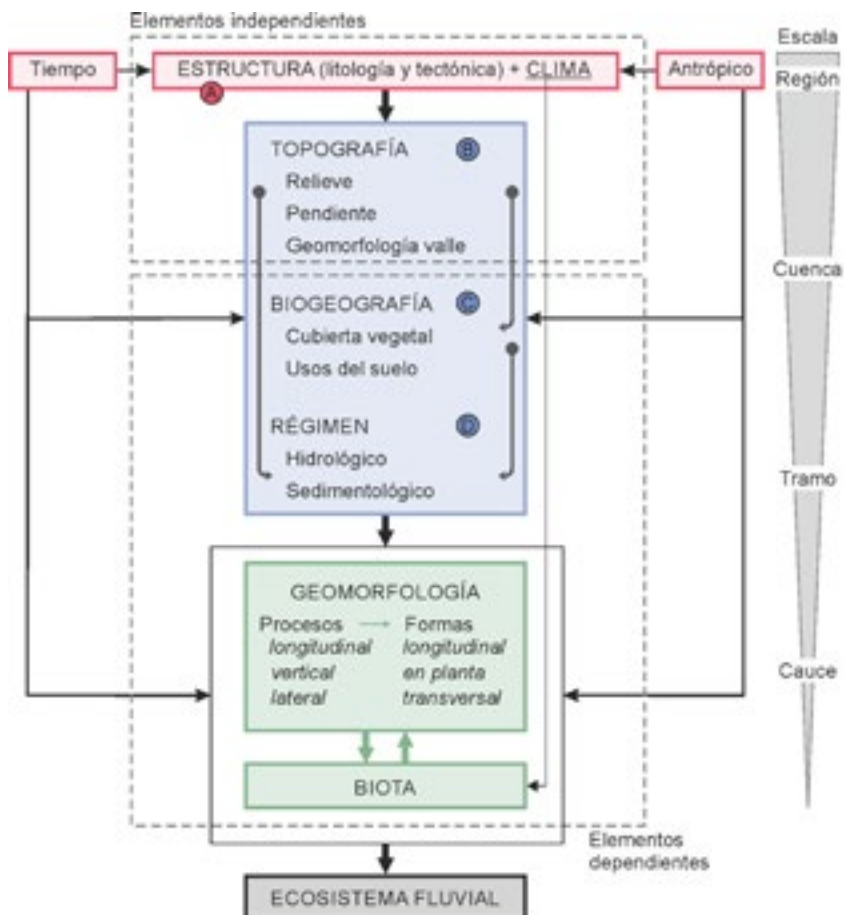


Figura 1. Estructura y funcionamiento de un sistema fluvial, donde: ● elementos control, ● condiciones impuestas, ● condiciones derivadas, ● condiciones de flujo. Modificado de Horacio (2014).

En términos de escala espacial, el sistema fluvial está constituido por diferentes subsistemas organizados jerárquicamente (cuenca, valle, vertientes, tramos, cauce, etc.). Cada una de estas escalas está más ligada a una función concreta del sistema, aunque plenamente conectada con otras (Morisawa, 1985; Ibisate *et al.*, 2011), por lo que la visión íntegra del río como sistema no se puede alcanzar mediante estudios parciales si, posteriormente, no se relacionan entre sí. La cuenca hidrográfica constituye el elemento o unidad espacial que engloba al sistema flu-

vial con mayúsculas (Gregory y Walling, 1973). A esta le suceden las subcuencas, redes de drenaje, vertientes, etc. La cuenca hidrográfica establece también un marco administrativo idóneo por su permanencia en el tiempo y capacidad de englobar territorialmente a un sistema fluvial en su totalidad (López-Bermúdez *et al.*, 1988). El cauce es el elemento de mayor relevancia dentro del sistema fluvial porque su dinámica y características geomorfológicas son *espejo* de las condiciones biofísicas de la cuenca y de los procesos que en ella suceden (Figura 1). En un sentido amplio, el cauce incluye el lecho, la zona de ribera y la llanura de inundación.

La dinámica espacio-temporal de los (sub)sistemas fluviales imprime una enorme complejidad para su estudio debido al amplio espectro de relaciones y sinergias que subyacen entre los subsistemas. Estas características de los sistemas fluviales ha supuesto que, en las últimas décadas, científicos interdisciplinarios de ciencias de la tierra y biológicas crucen sus campos de acción. Amoros y Petts (1993) establecen cuatro grandes dimensiones para explicar el funcionamiento e integración de los diferentes subsistemas fluviales que componen un río: longitudinal, transversal, vertical y temporal. La primera dimensión se refiere al recorrido longitudinal del río, desde aguas arriba (fuente) a aguas abajo (desembocadura). Los cambios de las características físicas (relieve y pendiente), de caudal (sólido y líquido), de régimen hídrico o la carga de nutrientes, entre otros, que se suceden en el perfil longitudinal del río, generan un continuo de procesos físicos y bióticos asociados (Lara *et al.*, 2007; Butler y Sawyer, 2012). La dimensión transversal se corresponde con todos los ecosistemas que forman parte del sistema fluvial en un punto concreto de la red de drenaje, desde el cauce principal a los secundarios, cauces abandonados, llanura aluvial, etc. La sucesión de eventos de crecida que tienen lugar con el paso del tiempo ha ido conformando la llanura de inundación del río. Esta llanura puede sectorizarse desde el punto de vista de la gestión del riesgo de inundabilidad (periodo de retorno), con unas dimensiones transversales perfectamente ajustadas a las necesidades de disipación energética que precisa el río en cada momento (Nanson y Croke, 1992). La Estrategia Nacional de Restauración de Ríos denomina a este espacio *territorio fluvial* (en otros países *room for rivers*, *espace de liberté fluvial*, *free space for rivers*, *space to move*, *river widening*). El territorio fluvial podría definirse como aquel terreno dominado por un sistema fluvial, en el que se incluye el cauce menor, el corredor ribereño y, parcial o totalmente, la llanura de inundación (Dister *et al.*, 1990; Malvoï *et al.*, 1998; Ollero y Ibisate, 2012). Por su parte, la dimensión vertical se refiere a la estratificación de los ecosistemas de superficie (terrestres y acuáticos), lo hiporreico y el acuífero aluvial, con gran transcendencia desde el punto de vista metabólico y biológico. La dimensión temporal es responsable de todos los cambios producidos en el sistema a diversas escalas (Wainwright *et al.*, 2011).

Las funciones ecológicas que realizan los ríos a través de las cuatro dimensiones quedan retratadas en las zonas de ecotono, representadas, fundamentalmente, por riberas, llanuras de inundación y zonas hiporreicas (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Las fluctuaciones de caudal regulan estas zonas de ecotono y los intercambios ecológicos entre biotopos acuáticos y terrestres del sistema fluvial. El corredor ribereño ejerce seis grandes funciones (FISRWG, 1998): de hábitat (la diversidad de gradientes presentes en el corredor fluvial deriva en riqueza de hábitats), de barrera (obstáculo físico natural para numerosos flujos de materia y energía), de corredor (actúan como dispersores de semillas), de filtro (retienen organismos, nutrientes y sedimento de forma selectiva), de fuente (aporte de materia orgánica, minerales, sedimentos o agua) y de sumidero (son disipadores de energía y almacenes de agua, sedimentos, organismos y restos orgánicos). La llanura de inundación o cauce mayor es el espacio en el que se almacena temporalmente el agua de las crecidas, se disipa la energía y se reduce el caudal-punta de la crecida aguas abajo. Pero es también un espacio para la acumulación de sedimentos, de recarga del acuífero aluvial y contenedor del corredor ribereño. La zona hiporreica se localiza en el contacto entre las aguas de origen superficial y subterráneo. Se trata de un ecotono fundamental en el mantenimiento e integridad de los ecosistemas acuáticos, siendo el espacio que alberga los intercambios de agua, energía, nutrientes y organismos entre el medio acuático superficial (río) y el medio subterráneo (acuífero) (Boulton *et al.*, 2010). Los ambientes hiporreicos adquieren gran relevancia en episodios de crecidas y estiajes por su papel regulador, almacenando agua en el primer caso y suministrándola a la fauna y flora fluvial en el segundo.

Un río es, entonces, un sistema natural autoconstruido, con unos procesos y formas diseñados para ejercer eficazmente su función ecológica de transporte de caudal líquido, sólido y biológico, constituyendo un ecosistema no determinístico, heterogéneo y en equilibrio dinámico. Las crecidas ejercen un papel preponderante en estos procesos porque tienen la capacidad de modificar más el paisaje fluvial que decenas de años de escorrentía normal. El incremento de los flujos de energía que se produce durante las crecidas, hace que se superen los umbrales de resistencia (e.g., cantos y gravas comienzan a moverse o hay gran actividad sobre las orillas y la base del lecho) y se aceleren los procesos geomorfológicos de erosión, transporte y sedimentación y aumenten las interacciones, base fundamental del correcto funcionamiento de los cursos fluviales como ecosistemas. Estos cambios ambientales derivan en una autorregulación permanente por parte del sistema mediante las propias morfologías, que se autoconstruyen y dimensionan (e.g., conos, llanuras de inundación, escalones, rápidos...). Las crecidas tienen, además, un valor *sanador* para gran parte de la biota mediante la renovación del perifiton, la regeneración de frezaderos o la eliminación de sedimentos finos que cubren los

intersticios y obstaculizan la dimensión vertical. Desde el punto de vista de la dilución de vertidos, las crecidas proporcionan una oportunidad única para la *limpieza* de los mismos, especialmente en sistemas mediterráneos con eventos de crecida cada vez más espaciados. Las crecidas son, en consecuencia, el motor del buen funcionamiento geomorfológico y ecológico del sistema fluvial (Horacio, 2015b), lo que se traduce en el aporte de servicios ecosistémicos de gran valor para la sociedad (Palmer and Richardson, 2009; Honey-Rosés *et al.*, 2013; Vidal-Abarca *et al.*, 2014).

2. ALTERACIONES DEL FUNCIONAMIENTO FLUVIAL Y AJUSTES DEL SISTEMA FRENTE A LOS IMPACTOS NEGATIVOS

La integridad ecológica es la base del funcionamiento de un sistema fluvial, siendo la geodiversidad y biodiversidad una consecuencia, y síntoma, de buen funcionamiento. Las fluctuaciones de caudal regulan los intercambios ecológicos entre los diferentes componentes del sistema fluvial y aseguran la integridad del ecosistema, que requiere del mantenimiento de un nivel adecuado de conectividad entre los procesos hidrológicos, geomorfológicos y bióticos, además de unas condiciones físico-químicas adecuadas. La heterogeneidad de especies acuáticas y terrestres que componen un río es, en definitiva, resultado de la adaptación a la diversidad de hábitats derivados de los regímenes de perturbación natural (Junk *et al.*, 1989, Tockner *et al.*, 2002). Aunque la pérdida de diversidad biológica es un problema, la pérdida de integridad biológica incluye la pérdida de diversidad y, además, la ruptura de los procesos necesarios para generar la diversidad futura (Brierley y Fryirs, 2005).

La funcionalidad del sistema fluvial está regulada por la presencia de inestabilidades locales (perturbaciones naturales). La dinámica hidrogeomorfológica y sus formas asociadas determinan la estructura del sistema fluvial, por lo que su preservación es esencial para proteger la integridad ecológica, que requiere una mayor dependencia de la gestión preventiva, en lugar de la reactiva, y de un enfoque más centrado en los paisajes que en las poblaciones (Brierley y Fryirs, 2005). La estabilidad global del sistema fluvial es garante de su funcionalidad, por lo que cualquier alteración que rompa ese equilibrio será perjudicial para el sistema. El río tiene diferentes mecanismos de ajuste frente a las perturbaciones, aunque su eficacia dependerá de la intensidad y/o duración con que estas se manifiesten. Cada sistema fluvial se mueve en unos umbrales de estabilidad concretos, con lo que la sensibilidad de los ríos a los impactos también será diferente. Cuando se rebasen estos umbrales el río activará sus mecanismos de reajuste para retornar el sistema

a su situación de equilibrio y dentro de los umbrales que así la definen. Un sistema fluvial *saludable* será siempre más resiliente frente a una perturbación externa, es decir, estará más adaptado para recuperar su situación previa a esta.

La alteración del funcionamiento del río puede ser causada tanto por factores naturales como antrópicos, aunque los primeros forman parte de la propia dinámica del sistema (siempre que no sean inducidos). Algunos episodios naturales de gran intensidad pueden someter al río a un estado de histéresis, por ejemplo, por aportaciones masivas de material derivado de un desprendimiento. Las intervenciones humanas y el modo de gestionar los sistemas fluviales suelen derivar, con mayor o menor intensidad, en una desconexión entre subsistemas (tramos longitudinales, bandas transversales y capas verticales). Si el grado de perturbación es de una intensidad muy elevada, capaz de superar los umbrales de resiliencia soportables por el río, este entra en un estado de degradación que, en ocasiones, es irreversible. En el último siglo la situación ha sido especialmente dramática, con un enorme legado de impactos negativos que han supuesto la pérdida de numerosos tipos fluviales, simplificándose su geodiversidad y biodiversidad (Ollero *et al.*, 2016).

El modelo jerárquico de la estructura y funcionalidad fluvial expuesto en la Figura 1, refleja cómo las condiciones de flujo (régimen hidrológico y sedimentológico) son las variables ajustables y portadoras de las características de las variables control (independientes) de menor escala espacial. Aunque la relación entre unas y otras variables no es la misma para las diferentes escalas de análisis, es decir, las variables dependientes dejan de serlo a escalas de más detalle para convertirse en variables independientes o de control. Por ejemplo, a una escala temporal amplia, la red de drenaje es una variable ajustable y dependiente del clima y la estructura (Figura 1). Para una escala de detalle, la componente tectónica no tendrá significancia en el estudio de la erosión de orillas.

Leopold y Maddock (1953) relacionaron matemáticamente la geometría hidráulica del cauce con la magnitud (volumen) y frecuencia del caudal, esto es, con las condiciones de flujo. El estado de ajuste metaestable que alcanza un río tiene su representación en una geometría de equilibrio del cauce, con lo que cualquier alteración directa o indirecta sobre las condiciones de flujo, o sobre sus variables externas de control, repercute, en mayor o menor medida, sobre el diseño geométrico del cauce realizado por el río (anchura y profundidad). Si la perturbación rebasa los umbrales de reacondicionamiento del equilibrio dinámico de ese río, se estará produciendo un impacto hidrogeomorfológico que lo aleja de sus condiciones naturales, y con consecuencias directas sobre el medio biótico. En líneas generales, se puede establecer la siguiente relación entre caudal líquido (Q_L), caudal sólido (Q_S) y los procesos de degradación (erosión, E) y agradación (sedimentación, S):

$$+Q_L \rightarrow E; +Q_S \rightarrow S; -Q_L \rightarrow S; -Q_S \rightarrow E$$

En suma, la rotura del balance entre caudal líquido y sólido de un río es sintomática de un impacto que está perturbando la integridad ecológica del sistema fluvial. A una escala temporal corta, actual, por tanto, se supone que los regímenes de caudal líquido y sólido son relativamente constantes, aunque a escalas temporales más largas ya no sea así (e.g. oscilaciones climáticas). Las alteraciones de los controles externos de la cuenca (clima, estructura y actividad humana) afectan a la generación de flujo y producción de sedimentos, modificando los procesos y las formas del cauce. Estos impactos pueden ser difíciles de detectar, aunque la modificación de la geometría del cauce como respuesta al impacto ayuda a predecir la dirección del cambio (Charlton, 2008). Generalmente existe un desfase entre la perturbación y la respuesta asociada. Así, una vez que se produce la perturbación hay un *tiempo de reacción* en el que el impacto del cambio es absorbido por el sistema, seguido de un *tiempo de ajuste* en el que el sistema alcanza un nuevo equilibrio. Si el sistema logra retornar a su estado original, el impacto forma parte de la dinámica natural del río, o bien este tenía la suficiente resiliencia como para absorberlo. El no retorno se traduce en un impacto severo sobre el río.

Los cambios climáticos que ha sufrido la Tierra suponen un tipo de impacto indirecto, pero que influye directamente sobre variables control de los regímenes hidrológico y sedimentológico (vegetación → generación de escorrentía → producción de sedimentos). En la actualidad, la velocidad del Calentamiento Global se está produciendo, para muchos ecosistemas, a mayor ritmo que la capacidad de adaptación de sus especies. No obstante, la mayor parte de los impactos son de tipo directo y tienen un efecto rápido. Están muy relacionados con las sociedades consumistas y urbanas (Figura 2). Casi todas las actividades humanas tienen impacto sobre los sistemas fluviales pues, conviene recordar, todos vivimos dentro de una cuenca hidrográfica. Los impactos directos más perjudiciales están relacionados con actividades extractivas de caudal líquido y sólido (áridos), modificación del régimen natural de caudales (Poff *et al.*, 1997) e invasión del espacio fluvial. La expansión urbana derivada del crecimiento demográfico, supone una mayor demanda de áridos y agua, espacio para su expansión y obras para estabilizar la dinámica fluvial mediante infraestructuras rígidas (e.g. embalses, canalizaciones). La agricultura, tanto intensiva como extensiva, es una actividad muy invasiva que consume elevadas cantidades de agua y territorio fluvial, especialmente el ribeño, exigiendo obras de regulación y defensa. Además, el uso abusivo de abonos puede llegar a contaminar el freático.



Figura 2. Presiones (causas) e impactos (efectos) hidrogeomorfológicos derivados del crecimiento demográfico y procesos de urbanización.

La extracción de áridos (gravas y arenas) para la construcción modifica sustancialmente los hábitats, altera los flujos de agua y genera un desequilibrio energético que deriva en la erosión del lecho. Los embalses, tan extendidos entre las décadas de los años 40 y los primeros años del siglo XXI para la producción hidroeléctrica, constituyen una infraestructura que modifica el régimen natural de caudales, actúa como trampa sedimentaria y rompe el continuo longitudinal del río. Otro tipo de actividades, generalmente vinculadas con el ocio, como la navegación fluvial, los paseos fluviales o la limpieza de cauces, suponen una *artificialización* del río.

El estudio de las alteraciones del funcionamiento fluvial y ajustes del sistema frente a los impactos supone construir un marco que describa, explique y prediga de manera significativa el carácter y el comportamiento de los ecosistemas acuáticos (Brierley y Fryirs, 2005). El enorme entramado ecológico, paisajístico y territorial que teje un río obliga a que este proceso se fundamente en principios científicos interdisciplinarios.

3. INDICADORES E ÍNDICES PARA EL DIAGNÓSTICO FLUVIAL

3.1. La propuesta de diagnóstico de la Directiva del Agua: el estado ecológico

En Europa, el sistema de diagnóstico y evaluación de la calidad ecológica fluvial se estableció en la Directiva Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE (European Comisión, 2000). Con anterioridad, el diagnóstico se basaba principalmente en algunos parámetros físico-químicos, en lo que se conoce comúnmente como *calidad del*

agua (Hering *et al.*, 2003). Pero es evidente que los ríos no son solo agua, sino mucho más, y que la depuración solo soluciona una parte pequeña del problema, de las múltiples presiones e impactos que sufren los ríos. Por otro lado, no hay que olvidar que las mayores exigencias del proceso decisorio establecido por los tratados comunitarios para legislar sobre la gestión (cuantitativa) de las aguas impulsó a la Comisión, preocupada por la escasa eficacia de la legislación existente en materia de calidad de las aguas, a proponer una directiva sobre *calidad ecológica*, que, si bien no prosperó, constituyó el precedente inmediato de la DMA. Los indicadores biológicos ya se venían empleando, inicialmente los saprobios y desde los años ochenta los macroinvertebrados, tanto en Europa como en América del Norte. Pero con la Directiva los parámetros biológicos adquieren un peso mucho más relevante para definir el estado ecológico (Bailey *et al.*, 2004). Esto constituye un avance notable y amplía la perspectiva porque los parámetros físico-químicos (temperatura, oxígeno disuelto, saturación y DBO₅, conductividad, pH, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, contaminantes específicos) se siguen incluyendo en el diagnóstico, y además aparecen los parámetros hidromorfológicos, que hasta entonces no se recogían en ninguna evaluación. En suma, la gran aportación de la Directiva Marco del Agua ha sido considerar el agua en su contexto, en el del ecosistema fluvial en su conjunto, estableciendo el estado ecológico como paradigma y objetivo. Ahora bien, en la evaluación y mejora ambiental de los ecosistemas fluviales no interviene normativamente solo esta directiva, sino también las normas de calidad ambiental (Directiva 2013/39/CE y RD 817/2015) y otras directivas como las de hábitats (92/43/CEE) y aves (2009/147/CE).

La evaluación biológica se basa en los límites de tolerancia de los organismos que habitan en el río ante condiciones ambientales e impactos (Vidal-Abarca *et al.*, 2015). Variaciones espaciales o temporales en la composición y estructura de las comunidades biológicas pueden interpretarse como signos de alteración. Estas respuestas pueden detectarse mediante índices bióticos y análisis multivariantes, empleando las comunidades con mayor facilidad de identificación o con más especies con alto valor indicador. Así, los macroinvertebrados y las algas diatomeas han sido los grupos más utilizados por su buen conocimiento, ubicuidad, por ser sedentarios y, por tanto, altamente sensibles, por la diversidad de amplitud de sus ciclos de vida y por mostrar diferentes grados de tolerancia a diferentes tipos de alteraciones (Sánchez Montoya y Suárez, 2014). A estos grupos la Directiva 2000/60/CE añade la flora acuática (macrófitos) y la ictiofauna.

Las diatomeas forman parte del fitoplancton y son algas de exoesqueleto silíceo, cuyas estructuras permiten identificar las especies con gran exactitud. Su desarrollo está asociado a la disponibilidad de luz y de nutrientes, siendo muy sensibles a las variaciones físicas y químicas de las aguas y muy abundantes en los

sistemas fluviales. Son buenas indicadores de la contaminación y de las tasas de renovación y efectos de embalses. Se utilizan el índice de poluosensibilidad específica IPS (Zelinka y Marvan, 1961) y el índice multimétrico de diatomeas MDIAT.

Los macroinvertebrados son visibles al ojo humano, principalmente artrópodos (insectos, moluscos y crustáceos) dominando los insectos en etapas larvarias, pero también oligoquetos, hirudíneos y con menor frecuencia celentéreos, briozoos o platelmintos. Son útiles para la detección y seguimiento de las presiones físico-químicas (contaminación, eutrofización) e hidromorfológicas (alteraciones de caudal y de la geomorfología del lecho). El índice más empleado es el *Iberian Biomonitoring Working Party IBMWP* (Alba-Tercedor *et al.*, 2002).

Los macrófitos se emplean de forma secundaria, pero también son útiles para identificar reducciones de la transparencia del agua y situaciones de eutrofia, así como algunas presiones hidromorfológicas.

Los peces son buenos indicadores de la calidad medioambiental, con mucha tradición de uso en Norteamérica, ya que representan diferentes niveles tróficos y se sitúan próximos al vértice de la pirámide, reflejando el estado del ecosistema en su conjunto. Su longevidad, tamaño y movilidad son también caracteres muy positivos como indicador, permitiendo una escala temporal mayor, pero también espacial, a nivel de tramo o segmento fluvial, a diferencia de los otros indicadores biológicos, que se localizan a escala microhábitat. Sirven para identificar la contaminación, la eutrofia y la desoxigenación del agua, así como los cambios en el hábitat y la continuidad del cauce. Como indicador se utiliza la proporción de individuos de especies autóctonas.

El concepto de condición de referencia (i.e. Bailey *et al.*, 2004) define y cuantifica la salud de los ecosistemas, midiendo la condición o el estado de los ecosistemas como la desviación respecto a la que presentaría un ecosistema en estado natural. La identificación de las condiciones de referencia en los distintos tipos de ríos puede realizarse, según directrices de la DMA y la guía REFCOND (Wallin *et al.*, 2003), a partir de los resultados del análisis de las presiones e impactos (IMPRESS) de las masas fluviales. La comunidad de referencia se define como «la comunidad biológica que se espera que exista donde no hay alteraciones antropogénicas o estas son de muy escasa importancia». Las condiciones de referencia actuales y los umbrales entre los niveles de estado ecológico para los diferentes indicadores se encuentran recogidos en el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. El principio de cálculo utilizado es el «uno fuera, todo fuera», haciendo referencia a que el diagnóstico emitido es el peor entre los que ofrecen los distintos indicadores utilizados (Durán *et al.*, coords., 2013).

La evaluación final del estado ecológico se realiza según los indicadores biológicos, siendo modificada por la evaluación de los indicadores físico-químicos (pueden hacer bajar hasta estado ecológico moderado) y por los hidromorfológicos (pueden hacer bajar hasta estado bueno). Esta metodología se encuentra esquematizada en la Figura 3.



Figura 3. Diagrama de prioridades en el cálculo del buen estado ecológico a partir de la Directiva 2007/60/CE y de la guía REFCOND (adaptado de Wallin *et al.*, 2003 y Toro *et al.*, 2009).

3.2. Nuevas perspectivas en el diagnóstico: los indicadores hidromorfológicos

En la última década se ha ido confirmando, desde diferentes ámbitos científicos y técnicos, la necesidad de que los indicadores hidromorfológicos adquirieran una mayor importancia y una mejor resolución. Paralelamente, el empleo de condiciones de referencia para el diagnóstico se ha puesto cada vez más en entredicho (i.e. Dufour y Piégay, 2009; Klösch y Habersack, 2017), de manera que los índices más recientes intentan evitarlas. Desde esta doble perspectiva se han generado

nuevas herramientas, que también aportan alternativas a algunos recursos que han sido muy empleados desde finales del siglo XX, como el protocolo de caracterización RHS (Raven *et al.*, 1998) o los índices que sugería la administración estatal para el diagnóstico hidromorfológico: el QBR (Munné *et al.*, 1998) y el IHF (Pardo *et al.*, 2002). Así, un nuevo diagnóstico hidromorfológico, más apoyado en criterios e indicadores hidrológicos y geomorfológicos que los precedentes, se ha mostrado muy útil, y ha puesto en evidencia que, en muchos casos, el estado hidromorfológico era peor que el físico-químico y el biológico y, por tanto, tendría que haber sido más relevante en la evaluación (Ballarín y Rodríguez, 2013). Sin embargo, se mantiene el problema de que la condición hidromorfológica sigue sin ser decisiva para evaluar ecosistemas acuáticos impactados antrópicamente, ya que sigue subordinada a la desviación biológica y solo entre el muy buen y buen estado. Pero es cada vez más evidente que la evaluación biológica no informa ni alerta sobre las condiciones previas y básicas, hidromorfológicas, que son necesarias para el establecimiento dinámico del ecosistema y su mantenimiento sostenible y resiliente (Klösch y Habersack, 2017). Además, la evaluación biológica puede dar resultados engañosos temporalmente como consecuencia de procesos de dinámica hidromorfológica, mientras que la evaluación hidromorfológica sí atiende esos procesos y los enmarca en el contexto de equilibrio dinámico.

De acuerdo con Fryirs (2015), en el diagnóstico hidromorfológico dominan los indicadores de respuesta (síntomas en las características del río) frente a los de presión (causas, acciones y trayectorias). El índice IHG (Ollero *et al.*, 2007, 2011a) integra los dos tipos de indicadores, habiéndose aplicado en diferentes estudios técnicos, propuestas de restauración fluvial, trabajos académicos y proyectos educativos (Ollero *et al.*, 2009; Mora *et al.*, 2012; Ballarín y Rodríguez, 2013). Este índice es bien valorado por su aplicación universal a cualquier tipo de curso fluvial (Belletti *et al.*, 2015).

Desde el punto de vista del diagnóstico aplicado se han desarrollado metodologías, ya no solo de valoración, sino de tramificación o fragmentación de la red fluvial con objeto de abordar los análisis con un criterio geomorfológico, y no de masa de agua u otra segmentación que no se adapta a la realidad hidromorfológica. Destaca la propuesta técnico-operativa de Rinaldi *et al.* (2010), que plantea una metodología de clasificación en función del confinamiento o no del valle, de la unidad fisiográfica y de la morfología del cauce. Además de esta parte de tramificación, también hay una propuesta de valoración, mediante el índice MQI (*Morphological Quality Index*), en el que se evalúan hasta 28 parámetros (Rinaldi *et al.* 2012).

También hay que hacer referencia al *River Styles Framework* (Brierley y Fryirs, 2005) como uno de los procedimientos de integración geomorfológica que mayor

importancia otorga a las formas, procesos y al conocimiento de las cuencas hidrográficas, con una excelente base científica, dirigido al conocimiento y análisis, pero también orientado a la gestión de estos espacios. Conocer cómo eran los ríos, cómo se han modificado (temporal y espacialmente), cómo han ido generando formas o los procesos que están presentes, entre otros, es la clave para conocer cómo se comportará el río en un futuro cercano y, en consecuencia, cómo se puede actuar para evitar amenazas al sistema fluvial.

La administración estatal (MAPAMA, confederaciones hidrográficas) ha incrementado su interés por la evaluación hidromorfológica, añadiendo a sus protocolos oficiales aplicaciones concretas de índices como el IHG para las alteraciones geomorfológicas o el software IAHRIS (Martínez Santa-María y Fernández Yuste, 2010, 2004) para las hidrológicas. Ello llevó al Ministerio (entonces MAGRAMA) en 2013 a la elaboración de un protocolo de caracterización (MAGRAMA, 2016) fiel a los principios y estructura de trabajo de la DMA, pero que incorpora las nuevas tendencias y está siendo completado en 2017 con una métrica de evaluación que valora 6 parámetros: caudal e hidrodinámica, conexión con aguas subterráneas, continuidad, variación de la profundidad y anchura, estructura y sustrato del lecho y estructura de la zona ribereña. De forma paralela y desde el ámbito mediterráneo, principalmente desde la Confederación hidrográfica del Júcar, hay un gran interés por evaluar las masas de agua temporales, y en especial las de carácter efímero, por su notable presencia en el territorio y su marcada problemática, especialmente hidromorfológica. Esta preocupación, materializada en parte en el marco del proyecto Life TRivers, ha llevado a la colaboración para una versión específica del índice IHG para ríos efímeros (IHG-E). Se trata del índice más adaptable a las características de estos cursos fluviales, y se busca también la integración de la nueva versión del mismo con el protocolo del Ministerio, que igualmente ha visto la necesidad de contar con un apartado especial para este tipo de cursos de agua. Hay que señalar que la legislación española establece como río efímero el que lleva agua superficial en menos de 100 días al año, aunque en la mayor parte de los casos se trata de cursos que solo registran caudal hídrico a raíz de esporádicas precipitaciones intensas.

Las perspectivas más recientes en la evaluación hidromorfológica dan máxima importancia como indicador a los sedimentos, ya que tanto la morfología como los procesos morfodinámicos y los hábitats están determinados por el régimen sedimentario y el estado de las fuentes de sedimentos, cuya consideración, sin embargo, es nula en los esquemas de la Directiva (Klösch y Habersack, 2017).

3.3. Herramientas y observaciones clave para el diagnóstico y el seguimiento hidromorfológico

De acuerdo con lo expuesto hasta aquí y con la necesidad de evaluar de forma eficiente, es decir, en poco tiempo, con presupuesto bajo y con alta eficacia, puede realizarse una propuesta de acciones clave en el diagnóstico hidromorfológico que impliquen herramientas y observaciones sencillas y útiles. Hay que considerar que es fundamental constituir un protocolo que se repita en el tiempo, de manera que se obtenga un diagnóstico periódico a lo largo de un seguimiento (Ollero *et al.*, 2011b; Ollero, 2015). Algunos de los síntomas de interés no se podrán confirmar hasta que no pasen plazos temporales medios y largos o hasta que no se registren crecidas o caudales geomórficos, en cuyo caso hay que proceder al monitoreo posterior al evento. Del mismo modo, el diagnóstico no debe ser una acción puntual en el espacio, sino que adquirirá mayor utilidad cuando se realice en diferentes tramos de río y en diferentes ríos, permitiendo comparar e identificar las causas de las diferencias.

Tramificación y elección de áreas de muestreo

Es una primera tarea imprescindible. Si es necesario trabajar sobre una masa de agua, habrá que seleccionar dentro de esta varios tramos si es que hay diferencias geomorfológicas marcadas entre unos y otros. Dentro de cada tramo habrá que seleccionar un área de muestreo que sea representativa y accesible.

Análisis de cuenca vertiente

Es imprescindible obtener la máxima información cuantitativa de toda la cuenca vertiente a la masa de agua a evaluar, en especial sobre parámetros climáticos (registro, régimen y evolución de las temperaturas, las precipitaciones y la evapotranspiración) y usos del suelo, incluyendo cartografía evolutiva de los mismos.

Información e identificación de presiones

Hay que documentar y lograr la máxima información posible de todas las presiones humanas en el tramo a evaluar y en la cuenca aguas arriba del mismo: información de alteraciones hidrológicas, localización y características de embalses, derivaciones, centrales hidroeléctricas, acequias, trasvases..., estructuras longitudinales y transversales, vados, puentes, defensas, extracciones, dragados, construcciones en la zona inundable, áreas impermeabilizadas, etc.

Caracterización hidrológica

El régimen de caudales es un elemento clave vertebrador del ecosistema fluvial, requiriendo el análisis de las variaciones intermensuales e interanuales del caudal

con sus características asociadas de estacionalidad, duración, frecuencia y tasa de cambio (Poff *et al.*, 1997). Un régimen natural de caudales garantizará la funcionalidad, la geodiversidad y la biodiversidad fluviales. En especial las crecidas son el motor del funcionamiento fluvial, por lo que deben ser analizadas y caracterizadas con máximo detalle. Si se dispone de estación y datos de aforo es imprescindible realizar, por tanto, un trabajo de caracterización hidrológica del área de estudio abordando todos los parámetros hidrológicos señalados. Si no hay datos de aforo se trabajará al menos el régimen de crecidas a través de información hidrometeorológica de áreas próximas y con apoyo de observaciones en campo.

Fotointerpretación y mapa geomorfológico

En gabinete y, si las dimensiones del curso fluvial lo permiten, se analiza el trazado del cauce y los cambios sufridos a lo largo del tiempo a través del análisis diacrónico de las distintas ortofotografías disponibles, así como la presencia de modificaciones en el mismo: cambios en la tipología del cauce, anchura, rectificaciones, cortas de meandros, retranqueos de orillas, etc. Este análisis de ortofotos permite también valorar la evolución de los depósitos sedimentarios en el cauce del río, y si han experimentado una colonización vegetal, en cuyo caso nos revelan una mayor estabilidad y menor movilidad del sedimento. A través de este análisis en gabinete de las ortofotos también se puede valorar la funcionalidad de la llanura de inundación, su extensión, la ocupación por usos que limiten la natural expansión de las aguas en crecidas, la presencia de rellenos que sobreeleven la misma e intensifiquen la desconexión, etc. Al mismo tiempo, a través del análisis de la evolución del trazado y de la información de mapas geomorfológicos, se puede valorar el espacio fluvial potencialmente erosionable. Finalmente, a través de esta documentación fotográfica se puede comprobar la anchura, continuidad y composición del corredor ribereño. Todos estos análisis permiten completar mapas geomorfológicos de las áreas de estudio representando todos los elementos y procesos del sistema fluvial.

Morfometría o medición de morfologías y relación con caudales geomórficos

La documentación de formas a través de escáneres, fotogrametría, drones o con técnicas de *Structure from Motion* proporcionan información precisa sobre las mismas. Alternativas más sencillas como la fotografía convencional proporcionan también una valiosa información y, en ocasiones, suficiente para valorar el tipo y estado de las formas. Si además se realizan mediciones sobre la sección del cauce y pendiente, se pueden obtener algunos parámetros básicos como caudal geomórfico, relación anchura/profundidad y potencia específica, que informan sobre la dinámica del cauce y permiten comparar unos casos con otros. La definición de varios caudales formativos clave en cada tramo permitirá identificar síntomas

de alteración y asociar dichos síntomas a factores climáticos, geomorfológicos o antrópicos (Ollero, 2011).

Verificación de procesos geomorfológicos

A través del trabajo de campo es importante reconocer y documentar mediante fotografías y mediciones las evidencias que informan sobre los procesos geomorfológicos activos, a través de los síntomas de erosión (erosión de orillas, incisión...) y sedimentación (en forma de agradación del lecho, acreción de orillas...). Puede contarse también con el apoyo de registros topográficos antiguos, si los hay, que informan de evolución y tendencias. De igual manera, a través del análisis del tramo, es importante localizar los rápidos y remansos, analizar la distancia que se da entre secuencias y valorar su grado de naturalidad. Aprovechando ese recorrido se pueden identificar las huellas de crecidas, analizando la altura a la que se encuentran y la dimensión horizontal alcanzada. En caso de preverse futuras valoraciones del tramo, es interesante su equipamiento con testigos que puedan proporcionar información cuantitativa de tasas de erosión, sedimentación, migración, contracción, etc.

Muestreo de sedimentos

En el campo, a través de muestreos superficiales y subsuperficiales, se puede realizar un análisis del grado de naturalidad del transporte de sedimentos mediante el análisis de la granulometría, morfometría, movilidad, clasificación, acorazamiento y competencia. El análisis granulométrico longitudinal de barras emergidas y del lecho se realiza siguiendo el método de Wolman (1954), a través de la medición del eje b de los clastos; el análisis subsuperficial se desarrolla mediante métodos volumétricos. La identificación de síntomas de acorazamiento, imbricación y encostramiento, da información de la eficacia del transporte de sedimentos y su competencia. Igualmente es importante identificar las acumulaciones de madera muerta o la presencia de restos leñosos aislados, así como su incidencia en los procesos geomorfológicos tanto aguas arriba como aguas abajo de los mismos.

Muestreo de vegetación

Completando la información que se ha podido recabar a través del análisis de las fotografías aéreas, conviene identificar las presiones no apreciables que alteran la naturalidad del cauce y las riberas. Es preciso analizar la densidad de la vegetación en el cauce y en las orillas, los posibles síntomas de matorralización, la estructura transversal de la vegetación de ribera en relación a su vínculo con el flujo, su grado de madurez y la presencia de las distintas especies. Comprobar el grado de colonización vegetal dentro del cauce menor y su evolución es importante para valorar la funcionalidad hidromorfológica e identificar causas de estabilización.

Interpretación de dinámicas y diagnóstico final

Toda la información recabada permite obtener un diagnóstico del estado del tramo o masa de agua, que puede cuantificarse a través de un índice como, por ejemplo, algunos de los expuestos anteriormente, y que sistematice todas las observaciones realizadas. Puede llegarse a la interpretación de relaciones causa-efecto (Figura 2) y a su cuantificación para cada cambio registrado y para cada causa identificada. Ello permite detectar claramente su estado global, pero también conocer cuáles son los parámetros que disminuyen su valoración. Esta información resulta de enorme utilidad para plantear actuaciones de mejora, rehabilitación o restauración, al identificar los elementos que degradan su estado, y permite aplicar medidas concretas. La obtención nuevamente de toda la información y su aplicación en un índice tras un tiempo, permite conocer la tendencia en el estado del tramo o masa de agua y valorar la eficacia de las medidas adoptadas, si lo han sido, o la respuesta del ecosistema fluvial ante los cambios acaecidos en la cuenca y en el curso fluvial. Es recomendable que se realice una evaluación anual o, a lo sumo, cada dos años. No obstante, el plazo dependerá del tipo de río, de su dinámica o de la actuación que se quiera monitorizar, o incluso si se ha visto degradado por una presión o impacto nuevo. En el caso de la DMA, la cadencia es de 6 años.

Alternativa ultra-rápida

En situaciones de trabajo extensivo con muy poca disponibilidad de tiempo se puede proceder a un muestreo muy rápido por una sola persona en un máximo de 30 minutos:

- Se debe previamente de un listado de presiones y de una ortofoto ampliada sobre la que marcar elementos, e obtenga un diagnóstico preparar previamente y llevar al campo un listado de presiones y una ortofoto ampliada, lo más reciente posible, sobre la que marcar elementos. Se conocerán también a partir de fotointerpretación y datos LiDAR o MDT la pendiente, anchura y morfología básica del área de muestreo.
- Se fotografían las formas del cauce, fondo del lecho y orillas.
- Se identifican y fotografían indicios de erosión y sedimentación, posibles síntomas de incisión o acreción y huellas de crecidas recientes.
- Se marcan en la ortofoto *riffles* y *pools* o morfologías longitudinales presentes.
- Se comprueba y se fotografía con detalle la movilidad, clasificación e imbricación de sedimentos si la hay.

- Se fotografían, y se marcan en la ortofoto si son relevantes, los elementos y acumulaciones de madera muerta.
- Se mide el eje b de los 5 sedimentos superficiales naturales más grandes encontrados en el área de muestreo.
- Se coloca en un punto representativo de una zona del cauce en seco una plantilla de 30x30 cm y se realiza una foto vertical del cuadro. A continuación se retira con cuidado la capa de sedimento superficial fotografiada y se realiza una segunda foto, en este caso del sedimento subsuperficial. Con estas dos imágenes se podrán estimar en gabinete la granulometría y la morfometría de los sedimentos y el acorazamiento.
- Se comprueba la vegetación dentro del cauce, señalando su cubrimiento aproximado sobre la ortofoto.
- Se fotografían y localizan en la ortofoto presiones e impactos que no estuvieran recogidos en el listado previo.

El protocolo expuesto, tanto el general como el ultra-rápido, se desarrolla de forma completa para cauces aluviales, pero puede simplificarse mucho para cauces en roca.

4. DEL DIAGNÓSTICO A LA RESTAURACIÓN

Como se ha visto, el diagnóstico integrado en un seguimiento permite evaluar el estado en cada momento, pero sobre todo evaluar las dinámicas y tendencias, comprobar cómo un curso fluvial asiste a dinámicas naturales o se ve afectado por el Cambio Global o está siendo degradado por presiones antrópicas o está recuperándose de alguna perturbación.

El diagnóstico del estado y de la calidad del ecosistema fluvial es un proceso ineludible para plantear un programa de medidas de restauración, es decir, un tratamiento contra las enfermedades del río. A su vez, los logros de dicho programa habrán de ser evaluados periódicamente en nuevas fases de diagnóstico. La restauración integral, completa, debería llevar indefectiblemente al tramo fluvial a un estado ecológico mejor y con el tiempo a un río totalmente sano. Las rehabilitaciones y mejoras parciales, mucho más frecuentes, deberían implicar al menos que el ecosistema fluvial mejore su estado, aumente sus puntos en los índices de diagnóstico y suba, como mínimo, un nivel en la escala de evaluación. Que mejore su salud aunque no pueda curarse del todo. En suma, diagnóstico y restauración deben ser procesos continuos íntimamente ligados y en permanente seguimiento. Esta es la idea fundamental del paradigma de gestión adaptativa: diagnóstico, tra-

tamiento, nuevo diagnóstico, revisión adaptativa del tratamiento, nuevo diagnóstico, nueva adaptación del proceso rehabilitador. La restauración fluvial se apoya en la gestión adaptativa y es permanente, en un proceso de mejora que perdurará en el tiempo hasta que el trabajo del río, sus ajustes naturales terminan diluyendo las acciones de restauración activa y construyendo una situación resiliente para el ecosistema.

En todo este sentido, ¿pueden establecerse unas pautas clave para un tratamiento de mejora o de restauración? Es imposible por la enorme variedad de problemas y situaciones y por la infinita diversidad fluvial. Pero no cabe duda de que el tratamiento debe buscar la mejora en los índices a través de objetivos clave como la naturalidad, la funcionalidad y la resiliencia, con elementos clave de materia (agua, sedimentos y nutrientes) y energía (crecidas y procesos geomorfológicos y ecológicos), y para todo ello es imprescindible el espacio (territorio fluvial), la conectividad (Kondolf *et al.*, 2006) y el tiempo.

A pesar de la prevalencia de los indicadores biológicos en el diagnóstico, para el éxito de la restauración es prioritario trabajar sobre la componente hidromorfológica, ya que esta constituye la base del funcionamiento y de la salud del ecosistema fluvial (Horacio, 2015a; Ollero, 2015). Así, del diagnóstico de indicadores físico-químicos derivan medidas de depuración, el diagnóstico de indicadores biológicos puede llevar a medidas de revegetación, reintroducción o consolidación de especies y lucha contra invasoras, y el diagnóstico de indicadores hidromorfológicos conduce a medidas que recuperen espacio, caudal y sedimentos. Es este tercer diagnóstico el que crea y consolida las condiciones funcionales y los hábitats y el que permitirá, en suma, que el tramo de río se recupere en su estructura, permitiendo el desarrollo de una biocenosis adecuada. Porque la estructura geomorfológica fluvial y el funcionamiento hidromorfológico son claves en la definición de la imagen objetivo de cualquier proyecto de restauración de ríos.

REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. y Zamora, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica*, 21(3-4): 175-185.
- Amoros, C. y Petts, G.E. (1993). *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris.
- Bailey, R.C., Norris, H. y Reynoldson, B. (2004). *Bio-assessment of freshwater ecosystems. Using the reference condition approach*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Ballarín, D. y Rodríguez, I. (2013). *Hidromorfología fluvial: algunos apuntes aplicados a la restauración de ríos en la cuenca del Duero*. Confederación Hidrográfica del Duero, Valladolid.
- Belletti, B., Rinaldi M., Buijse, A. D., Gurnell, A.M. y Mosselman, E. (2015). A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73: 2079-2100.
- Boulton, A.J., Datry, T., Kasahara, T., Mutz, M. y Stanford, J.A. (2010). Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 26-40.
- Brierley, G. y Fryirs, K. (2005). *Geomorphology and river management. Applications of the River Styles Framework*. Blackwell Science Ltd. Australia.
- Butler D.R. y Sawyer C.F. (2012). Introduction to the special issue – zoogeomorphology and ecosystem engineering. *Geomorphology*, 157-158: 1-5.
- Charlton, R. (2008). *Fundamentals of fluvial geomorphology*. Routledge, London and New York.
- Dister E., Gomer D., Orbdlik P., Petermann P. y Schneider E. (1990). Water management and ecological perspectives of the Upper Rhine's floodplains. *Regulated Rivers Research and Management*, 5(1): 1-15.
- Dufour, S. y Piégay, H. (2009). From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications*, 25: 568-581.
- Durán, C., Navarro, P. y Rodríguez, M.J. (coords.). (2013). *Protocolos de muestreo y análisis para indicadores hidromorfológicos*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza.
- European Comission. (2000). *Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy*. Official Journal L 327 (22/12/2000, Brussels, Belgium. 73 pp.).
- FISRWG (1998) [en línea]. *Federal Interagency Stream Restoration Working Group* [consulta: 02/05/2017]. <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/?cid=stelprdb1043244>
- Frissell, C., Liss, W.J., Warren, C.E. y Hurley, M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10(2): 199-214.
- Fryirs, K.A. (2015). Developing and using geomorphic condition assessments for river rehabilitation planning, implementation and monitoring. *WIREs Water*, 2: 649-667.
- Fryirs, K.A. y Brierley, G.J. (2012). *Geomorphic analysis of river systems: An approach to reading the landscape*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- González del Tánago, M. y García de Jalón, D. (2007). *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Gregory, K.J. y Walling, D.E. (1973). *Drainage basin. Form and Process: A geomorphological approach*. Edward Arnold, London.
- Hawkins, C. P., Kershner, J.L., Bisson, P.A., Bryant, M.D., Decker, L.M., Gregory, S.V., McCullough, D.A., Overton, C.K. y Reeves, G.H. (1993). A Hierarchical Approach to Classifying Stream Habitat Features. *Fisheries*, 18(6): 3-12.
- Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhäuser, M., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R., Pinto, P., Skoulikidis, N., Verdonschot, P. y Zahrádková, S. (2003). The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - design of the sampling programme within the AQEM project. *International Review of Hydrobiology*, 88: 345-361.

- Honey-Rosés, J., Acuña, V., Bardina, M., Brozović, N., Marcé, R., Munné, A., Sabater, S., Termes, M., Valero, F., Vega, A. y Schneider, D.W. (2013). Examining the Demand for Ecosystem Services: The Value of Stream Restoration for Drinking Water Treatment Managers in the Llobregat River, Spain. *Ecological Economics*, 90: 196-205.
- Horacio, J. (2014). *Geomorfología fluvial en sistemas atlánticos: metodología de caracterización, clasificación y restauración para los ríos de Galicia*. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.
- Horacio, J. (2015a). *Medicina fluvial. Un nuevo paradigma en la conservación y restauración de ríos bajo el enfoque de la geomorfología*. Jolube, Jaca. 123 p.
- Horacio, J. (2015b). Reflexiones y enfoques en la conservación y restauración de ríos: georrestauración y pensamiento fluvial. *Biblio 3W*, Vol. XX, núm. 1142.
- Ibáñez, A., Ollero, A. y Díaz, E. (2011). Influence of catchment processes on fluvial morphology and river habitats. *Limnetica*, 30(2): 169-182.
- Junk, W.G., Bayley, P.B. y Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river flood-plain systems. In: Dodge, D.P. (Ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106, p. 110-127.
- Klößch, M. y Habersack, H. (2017). The Hydromorphological Evaluation Tool (HYMET). *Geomorphology* (in press), doi:10.1016/j.geomorph.2016.06.005.
- Kondolf, G.M., Boulton, A.J., O'Daniel, S., Poole, G.C., Rahel, F.J., Stanley, E.H., Wohl, E., Bang, A., Carlstrom, J., Cristoni, C., Huber, H., Koljonen, S., Louhi, P. y Nakamura, K. (2006). Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society*, 11(2): 5 (online).
- Lara, F., Garilleti, R. y Calleja, J.A. (2007). *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), Madrid.
- Leopold, L.B. y Maddock, T. (1953). *The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications*. U. S. Geological Survey.
- López-Bermúdez, F., Navarro, F., Romero-Díaz, M., Conesa, C., Castillo, V., Martínez-Fernández, J. y García-Alarcón, C. (1988). *Geometría de cuencas fluviales: las redes de drenaje del alto Guadalentín*. Madrid, ICONA, Proyecto LUCDEME IV.
- MAGRAMA (2016). *Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos*. M-R-HMF-2016. Versión 1. Documento inicial para consulta. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Malavoi, J.R., Bravard, J.P., Piégay, H., Hérouin, E. y Ramez, P. (1998). *Determination de l'espace de liberté des cours d'eau*. SDAGE Rhône Méditerranée Corse, Lyon, Guide Technique n° 2.
- Martínez Santa-María, C. y Fernández Yuste, J.A. (2004). El régimen natural de caudales: una diversidad imprescindible, una diversidad predecible. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, fuera de serie, 153-165.
- Martínez Santa-María, C. y Fernández Yuste, J.A. (2010). IAHRS 2.2 Índices de Alteración Hidrológica en Ríos. Manual de usuario. Universidad Politécnica de Madrid.
- Mora, D., Ballarín, D., Montorio R., Zúñiga, M., Ollero, A., Durán, C. y Navarro, P. (2012). Aplicación del índice hidrogeomorfológico IHG en el territorio aragonés de la cuenca del Ebro. *Naturaleza aragonesa*, 28: 35-42.
- Morisawa, M. (1985). *Rivers. Form and process*. K. M. Clayton, University of East Anglia.
- Munné, A., Solà, C. y Prat N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- Nanson, G.C. y Croke, J.C. (1992). A genetic classification of floodplains. *Geomorphology*, 4: 459-486.
- Ollero, A. (2011). Los cauces fluviales como indicadores de cambio global: propuesta metodológica. *Zubía*, monográfico 23: 189-202.
- Ollero, A. (2015). *Guía metodológica sobre buenas prácticas en restauración fluvial (manual para gestores)*. Contrato de río del Matarraña, ECODES, Zaragoza.
- Ollero, A., Acín, V., Granado, D., Horacio, J. y Ibáñez, A. (2016). Censo, tipología y puesta en valor de los cauces de gravas del Pirineo Central y su piedemonte meridional. *Revista Geográfica del Sur*, 7(11): 10-25.
- Ollero, A. e Ibáñez, A. (2012). Space for the river: A flood management tool. En: Wong, T.S.W. (Ed.): *Flood Risk and Flood Management*, Nova Science Publishers, New York, 9, p. 199-217.
- Ollero, A., Ballarín, D., Díaz Bea, E., Mora, D., Sánchez Fabre, M., Acín V., Echeverría, M.T., Granado, D., Ibi-

- sate, A., Sánchez, L. y Sánchez, N. (2007). Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographica*, 52: 113-141.
- Ollero, A., Ballarín, D. y Mora, D. (2009). *Aplicación del índice hidrogeomorfológico IHG en la cuenca del Ebro. Guía metodológica*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza.
- Ollero, A., Ibsate, A., Gonzalo, L.E., Acín, V., Ballarín, D., Díaz, E., Domenech, S., Gimeno, M., Granado, D., Horacio, J., Mora, D. y Sánchez, M. (2011a). The IHG index for hydromorphological quality assessment of rivers and streams: updated version. *Limnetica*, 30 (2): 255-262.
- Ollero, A., Ibsate, A., Horacio, J., Ferrer-Boix, C., Martín Vide, J.P., Acín, V., Ballarín, D., Díaz B., E., Granado, D., Mora, D. y Sánchez Fabre, M. (2011b). Indicadores geomorfológicos para el seguimiento de la restauración fluvial. *I Congreso Ibérico de Restauración Fluvial*, 346-355, MARM, CHD y CIREF, León.
- Palmer, M.A. y Richardson, C.D. (2009). Provisioning services: A focus on fresh water. En: Levin, S.A. (Ed.), *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press, Princeton, p. 625-633.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. y Vidal-Abarca, M.R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4): 115-133.
- 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. *BioScience*, 47(11): 769-784.
- Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Dawson, F.H., Fox, P.J.A., Everard, M., Fozzard, I.R. y Rouen, K.J. (1998). *River Habitat Survey: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man*. Environment Agency, Bristol.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F. y Bussetini, M. (2010). *Sistema di Valutazione Morfológica dei corsi d'acqua. Manuale tecnico-operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua. Versione 0*, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F. y Bussetini, M. (2012). *Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (IQM). Version 1.1*, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.
- Sabater, S., Donato, J.C., Giorgi, A. y Elosegí, A. (2009). El río como ecosistema. En: Elosegí, A., Sabater, S. (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, p. 23-37.
- Sánchez Montoya, M.M. y Suárez, M.L. (2014). Indicadores biológicos de la calidad de las aguas. Evaluación del estado ecológico en el contexto de la Directiva Marco del Agua. *Master en Gestión Fluvial Sostenible y Gestión Integrada de Aguas*.
- Tockner, K. y Malard, F. (2003). Channel typology. En: Ward, J.V., Uehlinger, U. (Eds.): *Ecology of a glacial floodplain*. Kluwer, p. 57-73.
- Toro, M., Robles, S., Tejero, I., Prat, N., Solá, C. y Beltrán, D. (2009). Aguas continentales corrientes. Ecosistemas lóticos. En VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Vidal-Abarca, M.R., Salat, J. y Ollero, A. (2015). La gestión sostenible de ecosistemas acuáticos continentales, aguas costeras y de transición: hábitats, biodiversidad y funciones hidrogeomorfológicas. En: Del Moral, L., Arrojó, P., Herrera, T. (Coords.): *El agua: perspectiva ecosistémica y gestión integrada*, Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza, p. 120-184.
- Vidal-Abarca, M.R., Suárez-Alonso, M.L., Santos-Martín, F., Martín-López, B., Benayas, J. y Montes, C. (2014). Understanding complex links between fluvial ecosystems and social indicators in Spain: An ecosystem services approach. *Ecological Complexity*, 20: 1-10.
- Wainwright, J., Turnbull, L., Ibrahim, T.G., Lexartza-Artza, I., Thornton, S.F. y Brazier, R.E. (2011). Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology*, 126: 387-404.
- Wallin, M., Wiederholm, T. y Johnson R.K. (2003). *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters*. Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2.3 REFCOND, Final version 7.0, EU-CIS-WFD, Brussels.
- Wolman, M.G. (1954). A method of sampling coarse river-bed material. *Transactions of the American Geophysical Union*, 35: 951-956.
- Zelinka, M. y Marvan, P. (1961). Zur präzisierung der biologischen klassifikation des Reinheit fließender gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57(3): 389-407.