CAPÍTULO XI

Metodologías para el estudio y evaluación del estado de los ríos temporales

*Maria Soria^{1,2,3}, Núria Cid^{1,2,3}, Cayetano Gutiérrez-Cánovas^{1,2}, Pau Fortuño¹, Francesc Gallart^{1,4}, Carolina Solà⁵, Antoni Munné⁵, Sara-María Jiménez-Argudo⁶, Teodoro Estrela⁶, Iraima Verkaik¹, Raúl Acosta¹, Narcís Prat¹, Jérôme Latron^{1,4}, Pilar Llorens^{1,4} y Núria Bonada^{1,2}.

¹FEHM-Lab (Freshwater Ecology, Hydrology and Management), Dept. Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals. Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Diagonal 643, 08028 Barcelona, Catalonia, Spain.

²Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio). Diagonal 643, 08028, Barcelona, Catalonia, Spain.

³IRSTEA, UR RiverLy, centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua CS70077, 69626 Villeurbanne cedex, France

⁴Surface Hydrology and Erosion Group, IDAEA, CSIC. Jordi Girona 18, 08034, Barcelona, Catalonia, Spain.

⁵Agència Catalana de l'Aigua (ACA). C/ Provença, 204. 08036. Barcelona, Spain.

⁶Confederación Hidrográfica del Júcar Av/ Blasco Ibañez 48. 46010 Valencia, Spain.

*mariasoriaextremera@gmail.com

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-11>

RESUMEN

Los ríos temporales (RTs) son aquellos cuyo flujo superficial cesa en un determinado punto y/o durante un período de tiempo. A pesar que cada vez se dispone de más información, estos ríos se excluyen en la mayoría de programas de monitoreo debido a su complejidad hidrológica y ecológica o bien porque, a menudo, los encontramos con pozas desconectadas o secos, lo que impide la correcta aplicación de los índices actuales. En este capítulo se propone un protocolo para la correcta evaluación de los RTs, teniendo en cuenta la evaluación de su posible alteración hidrológica y del estado ecológico. Entre otras herramientas, se propone utilizar programa informático TREHS, el cual permite clasificar los ríos en hidrotipos que ofrecen una información más detallada de la permanencia de las fases acuáticas de los RTs. Con estos hidrotipos, se propone definir nuevos ecotipos que incluyan diferencias hidrológicas para así poder adecuar los métodos de evaluación del estado ecológico. No obstante, no todos los ecotipos disponen de herramientas para ser correctamente evaluados a día de hoy, por lo que hace falta más información acerca de la flora y fauna terrestre asociada a estos tipos de ríos.

Palabras-clave: Biomonitorio; Estado ecológico; Hidrología; Índices biológicos; Macroinvertebrados; Ríos intermitentes y efímeros

INTRODUCCIÓN

Los ríos temporales o intermitentes (RTs a partir de ahora) son aquellos ríos o arroyos cuyo flujo superficial cesa en un determinado punto y/o durante un período de tiempo (Acuña et al., 2014; Datry et al., 2014). Son ecosistemas fluviales muy comunes y están presentes en diferentes regiones climáticas del mundo (Jacobsen, 2004; Larned et al., 2010), de manera que incluso han adquirido nombres populares en las diferentes lenguas, como ramblas, arroyos, barrancos, *winterbournes*, *wadis* o *oueds*, entre otros (Datry et al., 2017). En algunas regiones climáticas, como las de clima mediterráneo o desértico, los RTs constituyen uno de los ecosistemas acuáticos predominantes de forma natural (Bonada et al., 2008; Bonada & Resh, 2013; Datry et al., 2017).

En los últimos años se han incrementado el número de estudios sobre estos ríos, lo que ha permitido entender mejor su hidrología y ecología, disponer de información más detallada y, así, poder desarrollar herramientas específicas de conservación, gestión y/o restauración (Leigh et al., 2016; Datry et al., 2017). Con el incremento de estudios sobre los RTs, se han hecho evidentes los desafíos y limitaciones que existen para su evaluación, en especial los relacionados con su gran variabilidad hidrológica, tanto en espacio como tiempo (Leigh et al., 2016). En ese sentido, muchos estudios han tratado de clasificarlos en tipologías según la permanencia y predictibilidad del flujo (Uys & O'Keeffe, 1997; Williams, 2006; Gallart et al., 2012). Por ejemplo, si la permanencia del flujo de agua y la predictibilidad son bajas, en general hablamos de ríos efímeros, mientras que para el resto, nos referimos a ríos intermitentes. No obstante, debido a la gran variabilidad de estos dos factores, no se ha llegado todavía a un consenso (Datry et al., 2017). En este capítulo, optaremos por una primera clasificación del régimen hidrológico propuesta en Gallart et al., (2012) donde se diferencian los RTs entre: intermitentes con pozas (IP), intermitentes secos (IS) y efímeros (E) (Fig. 1). Se entiende por IP un río en el que la permanencia del flujo desaparece durante la estación seca (verano) pero siempre conserva pozas desconectadas, mientras que un IS es un río sin pozas, donde el lecho del río se seca completamente aunque puede mantener agua subsuperficial (Gallart et al., 2012). Se entiende por E un río

con el lecho seco, sin agua subsuperficial, la mayor parte del tiempo, y que sólo lleva agua después de episodios de lluvia (Gallart et al., 2012).

Fig. 1. Ejemplos de ríos temporales o intermitentes: en (a) podemos observar un río intermitente con pozas desconectadas (en la foto central) (IP), en (b) se observa un río intermitente seco (IS), y en (c) tenemos un río efímero (E). Fotografías: N. Cid.

Desde una perspectiva ecológica, conocer el régimen hidrológico de los RTs, junto con información más detallada sobre la permanencia del flujo, de las pozas desconectadas y la duración del período seco, puede ayudar a comprender los procesos fisicoquímicos y biológicos que ocurren durante y después de la pérdida y reanudación del flujo superficial (Gallart et al., 2017). Para las comunidades biológicas que habitan los RTs (p.ej. microorganismos, algas, macroinvertebrados o peces), los cambios que se producen en los mesohábitats de un río a medida que el río se va desconectando (cambio de zonas de rápidos alternados con pozas a zonas de pozas exclusivamente; Fig. 2) son determinantes y dan lugar tanto a cambios en la diversidad de especies

como en la composición (Lake, 2003; Bonada & Resh, 2013, Romaní et al., 2017 Stubbington et al., 2017). Por ejemplo, la diversidad taxonómica local (diversidad alfa) en los RTs es menor que en los ríos permanentes (Soria et al., 2017) pero la diversidad taxonómica entre localidades (diversidad espacial beta) puede llegar a ser mayor que en los ríos permanentes (Tornés & Ruhí, 2013; Stubbington et al., 2018). Lo mismo sucede con la diversidad taxonómica entre tiempos (diversidad temporal beta), la cual puede ser superior que en los ríos permanentes debido a las fluctuaciones en la composición de la comunidad como consecuencia de la variabilidad hidrológica de los RTs (Ruhí et al., 2017; Stubbington et al., 2018). Dicho de otro modo, la pérdida del flujo superficial, puede implicar la desaparición de especies adaptadas a zonas de rápidos, pero también la aparición de especies que se encuentran exclusivamente en zonas de pozas (Fig. 2) (Bonada et al., 2006). Por lo tanto, ante la pérdida del flujo superficial, algunos organismos no son capaces de persistir ante la falta de agua, mientras que otros presentan adaptaciones como emerger y completar su ciclo vital en el ecosistema terrestre, migrar hacia otras pozas o hacia el hiporreo, o bien activar formas de resistencia que quedarán latentes en el lecho del río hasta la restauración del flujo (Fig. 2) (Bogan et al., 2017). Además, en función del tiempo de desconexión de las pozas, de sus características locales (p.ej. tamaño, grado de aislamiento o tipo de sustrato) y de su conectividad vertical (nivel freático e hiporreo), pueden albergar unas especies u otras, pudiendo llegar a tener una elevada diversidad (Bonada et al., 2006, 2007). Por otro lado, la reanudación del flujo es otro momento clave para las comunidades biológicas (Fig. 2), ya que las especies vuelven a colonizar el ecosistema fluvial y las comunidades se reorganizan de nuevo (Bonada et al., 2006).

Fig. 2. Cambios en las comunidades acuáticas con la pérdida y la reanudación del flujo superficial en un RT. Las flechas en negro representan los organismos que llegan o se van, ya sea vía acuática (flechas con línea continua), vía aérea (flechas con línea discontinua), o que recolonizan a partir de formas de resistencia hacia o en el hiporreio (flechas con línea segmentada). Imagen realizada por P. Fortuño.

En base a estos cambios temporales en los mesohábitats, resultado de las condiciones hidrológicas, se han definido una serie de estados acuáticos que existen en una localidad y momento concreto: hiperreico, eurreico, oligorreico, arreico, hiporreico y edáfico (ver explicación en Fig. 3, Gallart et al., 2012). La duración de cada uno de estos estados acuáticos, así como el momento en que se cambia de estado, dependerá de las características geomorfológicas de cada RT (p.ej. tipo de sustrato más o menos permeable) y de su régimen de precipitaciones anual (Gallart et al., 2012).

Fig. 3. Estados acuáticos definidos para los RTs según Gallart et al. (2012). Se entiende por estado acuático al conjunto transitorio de mesohábitats en una localidad y momento concreto, determinado por las condiciones hidrológicas.

En los RTs, la temporalidad del flujo se puede considerar una perturbación natural, ya que presentan ciclos de conexión y desconexión del flujo que alteran de manera muy significativa las comunidades biológicas (Lytle & Poff, 2004, Bonada & Resh, 2013). No obstante, a esta perturbación natural, se le deben añadir las perturbaciones antrópicas a las que muchas veces están sometidos estos ríos (Chiu et al., 2017). Los RTs afrontan las mismas perturbaciones antrópicas que los ríos permanentes (Fig. 4) (p.ej. extracciones de caudal, cambios en la geomorfología del canal y su cuenca y/o cambios en la calidad del agua superficial y subterránea) pero la variación en las condiciones hidrológicas hace que, a menudo, los efectos de estas perturbaciones sean más acentuados por la reducción de la capacidad de dilución de algunos contaminantes (Gómez et al., 2017). Además, muchos RTs son en realidad ríos permanentes a los que se le ha extraído el agua por causas antrópicas (p.ej. uso en agricultura, núcleos urbanos), mientras que algunos ríos permanentes son en realidad RTs cuyo flujo se ha vuelto permanente por efluentes de depuradora o por la escorrentía resultante de aguas de riego procedente de otras cuencas, alterando así su régimen hidrológico natural (Luthy et al., 2015; Chiu et al., 2017). Por otro lado, a diferencia de los ríos permanentes, cuando el lecho del río permanece seco durante largos períodos del año, los RTs también pueden sufrir impactos por extracciones de áridos y sedimentos. Como ejemplos están la minería de pozo seco o modificaciones causadas por cambios en el uso del lecho seco al ser utilizadas como vías de servicio o de paso (Chiu et al., 2017).

Fig. 4. Algunas de las perturbaciones antrópicas que podemos encontrar en los ríos temporales. Fuente: manual RiuNet (Grupo de investigación F.E.H.M), <http://www.ub.edu/fem/index.php/es/inici-riunet-es>.

A pesar de estar sujetos a numerosas perturbaciones antrópicas, las adaptaciones a la perturbación natural de los RTs les confieren cierta capacidad de resistencia y resiliencia, por lo que podrían verse menos afectados por ciertas perturbaciones antrópicas a diferencia de los ríos permanentes, fenómeno conocido como ‘co-tolerancia’ (Boulton et al., 2000). En cualquier caso, los efectos de estas perturbaciones antrópicas dependerán del tipo y magnitud de la perturbación, y de la frecuencia y duración de la temporalidad del flujo, llegando a causar efectos incluso más importantes que en los ríos permanentes (Acuña et al., 2014; Boulton, 2014). Todas estas perturbaciones pueden afectar tanto la biodiversidad como el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos proporcionado por los RTs. De hecho, más allá de proporcionar los servicios ecosistémicos propios de los ríos permanentes (p.ej. agua dulce, productos de pesca y caza, recreación, recarga los acuíferos o purificación del agua, entre otros; Postel & Carpenter, 1997), los

RTs proporcionan servicios adicionales como, por ejemplo, material genético único de especies endémicas de estos ríos (Koundouri et al., 2017).

A las perturbaciones antrópicas hay que sumarle los efectos de cambio climático, que indican un incremento significativo de los RTs en determinadas regiones del mundo (Döll & Schmied, 2012). Los efectos del cambio climático junto con otros impactos antrópicos están incrementando el tiempo, frecuencia e intensidad de la temporalidad del flujo de los RTs, provocando la reducción en la diversidad alfa y beta de estos ríos y un aumento en la dominancia de las especies más generalistas (Datry et al., 2014). Ante este escenario, es clave disponer de un mejor conocimiento de los RTs y de los métodos de evaluación más adecuados para su correcta gestión y conservación.

Métodos de evaluación de ríos temporales

Aunque a día de hoy existe bastante información sobre la ecología de los RTs (Leigh et al., 2016; Datry et al., 2017), todavía no están completamente reconocidos en la legislación ambiental, y las herramientas de evaluación existentes para su gestión y conservación son prácticamente inexistentes en comparación con las de los ríos permanentes (Fritz et al., 2017). Esto se puede deber a que los RTs han estado comúnmente infravalorados por los gestores y la ciudadanía, ya sea por sus menores caudales, por desconocer los servicios ecosistémicos que pueden ofrecer o porque diferenciar los efectos ecológicos debidos a la intermitencia natural del flujo de los impactos debidos a actividades humanas es especialmente complejo (Datry et al., 2017). De hecho, los índices biológicos que se utilizan hoy en día se han desarrollado para los ríos permanentes, y cuando se aplican en RTs su fiabilidad es generalmente baja, lo que dificulta la evaluación de la calidad biológica de estos ríos (Rieradevall et al. 1999; Bonada et al., 2000; Cid et al., 2017).

Para poder mejorar la gestión y conservación actual y futura de los RTs, el primer paso debe ser el desarrollo de herramientas capaces de diferenciar las perturbaciones antrópicas de la intermitencia natural del flujo; sólo así se podrá realizar una evaluación fiable del estado de los RTs (Nikolaidis et al., 2013; Mazor et al., 2014; Reyjol et al., 2014; Skoulikidis et al., 2017). No obstante, previa a esta evaluación, es necesario hacer una

caracterización del régimen hidrológico de los RTs, seguido de una evaluación de las posibles alteraciones hidrológicas, para poder saber si el régimen hidrológico es natural o alterado (Fig. 5, Gallart et al., 2017). Además, para que la gestión y conservación de los RTs sea realmente efectiva, no sólo se precisa mejorar las herramientas para su evaluación, sino que también se necesita una participación activa por parte de la sociedad que impulse cambios en la legislación (Fig. 5, Leigh et al., 2016). En ese sentido, la ciencia ciudadana es un buen recurso para involucrar y vincular a la ciudadanía en la gestión de los ríos.

Fig. 5. Esquema sobre los factores y pasos a seguir para la correcta evaluación y gestión de los RTs.

Métodos para la caracterización y evaluación hidrológica de ríos temporales

La mayoría de los métodos utilizados para la clasificación del régimen hidrológico de los ríos y/o su evaluación excluye a los RTs, a menudo porque obtener información sobre las condiciones hidrológicas espacio-temporales de estos ríos es complejo, en parte por la falta de estaciones de aforo en estos ríos (Datry et al., 2017). No obstante, para poder realizar una correcta evaluación de los RTs, el requisito previo es la caracterización de su régimen hidrológico (Fig. 5, Gallart et al., 2017).

En los últimos años se han desarrollado métodos alternativos para la **caracterización del régimen hidrológico** de los RTs, como el mapeo húmedo-seco, la teledetección, sensores, métricas hidrológicas, modelos o

datos provenientes de ciencia ciudadana (Tabla 1) (Turner & Richter, 2011; Costigan et al., 2017). A ser posible, todos los datos obtenidos con las técnicas que aparecen en la Tabla 1 deberían ser complementados con datos de estaciones de aforo existentes (en caso de disponer de ellas) o de monitoreo de aguas subterráneas cercanas (Datry et al., 2017). Además, para poder evaluar adecuadamente la gran variabilidad de los datos hidrológicos de los RTs, es preferible disponer de series largas de caudal (>15–30 años) (Snelder et al., 2013; Gallart et al., 2017).

Tab. 1. Métodos utilizados para caracterizar el régimen hidrológico de los RTs según Costigan et al. (2017).

	PROS	CONTRAS
Mapeo húmedo-seco	Proporciona información útil sobre las alteraciones de conectividad hidrológica y la variabilidad espacial en los regímenes de flujo.	Exige un tiempo considerable en el campo.
Teledetección: imágenes de satélites a cámaras fijas	En ríos grandes y sus llanuras de inundación, proporcionan indicadores efectivos y, en el caso de ríos pequeños, son más prácticas las imágenes obtenidas de aviones ligeros y drones.	En ríos pequeños y de cabecera, no son tan útiles debido a problemas de resolución y/o a la gran densidad de la cubierta vegetal. La mayoría de los ríos de cabecera son RT, lo que limita su aplicación.
Sensores de campo y otros derivados	Los datos de series temporales de los sensores (p.ej. conductividad eléctrica, temperatura, nivel y/o presencia-ausencia de agua) se pueden utilizar para rastrear el movimiento entre humedecimiento y secado, y/o para ver la permanencia de las aguas superficiales. Además, tienen un costo bajo, lo que permite usar diversos sensores a lo largo de un mismo RT y/o multiplicar los puntos de muestreo.	Los sensores colocados tanto dentro del río como en la ribera pueden ser arrastrados y/o enterrados durante las crecidas (si los sedimentos están húmedos, los sensores interpretan eso como condiciones húmedas). Además, están sujetos al vandalismo. Por todo ello, se requieren visitas regulares al punto de muestreo para comprobar el funcionamiento de los sensores.

Métricas hidrológicas	De todas ellas, hay estudios (p.ej. Gallart et al., 2012; Snelder et al., 2013; Reynolds et al., 2015; Eng et al., 2016) que determinan el número de días de flujo cero como la métrica hidrológica primaria para definir o discriminar las clases de temporalidad.	Muy pocas métricas se utilizan para caracterizar los RT, siendo el número de días de flujo cero la métrica clave.
Modelos	Pueden estimar datos a partir de los cuales se pueden calcular métricas, y también se utilizan para simular flujos en condiciones ambientales cambiantes (p.ej. cambio global o extracción de agua). Algunos ejemplos son los modelos IHACRES (Ivkovic et al., 2014) y SWAT (Gassman et al., 2007) o técnicas de postprocesamiento basadas en una aproximación de mapeo cuantil (Cipriani et al., 2014).	La mayoría se ha desarrollado para los ríos permanentes y presentan limitaciones simulando condiciones hidrológicas extremas (como los periodos de disminución del flujo que puede llegar hasta la desconexión de éste). Tampoco logran captar adecuadamente los efectos de las interacciones agua superficial-subterráneas o las particularidades geológicas locales (p.ej. áreas kársticas).
Ciencia ciudadana	Los datos recopilados pueden ayudar a compensar el número limitado de estaciones de aforo a lo largo de muchos RTs y la detección de alteraciones hidrológicas.	Se requiere de grandes esfuerzos para implicar a la ciudadanía. Para obtener datos fiables, la información solicitada a la ciudadanía debe ser simple.

Existen herramientas con las que, además de caracterizar el régimen hidrológico de un río, se puede evaluar su grado de alteración hidrológica, pero también están enfocadas exclusivamente para ser utilizadas en ríos permanentes. Estas herramientas realizan dicha evaluación mediante la comparación de hidrogramas impactados con los de referencia (correspondientes al régimen hidrológico natural) (Gallart et al., 2016). Esta metodología se aplica en métodos como IHA (*Indicators of Hydrologic Alteration*; Richter et al., 1996), IHARIS (*Indicators of Hydrologic Alteration in RiverS*; Martínez Santa-María & Fernández Yuste, 2010) o DRIFT

(*Downstream Response to Imposed Flow Transformations*; Brown et al., 2013). El programa informático IHA se ha aplicado a nivel mundial y, mediante 32 parámetros hidrológicos relevantes para el funcionamiento del ecosistema, permite evaluar el grado de alteración hidrológica atribuible a cambios inducidos por actividades antrópicas en ríos y lagos (Richter et al., 1996). El método IHARIS es una adaptación del IHA para España (Martínez Santa-María & Fernández Yuste, 2010), por lo que su funcionamiento es similar. Por otro lado, la herramienta DRIFT fue desarrollada para ríos de Sudáfrica y está basada en un enfoque interactivo y holístico para asesorar sobre los impactos en los flujos ambientales de los ríos (Brown et al., 2013).

Si bien estas herramientas tienen sus puntos fuertes, también presentan algunas limitaciones, ya que (1) necesitan series largas de caudales de antes y después de las extracciones de agua o de la construcción de estructuras de regulación del flujo (p.ej. presas), (2) no se evalúan las alteraciones hidrológicas que se producen en escalas de tiempo cortas, o (3) no se incluyen las alteraciones de las aguas subterráneas (Gallart et al., 2012). Además, su aplicación en RTs es aún más difícil que en los ríos permanentes debido a la falta de estaciones de aforo en la mayoría de RTs y, en el caso de disponer de datos de caudal, los hidrogramas no informan sobre la presencia y/o permanencia de las pozas desconectadas (Gallart et al., 2012). Esto último es de especial importancia ya que, para obtener datos relevantes para las comunidades biológicas de los RTs, las principales características hidrológicas no deben ser sólo cuantitativas sino cualitativas y, así, es necesario proveer información extra como la duración de la permanencia de las pozas desconectadas, las cuales tienen un papel clave en la ecología de los RTs (Boulton, 1989; Rossouw et al., 2005).

Métodos de evaluación de la calidad biológica de los ríos temporales

En muchos países la evaluación de la calidad biológica se realiza mediante el uso de índices que comparan las comunidades biológicas muestreadas en un punto con las condiciones de referencia (Hawkins et al., 2010). En los RTs estos valores de referencia pueden variar a lo largo del tiempo debido a la alternancia entre la fase con flujo superficial y la seca, es

decir, entre períodos húmedo-seco (Munné & Prat, 2011). Por ejemplo, en estudios realizados en la región mediterránea europea se ha observado que los índices biológicos de los puntos de "referencia" y "menos perturbados" (utilizados como estándares contra los cuales se evalúan la calidad biológica de otros ríos) eran muy variables (Sánchez-Montoya et al., 2010; Feio et al., 2014). Además de la gran variabilidad que presentan los valores de referencia de los RTs, cuando se aplican las métricas actuales, éstas parecen responder de manera diferente ante una perturbación antrópica en función de si el río es permanente o RT, obteniendo valores menores en RTs (Soria et al., 2020).

A día de hoy, todas las métricas desarrolladas y aplicadas para la evaluación de la calidad biológica de los ríos están basadas en la diversidad de taxones y su tolerancia ambiental. Teniendo en cuenta que a medida que aumenta el periodo de temporalidad del flujo se produce una disminución de la diversidad (Datry et al., 2013; Fritz & Dodds, 2002), y que muchas de las especies que encontramos típicamente en los RTs son especies de carácter generalista con amplia tolerancia ambiental, es más que probable que las herramientas tradicionales no funcionen bien en estos sistemas (Prat et al., 2014). Por ejemplo, un estudio reciente muestra que la disminución de la diversidad de macroinvertebrados y de los índices IBMWP (Alba-Tercedor et al., 2002) o de IMMi-T (Munné & Prat, 2009) puede deberse a la propia temporalidad natural del caudal y no a los impactos humanos como la contaminación (Soria et al., 2020). Esto se debe a que, con el incremento de la temporalidad del flujo, el número de taxones generalmente disminuye, ya que, por ejemplo, se pierden aquellos con mayor afinidad a las zonas de rápidos. A medida que va pasando el tiempo, las pozas desconectadas se colonizan con especies propias de estas zonas, como odonatos, coleópteros y heterópteros, los cuales raramente los encontramos en las zonas de rápidos (Boulton, 2003; Bonada et al., 2006; Cid et al., 2016). Por eso, cuando muestreamos las pozas desconectadas, tampoco se pueden aplicar dichos índices biológicos desarrollados para ríos permanentes. Además, en el caso de las pozas, las comunidades diferirán mucho según las características fisicoquímicas de las mismas (p.ej. concentración de oxígeno), el tiempo desde su desconexión o las interacciones tróficas que se puedan dar (p.ej. incremento de la depredación de

macroinvertebrados por parte de peces u odonatos debido a la concentración de individuos en una sola poza) (Bonada et al., 2006; Cid et al., 2016).

Los índices biológicos utilizados en la actualidad han sido desarrollados, principalmente, para ríos permanentes o ligeramente estacionales, usando como indicadores biológicos las comunidades de macroinvertebrados, flora acuática y peces (Bonada et al., 2006). No obstante, otro problema básico que nos encontramos cuando se quiere determinar la calidad biológica de los RTs es la falta de agua en el río en el momento del muestreo, provocando que ni siquiera se puedan aplicar estos índices convencionales y que muchos ríos se queden sin evaluar debido a la falta de muestras biológicas. En este sentido, actualmente se están evaluando algunos bioindicadores mediante el uso de invertebrados terrestres y semiacuáticos (Leigh et al., 2016; Sánchez-Montoya et al., 2016; Stubbington et al., 2019), biomarcadores microbianos (Wilkes et al., 2013) e invertebrados del hiporreo (Leigh et al., 2013). De éstos, los invertebrados terrestres y semiacuáticos podrían funcionar bien, ya que cumplen casi todos los criterios para ser un buen bioindicador según Andersen (1999) o Bonada et al. (2006): se encuentran en RTs de todo el mundo, presentan grandes abundancias, se pueden muestrear de forma fácil y económica, y tienen una diversidad única durante los períodos de conexión, desconexión y sequía del flujo (Datry et al., 2017). No obstante, serían necesarios más estudios dedicados a investigar cómo responden los invertebrados terrestres y semiacuáticos a las perturbaciones antrópicas (Datry et al., 2017).

Por otro lado, la mayor parte de índices biológicos basados en macroinvertebrados utilizan el nivel taxonómico de familia, debido a su mayor simplicidad de identificación y a que cada familia tiene tolerancias ambientales específicas. Una identificación taxonómica a nivel de especie permitiría trabajar con métricas que podrían ser más sensibles a perturbaciones antrópicas (Bonada et al., 2006; Macher et al., 2016), pero también a perturbaciones naturales como la temporalidad del flujo en los RTs. Además, su identificación a nivel de especie no siempre es posible, ya que en ocasiones los taxones aún no están descritos en las guías taxonómicas estandarizadas (Sweeney et al., 2011). En ese sentido, la taxonomía basada en ácido desoxirribonucleico (ADN) aporta soluciones mediante la secuenciación de genes concretos (p.ej.

“COI” o “cox1” en animales), con los que se obtiene el código de barras genético (*DNA barcode*). Dicho código se caracteriza por ser poco variable dentro de una especie pero, al mismo tiempo, difiere entre especies, permitiendo así su clara diferenciación (Tautz et al., 2003). La limitación principal de este método es la disponibilidad de una librería de referencia suficientemente extensa y representativa, donde cada especie tenga asociado un código de barras genético concreto. Por este motivo, existen proyectos como el *DNA barcode of life* que tiene como objetivo conseguir los códigos de barras genéticos para todas las especies del planeta (<http://www.boldsystems.org/>). Además, gracias a técnicas moleculares como la secuenciación rápida de alto rendimiento (*High-Throughput Sequencing* o HTS) y los protocolos específicos de bioinformática, se ha reducido el coste económico de la secuenciación masiva de códigos de barras de todos los individuos de una comunidad mediante el llamado *metabarcoding* (Pawlowski et al., 2018; Serrana et al., 2019). Éstas técnicas moleculares y los correspondientes índices biológicos basados en especies (y no en familias) podrían ayudar a resolver la falta de índices adecuados para la evaluación de los RTs, ya sea utilizando DNA ambiental (eDNA; recolectado en el agua o en el sedimento del río) o *bulk samples* (muestras directas de individuos recolectados en un punto de muestreo) (Deiner et al., 2017).

Otra opción para la evaluación de la calidad biológica de los RTs sería trabajar con aproximaciones funcionales (p.ej. diversidad o redundancia funcional), que han demostrado tener gran potencial para discriminar entre múltiples tipos de estrés y también presentan ventajas sobre métricas basadas en la taxonomía (utilizadas hoy en día), por lo que algunos estudios recientes incentivan su uso para biomonitoreo (p.ej. Villéger et al. 2008; Gutiérrez-Cánovas et al. 2015; Bruno et al., 2016). De hecho, se ha observado que algunas métricas funcionales podrían ser universales, ya que responden de la misma manera tanto en ríos permanentes como en RTs (Soria et al., 2020). Entre las métricas funcionales, la redundancia funcional (el número de especies contribuyendo de forma similar a una función del ecosistema) parece funcionar mejor que la diversidad funcional y, además, proporciona información sobre la estabilidad, resiliencia y resistencia de los ecosistemas (Rosenfeld, 2002;

Hooper et al., 2005; Laliberté & Legendre 2010; Guillemot et al., 2011; Bruno et al., 2016).

Por lo tanto, para una correcta evaluación de los RTs, el primer paso debe ser la calibración y/o desarrollo de herramientas capaces de diferenciar los efectos de las perturbaciones antrópicas de los efectos provocados por la temporalidad natural del flujo. Además, dada la abundancia y variabilidad de los RTs, disponer de herramientas que se puedan aplicar en cualquiera de sus fases acuáticas (flujo, pozas desconectadas, seco) facilitaría mucho su gestión y conservación.

Métodos de evaluación basados en ciencia ciudadana

La ciencia ciudadana es un buen recurso para involucrar a la ciudadanía en la gestión de los ríos, y vincularla, así, con gestores del agua a través de nuevas tecnologías de comunicación que facilitan la centralización de grandes bases de datos e intercambio de información (Buytaert et al., 2014). El conjunto de datos obtenido tiene un gran valor ya que, por ejemplo, con la ayuda de la ciudadanía, se pueden detectar problemas ambientales en tramos o ríos que no forman parte de las redes de monitoreo de las administraciones del agua (como es el caso de la mayoría de RTs). Cabe destacar también la utilidad de la ciencia ciudadana como herramienta educativa entre las escuelas y otros ámbitos que, además de completar una evaluación de la calidad del agua, ayuda a comprender conceptos teóricos y aplicados sobre los ecosistemas fluviales. De hecho, algunos estudios recientes sugieren que los estudiantes muestran un gran interés en estas metodologías, ya que permiten un aprendizaje más activo e interactivo, así como una mayor autonomía (Buck et al., 2013; Hirsh-Pasek et al., 2015) y, no menos importante, promueven activamente la participación ciudadana en la gestión del medio ambiente. En este contexto, actualmente algunas directivas del agua (p.ej. la Europea DMA CE, 2000) consideran que el papel de los ciudadanos es crucial para la correcta conservación y mejora de los ríos.

Existen algunos ejemplos de programas de ciencia ciudadana que proporcionan datos relacionados con los RTs y que pueden ayudar a su gestión, como la evaluación del estado de un tramo de río con RiuNet app

(<http://riunet.net>), el registro de los cambios en las condiciones de flujo de agua en Francia (<https://enquetedeau.eaufrance.fr/accueil>), el inventario de barreras en los ríos europeos (*The Barrier Tracker app*; <https://portal.amber.international/>), el proyecto de mapeo de los RTs en San Pedro River (Arizona, USA; *Mapping the Status of Desert Streams*; http://azconservation.org/projects/water/wet_dry_mapping) o la recopilación de datos hidrológicos de inundaciones y reducción del caudal circulante en cualquier lugar del mundo mediante la app *CrowdWater* (<https://crowdwater.ch/en/crowdwaterapp-en/>) (Fig. 6).

Fig. 6. Ejemplos de programas de ciencia ciudadana que están ayudando a cambiar la gestión de los RTs: (a) RiuNet app, (b) *Enquetedeau*, (c) *The Barrier Tracker app*, (d) *Mapping the Status of Desert Streams* y (e) *Crowd water app*. Ver texto para referencias concretas de estos programas.

BOX 1: ¿CÓMO FUNCIONA LA APP RIUNET?

Los objetivos de esta herramienta son que la ciudadanía pueda conocer mejor cómo funcionan los ríos y qué organismos viven en ellos, evaluar la calidad del río, y proporcionar dichos datos a investigadores y gestores del agua (Fig. 7).

Fig. 7. Actividad de ciencia ciudadana en un RT. Ejemplos de actividades con centros educativos (izquierda) y otros sectores de la ciudadanía (derecha), en donde se utilizó RiuNet. Fotografías de P. Fortuño y N.Cid.

La aplicación RiuNet consta de tres test (calidad hidrológica, hidromorfológica y biológica) que permiten evaluar el **estado hidrológico** (*sensu* Gallart et al., 2017) y el **estado ecológico** (*sensu* Directiva Marco del Agua CE, 2000) de un tramo de río (Fig. 8). El **estado hidrológico** se obtiene después de determinar el régimen hidrológico y sus posibles alteraciones del río de forma sencilla pero considerando información local histórica (p.ej. ¿ha variado el nivel del agua en los últimos años?).

Fig. 8. Pasos a seguir para la evaluación del estado hidrológico y ecológico con RiuNet. Imagen realizada por P. Fortuño.

El **estado ecológico** se determina a través del test de **calidad hidromorfológica** (o sea, las características físicas del cauce del río y las del bosque de ribera) y el test de **calidad biológica** (que se mide con los invertebrados que viven dentro del río) (Fig. 8). Finalmente, se realiza una fotografía del río y, si se dispone de la información, se puede realizar una valoración social y cultural del río (o actividades que se realizan en el río) y, en caso de disponer de los medios, se puede añadir los parámetros fisicoquímicos del agua o listar otras especies observadas (p.ej. especies de anfibios o de aves acuáticas).

Un método operativo para la gestión de los ríos temporales

En Europa, la Directiva Marco del Agua (DMA) establece que el **estado ecológico** (*sensu* DMA CE, 2000) de los ríos debe incluir una evaluación de la calidad biológica, fisicoquímica e hidromorfológica (Box 2). En lo que se refiere a la **calidad fisicoquímica**, las particularidades y elevada variabilidad de los

regímenes hidrológicos de los RTs (p. ej. alternancia de fases húmedas y secas, o las conexiones hidrológicas laterales, verticales y longitudinales entre los subsistemas) ejercen una fuerte influencia en la fisicoquímica y materia orgánica de estos ríos (von Schiller et al., 2017). En ese sentido, durante la fase de pozas desconectadas de los RTs, por ejemplo, algunos de los indicadores fisicoquímicos comúnmente utilizados pueden presentar valores alterados de manera natural sin que existan alteraciones antrópicas (Gómez et al., 2017). Así, en determinados momentos y de forma natural, podemos observar que las concentraciones de oxígeno pueden llegar a ser muy bajas o los valores de salinidad muy elevados. Por ese motivo, se debería replantear qué indicadores fisicoquímicos utilizar en función de la fase acuática en que se encuentre el RT o replantear los niveles de corte de los mismos en determinadas condiciones. Además, con el objetivo de tener una visión más integral, sería interesante no sólo muestrear la fisicoquímica del agua superficial del punto concreto, sino también considerar las interacciones con los compartimentos subterráneos y laterales (Gómez et al., 2017; von Schiller et al., 2017).

Según la DMA, la **calidad hidromorfológica** debe incluir información sobre posibles alteraciones de la geomorfología del cauce, de la conectividad del flujo y del régimen hidrológico. En lo que refiere a las **alteraciones geomorfológicas**, durante las últimas décadas se han desarrollado numerosos métodos para la evaluación de la calidad hidromorfológica de los ríos, con diferencias en sus objetivos, escalas y enfoques (Belletti et al., 2015). Todos estos métodos se han ideado para ríos permanentes, por lo que su aplicación en RTs también debería ser evaluada. Así, de la misma manera que se ha hecho para los índices de calidad biológica, algunos índices hidromorfológicos se han adaptado para RTs, como sucedió con el índice de calidad del bosque de ribera QBR de Munné et al. (1998), adaptado para RTs por Suárez-Alonso & Vidal-Abarca (2000), o el índice IHG, también adaptado para RTs (Ollero et al., 2007, 2011). Para ello se consideraron cambios relacionados con la disminución natural del grado de cobertura de la comunidad vegetal en estos ríos (especialmente en los efímeros), el recambio de especies arbóreas por arbustivas o la disminución en el número de especies de ribera (Suárez-Alonso & Vidal-Abarca, 2000; Suárez-Alonso et al., 2002). Referente a las

alteraciones de la conectividad del flujo, se hace indispensable considerar que los RTs presentan por naturaleza alteraciones naturales en la conectividad como consecuencia de las variaciones hidrológicas a lo largo del año (Fig. 3). Para la evaluación de las **alteraciones del régimen hidrológico**, actualmente se disponen de un conjunto de herramientas, pero no todas parecen funcionar correctamente en los RTs. Una de las soluciones a este reto es usar el programa informático TREHS (*Temporary Rivers Ecological and Hydrological Status*), desarrollado en el proyecto europeo LIFE+ TRivers (www.lifetrivers.eu). Este programa permite obtener información sobre el régimen hidrológico y las posibles alteraciones hidrológicas que pueda sufrir un tramo de río y, así, obtener su **estado hidrológico** (*sensu* Gallart et al., 2017).

En cualquier caso, y previa a la evaluación del estado ecológico, se recomienda hacer una evaluación del estado hidrológico, para poder determinar si se trata de un RT natural o resultado de una perturbación antrópica de tipo hidrológico. De ello dependerán las medidas de gestión y restauración a implementar. Dicha evaluación incluiría la detección de RTs que lo son por extracción de agua o de RTs que pasarían a ser permanentes al recibir efluentes de depuradora o excedentes de canales de riego (Chiu et al., 2017). Esto es de vital importancia ante la actual era de cambios drásticos en las dinámicas hidrológicas de los ríos, donde muchos ríos permanentes pasarán a ser RTs y *vice versa* (Chiu et al., 2017). Por otro lado, otro punto clave debe ser que los RTs con régimen hidrológico alterado se deben gestionar y/o restaurar en base a su régimen hidrológico natural, y no al observado. Durante muchas décadas, el régimen de flujo, la calidad del agua y las cuencas de muchos RTs han sido objeto de modificaciones humanas, por lo que para su correcta gestión y/o restauración se debe tratar de recuperar el flujo natural del río (Datry et al., 2017). En caso que la restauración de estos ríos a sus "condiciones naturales" no sea posible (p.ej. tramo altamente urbanizado), se deberían establecer objetivos políticos realistas (Leigh et al. 2016). Para que todo ello sea posible, además de mejorar los conocimientos en la hidrología de los RTs, también es necesario saber más sobre su relación con la dinámica de sedimentos, la geomorfología o la ecología, y así poder obtener herramientas que realmente diferencien los efectos de las perturbaciones antrópicas de los efectos de la temporalidad natural del flujo.

BOX 2: DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

La Directiva Marco del Agua o DMA (2000/60/CE) incorpora un nuevo concepto en la gestión y planificación del agua, puesto que incluye objetivos relacionados con la protección y mejora de los ecosistemas acuáticos como modelo sostenible de garantía del recurso, pero teniendo presente también los principios de eficiencia económica mediante la recuperación de costes asociados a los servicios que provee el agua («quien contamina paga») y la participación ciudadana en la toma de decisiones. La unidad de gestión es la **masa de agua**, correspondiente a un tramo de río, un lago, laguna o humedal. La DMA pide a los estados miembros que evalúen el estado ecológico de las masas de agua en base a indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos, y que lo clasifiquen en cinco clases de calidad: muy bueno, bueno, mediocre, deficiente o malo. Además, tiene como objetivo conseguir que los ecosistemas acuáticos alcancen el buen estado ecológico y que, en aquellas masas de agua que no tengan un buen estado ecológico, se tomen medidas para conseguirlo a largo plazo. A pesar que la DMA asume un enfoque de **gestión integrada del agua**, estableciendo como objetivo central la recuperación y conservación del buen estado ecológico de las diferentes **masas de agua**, no menciona específicamente a los RTs. Por lo tanto, la protección de los RTs depende de si los estados miembros los reconocen entre los tipos de cuerpos de agua dentro de su jurisdicción. No obstante, recientemente se ha creado un grupo de trabajo para facilitar la aplicación de la DMA en los RTs gracias a las herramientas y conocimiento proporcionados por proyectos como LIFE+ TRivers (<http://www.lifetrivers.eu/>) y el COST Action SMIRES (<http://www.smires.eu/>).

Según la DMA, los indicadores biológicos para la evaluación del **estado ecológico** incluyen datos de diatomeas, macrófitos, macroinvertebrados y, peces; los hidromorfológicos suelen incluir datos del régimen hidrológico, la continuidad fluvial, la morfología de los cauces y la estructura de las riberas; mientras que los fisicoquímicos suelen incluir datos de temperatura, oxígeno disuelto y nutrientes, entre otros. Antes de evaluar la calidad biológica de una masa de agua, ésta se clasifica en un determinado **ecotipo** (zonas diferenciadas en función de su geología o ubicación a lo largo de la cuenca)

para los cuales se han definido unas **condiciones de referencia**, permitiendo así una clasificación de la calidad biológica más apropiada.

TREHS como herramienta para la caracterización y evaluación hidrológica de los ríos temporales

TREHS es una herramienta que permite la clasificación del régimen hidrológico de un RT en hidrotipos y la detección de sus posibles alteraciones hidrológicas, es decir, ofrece una evaluación de su **estado hidrológico** (Gallart et al., 2017). La idea básica y novedosa de TREHS es que no sólo considera información sobre el caudal del río, sino también sobre los estados acuáticos (Fig. 3). Esto permite incorporar información sobre la existencia de pozas desconectadas, que no están identificadas en los hidrogramas y tienen un papel importante en la biodiversidad y funcionamiento de los RTs.

La **unidad espacial** de TREHS es la masa de agua, tal como la define la DMA. No obstante, debido a la variabilidad del régimen espacial de los RTs, para una misma masa de agua TREHS permite añadir diversas localidades, donde cada una corresponde a unos 100 metros de tramo de río. De ese modo, podremos detectar los cambios de régimen hidrológico que se puedan dar a lo largo de un mismo RT o masa de agua y, así, obtener una evaluación más detallada. La **unidad temporal** es el mes o el año, en función de la resolución de los datos que se dispongan. A partir de aquí, y utilizando una serie de datos de entrada, TREHS proporciona la caracterización del régimen hidrológico de la localidad (100m) y su nivel de alteración hidrológica, comparando el régimen observado *versus* el régimen de natural. El **régimen observado** se puede obtener mediante datos de caudales actuales de la masa de agua, encuestas y/o observaciones obtenidas mediante inspecciones *in situ* o fotografías aéreas o terrestres. El **régimen natural** se puede obtener mediante simulaciones del flujo a través de cualquier modelo de precipitación-escorrentía, datos históricos del flujo obtenidos antes de la alteración hidrológica o de cualquier otra fuente de información. Por lo tanto, TREHS permite utilizar diferentes tipos de información (Fig. 9):

- **Caudales:** esta información se puede obtener de datos actuales o históricos del flujo (es decir, datos reales que provienen de estaciones de aforo) o de modelos simulados (Fig. 9). Sobre las simulaciones del flujo obtenidas a partir de un modelo de precipitación-escorrentía, TREHS utiliza cualquier simulación disponible pero no genera una simulación del flujo original. Para convertir las estadísticas basadas en caudales (ya sea datos reales o obtenidos a partir de simulaciones) en estadísticas sobre los estados acuáticos, es necesario establecer umbrales. Para ello, TREHS muestra un conjunto temporal automático de umbrales de caudales basado en fracciones obtenidas del caudal máximo observado. Así mismo, el usuario experto puede modificar los valores umbral para conseguir una evaluación más adaptada a las condiciones particulares de la masa de agua.
- **Encuestas:** las que están disponibles en TREHS han sido diseñadas para calcular las estadísticas sobre el estado acuático (Fig. 3), y nos informan de manera cualitativa sobre la frecuencia de la existencia de agua circulando o de pozas desconectadas. No obstante, por practicidad, los seis estados acuáticos y la resolución temporal mensual se simplifican en tres **fases acuáticas** (flujo superficial, pozas desconectadas y cauce del río seco) y los meses se juntan en estaciones del año (Fig. 9).
- **Observaciones:** se pueden entrar datos provenientes de fotografías aéreas o terrestres, como las que realiza *Google Maps Street View time-lapse*, o de imágenes de sensores remotos (Fig. 9). Como sucede en las encuestas, no siempre es posible identificar los seis estados acuáticos en las imágenes, por lo que se pueden agrupar en las tres fases acuáticas (las mismas que se utilizan para las entrevistas: flujo superficial, pozas desconectadas y cauce seco del río). Así mismo, la escala temporal es estacional.

OBSERVACIONES (estado acuático y/o fase acuática)	Fotografías aéreas

	In situ

ENCUESTAS	<div> ☒ Flujo ☐ Pozas ☐ Seco </div> <div> ☐ Flujo ☒ Pozas ☐ Seco </div> <div> ☐ Flujo ☐ Pozas ☒ Seco </div>		
CAUDALES (datos históricos del flujo o bien modelos simulados)

Fig. 9. Tipos de datos de entrada en TREHS según Gallart et al. (2017): observaciones (*in situ* y/o fotografías aéreas), encuestas y datos de caudales (históricos del flujo o modelos simulados).

Con toda la información disponible, TREHS permite caracterizar el régimen hidrológico observado y el natural y, para ello, calcula seis parámetros para cada localidad (exclusivos para los RTs):

- Permanencia del flujo, o Mf : promedio anual del número relativo de meses con agua circulando (Gallart et al., 2017).
- Permanencia de pozas, o Mp : promedio anual del número relativo de meses con pozas desconectadas (Gallart et al., 2017).
- Permanencia de caudal seco, o Md : promedio anual del número relativo de meses sin agua superficial (Gallart et al., 2017).
- Predictibilidad semestral de períodos de flujo cero, o $Sd6$: concentración temporal de los períodos de flujo cero. La unidad menos el cociente entre la frecuencia relativa de meses de flujo cero en el período de los 6 meses más húmedos y la frecuencia relativa en el período de los 6 meses más secos (Gallart et al., 2012).

- Estacionalidad verano-invierno, o Sws: existencia temporal de períodos de flujo cero: la frecuencia relativa de meses de flujo cero en verano menos la relativa en invierno (Gallart et al., 2012).
- Estacionalidad equinoccio-solsticio, o ESs: existencia temporal de períodos de flujo cero: es la frecuencia relativa de meses de flujo cero en equinoccios menos el que hay en solsticios (Gallart et al., 2012).

Los parámetros *Mf*, *Md* y *Mp* describen los estados acuáticos de forma comprimida en el tiempo, reduciéndolo a tres fases acuáticas: flujo, pozas desconectadas y cauce del río seco. En cambio, los otros tres parámetros (*Sd6*, *Sws* y *ESs*) describen el patrón temporal de estas fases acuáticas. Con estos seis parámetros, TREHS genera un gráfico sobre la frecuencia de los estados acuáticos (ASFG; Gallart et al., 2012), otro sobre el régimen temporal (TRP; Gallart et al. 2012) y un diagrama flujo-pozas-seco (FPD; Gallart et al. 2017) (Fig. 10):

- **Gráfico de frecuencia de los estados acuáticos (ASFG)**: tal como su propio nombre indica, trata sobre la frecuencia relativa de los estados acuáticos (hiperreico, eurreico, oligorreico, arreico, hiporreico, edáfico) durante los meses o las estaciones al largo del año y el nivel de estacionalidad del régimen. También ofrece indicaciones sobre las mejores fechas de muestreo, es decir, los momentos con mayor probabilidad de encontrar agua fluyendo. Cuando los datos de entrada comprenden registros o simulaciones de flujos, resume la frecuencia relativa de los estados acuáticos más húmedos al largo del año, usando una escala mensual cuando se utilizan registros o simulaciones del flujo (Fig. 10a). No obstante, cuando se introducen sólo entrevistas y observaciones (*in situ* y/o fotografías), se muestran los estados acuáticos por estaciones del año (Fig. 10b).
- **Gráfico del régimen temporal (TRP)**: sirve para comparar los dos parámetros principales obtenidos sobre la permanencia de flujo y la predictibilidad de los periodos de flujo cero para diferentes ríos. Por lo tanto, este gráfico muestra la permanencia del flujo (*Mf*) y la predictibilidad semestral del período de flujo cero (*Sd6*). Cuatro sectores representan los

tipos de régimen acuático temporal definidos en Gallart et al. (2012): permanente (P), intermitente con pozas (IP), intermitente seco (IP) y efímero (E) (Fig. 10c). Para obtener un mayor detalle de esta clasificación, TREHS ofrece el diagrama FPD (Fig. 10d). No obstante, conserva el gráfico TRP porque, a diferencia del diagrama FPD, éste incluye una métrica de predictibilidad.

- **Diagrama flujo-pozas-seco (FPD):** a diferencia del gráfico TRP, el diagrama FDP incluye información sobre la permanencia de las fases acuáticas que se puede obtener mediante las encuestas y/o observaciones. Tiene forma de triángulo y muestra los valores de las tres fases acuáticas (Mf , Mp y Md) en la localidad muestreada (Fig. 10d). Como estas fases son complementarias, el gráfico tiene forma triangular, y cada uno de los ejes está representado por las alturas del triángulo, mostrando las escalas correspondientes en los laterales (Fig. 10d). El eje vertical (lado izquierdo) representa la permanencia del flujo (Mf), con el porcentaje de Mf que incrementa de la base del triángulo a la parte superior. El lado derecho representa la permanencia de pozas (Mp), que incrementa del lado izquierdo al vértice derecho. Finalmente, el lado inferior representa la permanencia del cauce seco (Md), complementario a los otros ($Md = 1 - (Mf + Mp)$), que incrementa del lado derecho al vértice izquierdo. Este diagrama se puede utilizar para obtener información sobre la presencia de agua en superficie cuando el flujo disminuye (pozas desconectadas), para comparar diversos lugares y/o diversas fuentes de los datos de entrada (p.ej. registros reales del flujo, simulaciones del flujo, entrevistas, y observaciones). Además, este diagrama permite clasificar el régimen hidrológico en hidrotipos según la permanencia de las tres fases acuáticas (Tabla 2), los cuales son relevantes biológicamente. Para más información, ver Gallart et al. (2017).

Tab. 2. Caracterización del régimen hidrológico en hidrotipos según el diagrama flujo-pozas-seco (FPD; Fig. 10d) proporcionados por TREHS. Información extraída de Gallart et al., 2017.

AF	Alternado-fluyente	Alternan entre las tres fases acuáticas, pero hay flujo durante largos períodos ($Mf > 0,40$ y $Md \geq 0,10$).
AI	Alternado	Alternan entre las tres fases acuáticas ($Mf \leq 0,40$, $Mp < 0,40$ y $Md < 0,60$).
AS	Alternado-estancado	Alternan entre las tres fases acuáticas, pero continúa estando estancada durante largos períodos ($Mf \leq 0,40$, $Mp \geq 0,40$ y $Md \geq 0,10$).
Ep	Episódico	Normalmente seco, con agua fluyendo o estancada en intervalos infrecuentes ($Md \geq 0,80$).
FS	Fluyente-estancado	Fluye agua, pero en caso contrario, se encuentran pozas desconectadas ($0,40 < Mf \leq 0,90$ y $Md < 0,10$).
Oc	Ocasional	Normalmente seco que muy pocas veces tiene un flujo de agua constante o estancada ($0,60 \leq Md < 0,80$).
Pe	Permanente	Permanentemente fluyendo ($Mf > 0,99$).
Qp	Casi permanente	Normalmente fluyendo, excepto en extrañas ocasiones ($0,90 < Mf \leq 0,99$).
St	Estancado	Normalmente en forma de pozas de agua desconectadas ($Mf \leq 0,40$ y $Md < 0,10$).

(a) Frecuencia de los estados acuáticos (ASFG): por meses

(b) Frecuencia de los estados acuáticos (ASFG): por estaciones

(c) Régimen temporal (TRP)

(d) Diagrama flujo-pozas-seco (FPD)

Fig. 10. Gráficos generados por TREHS: (a) Frecuencia de los estados acuáticos o ASFG por meses, (b) Frecuencia de los estados acuáticos o ASFG por estaciones (ver Fig. 3 para más información sobre los estados acuáticos), (c) Régimen temporal o TRP (P = Permanente, IP = Intermittente con pozas, IS = Intermittente seco, E = Efímero) y (d) Diagrama flujo-pozas-seco o FPD (el significado de las abreviaciones de los hidrotipos se encuentra en la Tabla 2).

Una vez obtenidos los seis parámetros, TREHS analiza las diferencias entre el régimen hidrológico observado y el natural, y **evalúa el grado de alteración hidrológica o estado hidrológico**, es decir, si el régimen hidrológico es natural o ha estado modificado por la acción humana y en qué grado (Fig. 11). Para ello, los criterios utilizados son:

- Disminución o incremento de la permanencia del flujo (Mf). Como resultado se determinan dos niveles: suave o severo.
- Disminución de la permanencia de agua en superficie ($Mf+Mp$). También se diferencia entre suave o severo.
- Cambios en la predictibilidad estacional $Sd6$.
- Cambios en los patrones estacionales Sws o ESs .

Además, TREHS también muestra el nivel de confianza (ratio entre diferencias en las métricas y su dispersión) y robustez (número de tipos de información disponible) de los resultados obtenidos (Fig. 11).

Fig. 11. Pantalla de TREHS donde se muestra el grado de alteración hidrológica de un tramo de río.

Para mejorar la evaluación del estado hidrológico, y aunque se dispongan de datos de caudal, TREHS también recomienda incluir información sobre observaciones (*in situ* o fotografías aéreas o terrestres) y encuestas, ya que así se incrementa la robustez de los datos. Esto es de especial importancia cuando no se disponen de datos reales del caudal y se determinan mediante modelos simulados ya que, por ejemplo, podemos estar utilizando modelos simulados de caudales reales de un tramo donde el río es permanente en un tramo donde es temporal (Box 3), hecho que indicaría que la masa de agua presenta una alteración hidrológica. Así, si bien la DMA permite utilizar una sola

localidad para representar toda la masa de agua, ésta se deberá seleccionar cuidadosamente para evitar información errónea sobre su régimen y alteración hidrológica.

Para más detalles sobre el uso de TREHS se puede consultar el manual y el video tutorial en la web <http://www.lifetivers.eu>.

BOX 3: CASO DE ESTUDIO EN TREHS: EL RÍO ONYAR

Tomando como ejemplo al río Onyar, ubicado en las cuencas internas de Cataluña (España), podemos observar la importancia de evaluar más de una localidad (tramos de 100m) y de incluir información sobre observaciones y encuestas (y no sólo caudales). Para la localidad A, ubicada en la cabecera del río (41° 53' 14.895"; 2° 44' 48.4686"), no disponemos de datos reales de caudales, por lo que fueron calculados mediante modelos simulados a partir de los datos de caudales reales de la localidad B del mismo río (41° 58' 29.4744"; 2° 49' 29.8848"), ubicado aguas abajo. Como resultado, ambas localidades presentan gráficos sobre la frecuencia de los estados acuáticos (ASFG) similares (Fig.s 12a y 13a), indicando que ambas estaciones son permanentes. No obstante, cuando añadimos más información, como encuestas, observamos que sólo la localidad B es permanente (Fig. 13b), y que la localidad A es en realidad intermitente seco (IS, Gallart et al., 2012; Fig. 12b). Si consideramos observaciones *in situ*, fotografías aéreas o encuestas (Fig. 12b y 12c) y miramos la clasificación más detallada por hidrotipos que ofrece el diagrama flujo-pozas-seco (FPD), observamos que la localidad A se puede considerar Alternado-Fluyente (AF) o incluso Alternado (AI).

a) Datos del caudal: modelo simulado

b) Encuestas

c) Observaciones *in situ* o fotografías

Fig. 12. Resultados para la localidad A del río Onyar. Obtenidos mediante (a) datos de caudal basados en modelos simulados, (b) encuestas y (c) observaciones *in situ* o fotografías aéreas. Los resultados obtenidos de las encuestas muestran, de izquierda a derecha, el gráfico del régimen temporal o TRP (P = Permanente, IP = Intermitente con pozas, IS = Intermitente seco, E = Efímero), el gráfico de permanencia de los estados acuáticos por estación del año y el diagrama flujo-pozas-seco o FPD. El significado de las abreviaciones de los hidrotipos de los gráficos FPD se encuentra en la Tabla 2.

Fig. 13. Resultados para la localidad B del río Onyar. Obtenidos mediante (a) datos de caudal basados en modelos simulados y (b) encuestas. Los resultados obtenidos de las encuestas muestran, de izquierda a derecha, el gráfico del régimen temporal o TRP (P = Permanente, IP = Intermitente con pozas, IS = Intermitente seco, E = Efímero), el gráfico de permanencia de los estados acuáticos por estación del año y el diagrama flujo-pozas-seco o FPD. Para esta localidad no se disponía de datos obtenidos mediante observaciones *in situ* o fotografías aéreas. El significado de las abreviaciones de los hidrotipos de los gráficos FPD se encuentra en la Tabla 2.

La siguiente incógnita es saber si el régimen hidrológico IS de la localidad A es natural o fruto de una alteración hidrológica. Según TREHS, la localidad A está muy alterada: actualmente es IS pero en realidad no debería serlo. La tipología natural del río Onyar correspondería a la de la localidad B, es decir, a un río permanente (P) que debería llevar agua todo el año. En este caso, las medidas de gestión que se deberían implementar en la localidad A serían regular las extracciones de agua existentes.

Finalmente, TREHS también nos ofrece información sobre los meses o estaciones del año donde vamos a poder encontrar que el agua fluye y, por ejemplo, poder aplicar los actuales índices de calidad biológica (Fig.s 12 y 13).

TREHS y la evaluación del estado ecológico de los ríos temporales

La evaluación del estado ecológico, según la DMA, se realiza en relación a condiciones de referencia establecidas para cada tipo de río (también llamados ecotipos) (ver Box 2). No obstante, la DMA no considera explícitamente los RTs e incluso en el estado español (donde los RTs son muy frecuentes), la *Instrucción de Planificación Hidrológica* no considera ninguna tipología de RTs. Por ello, y por la necesidad de desarrollar protocolos de evaluación del estado ecológico de los RTs y testar la fiabilidad de los índices biológicos existentes, se desarrolló el proyecto LIFE+ TRivers (www.lifetrivers.eu). En este apartado se propone un protocolo para la correcta evaluación del estado de los RTs, resultante de este proyecto realizado por la Universidad de Barcelona (UB), el Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), la Agencia Catalana del Agua (ACA) y la Confederación Hidrológica del Júcar (CHJ).

Como ya se ha justificado anteriormente, las características tanto cuantitativas como cualitativas del régimen hidrológico de los RTs van a determinar un comportamiento ecológico específico, que diferirá en relación a los ríos con un régimen hidrológico permanente. Por ello, es necesario adaptar la metodología de evaluación del estado de aguas superficiales para los RTs. Considerando que la metodología de evaluación del estado de los RTs dependerá de cada hidrotipo identificado por TREHS, se propone primeramente definir nuevos ecotipos que incluyan estas diferencias. La definición de un nuevo ecotipo responde exclusivamente a la necesidad de agrupar ríos ecológicamente semejantes, que alberguen comunidades biológicas parecidas para, con ello, establecer unas condiciones de referencia particulares con las que comparar los índices biológicos. Por ejemplo, para España, se propone revisar el Real Decreto 817/2015 del 11 de septiembre para incorporar nuevas tipologías que permitan diferenciar a los RTs, establecer valores de referencia adecuados y aplicar los índices biológicos correspondientes. Algunos RTs pueden ser analizados de forma análoga a los ríos permanentes y, por tanto, en estos casos no será necesario definir un nuevo ecotipo. No obstante, en los casos que sí será necesario definir un

nuevo ecotipo, éste debe considerarse a partir del hidrotipo correspondiente al régimen hidrológico natural (Tabla 2). Por lo tanto, para una correcta evaluación del estado de los RTs, se proponen un protocolo donde el primer paso debe ser la caracterización y evaluación del régimen hidrológico para poder determinar su hidrotipo y su correspondiente ecotipo y, así, poder realizar la evaluación del estado ecológico del RT (Fig. 14).

Fig. 14. Propuesta sobre los pasos a seguir para la correcta evaluación del estado ecológico en un RT. Q: cauce. FQ: indicadores fisicoquímicos. HM: protocolo hidromorfológico (MITECO, 2019). IHG (*): índice hidrogeomorfológico adaptado para RTs (Ollero et al., 2007, 2011). QBR (*): índice de calidad del bosque de ribera (Munné et al., 1998), pero adaptado para RTs (Suárez-Alonso & Vidal-Abarca, 2000; Suárez-Alonso et al., 2002).

Primer paso: caracterización del régimen hidrológico de los ríos temporales

Como comentamos anteriormente, el primer paso debe ser la caracterización del régimen hidrológico del río. Mediante TREHS, se puede realizar dicha clasificación mediante el análisis del régimen hidrológico observado *versus* el natural y, así, determinar sus posibles alteraciones (Fig. 15). Pueden usarse las métricas calculadas con ambos regímenes y hacer la evaluación mediante TREHS, o bien el método que se considere más adecuado para identificar los casos en qué se ha pasado de una masa de agua permanente a temporal o al revés. Con las métricas obtenidas con TREHS se obtiene una nueva clasificación del régimen hidrológico diseñada específicamente para los RTs, obteniendo ocho hidrotipos (Fig. 14 y Tabla 2): permanente (Pe), casi permanente (Qp), alternado-fluente (AF), fluente-estancado (FS), estancado (St), alternado-estancado (AS), alternado (Al), ocasional (Oc), episódico (Ep).

Segundo paso: asignación de los ecotipos

A partir del hidrotipo calculado con TREHS y para el régimen natural, se asignará un nuevo ecotipo en aquellos casos en los que la temporalidad de los ríos requiera de una metodología de evaluación del estado diferente a la utilizada para los ríos permanentes. Como resultado, se obtienen cuatro ecotipos: permanente, temporal fluente, temporal estancado y temporal ocasional o episódico (Fig. 14, Tabla 3). El ecotipo permanente consiste en ríos permanentes (Pe) ya considerados por la DMA (con sus ecotipos correspondientes) pero incluyendo, además, RTs fluyendo la mayor parte del año, como es el caso de los RTs casi permanentes (Qp) y fluentes-estancados (FS) (Fig. 14, Tabla 2). Así, los hidrotipos que corresponden a los RTs quedan agrupados dentro de alguno de estos cuatro ecotipos, excepto el hidrotipo alternado (Al) que, debido a la elevada variabilidad de la permanencia de flujo y pozas de este grupo, se debería analizar según las condiciones de cada año para clasificarlo en un ecotipo concreto (Fig. 14).

Tab. 3. Propuesta de ecotipos determinados a partir de los hidrotipos que ofrece TREHS.

Ecotipo	Descripción	Hidrotipos asociados
Permanente	Permanencia del flujo elevada, de al menos 300 días/año ($0.99 < Mf \leq 0.40$) y baja permanencia de pozas ($0.00 \leq Mp \leq 0.10$).	Permanente (Pe), Casi permanente (Qp) y Fluente-Estancado (FS).
Temporal fluente	Permanencia del flujo considerable, de 100 a 300 días/año ($0.40 < Mf \leq 0.90$) y una permanencia de pozas considerable ($0.00 \leq Mp \leq 0.50$), por lo que pueden permanecer hasta el 90% del tiempo con agua (ya sea con flujo o pozas desconectadas).	Alternado-Fluente (AF) y, según las condiciones, Alternado (AI) (*).
Temporal estancado	Permanencia de pozas es considerable ($0.40 \leq Mp \leq 1.00$), mientras que la permanencia del flujo es escasa ($0.00 < Mf \leq 0.40$).	Estancado (St), Alternado-Estancado (AS) y, según las condiciones, Alternado (AI) (*).
Ocasional episódico	Sólo lleva flujo de agua o mantiene pozas durante episodios de lluvia u ocasionalmente, permaneciendo seco el cauce la mayoría del tiempo ($0.60 \leq Md \leq 1.00$).	Ocasional (Oc), Episódico (Ep) y, según las condiciones, Alternado (AI) (*).

(*): Se deberá analizar según las condiciones de cada año para clasificarlo en un ecotipo temporal concreto.

Tercer paso: evaluación del estado ecológico en función de los ecotipos

La evaluación del estado ecológico de los RTs se hará mediante la evaluación de la calidad biológica, fisicoquímica y hidromorfológica, siguiendo las directrices de la DMA (Box 2). No obstante, los indicadores a utilizar en cada caso dependerán del ecotipo, tal y como se desglosa en la Tab. 4.

Los ríos de ecotipo permanente mantendrán su actual ecotipo definido por el órgano de cuenca competente (p.ej. ríos de cabecera calcáreos; Real Decreto 817/2015 del 11 de septiembre), sean permanentes (Pe), casi permanentes (Qp) o fluente-estancado (FS), y serán evaluados con los indicadores ya existentes para los ríos permanentes (Fig. 14). Así mismo, los ríos con un régimen natural temporal pero que actualmente son permanentes (p.ej., aquellos RT que reciben efluentes de depuradora de manera continuada), serán evaluados conforme a los ecotipos actualmente existentes para ríos permanentes dada la dificultad de definir el hidrotipo que les correspondería en ausencia de la alteración hidrológica. Los ríos con un régimen natural permanente, pero que actualmente presentan un régimen temporal debido a alteraciones hidrológicas, también serán evaluados conforme a los ecotipos actuales. Este hecho puede comportar muestreos sin agua, con lo que la masa de agua tendrá un estado ecológico en mal estado. En función de cada caso, y según la DMA, podrá valorarse la posibilidad de declarar la masa de agua como muy modificada y, en tal caso, no se exigirá el buen estado ecológico sino el máximo potencial ecológico. El resto de RTs serán evaluados según su hidrotipo y ecotipo correspondiente (Tab. 3 y 4).

Tab. 4. Indicadores a utilizar para determinar el estado ecológico según los ecotipos. Cuando para un mismo ecotipo de RT exista más de un indicador para el elemento de calidad, se aplicará, como mínimo, uno de ellos. HM: protocolo hidromorfológico (MITECO, 2019). IHG: índice hidrogeomorfológico, también adaptado para RTs (Ollero et al., 2007,2011). QBR: índice de calidad del bosque de ribera (Munné et al., 1998). QBR-efímeros: adaptado para RTs (Suárez-Alonso & Vidal-Abarca, 2000; Suárez-Alonso et al., 2002).

Ecotipo	Indicadores biológicos	Indicadores fisicoquímicos	Indicadores hidromorfológicos
Permanente	Cuando fluye el agua, aplicar indicadores ya existentes para ríos permanentes en relación a los ecotipos ya existentes (1).	Cuando fluye el agua, aplicar indicadores ya existentes para ríos permanentes.	Aplicar indicadores ya existentes para ríos permanentes, como el Protocolo HM, el índice IHG o el índice QBR.
Temporal fluente	Aplicar indicadores ya existentes cuando fluye el agua (1). No obstante, para los índices basados en macroinvertebrados, se deberá estudiar más detenidamente si diferencian realmente los efectos de los impactos antrópicos de la temporalidad del flujo (Soria et al., 2020). Además, se propone desarrollar un nuevo índice de peces para este ecotipo.	Aplicar indicadores ya existentes cuando fluye el agua.	Aplicar indicadores específicos como el protocolo HM, el índice IHG o el índice QBR-Efímeros.
Temporal estancado	Se propone desarrollar indicadores específicos para pozas, ya que su permanencia es elevado, al contrario que el flujo del agua. Los peces no serán evaluados dada la variabilidad del flujo.	Aplicar indicadores ya existentes, pero considerar que pueden existir procesos de eutrofización naturales, asociados a la desecación de las pozas.	Aplicar indicadores específicos como el protocolo HM, el índice IHG o el índice QBR-Efímeros.
Temporal ocasional o episódico	No se podrán evaluar con los indicadores ya existentes (2).	No se podrán evaluar (2).	Serán claves en su evaluación dada la imposibilidad de aplicar otros indicadores. Aplicar indicadores específicos como el protocolo HM, el índice IHG o el índice QBR-Efímeros.

(1) Indicadores ya existentes: composición y abundancia de fauna y flora acuática (macroinvertebrados, peces y diatomeas).

(2) Estos indicadores están vinculados directamente a la existencia de agua (fluyente o pozas), por lo que a día de hoy no se podrán aplicar. Existen líneas de investigación en relación a la flora o fauna terrestre asociada a este tipo de ríos, que podrían ser útiles en un futuro.

Finalmente, cabe mencionar que, si bien algunos de los indicadores biológicos, fisicoquímicos y hidromorfológicos ya existentes podrían ser aplicados en determinados ecotipos (Tabla 4), para otros es necesario desarrollar algunos específicos que, como ya hemos dicho anteriormente, podrían estar basados en técnicas de *metabarcoding* para tener una resolución taxonómica más fina (en el caso de los macroinvertebrados) o en índices funcionales.

CONCLUSIONES

La principal problemática cuando se quiere incorporar los RTs en los programas de monitoreo es que, en la mayoría de los casos, falta de una metodología que integre su variabilidad hidrológica y ecológica. Así, para una correcta evaluación del estado de los RTs, en este capítulo se propone un protocolo donde el primer paso debe ser la caracterización del régimen hidrológico y la evaluación de la alteración hidrológica. En los últimos años se han desarrollado métodos alternativos para la caracterización del régimen hidrológico de los RTs, como el mapeo húmedo-seco, la teledetección, sensores, métricas hidrológicas, modelos o datos provenientes de ciencia ciudadana. No obstante, en lo que refiere a la evaluación de la alteración hidrológica, existen algunas dificultades como la falta de registros de caudales por falta de estaciones de aforo o que, cuando se dispone de datos de caudal, no se dispone de información sobre la presencia y/o permanencia de las pozas desconectadas. Al no disponer de muchos de estos datos, es necesario el desarrollo de herramientas alternativas como, por ejemplo, el programa TREHS que, mediante datos de caudales, encuestas y observaciones, permite caracterizar los RTs en diferentes hidrotipos y determinar el grado de alteración hidrológica comparando el régimen hidrológico observado y el natural. A partir de estos hidrotipos (y siempre para el régimen natural), se propone asignar un nuevo ecotipo en aquellos casos en los que la temporalidad de los ríos requiera de una metodología específica de evaluación del estado ecológico diferente a la utilizada para los ríos permanentes. Todo ello permitiría poder definir unos objetivos ambientales adecuados al régimen hidrológico de los RTs. No obstante, todavía no disponemos de indicadores que nos permitan determinar el

estado ecológico en cada uno de estos ecotipos, por lo que es imprescindible investigar indicadores alternativos (p.ej. invertebrados terrestres y semiacuáticos, biomarcadores microbianos, invertebrados del hiporreo), métodos novedosos como la taxonomía basada en ADN (*metabarcoding*) o índices basados en aproximaciones funcionales (p.ej. diversidad o redundancia funcional).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acuña, V., Datry, T., Marshall, J., Barceló, D., Dahm, C.N., Ginebreda, A., McGregor, G., Sabater, S., Tockner, K., Palmer, M.A., 2014. Why should we care about temporary waterways? *Science* 343, 1080–1082.

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., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S., Zamora-Muñoz, C., 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica* 21, 175–185.

Andersen, A.N., 1999. My bioindicator or yours? Making the selection. *J. Insect Conserv.* 3, 61–64.

Belletti, B., Rinaldi, M., Buijse, A.D., Gurnell, A.M., Mosselman, E. 2015. A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environ. Earth Sci.* 73, 2079–2100.

Bogan, M.T., Chester, E.T., Datry, T., Murphy, A.L., Robson, B. J., Ruhi, A., Stubbington, R., Whitney, J.E., 2017. Resistance, resilience, and community recovery in intermittent rivers and ephemeral streams. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., 2000. Biodiversitat i qualitat de l'aigua a la Riera de Sant Cugat (Collserola, Barcelona). I Jornades sobre la Recerca en els sistemes naturals de Collserola: aplicacions a la gestió del Parc. 45-49 pages.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51, 495–523.

Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589, 91–106.

Bonada, N., Rieradevall, M., Dallas, H., Davis, J., Day, J., Figueroa, R., Resh, V., Prat, N., 2008. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshw. Biol.* 53, 772–788.

Bonada, N., Resh, V.H., 2013. Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecological comparable freshwater systems. *Hydrobiologia* 719, 1–29.

Boulton, A.J., Suter, P.J., 1986. Ecology of temporary streams - an Australian perspective. *Limnology in Australia*, 313–327.

Boulton, A.J., Sheldon, F., Thoms, M.C., Stanley, E.H., 2000. Problems and constraints in managing rivers with variable flow regimes, in: Boon, P.J., Davies, B.R., Petts, G.E. (Eds.), *Global perspectives on river conservation: science, policy and practice*. John Wiley & Sons, London, pp. 415–425.

Boulton, A.J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshw. Biol.* 48, 1173–1185.

Boulton, A.J., 2014. Conservation of ephemeral streams and their ecosystem services: what are we missing? *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 24, 733–738.

Brown, C.A., Joubert, A.R., Beuster, J., Greyling, A., King, J.M., 2013. DRIFT: DSS Software Development for Integrated Flow Assessments. WRC Report

Bruno, D., Gutiérrez-Cánovas, C., Velasco, J., Sánchez-Fernández, D., 2016. Functional redundancy as a tool for bioassessment: A test using riparian vegetation. *Sci. Total Environ.* 566, 1268–1276.

Buck, J.L., McInnis, E., Randolph, C., 2013. The New Frontier of Education: The Impact of Smartphone Technology in the Classroom. Paper presented at the ASEE Southeast Section Conference (pp. 1–11). Macon, GA: American Society for Engineering Education.

Buytaert, W., Zulkafli, Z., Grainger, S., Acosta, L., Alemie, T.C., Bastiaensen, J., De Bièvre, B., Bhusal, J., Clark, J., Dewulf, A., Foggin, M., Hannah, D.M., Hergarten, C., Isaeva, A., Karpouzoglou, T., Pandeya, B., Paudel, D., Sharma, K., Steenhuis, T., Tilahun, S., Van Hecken, G., Zhumanova, M., 2014. Citizen science in hydrology and water resources: opportunities for knowledge generation, ecosystem service management, and sustainable development. *Front. Earth Sci.* 2, 1–21.

Chiu, M., Leigh, C., Mazor, R., Cid, N., Resh, V., 2017. Anthropogenic threats to intermittent rivers and ephemeral streams. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Cid, N., Verkaik, I., García-Roger, E.M., Rieradevall, M., Bonada, N., Sánchez-Montoya, M.M., Gómez, R., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Demartini, D., Buffagni, A., Erba, S., Karaouzas, I., Skoulikidis, N., Prat N., 2016. A biological tool to assess flow connectivity in reference temporary streams from the Mediterranean Basin. *Sci. Total Environ.* 540, 178–190.

Cid, N., Bonada, N., Carlson, S.M., Grantham, T.E., Gasith, A., Resh, V.H., 2017. High variability is a defining component of Mediterranean-climate rivers and their biota. *Water* 9, 1–24.

Cipriani, T., Tilmant, F., Branger, F., Sauquet, E., Datry, T., 2014. Impact of climate change on aquatic ecosystems along the Asse River network. In: Daniell, T. (Ed.), *Hydrology in a Changing World: Environmental and Human Dimensions*. Proceedings of FRIEND-Water 2014, Hanoi, Vietnam, IAHS Publication 363, pp. 463–468.

Costigan, K.H., Kennard, M.J., Leigh, C., Sauquet, E., Datry, T., Boulton, A.J. 2017. Flow regimes in intermittent rivers and ephemeral streams. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Datry, T., Larned, S.T., Fritz, K.M., Bogan, M.T., Wood, P.J., Meyer, E.I., Santos, A.N., 2013. Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. *Ecography* 36, 001–011.

Datry, T., Larned, S.T., Tockner, K., 2014. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience* 64 (3), 229–235.

Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J., 2017. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Deiner, K., Bik, H.M., Mächler, E., Seymour, M., Lacoursière-Roussel, A., Altermatt, F., Creer, S., Bista, I., Lodge, D.M., de Vere, N., Pfrender, M.E., Bernatchez, L., 2017. Environmental dna metabarcoding: transforming how we survey animal and plant communities. *Mol. Ecol.* 26 (21), 5872–5895.

Döll, P., Schmied, H.M., 2012. How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environ. Res. Lett.* 7, 14–37.

Eng, K., Wolock, D.M., Dettinger, M.D., 2016. Sensitivity of intermittent streams to climate variations in the USA. *River Res. Appl.* 32, 885–895.

European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Communities* 43 (L327), 1–75.

Feio, M.J., Aguiar, F.C., Almeida, S.F.P., Ferreira, J., Ferreira, M.T., Elias, C., Serra, S.R.Q., Buffagni, A., Cambra, J., Chauvin, C., Delmas, F., Dörflinger, G., Erba, S., Flor, N., Ferréol, M., Germ, M., Mancini, L., Manolaki, P., Marcheggiani, S., Minciardi, M.R., Munné, A., Papastergiadou, E., Prat, N., Puccinelli, C., Rosebery, J., Sabater, S., Ciadamidaro, S., Tornés, E., Tziortzis, I., Urbanič, G., Vieira, C., 2014. Least disturbed condition for European Mediterranean rivers. *Sci. Total Environ.* 476–477, 745–756.

Fritz, K. M., Dodds, W. K., 2002. Macroinvertebrate assemblage structure across a tallgrass prairie stream landscape. *Fundam. Appl. Limnol.* 154, 79–102.

Fritz, K., Cid, N., Autrey, B., 2017. Governance, legislation, and protection of intermittent rivers and ephemeral streams. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Gallart, F., Prat, N., García-Roger, E.M., Latron, J., Rieradevall, M., Llorens, P., Barberá, G.G., Brito, D., De Girolamo, A.M., Lo Porto, A., Buffagni, A., Erba, S., Neves, R., Nikolaidis, N.P., Perrin, J.L., Querner, E.P., Quiñero, J.M., Tournoud, M.G., Tzoraki, O., Skoulikidis, N., Gómez, R., Sánchez-Montoya, M.M., Froebrich, J., 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota, *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 3165–3182.

Gallart F., Llorens P., Latron J., Cid N., Rieradevall M., Prat, N., 2016. “Validating alternative methodologies to estimate the regime of temporary rivers when flow data are unavailable”. *Sci. Total Environ.* 565, 1001–1010. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.116

Gallart, F., Cid, N., Latron, J., Llorens, P., Bonada, N., Jeuffroy, J., Jiménez-Argudo, S-M^a, Vega, R-M^a, Solà, C., Soria, M., Bardina, M., Hernández-Casahuga, A.J. Estrela, T., Munné, A., Prat, N., 2017. “TREHS: An open-access software tool for investigating and evaluating temporary river regimes as a first step for their ecological status assessment”. *Sci. Total Environ.* 607, 519–540. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.209.

Gassman, P., Reyes, M., Green, C., Arnold, J., 2007. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Trans. Am. Soc. Agric. Biol. Eng.* 50, 1211–1250.

Gómez, R., Arce, M.I., Baldwin, D.S., Dahm, C.N., 2017. Water physicochemistry in intermittent rivers and ephemeral streams. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Guillemot, N., Kulbicki, M., Chabanet, P., Vigliola, L., 2011. Functional Redundancy Patterns Reveal Non-Random Assembly Rules in a Species-Rich Marine Assemblage. *PLoS ONE* 6(10), e26735. DOI: 10.1371/journal.pone.0026735

Gutiérrez-Cánovas, C., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., Millán, A., Bonada, N., 2015. Similarity in the difference: changes in community functional features along natural and anthropogenic stress gradients. *Ecology* 96(9), 2458–2466.

Hawkins, C.P., Olson, J.R., Hill, R.A., 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water quality assessments. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29, 312–343.

Hirsh-Pasek, K., Zosh, J. M., Golinkoff, R.M., Gray, J. H., Robb, M.B., Kaufman, J., 2015. Putting education in “Educational” Apps: lessons from the science of learning. *Psychol. Sci. in the Public Interest* 16, 3–34. DOI: 10.1177/1529100615569721.

Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Appl.* 15, 3–35. DOI: 10.1890/04-0922.

Ivkovic, K.M., Croke, B.F.W., Kelly, R.A., 2014. Overcoming the challenges of using a rainfall–runoff model to estimate the impacts of groundwater extraction on low flows in an ephemeral stream. *Hydrol. Res.* 45, 58–72.

Jacobsen, D., 2004. Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biol.* 49, 1293–1305.

Koundouri, P., Andrew J. Boulton, A.J., Datry, T., Souliotis, I., 2017. Ecosystem services, values, and societal perceptions of intermittent rivers and ephemeral streams. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Lake, P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshw. Biol.* 48, 1161–1172.

Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305.

Larned, S.T., Datry, T., Arscott, D.B., Tockner, K., 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biol.* 55, 717–738.

Leigh, C., Stubbington, R., Sheldon, F., Boulton, A.J., 2013. Hyporheic invertebrates as bioindicators of ecological health in temporary rivers: a meta-analysis. *Ecol. Indic.* 32, 62–73.

Leigh, C., Boulton, A.J., Courtwright, J.L., Fritz, K., May, C.L., Walker, R.H., Datry, T., 2016. Ecological research and management of intermittent rivers: an historical review and future directions. *Freshwater Biol.* 61, 1181–1199.

Luthy, R.G., Sedlak, D.L., Plumlee, M.H., Austin, D., Resh, V.H., 2015. Wastewater-effluent-dominated streams as ecosystem-management tools in a drier climate. *Front. Ecol. Environ.* 13, 477–485.

Lytle, D., Poff, N.L., 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends Ecol. Evol.* 19, 94–100.

Macher, J.N., Salis, R.K., Blakemore, K.S., Tollrian, R., Matthaei, C.D., Leese, F., 2016. Multiple-stressor effects on stream invertebrates: DNA barcoding reveals contrasting responses of cryptic mayfly species. *Ecol. Indic.* 61, 159–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.024>.

Martínez Santa-María, C., Fernández Yuste, J.A., 2010. IAHRIS 2.2. Indicators of Hydrologic Alteration in Rivers. Methodological reference manual. Spanish Ministry of the Environment. Polytechnic University of Madrid. http://www.ecogesfor.org/pdf/METH_REF_MANUAL_IAHRIS_v2_2.pdf (accessed 8 Jan. 2019).

Mazor, R.D., Stein, E.D., Ode, P.R., Schiff, K., 2014. Integrating intermittent streams into watershed assessments: applicability of an index of biotic integrity. *Freshw. Sci.* 33, 459–474.

MITECO, 2019. Protocolos caracterización y cálculo de métricas en hidromorfología de los ríos. <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/Protocolos-caracterizacion-y-calculo-metricas-en-hidromorfologia.aspx>.

Munné, A., Solà, C., Prat, N., 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175, 20–37.

Munné, A., Part, N., 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628, 203–225.

Munné, T., Prat, N., 2011. Effects of Mediterranean climate annual variability on stream biological quality assessment using macroinvertebrate communities. *Ecol. Indic* 11, 651–662.

Nikolaidis, N.P., Demetropoulou, L., Froebrich, J., Jacobs, C., Gallart, F., Prat, N., Lo Porto, A., Campana, C., Papadoulakis, V., Skoulikidis, N., Davy, T., Bidoglio, G., Bouraoui, F., Kirkby, M., Tournoud, M.G., Polesello, S., Barberá, G.G., Cooper, D., Gomez, R., Sánchez-Montoya, M.M., Latron, J., De Girolamo, A.M., Perrin, J.L., 2013. Towards sustainable management of Mediterranean river basins: policy recommendations on management aspects of temporary streams. *Water Policy* 15, 830–849.

Ollero, A., Ballarín, D., Díaz, E., Mora, D., Sánchez, M., Acín, V., Echeverría, M., T., Granado, D., Ibisate, D.M., Sánchez, L., Sánchez, N., 2007. Un Índice Hidrogeomorfológico (IHG) Para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographicalia* 52, 113–141.

Ollero, A., Ibisate, A., Gonzalo, L.E., Acín, V., Ballarín, D., Díaz, E., Domenech, S., Gimeno, M., Granado, D., Horacio, J., Mora, D., Sánchez Fabre, M., 2011. The IHG index for hydromorphological quality assessment of rivers and streams: updated version. *Limnetica* 30(2), 255–262.

Pawlowski, J., Kelly-Quinn, M., Altermatt, F., Apothéoz-Perret-Gentil, L., Beja, P., Boggero, A., Borja, A., Bouchez, A., Cordier, T., Domaizon, I., Feio, M.J., Filipe, A.F., Fornaroli, R., Graf, W., Herder, J., van der Hoorn, B., Jones, J.I., Sagova-Mareckova, M., Moritz, C., Barquín, J., Piggott, J.J., Pinna, M., Rimet, F., Rinkevich, B., Sousa-Santos, C., Specchia, V., Trobajo, R., Vasselon, V., Vitecek, S., Zimmerman, J., Weigand, A., Leese, F., Kahlert, M., 2018. The future of biotic indices in the ecogenomic era: Integrating (e)DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 637–638, 1295–1310.

Postel, S., Carpenter, S.R., 1997. Freshwater ecosystem services. In *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Daily GC (ed). Island Press: Washington, D.C; 195–214.

Prat, N., Gallart, F., Von Schiller, D., Polesello, S., García-Roger, E.M., Latron, J., Rieradevall, M., Llorens, P., Barberá, G.G., Brito, D., De Girolamo, A.M., Dieter, D., Lo Porto, A., Buffagni, A. Erba, S. Nikolaidis, N.P., Querner, E.P., Tournoud, M.G., Tzoraki, O., Skoulikidis, N., Gómez, R., Sánchez-Montoya, M.M., Tockner, K., Froebrich, J., 2014. The MIRAGE toolbox: an integrated assessment tool for temporary streams. *River Res. Appl.* 30, 1318–1334.

Reyjol, Y., Argillier, C., Bonne, W., Borja, A., Buijse, A.D., Cardoso, A.C., Daufresne, M., Kernan, M., Ferreira, M.T., Poikane, S., Prat, N., Solheim, A.L., Stroffek, S., Usseglio-Polatera, P., Villeneuve, B., van de Bund, W., 2014. Assessing the ecological status in the context of the European Water

Framework Directive: where do we go now? *Sci. Total Environ.* 497–498, 332–344. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.07.119.

Reynolds, L.V., Shafroth, P.B., Poff, N.L., 2015. Modeled intermittency risk for small streams in the Upper Colorado River Basin under climate change. *J. Hydrol.* 523, 768–780.

Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun, D. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conserv. Biol.* 10, 1163–1174.

Rieradevall, M., Bonada, N., Prat, N., 1999. Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (St. Llorenç del Munt, NE Spain). *Limnetica* 17, 45–56.

Romaní, M.A., Chauvet, E., Febria, C., Mora-Gómez, J., Risse-Buhl, U., Timoner, X., Weitere, M., Zeglin, L., 2017. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: prokaryotes, fungi, and protozoans. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Rosenfeld, J.S., 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98, 156–162.

Rossouw, L., Avenant, M.F., Seaman, M.T., King, J.M., Barker, C.H., du Preez, P.J., et al., 2005. Environmental water requirements in non-perennial systems. Water Research Commission Report No. 1414/1/-05, Water Research Commission, Pretoria.

Ruhí, A., Datry, T., Sabo, J.L. 2017. Interpreting beta-diversity components over time to conserve metacommunities in highly dynamic ecosystems. *Conserv. Biol.* 31(6), 1459–1468.

Sánchez-Montoya, M.M., Vidal-Abarca, M.R., Suarez, M.L., 2010. Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. *Ecol. Indic.* 10, 896–904.

Sánchez-Montoya, M.D.M., Schiller, D., Ruhí, A., Pechar, G.S., Proia, L., Miñano, J., Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L., Tockner, K., 2016. Responses of ground-dwelling arthropods to surface flow drying in channels and adjacent habitats along Mediterranean streams. *Ecology* 9, 1376–1387.

Serrana, J.M., Miyake, Y., Gamboa, M., Watanabe, K., 2019. Comparison of DNA metabarcoding and morphological identification for stream macroinvertebrate biodiversity assessment and monitoring. *Ecol. Ind.* 101, 963–972.

Skoulikidis, N. T., Sabater, S., Datry, T., Morais, M.M., Buffagni, A., Dörflinger, G., Zogaris, S., Sánchez-Montoya, M.M., Bonada, N., Kalogianni, E., Rosado, J., Vardakas, L., De Girolamo, A.M., Tockner, K., 2017. Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: status, pressures, and challenges for research and management. *Sci. Total Environ.* 577, 1–18.

Snelder, T.H., Datry, T., Lamouroux, N., Larned, S.T., Sauquet, E., Pella, H., Catalogne, C., 2013. Regionalization of patterns of flow intermittence from gauging station records. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 2685–2699.

Soria, M., Leigh, C., Datry, T., Bini, L.M., Bonada, N., 2017. Biodiversity in perennial and intermittent rivers: a meta-analysis. *Oikos* 126, 1078–1089.

Soria, M., Gutiérrez-Cánovas, C., Bonada, N., Acosta, R., Rodríguez-Lozano, P., Fortuño, P., Burgazzi, G., Vinyoles, D., Gallart, F., Latron, J., Llorens, P., Prat, N., Cid, N. 2020. Natural disturbances can produce misleading bioassessment results: Identifying metrics to detect anthropogenic impacts in intermittent rivers. *J. Appl. Ecol.* 57(2), 283–295.

Stubbington, R., Bogan, M.T., Bonada, N., Boulton, A.J., Datry, T., Leigh, C., Vander Vorste, R., 2017. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: aquatic invertebrates, in: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA.

Stubbington, R., Chadd, R., Cid, N., Csabai, Z., Miliša, M., Morais, M., Munné, A., Pařil, P., Peřić, V., Tziortzis, I., Verdonschot, R.C.M., Datry, T., 2018. Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: Current practice and priorities to enhance ecological status assessments. *Sci. Total Environ.* 618, 1096–1113.

Stubbington, R., Paillex, A., England, J., Barthès, A., Bouchez, A., Rimet, F., Sánchez-Montoya, M.D.M., Westwood, C.G., Datry, T., 2019. A comparison of biotic groups as dry-phase indicators of ecological quality in intermittent rivers and ephemeral streams. *Ecol. Ind.* 97, 165–174.

Suárez-Alonso, M.L., Vidal-Abarca, M. R., 2000. Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera, QBR (Munné et al., 1998) a los cauces fluviales de la cuenca del río Segura. *Tecnología y ciencias del agua* 201, 33–45.

Suárez-Alonso, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Sánchez-Montoya, M.D.M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Jáimez-Cuéllar, P., Munné, A., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Salinas, M^a.J., Toro, M., Vivas, S., 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica* 21, 135–148.

Sweeney, B.W., Battle, J.M., Jackson, J.K., Dapkey, T., 2011. Can DNA barcodes of stream macroinvertebrates improve descriptions of community structure and water quality? *J. N. Am. Benthol. Soc.* 30, 195–216.

Tautz, D., Arctander, P., Minelli, A., Thomas, R.H., Vogler, A. P., 2003. A plea for DNA taxonomy. *Trends Ecol. Evol.* 18, 70–74.

Tornés, E., Ruhí, A., 2013. Flow intermittency decreases nestedness and specialisation of diatom communities in Mediterranean rivers. *Freshw. Biol.* 58, 2555–2566.

Turner, D.S., Richter, H.E., 2011. Wet/dry mapping: using citizen scientists to monitor the extent of perennial surface flow in dryland regions. *Environ. Manag.* 47, 497–505.

Uys, M.C., O’Keeffe, J.H., 1997. Simple words and fuzzy zones: early directions for temporary river research in South Africa. *Environ. Manag.* 21, 517–531.

Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290– 2301.

Von Schiller, D., Bernal, S., Dahm, C.N., Martí, E., 2017. Nutrient and organic matter dynamics in intermittent rivers and ephemeral streams. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc., Cambridge, MA

Wilkes, G., Brassard, J., Edge, T.A., Gannon, V., Jokinen, C., Jones, T.H., Marti, R., Neumann, N.F., Ruecker, N.J., Sunohara, M., Topp, E., Lapen, D.R., 2013. Coherence among different microbial source tracking markers in a small agricultural stream with or without livestock exclusion practices. *Appl. Environ. Microbiol.* 79, 6207–6219.

Williams, D.D., 2006. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press, Oxford.