








































Retos y oportunidades para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales

Núria Bonada^{1,2,*} , María Mar Sánchez Montoya³ , Núria Cid^{4,1} , Raúl Acosta⁵ , María Isabel Arce⁶ , Miguel Cañedo-Argüelles⁵ , David Cunillera-Montcusí^{1,7,8} , Paloma de las Heras³ , María Díaz-Redondo³ , Zeynep Ersoy^{1,2} , José María Fernández-Calero^{1,2} , Núria Flor Arnau^{1,9} , Pau Fortuño^{1,2} , Zeus Freixinos⁶ , Joan Gomà^{1,2} , Antonio López-Pintor³ , Manuel Jesús López-Rodríguez¹⁰ , Nieves López-Rodríguez^{1,2,5} , Andrés Mellado-Díaz¹¹ , Jesús Miñano-Martínez⁶ , Felipe Morcillo³ , Antoni Munné¹² , Marc Ordeix^{13,14} , Martí Piñero-Fernández^{1,2} , Guillermo Quevedo-Ortiz^{1,2} , Nefthalí Roblas¹⁵ , Pablo Rodríguez-Lozano¹⁶ , José Vicente Rovira³ , Carlota Sánchez-Campaña^{1,2} , Judit Sánchez-Nogueras⁴ , María Soria^{1,2,13,14} , M^a Luisa Suárez Alonso⁶ , José Manuel Tierno de Figueroa¹⁷ , María del Rosario Vidal-Abarca⁶ , Dolores Vinyoles^{1,2} , Francesc Gallart⁵ , Narcís Prat¹ 

- (1) FEHM-Lab (Freshwater Ecology, Hydrology and Management), Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona (UB), Diagonal 643, 08028 Barcelona, Catalonia, Spain.
- (2) Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio), Universitat de Barcelona (UB), Diagonal 643, 08028 Barcelona, Catalonia, Spain.
- (3) Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, Unidad Docente de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid, C/ José Antonio Novais 12, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid, Spain.
- (4) IRTA Marine and Continental Waters Programme, Ctra de Poble Nou Km 5.5, E43540, La Ràpita, Catalonia, Spain.
- (5) FEHM-Lab (Freshwater Ecology, Hydrology and Management), SHE2 (Surface Hydrology, Ecology and Erosion), Institute of Environmental Assessment and Water Research (IDAEA), CSIC, Jordi Girona, 18-26, 08034 Barcelona, Spain.
- (6) Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología, University of Murcia, Campus de Espinardo 30100, Murcia, Spain.
- (7) Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República, Tacuarembó s/n, Maldonado, Uruguay.
- (8) GRECO, Institute of Aquatic Ecology, University of Girona, Girona, Spain.
- (9) Eurofins Iproma c/Lituania, 8 12006 Castelló de la Plana, Spain.
- (10) Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada (UGR), Campus de Fuentenueva s/n, 18071, Granada, Spain.
- (11) Planificación y Gestión Hídrica, Tragsatec, Grupo Tragsa-SEPI, Madrid, Spain.
- (12) ACA - Agència Catalana de l'Aigua. c/ Provença, 260. 08036-Barcelona. Catalonia/Spain.
- (13) Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis - Universitat de Vic - Universitat Central de Catalunya, Museu del Ter, Plaça de les dones del Ter 1, 08560 Manlleu, Catalonia/Spain
- (14) Aquatic Ecology Group - Universitat de Vic - Universitat Central de Catalunya, Carrer de la Laura, 13, 08500 Vic, Catalonia/Spain.
- (15) Centro de Estudios Hidrográficos - CEDEX. Paseo Bajo de la Virgen del Puerto 3, 28005 Madrid, Spain.
- (16) Departament de Geografia, Universitat de les Illes Balears, Palma, 07122, Spain.
- (17) Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada (UGR), Campus de Fuentenueva s/n, 18071, Granada, Spain.

Autora de correspondencia*: N. Bonada [bonada@ub.edu]

> 24 de octubre de 2023 - Aceptado el 31 de enero de 2024

Como citar: Bonada, N., Sánchez Montoya, M. del M., Cid, N., Acosta, R., Arce, M.I., Cañedo-Argüelles, M., Cunillera-Montcusí, D., de las Heras, P., Díaz-Redondo, M., Ersoy, Z., Fernández-Calero, J.M., Flor Arnau, N., Fortuño, P., Freixinos, Z., Gomà, J., López-Pintor, A., López-Rodríguez, M.J., López-Rodríguez, N., Mellado-Díaz, A., Miñano-Martínez, J., Morcillo, F., Munné, A., Ordeix, M., Piñero-Fernández, M., Quevedo-Ortiz, G., Roblas, N., Rodríguez-Lozano, P., Rovira, J.V., Sánchez-Campaña, C., Sánchez-Nogueras, J., Soria, M., Suárez Alonso, M.L., Tierno de Figueroa, J.M., Vidal-Abarca, M. del R., Vinyoles, D., Gallart, F., Prat, N. 2024. Retos y oportunidades para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales. *Ecosistemas* 33(1): 2632. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2655>

Retos y oportunidades para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales

Resumen: Los ríos temporales (RTs) son ecosistemas fluviales en los que los efectos de las perturbaciones antrópicas se mezclan con los de la propia perturbación natural que impone la temporalidad del flujo. A pesar de los avances en el conocimiento de los RTs, todavía persisten muchas lagunas de conocimiento que limitan el desarrollo de metodologías adecuadas para la evaluación de su estado ecológico. En esta revisión identificamos los retos actuales para la correcta evaluación del estado ecológico de los RTs y analizamos las oportunidades existentes para hacerles frente. Estos retos se centran en: la diferenciación entre RTs naturales o hidrológicamente impactados, la diferenciación entre perturbaciones naturales y antrópicas, el desarrollo de índices biológicos para pozas desconectadas y cauces secos, la adaptación de los índices hidrogeomorfológicos, y la aplicación de la teoría de metacomunidades en RTs. Las oportunidades están relacionadas con: el uso de nuevas herramientas moleculares, la existencia de índices alternativos a los tradicionales, la disponibilidad de datos para poder hacer modelización, y la implicación social en la evaluación del estado hidrológico y ecológico. La revisión se centra mayoritariamente en el conocimiento científico y de gestión acumulado desde la implementación de la DMA en España, pero recoge experiencias en otros RTs del mundo para guiar acciones de conservación y gestión en estos ecosistemas únicos y altamente amenazados por el cambio global.

Palabras clave: bioindicadores; calidad del agua; cauces secos; Directiva Marco del Agua; índices biológicos; pozas desconectadas

Challenges and opportunities for the assessment of the ecological status in temporary rivers

Abstract: Temporary rivers (TRs) are stream ecosystems in which the effects of anthropogenic disturbances are mixed with the effects of the natural disturbance imposed by flow intermittence. Despite the advances in TRs research, many gaps persist that limit the development of appropriate methodologies for the assessment of the ecological status. In this review, we identify the current challenges for the assessment of the ecological status of TRs and analyze the existing opportunities to address these challenges. These challenges focus on: the differentiation between natural and hydrologically impacted TRs, the differentiation between natural and anthropogenic disturbances, the development of biological indices for disconnected pools and dry riverbeds, the adaptation of hydrogeomorphological indices, and the application of the metacommunity theory in TRs. The opportunities are related to: the use of molecular tools, the existence of alternative indices to the traditional ones, the availability of data to be able to do modeling, and the social implication in the assessment of the hydrological and ecological status. The review focuses mainly on the scientific and management knowledge accumulated since the implementation of the Water Framework Directive in Spain but gathers experiences from TRs around the world to guide conservation and management actions in these unique ecosystems highly threatened by global change.

Keywords: bioindicators; biotic indices; disconnected pools; dry riverbeds; Water Framework Directive; water quality

Introducción

Los ecosistemas están sujetos a perturbaciones naturales y antrópicas que alteran la estructura y función de sus comunidades biológicas y los servicios ecosistémicos que nos ofrecen (IPBES 2019). Las sequías, las inundaciones, los incendios o los tornados son ejemplos de perturbaciones naturales, mientras que los cambios en el uso del suelo, el cambio climático o las invasiones biológicas son algunas de las perturbaciones antrópicas más comunes (IPCC 2022). Ambos tipos de perturbaciones han incrementado en frecuencia e intensidad durante las últimas décadas por el impacto creciente del cambio global y a menudo se superponen sinérgicamente, desafiando las acciones de conservación y gestión. Un ejemplo de estos ecosistemas son los ríos temporales (RTs), definidos como ecosistemas fluviales que dejan de fluir en algún momento del año o que se secan por completo. En estos ríos, la temporalidad del flujo o del agua puede considerarse una perturbación natural a la que se le añaden las perturbaciones antrópicas. Los RTs representan aproximadamente el 60% de la red fluvial mundial y son los ecosistemas fluviales dominantes en las regiones áridas y semiáridas, como el Mediterráneo (Messenger et al. 2021). Además, las proyecciones futuras sugieren que su extensión, en el espacio y en el tiempo, aumentará significativamente en algunas regiones como resultado de los cambios en el clima, el uso del suelo, o su interacción (Döll y Schmied 2012). A pesar de su relevancia mundial y de los numerosos servicios ecosistémicos que proporcionan (Datry et al. 2018; Vidal-Abarca et al. 2023), los RTs han sido históricamente ignorados por investigadores, gestores y la sociedad en general (Acuña et al. 2014). En las últimas décadas se ha avanzado de manera significativa en su conocimiento, pero todavía persisten muchas brechas científicas y de gestión (Datry et al. 2021).

Los cambios hidrológicos de los RTs permiten la presencia de diferentes estados acuáticos que difieren en la proporción de los diferentes hábitats disponibles. Gallart y colaboradores (2012) proponen categorizar la dinámica temporal de los RTs en seis estados acuáticos útiles para la gestión de estos ríos (Fig. 1). La duración de cada uno de ellos depende del régimen de precipitación anual y de las condiciones geomorfológicas locales, tales como el tipo y permeabilidad del sustrato (Bonada et al. 2007). A menudo, estos estados acuáticos se agrupan en tres fases: fluyente, de pozas y seca. La fase fluyente está caracterizada por la presencia de caudal circulante e incluye rápidos (hábitats lóticos), más o menos predominantes, conectados a pozas (hábitats lénticos). La fase de pozas incluye, exclusivamente, pozas desconectadas (hábitats lénticos), mientras que la fase seca incluye cauces totalmente secos (hábitats terrestres) (Gallart et al. 2012) (Fig. 1).

Las especies, tanto acuáticas como terrestres, se alternan entre los tres tipos de fases, lo que resulta en una elevada diversidad beta temporal (Tonkin et al. 2017; Sánchez-Montoya et al. 2020a, 2022). Sin embargo, desde una perspectiva acuática, los RTs tienen menor diversidad local (diversidad alfa) que los ríos permanentes (Soria et al. 2017), y ésta disminuye significativamente al aumentar la duración de la fase seca (Datry et al. 2014; Sánchez-Montoya et al. 2018). La pérdida de caudal implica la desaparición de especies acuáticas adaptadas a los hábitats lóticos, pero también la aparición de especies que se encuentran exclusivamente en las pozas desconectadas. Con el tiempo, las condiciones abióticas de las pozas cambian y, con ellas, la composición de especies de sus comunidades acuáticas, dependiendo de cuándo se hayan desconectado las pozas y de las características locales (Bonada et al. 2020). Estas pozas pueden albergar muchas especies y contribuir significativamente a la biodiversidad de algunos RTs, o pueden tener una diversidad muy pobre debido a la adversidad de las condiciones abióticas (p.e. concentración baja de oxígeno disuelto en el agua; Bonada et al. 2020). Eventualmente, la pérdida de agua superficial desencadena respuestas variadas. Algunos organismos acuáticos simplemente mueren; otros emergen y completan su ciclo en el ecosistema terrestre; otros migran a otras pozas o al hiporreos; otros pueden mantenerse activos mientras haya humedad (p.e. los microorganismos; Arce et al. 2019; Vidal-Abarca et al. 2020); y otros activan formas de resistencia que permanecen latentes en el cauce seco hasta la reanudación del caudal después de la lluvia (Bogan et al. 2017). Esta reanudación del caudal es otro momento clave para las comunidades acuáticas. Los organismos recolonizan los hábitats que ahora fluyen y las comunidades se reorganizan siguiendo procesos de sucesión secundaria (Bonada et al. 2020) (Fig. 2).

Desde una perspectiva terrestre, a medida que el flujo de agua superficial comienza a desaparecer, los organismos terrestres colonizan los cauces secos desde los ecosistemas adyacentes (riberas y laderas: Steward et al. 2022; Sánchez-Montoya et al. 2016) (Fig. 2). Estas comunidades terrestres son clave desde una perspectiva taxonómica, funcional y ecológica (Sánchez-Montoya et al. 2020a, 2020b), pero han sido mucho menos estudiadas que las comunidades acuáticas. Los estudios existentes en Europa (Francia: Corti y Datry 2016; España: Sánchez-Montoya et al. 2016, 2020b; Vidal-Abarca et al. 2023) revelan que los cauces secos soportan una elevada diversidad de invertebrados y plantas terrestres, que podría ser altamente dependiente de la humedad del sedimento y cómo ésta se preserve a lo largo de la fase seca (Sánchez-Montoya et al. 2016).

FASE FLUYENTE



Figura 1. Estados acuáticos según Gallart et al. (2012) agrupados según si corresponden a la fase fluyente, de pozas desconectadas o a la fase de cauces secos. Créditos: MIRAGE and TRivers projects.

Figure 1. Aquatic states according to Gallart et al. (2012) grouped based on whether they correspond to the flowing phase, disconnected pools phase, or dry riverbed phase. Photo credits: MIRAGE and TRivers projects.

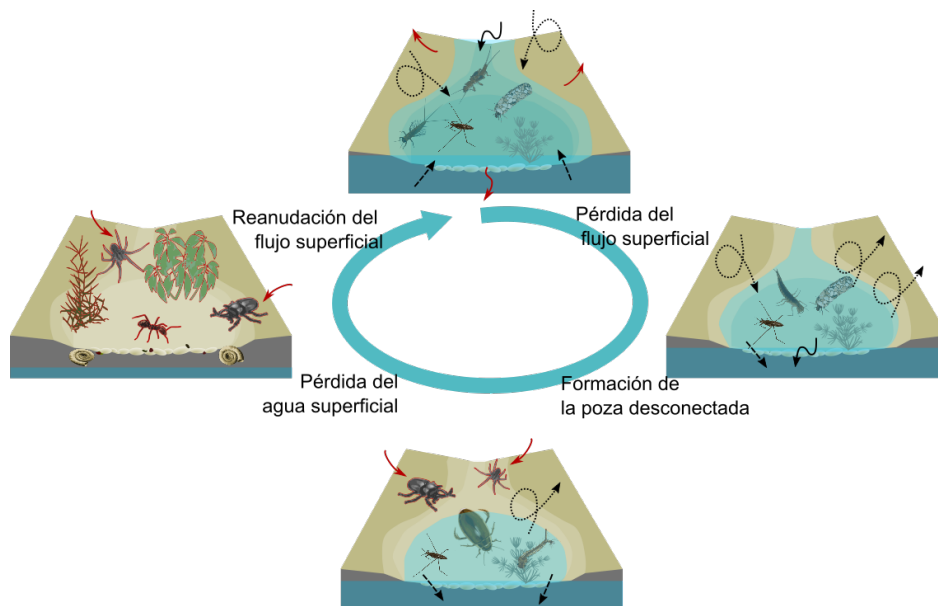


Figura 2. Cambios en la composición de especies entre comunidades acuáticas y terrestres a lo largo del ciclo hidrológico de los ríos temporales. Las flechas negras continuas indican organismos que llegan o salen a través de la vía fluvial, las flechas con puntos indican organismos que llegan o salen por vía aérea, mientras que las flechas con líneas discontinuas indican organismos que recolonizan a partir de formas de resistencia y que estaban en el hiporreos. Los hábitats terrestres que aparecen con el secado están colonizados (flechas rojas) por diferentes especies de plantas e invertebrados terrestres (símbolos con borde rojo).

Figure 2. Changes in species composition between aquatic and terrestrial communities throughout the hydrological cycle of temporary rivers. Solid black arrows indicate organisms that arrive or depart through the waterway, dotted arrows indicate organisms that arrive or depart through the air, while dashed arrows indicate organisms that recolonize from resistant forms remaining in the hyporheic zone. Terrestrial habitats that appear during drying are colonized (red arrows) by different species of terrestrial plants and invertebrates (symbols with red stroke).

Las comunidades de invertebrados terrestres están constituidas por hormigas, colémbolos y ácaros, como los más numerosos en los ámbitos mediterráneos, junto a arañas y escarabajos, importantes por su contribución a la diversidad faunística, frecuencia y biomasa. También destacan crustáceos isópodos y diversos insectos (como grillos y tijeretas, algunos propios de estos ambientes), sin olvidar gasterópodos (caracoles y babosas) y otros invertebrados no artrópodos (lombrices de tierra u oligoquetos). En formas más edáficas de los cauces secos aparecen otros grupos complementarios en la comunidad, tales como los miriápodos (quilópodos o ciempiés de varios órdenes y diplópodos o milpiés), o grupos menos conocidos de insectos como los psicópteros, embiópteros, o insectos sin alas como zigentomas y microcorifios (pececillos plateados y pececillos saltarines, respectivamente) (Sánchez-Montoya et al. 2016, 2020b; Steward et al. 2017, 2022). En cuanto a las comunidades vegetales terrestres, las especies anuales reemplazan gradualmente a las acuáticas durante la fase seca, y los cauces secos que exhiben condiciones secas prolongadas pueden colonizarse completamente por plantas terrestres perennes (Vidal-Abarca et al. 2020; Martínez-Yoshino et al. 2021). Estas plantas influyen en su entorno fluvial, actuando como ingenieros del ecosistema al facilitar la acumulación de sedimentos con nutrientes y material orgánico que estarán disponibles para los organismos río abajo, con la reanudación del caudal (Steward et al. 2012).

La Directiva Marco del Agua (DMA; Comisión Europea 2000) representó un cambio de paradigma y una revolución en la gestión de los ecosistemas fluviales (Moss 2008). Sin embargo, a pesar de estos avances, la DMA no considera explícitamente los RTs. Sí se incluyeron, en parte, en el proceso de intercalibración entre los estados miembros mediterráneos con el fin de garantizar la comparabilidad entre los métodos y las clases de calidad desarrollados por cada país (Comisión Europea 2011), pero en la actualidad, cada estado miembro utiliza sus propios métodos para evaluar el estado ecológico de los RTs (Feio et al. 2014; Reyjol et al. 2014), o simplemente no son considerados como masa de agua (p.e. en Francia: D5.2 en www.dryver.eu/results/reports-and-documents). En España, los RTs se incorporaron de manera preliminar en la normativa legal relativa a la evaluación del estado de las masas de agua desarrollada para la implementación de la DMA mediante la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) (Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre (MARM 2008)), y posteriormente mediante el Real Decreto 817/2015 de evaluación del estado de las aguas superficiales (MAGRAMA 2015). En la IPH se mencionan específicamente a los RTs para el establecimiento de los caudales ambientales y para la evaluación hidrológica, donde los ríos se clasifican en 4 tipologías: permanentes, temporales o estacionales, intermitentes o fuertemente estacionales, y efímeros. Estas tipologías se definieron en base al número de días con condiciones de flujo al año, pero esta clasificación no se trasladó a los tipos de ríos para la evaluación ecológica. Posteriormente, el Real Decreto define 37 tipos de ríos, con las correspondientes condiciones de referencia y límites de cambio de clases de calidad. Tres de estos tipos se refieren a los RTs de las Islas Baleares, demarcación hidrográfica en la que todos los ríos son temporales, que fueron incorporados en el Plan Hidrológico de las Islas Baleares del año 2009 y desarrollados en el del año 2011 (García y Rodríguez-Lozano 2020). Ninguno de los otros tipos para el resto de las demarcaciones hidrográficas se refiere a RTs, aunque la mayoría de los tipos definidos contienen una elevada proporción de RTs. Más recientemente, y en base a los estudios previos de Gallart et al. (2012), en las cuencas catalanas (NE España) se han incorporado en el Plan de Cuenca tipologías adicionales de RTs y un protocolo para su clasificación y evaluación de su estado ecológico (Munné et al. 2021).

Según la DMA, el estado ecológico de los ríos es una medida de calidad definida a partir de elementos biológicos, hidrogeomorfológicos y fisicoquímicos (Comisión Europea 2000). La evaluación de la calidad biológica considera varios elementos biológicos (diatomeas, macrofitos, macroinvertebrados y peces) y se determina en relación con un tipo de río establecido y su condición de referencia (Bailey et al. 2004). Esta calidad biológica se complementa con elementos de calidad hidrogeomorfológica (p.e., caudal, calidad de la vegetación de ribera, o aspectos sobre la morfología fluvial; Florsheim et al. 2008; Ollero et al. 2021), la fisicoquímica general (p.e., oxígeno y nutrientes), y la concentración de contaminantes específicos (incluyendo las sustancias preferentes, es decir, aquellas que presentan un riesgo significativo para las aguas superficiales debido a su especial toxicidad, persistencia y bioacumulación) (p. e., Tueros et al. 2009). Sin embargo, las metodologías actuales para evaluar el estado ecológico fueron diseñadas y desarrolladas para ríos permanentes y resultan en una inexacta evaluación del estado ecológico de los RTs (Tabla 1). Esto se debe a que no permiten distinguir entre los efectos de las perturbaciones naturales (temporalidad del agua) de las antropogénicas (Soria et al. 2020), muy probablemente porque las mismas características de resiliencia y resistencia que permiten a las especies hacer frente a la temporalidad, les permiten hacer frente a las perturbaciones antrópicas (Vinebrooke et al. 2004). Por ejemplo, los índices de macroinvertebrados estandarizados aplicados a RTs de referencia no consiguen llegar a los niveles de calidad que les corresponde, incluso considerando niveles de calidad adaptados para estos ríos (Munné et al. 2021) (Tabla 1). Para macrofitos, en España, sólo el 52% de los tramos de referencia que son RTs (n=25) alcanzan el "Muy buen estado", mientras que para los permanentes (n=202) este porcentaje sería del 84% (Mellado-Díaz, com. pers.).

Debido al limitado funcionamiento de los índices biológicos en los RTs, en los últimos años en España se han empezado a diseñar metodologías específicas para estos ríos. Por ejemplo, en el caso de la Demarcación Hidrográfica Islas Baleares, en la que todos los ríos son RTs, se han desarrollado índices biológicos para diatomeas y macroinvertebrados (Delgado et al. 2012; García et al. 2014). Por su parte, en el marco del proyecto LIFE+ TRivers se desarrolló el TREHS (Estado Ecológico e Hidrológico de los Ríos Temporales) (Gallart et al. 2017), una herramienta que permite a los gestores (1) conocer el régimen hidrológico real de los RTs incluso sin datos de estaciones de aforo, (2) evaluar el estado hidrológico de un río comparando el régimen hidrológico real con el natural, (3) proporcionar un calendario sobre el estado acuático más probable en cada momento para guiar el muestreo, y (4) clasificar y representar en un triángulo denominado FPD (*Flow, Pools and Dry plot*, por sus siglas en inglés) los RTs en 8 hidrotipos, en función de la frecuencia relativa de flujo (Mf), pozas desconectadas (Mp) y cauces secos (Md) a lo largo de un año (Fig. 3a). Más recientemente, la "Guía para la evaluación de las aguas superficiales y subterráneas", publicada en octubre de 2020 (MITECO 2020 —ver Anexo 1 de la guía—), adopta la metodología TREHS y simplifica los 8 hidrotipos en los 4 para caudales ambientales definidos en la IPH. Además, adapta los valores de Mf, Mp y Md para estos 4 hidrotipos y sugiere estrategias de muestreo específicas para cada uno (Fig. 3b, c). Así, según esta guía, el primer hidrotipo considera las masas de agua permanentes y cuasipermanentes (H1: H1-1 y H1-2, respectivamente), que deben evaluarse sin modificación de los

protocolos. El segundo hidrotipo (H2) considera los RTs que fluyen durante una gran parte del año, y que deben ser evaluados adaptando el calendario de muestreo. El tercer hidrotipo (H3) incluye las masas de agua con pozas desconectadas durante una gran parte del año, y para los que todavía se necesitan desarrollar nuevos índices que permitan una evaluación correcta de la calidad biológica. Finalmente, el cuarto hidrotipo (H4) considera conjuntamente los RTs ocasionales y episódicos, que están secos durante una gran parte del año. Para este último es posible que las comunidades biológicas (acuáticas) no tengan tiempo suficiente para establecerse por completo, y se sugiere que se recurra a índices exclusivamente hidrogeomorfológicos, a pesar de que las comunidades terrestres podrían ser una buena alternativa si se desarrollan indicadores específicos (Stubbington et al. 2019).

Las características de los RTs y las evidencias existentes hasta la fecha ponen de manifiesto numerosas lagunas de conocimiento que limitan el desarrollo de metodologías adecuadas para la evaluación de su estado ecológico. Así pues, el objetivo de esta revisión es identificar los retos actuales para la correcta evaluación del estado ecológico de los RTs y analizar las oportunidades existentes para hacer frente a estos retos. La revisión se centra mayoritariamente en el conocimiento científico y de gestión acumulado desde la implementación de la DMA en España, pero recoge experiencias en otros RTs del mundo para guiar acciones de conservación y gestión en estos ecosistemas únicos y altamente amenazados por el cambio global.

Tabla 1. Índices biológicos más utilizados en España para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua según la Directiva Marco del Agua (DMA) y funcionamiento en ríos temporales (RTs).

Table 1. Most commonly used biological indicators in Spain for assessing the ecological status of water bodies according to the Water Framework Directive (WFD) and their performance in temporary rivers (RTs).

Elemento biológico	Índice biológico	Aplicación en RTs	Funcionamiento en RTs
Diatomeas	IPS	Burfeid et al. com. pers.	Funciona adecuadamente en ríos de Cataluña estacionales, pero no en situaciones de estrés hídrico continuado o ríos extremadamente temporales.
	DIATMIB	Delgado et al. 2012	Buen funcionamiento en Baleares donde todos los ríos son RTs. Se desconoce su respuesta fuera de Baleares.
Macrófitos	IBMR	Papastergiadou y Manolaki 2012 ; Lazaridou et al. 2016 ; Stefanidis et al. 2022	No funciona adecuadamente en su aplicación en RTs de Chipre y Grecia debido a la falta de taxones indicadores característicos de RTs. Así, en Grecia se recomienda incluir especies indicadoras de RTs para que el índice IBMR _{GR} funcione mejor.
Macroinvertebrados	IBMWP	Munné y Prat 2009, 2011 ; Soria et al. 2020	Posible buen funcionamiento durante la fase fluyente de los RTs, pero sólo en años húmedos y si la permanencia del flujo es lo suficientemente larga y predecible.
	IMMi-T	Munné y Prat 2009 ; Soria et al. 2020	Posible buen funcionamiento durante la fase fluyente de los RTs pero requiere calibración (i.e. adaptando las condiciones de referencia y la respuesta al gradiente de impactos antropogénicos).
	IASPT	Soria et al. 2020	Posible buen funcionamiento durante la fase fluyente de los RTs pero requiere calibración (i.e. adaptando las condiciones de referencia y la respuesta al gradiente de impactos antropogénicos).
	IMMi-L	Munné y Prat 2009	Posible buen funcionamiento durante la fase fluyente de los RTs pero requiere calibración (i.e. adaptando las condiciones de referencia y la respuesta al gradiente de impactos antropogénicos).
	INVMIB	García et al. 2014	Buen funcionamiento en Baleares donde todos los ríos son RTs. Su respuesta fuera de Baleares no se conoce.
Peces	EFI+ Guadiana	Magalhães et al. 2008 ; Hermoso et al. 2010	Están basados en el EFI+ (EFI+ CONSORTIUM 2009), cuyo uso no es muy recomendable en RTs debido a los requerimientos de muestreo y especificaciones. Además, para RTs la densidad y la riqueza podría estar subestimada si los muestreos se realizan al inicio de la fase fluyente ante de que las comunidades se hayan recuperado tras la mortalidad estival, o sobre-subestimada sobre todo en pozas desconectadas, donde la mortalidad puede ser muy elevada o pueden albergar grandes densidades y riqueza de especies que encuentran su único refugio en estos hábitats. Debido a que no fue posible obtener un índice EFI+ intercalibrado para los diferentes estados miembros, ni tampoco a nivel estatal, se desarrollaron índices para cada cuenca o demarcación hidrográfica, adaptados a los RTs.
	EFI+ Júcar	Aparicio et al. 2011	
	IBICAT	Benejam et al. 2016 ; García-Berthou et al. 2016	

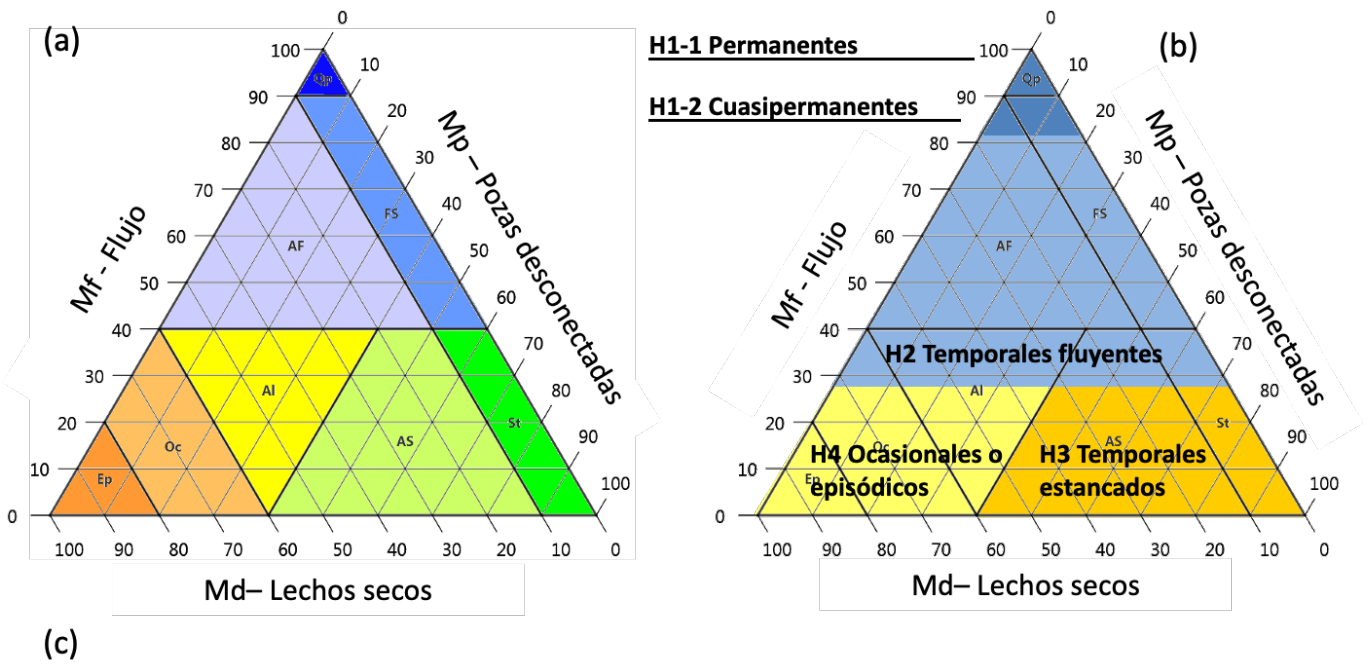


Figura 3. (a) Triángulo FPD del software TREHS desarrollado en el proyecto LIFE+ TRivers, que identifica 8 hidrotipos (incluidos los permanentes) para ríos temporales (Gallart et al. 2017) en función de las frecuencias de las tres fases (%): Qp para cuasipermanentes, AF para fluyentes alternos, FS para fluyentes estancados, St para estancados, AS para alternos estancados, AI para alternos, Oc para ocasionales y Ep para episódicos; (b) adaptación del triángulo FPD a los 4 hidrotipos para caudales ambientales definidos en la IPH (Instrucción de Planificación Hidrológica), y (c) frecuencia de caudal, pozas desconectadas y cauces secos para los 4 hidrotipos de la IPH y su equivalencia en el proyecto TRivers (b). Adaptado del Anexo 1 de la "Guía para la evaluación de las aguas superficiales y subterráneas" (MITECO 2020).

Figure 3. (a) FPD triangle from the TREHS software developed in the LIFE+ TRivers, identifying 8 hydrotypes (including permanent ones) for temporary rivers (Gallart et al. 2017) using the frequencies of the three phases (%): Qp for quasi-permanent, AF for alternating flow, FS for stagnant flow, St for stagnant, AS for alternating stagnant, AI for alternating, Oc for occasional, and Ep for episodic; (b) adaptation of the FPD triangle to the 4 environmental flow hydrotypes defined in the IPH (Hydrological Planning Instruction), and (c) flow frequency, disconnected pools, and dry channels for the 4 IPH hydrotypes and their equivalence in the TRivers project (b). Adapted from Annex 1 of the "Guía para la evaluación de las aguas superficiales y subterráneas" (MITECO 2020).

Retos para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales

RETO 1: Diferenciación entre ríos temporales naturales o hidrológicamente impactados

A pesar de que la temporalidad es un fenómeno natural en los ríos de clima Mediterráneo, algunos RTs son ríos permanentes hidrológicamente impactados, cuyo carácter temporal es consecuencia de la actividad humana (p.e. extracciones de agua; Chiu et al. 2017). Asimismo, aunque menos común, algunos RTs naturales se han transformado en permanentes tras recibir efluentes de depuradora o excedentes de canales de riego (Martín-Vide 1999). Diferenciar entre RTs naturales o hidrológicamente impactados es complejo, y disponer de información sobre el régimen natural del río, así como de sus impactos hidrológicos potenciales es clave.

La información sobre el régimen natural del río se puede obtener a partir de modelos de precipitación-escorrentía, de registros obtenidos antes de su alteración, o de registros de ríos en condiciones climáticas y fisiográficas similares. Cuando se dispone de la información adecuada del régimen natural y del real el grado de alteración hidrológica se suele estimar comparando diversas métricas, cuya influencia sobre la vida acuática se conoce o supone (Poff et al. 2010). Normalmente las métricas utilizadas para estimar la alteración hidrológica de los ríos se basan en variables que consideran el régimen de caudales, lo cual es muy complejo de obtener para RTs. Por lo tanto, es necesario el desarrollo de métricas alternativas que consideren datos complementarios (Gallart et al. 2017). Dentro de las herramientas disponibles en la actualidad, la herramienta TREHS permite estimar 6 métricas del régimen temporal de los ríos temporales utilizando diversos tipos de información, y estimar el grado de alteración hidrológica en base a unas tablas de 'criterio de experto' que pueden ser modificadas por el usuario si éste dispone de la información adecuada para valorar la relevancia de cada métrica sobre la vida acuática. Por otra parte, la herramienta BIOAS-Tool (Cid et al.

2016) permite deducir el estado hidrológico a partir de las comunidades biológicas, y éste se podría contrastar con la alteración hidrológica de la cuenca (es decir, impactos que puedan potencialmente modificar el régimen hidrológicos como extracciones, presas o azudes). Algo similar fue propuesto por Fritz y colaboradores en EEUU para inferir la permanencia del flujo utilizando musgos acuáticos y ribereños (Fritz et al. 2009), o más recientemente, macroinvertebrados acuáticos (Fritz et al. 2023).

RETO 2: Diferenciación entre perturbación natural y antrópica

Existen especies con adaptaciones específicas a los RTs (Bogan et al. 2017) pero, en general, las comunidades acuáticas de estos ríos están formadas por pocas especies de carácter generalista, lo que les permite hacer frente a las condiciones cambiantes. Ello conlleva que la respuesta a las perturbaciones antrópicas no sea clara y pueda confundirse con los efectos de la propia perturbación natural que supone la temporalidad, más aún cuando los dos tipos de perturbaciones actúan simultáneamente (Bonada y Resh 2013; Belmar et al. 2019; Soria et al. 2020). Por ejemplo, en las pozas desconectadas de los RTs pueden acumularse grandes cantidades de detritus que pueden eutrofizar el agua, efecto similar al que podría generarse a causa de la contaminación por fertilizantes o aguas residuales (Bonada et al. 2020). Además, y teniendo en cuenta la elevada variabilidad espacial y temporal de los RTs (p.e. las comunidades cambian entre estados acuáticos, en función de la duración del periodo de sequía), las comunidades acuáticas son, de manera natural, muy variables (Bonada et al. 2020). Estas circunstancias hacen que definir una comunidad de referencia para cada hidrotipo sea complejo.

Estudios previos han mostrado que existen taxones (p.e. Hydrophilidae) cuya presencia durante la fase de flujo ya indicaría que se trata de un RT de referencia sin tener que disponer de datos hidrológicos (Cid et al. 2016). Ello supone un primer paso para la determinación de las condiciones de referencia en RTs, pero la gran variabilidad de las comunidades de estos ríos limita su generalización, con lo que se generan dudas de si realmente es posible definir condiciones de referencia fijas para RTs o si éstas deberían ser cambiantes en función del estado acuático en el que se encuentran, además de incorporar información a largo plazo sobre su variabilidad interanual (Soria et al. 2020). De hecho, hay estudios que muestran cómo los índices de calidad biológica actuales sólo funcionan en los RTs si se trata de un año húmedo (Munné y Prat 2011; Mazor et al. 2014) y si la permanencia del flujo es lo suficientemente larga y predecible (p.e. hidrotipos cuasipermanentes o temporales fluyentes; Gallart et al. 2012, 2017). Otra opción sería utilizar nuevos índices de calidad biológica a nivel de género o especie, o índices funcionales basados en rasgos biológicos específicos que puedan responder a las perturbaciones antrópicas independientemente de la temporalidad (Soria et al. 2020).

RETO 3: Desarrollo de índices biológicos para pozas desconectadas

La importancia de considerar las pozas desconectadas como parte de la evaluación del estado ecológico de una masa de agua se fundamenta en que: 1) todas las masas de agua con algún grado de temporalidad pueden presentar pozas entre el 18 y el 100 % del tiempo a escala anual (ver Fig. 3c); 2) las administraciones competentes en materia de gestión del Dominio Público Hidráulico actualmente no evalúan el estado ecológico de las pozas desconectadas por falta de metodologías apropiadas; 3) las pozas son hábitats clave para la conservación de numerosas especies, ya que actúan como refugios de biodiversidad acuática a nivel local y regional; 4) las pozas son hábitats transitorios para especies lólicas (durante las etapas iniciales) y lénticas; 5) las pozas pueden tener intercambios limitados o nulos con aguas subterráneas cuya calidad fisicoquímica se altera de manera natural; y, finalmente, 6) se espera que la presencia de pozas en el cauce de los ríos aumente de la misma manera que aumentarán los RTs por el cambio global (Bonada et al. 2020) (Fig. 4).

En la actualidad, no existen índices diseñados específicamente para evaluar la calidad biológica de las pozas desconectadas, y los que se usan en ríos permanentes o que pueden funcionar en RTs, no se aplican porque algunas de estas pozas pueden tener pocas especies de manera natural, y la mayoría son tolerantes a la contaminación (Bonada et al. 2020). Los índices para estas pozas podrían considerar diatomeas, macroinvertebrados u otros elementos de calidad utilizados en ecosistemas lénticos (p.e. anfibios o comunidades planctónicas; Van den Broeck et al. 2015). Los macrófitos también pueden ser comunes en pozas desconectadas pero su presencia es irregular y, por lo tanto, hay menos oportunidades de utilizarlos como elemento biológico. No obstante, los macrófitos han sido propuestos como bioindicadores en pequeños ecosistemas lénticos (p.ej. Labat et al. 2022), por lo que sería posible la adaptación de alguno de estos índices o metodologías a las particularidades de las pozas desconectadas. Los peces son elementos clave desde el punto de vista de la conservación en pozas desconectadas, pero a menudo no están presentes o, si lo están, las comunidades están formadas por una o pocas especies (Bonada et al. 2020). Asimismo, los índices funcionales basados en rasgos biológicos (p.e. redundancia funcional de la comunidad de macroinvertebrados) también podrían ser una buena opción para pozas desconectadas (Soria et al. 2020), aunque éstos métodos están todavía en fases muy preliminares, y son necesarias más investigaciones para elaborar índices alternativos y estandarizar sus puntuaciones para poder hacer comparaciones entre las cuencas hidrográficas mediterráneas (p.e. Magalhaes et al. 2008 o Hermoso et al. 2010).

El desarrollo de índices biológicos específicos para pozas desconectadas requeriría considerar tanto los factores locales como regionales que determinan las comunidades biológicas. Los factores locales incluirían el régimen hidrológico (p.e. pozas confinadas por roca madre frente a pozas con interacciones de agua subterránea; Bonada et al. 2020), la fisicoquímica del agua, el tamaño de la poza, la heterogeneidad del sustrato, el tiempo transcurrido desde la desconexión, la duración de la poza y las interacciones bióticas que puedan establecerse. Los factores regionales incluirían la distancia a otros hábitats de agua dulce que actúan como fuente de organismos, incluidas otras pozas desconectadas o masas de agua permanentes de la misma cuenca o de cuencas cercanas (Cid et al. 2020).

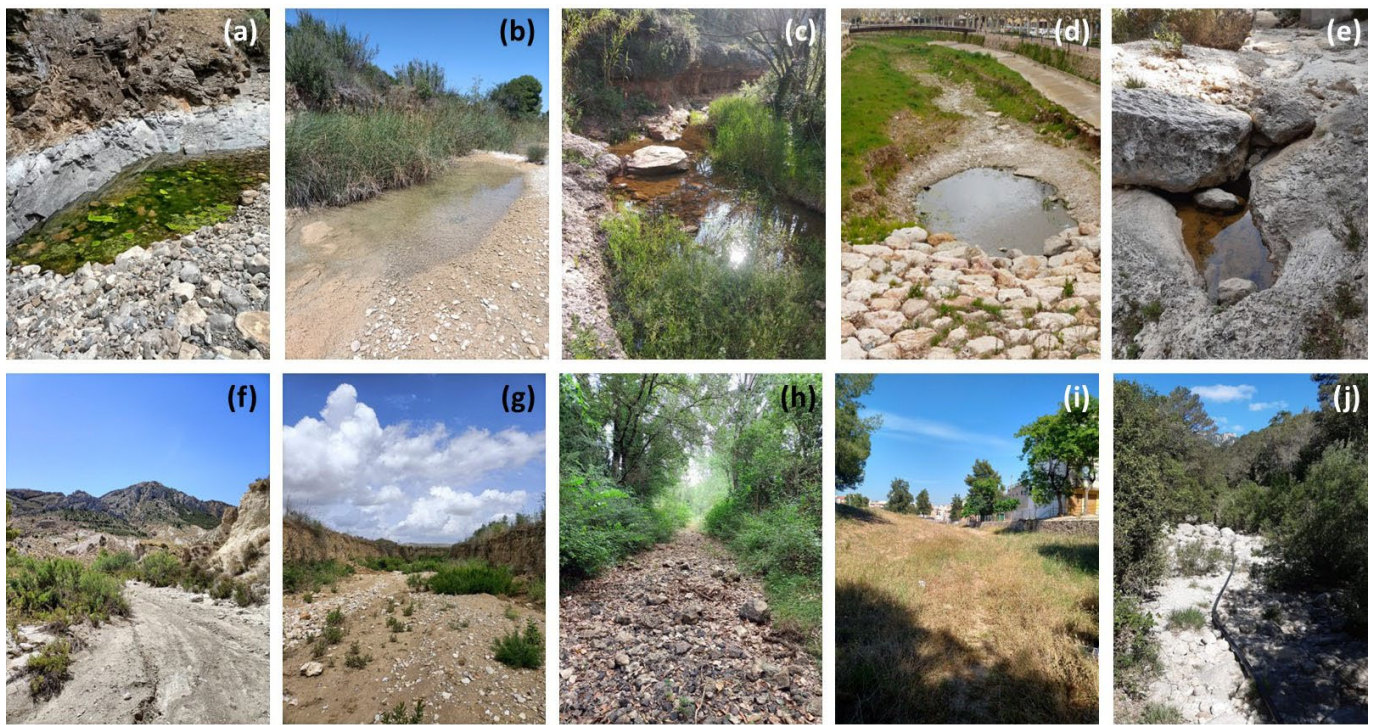


Figura 4. Pozas desconectadas y cauces secos de ríos temporales de la península ibérica. (a) Río Despeñaperros (cuena del Guadalquivir); (b) Río Algars (cuena del Ebro); (c) Riera de Rellinars (cuena del Llobregat); (d) Río Daró (cuena del Daró); (e) Barranc de la Fou (cuena del Júcar); (f) Rambla del Carcelín (cuena del Segura); (g) Arroyo Arjona y Migo López (cuena del Guadalquivir); (h) Riera de Gotarra (cuena del Ter); (i) Rambla de Espinardo (cuena del Segura); (j) Barranc de Fou (cuena del Sènia).

Figure 4. Disconnected pools and dry riverbeds of temporary rivers in the Iberian Peninsula. (a) Despeñaperros River (Guadalquivir basin); (b) Algars River (Ebro basin); (c) Riera de Rellinars (Llobregat basin); (d) Daró River (Daró basin); (e) Barranc de la Fou (Júcar basin); (f) Rambla del Carcelín (Segura basin); (g) Arroyo Arjona and Migo López (Guadalquivir basin); (h) Riera de Gotarra (Ter basin); (i) Rambla de Espinardo (Segura basin); (j) Barranc de Fou (Sènia basin).

RETO 4: Desarrollo de índices biológicos para cauces secos

La fase de flujo es corta en ríos ocasionales y episódicos (por debajo del 27% del año, Fig. 3c y 4), resultando en comunidades acuáticas con pocas especies, la mayoría generalistas, ya que el secado comienza antes de que se desarrollen comunidades complejas y diversas. Por lo tanto, no se prevé que el desarrollo de herramientas basadas en elementos acuáticos sea útil, y existe una necesidad urgente de identificar nuevos indicadores que, por ejemplo, consideren las comunidades biológicas terrestres de cauces secos (Steward et al. 2018; Stubbington et al. 2019).

Los invertebrados terrestres empiezan a ser reconocidos como buenos bioindicadores en ecosistemas terrestres adyacentes a ríos como son las riberas (Hodkinson y Jackson 2005), pero, a diferencia de los macroinvertebrados acuáticos, casi no existe conocimiento científico sobre su tolerancia ambiental a diferentes impactos (con la excepción de Steward et al. 2018), por lo que a la fecha no se han considerado en la evaluación rutinaria del estado ecológico (Stubbington et al. 2019). El escaso reconocimiento de los indicadores de invertebrados terrestres está relacionado con la inercia histórica en la investigación compartimentada (acuática vs. terrestre) y la taxonomía relativamente compleja de estos organismos. Steward et al. (2018) encontraron que los invertebrados terrestres responden a la perturbación física del sustrato por parte del ganado y los mamíferos salvajes en los ríos australianos secos y, por lo tanto, pueden ser indicadores efectivos de la calidad de la fase seca. Por lo tanto, los invertebrados terrestres cumplen potencialmente con la mayoría de los criterios de bioindicadores adecuados ya que (1) son abundantes y comunes en cauces de ríos secos en todo el mundo, (2) son fáciles de muestrear y consistentes con equipos de muestreo económicos, (3) son sensibles a las perturbaciones antrópicas en los hábitats terrestres (bosques, zonas ribereñas y matorrales) (Gerlach et al. 2013), y (4) su naturaleza sedentaria básica, en especial de aquellos que habitan en el suelo, facilita el análisis espacial de los efectos de la contaminación.

Las plantas terrestres se han utilizado en gran medida como indicadores de la salud de los ríos, pero solo considerando los macrófitos como elemento de la calidad biológica o las plantas de ribera como elemento de la calidad hidrogeomorfológica (p.e. QBR; Munné et al. 2003). Sin embargo, la estrecha interacción entre las plantas y su entorno las convierte en indicadores potencialmente útiles de las diferentes condiciones del hábitat, incluidas las resultantes de la intermitencia del flujo (Westwood et al. 2021). Por otro lado, a pesar de su dependencia del agua, las macroalgas y los briófitos también prosperan en sistemas temporales, donde han desarrollado formas de vida y estrategias para hacer frente a la estacionalidad del flujo y del agua (Vieira et al. 2018). Recientemente, se ha demostrado que las plantas que colonizan los cauces secos de los ríos responden a impactos humanos no hidrológicos, como la composición de los sedimentos, el sombreado y los impactos geomorfológicos (Stubbington et al. 2019), lo que indica que también tienen un alto potencial como bioindicadores. Sin embargo, es necesario llenar muchos vacíos en la investigación antes de que las plantas se utilicen de forma rutinaria en la evaluación del estado ecológico (Westwood et al. 2021).

RETO 5: Evaluación de la calidad mediante el uso de indicadores físico-químicos

Conocer qué métricas físico-químicas habría que utilizar en la evaluación del estado ecológico de los RTs también representa un reto, ya que muchas de ellas se ven alteradas de manera natural, incluidas las que se utilizan en ecosistemas lénticos (Gómez et al. 2017). Por ejemplo, la disponibilidad del fósforo en el sedimento podría ser una buena medida de la eutrofización en RTs, como lo es en humedales (Mesnage et al. 2002), pero los nutrientes pueden ser significativamente altos de forma natural en las pozas desconectadas, debido a la evaporación del agua o, en condiciones de anoxia, por mineralización de la materia orgánica y/o ausencia de recirculación (Fellman et al. 2011). De manera similar, la concentración de oxígeno disuelto puede experimentar una alta variabilidad diaria e incluso agotarse hasta la anoxia, lo que puede movilizar nutrientes de los sedimentos y disminuir la calidad química de la poza (Gómez et al. 2017). La evaporación de las pozas desconectadas también controla la salinidad, especialmente cuando las pozas están conectadas a aguas subterráneas (Gómez et al. 2017). Por lo tanto, al evaluar la calidad físico-química general de las pozas desconectadas, se deberá tener en cuenta que las alteraciones de estos indicadores físico-químicos no necesariamente reflejan la presencia de impacto humano, sino también las características naturales de estos hábitats.

Además de los elementos biológicos, la físico-química de los sedimentos secos también podría contribuir a la evaluación del estado ecológico de los ríos ocasionales y episódicos. Los cauces de ríos secos son áreas de almacenamiento de nutrientes y material orgánico, de procedencia tanto local como de toda la cuenca (Steward et al. 2012). De hecho, algunos parámetros físico-químicos (p.e. conductividad, contenido de nutrientes, pH y contenido de carbono) en los sedimentos del cauce seco de los ríos son potencialmente buenos indicadores de la calidad físico-química durante la fase seca (Sánchez-Montoya y Arce, com. pers.). Por ejemplo, el contenido en nitrato de los sedimentos secos de un tramo parece ser sensible a la intensidad de agricultura de regadío presente en la cuenca (Arce et al. 2023). Además, la cantidad y forma de los nutrientes en los sedimentos del cauce del río también representan una carga interna potencial que puede liberarse parcialmente durante la reanudación del flujo y condicionar la físico-química en la fase fluyente (Arce et al. 2014).

Un caso claro de impacto donde los elementos físico-químicos podrían actuar como indicadores puede verse en aquellos RTs que actúan como receptores directos de efluentes urbanos o industriales, impactando adicionalmente el sistema con el desarrollo puntual de cierto caudal (Skoulikidis 2008; Mandaric et al. 2019). En estos casos, el análisis de parámetros químicos específicos de la actividad, como por ejemplo contaminantes orgánicos, sustancias farmacéuticas o metales pesados, debe ser considerado incluso en los sedimentos a pesar del cesado del efluente. Sin embargo, la definición de estándares de calidad, así como la aplicabilidad práctica de estos parámetros en la evaluación rutinaria del estado ecológico, debe investigarse más a fondo.

RETO 6: Adaptación de los índices hidrogeomorfológicos

Los RTs, y especialmente en aquellos con pozas o cauces secos, son el sustrato físico sobre el que se desarrollan distintos y complejos procesos hidrogeoquímicos y biológicos (Arce et al. 2019). La dinámica geomorfológica de un río y el funcionamiento de los procesos físicos naturales generan espontáneamente la creación y el mantenimiento de hábitats y aseguran la integridad del ecosistema (p.e. Florsheim et al. 2008). Su deterioro supone la alteración de muchos de estos procesos y, en consecuencia, contribuyen a modificar la calidad ecológica de los RTs. Actualmente, la calidad hidrogeomorfológica de los RTs es raramente evaluada a través de indicadores e índices al uso, aunque existen algunos intentos propuestos por diferentes autores: el Índice de Alteración de Ramblas (IAR: Suárez y Vidal-Abarca 2008), el Índice Hidro-Geomorfológico adaptado a ríos efímeros (IHG: Ollero et al. 2021), el *Morphological Quality Index* (MQI: Rinaldi et al. 2013), o el *Geomorphic Status* (GS: Lobera et al. 2015). Estos índices tienen en cuenta bien las alteraciones hidrológicas de los cuerpos de agua, bien las modificaciones o impactos que sufren el cauce y el hábitat ribereño circundante. Sin embargo, la aplicabilidad general de estos índices en los RTs no se ha demostrado fehacientemente y, por lo tanto, todavía no se consideran en la evaluación rutinaria del estado ecológico.

En el presente ciclo de planificación hidrológica (2022-2027), las administraciones competentes deben aplicar el llamado "Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos" (Protocolo HMF), código M-R-HMF-2019 (MITECO 2019). El Protocolo HMF intenta responder a la necesidad de incluir las condiciones mediterráneas, y desarrolla una valoración adaptada en el caso de ríos que no tengan capacidad de albergar fauna piscícola y vegetación de ribera, mayoritariamente los RTs. En este sentido, resulta un avance en los métodos de caracterización hidromorfológica oficiales, ya que se consideran específicamente los RTs, limitación detectada en estudios comparativos previos (Fernández et al. 2011). Sin embargo, dado el corto período de aplicación de este Protocolo HMF y, teniendo en cuenta que muchos RTs no están clasificados como masas de agua, no se puede evaluar aún la conveniencia de este método y su precisión respecto a los índices anteriores.

RETO 7: Utilidad y aplicación de la teoría de metacomunidades

Desde el desarrollo de la teoría neutral de la biodiversidad (Hubbell 2001), el concepto de ecología de comunidades ha cambiado significativamente nuestra visión para explicar la composición local de especies. Las comunidades no sólo se explican por factores ambientales deterministas locales (factores abióticos y bióticos) sino también por factores estocásticos regionales (Rosindell et al. 2011). Independientemente de si la dispersión es un factor determinista o estocástico, ésta juega un papel clave para el intercambio de individuos entre comunidades definiendo la conectividad entre ellas, hecho que remarca su actual consideración en los estudios de ecología de comunidades (Cañedo-Argüelles et al. 2015; Sarremejane et al. 2017). Las comunidades no se ven como entidades aisladas, sino como entidades que interactúan en el paisaje a través de la dispersión dando lugar a metacomunidades (Leibold y Chase 2018).

La determinación del estado ecológico en ríos se ha basado, tradicionalmente, en valoraciones locales sin considerar la perspectiva regional, como herencia del paradigma de nicho que ha prevalecido en la ecología durante décadas (Barton et al. 2020; Cid et al. 2020). Por ejemplo, el índice para macroinvertebrados IBMWP se basa en la tolerancia de las familias de

macroinvertebrados a la contaminación (factor local), asumiendo que todas las especies pueden llegar eventualmente a todos los sitios y no existen limitaciones de dispersión: la presencia o ausencia de una familia en un sitio solo depende de cómo sean las características locales (p. e. la físico-química) (Fig. 5). Sin embargo, el grado de aislamiento de los puntos de muestreo o la propia capacidad de dispersión de las especies puede impedir que éstas alcancen sus hábitats óptimos, resultando en valores de calidad biológica más bajos de los esperados a pesar de la presencia de hábitats favorables. Por el contrario, una alta conectividad puede favorecer el movimiento de especies hacia hábitats subóptimos o desfavorables, aumentando temporalmente la riqueza (Heino 2013). Ambos fenómenos disminuyen el rendimiento de los métodos de evaluación del estado ecológico, lo que sugiere que se deben implementar factores regionales en las metodologías de evaluación (Fig. 5). Esto es especialmente relevante en RTs ya que, más allá de la variación de conectividad espacial existente en los ríos debido a la direccionalidad del flujo (tramos de aguas abajo presentan más conectividad al recibir organismos de aguas arriba por deriva; Brown y Swan 2010), la propia dinámica hidrológica resulta en cambios en la conectividad a lo largo del ciclo hidrológico: desde comunidades acuáticas conectadas durante la fase fluvente a desconectadas durante la fase seca. Esta fuerte variabilidad espacio temporal en la conectividad determina la diversidad y la composición de los tramos, siendo los tramos menos conectados, espacial y temporalmente, los que presentan menor riqueza y diferente composición (Cunillera-Montcusí et al. 2023). Todo esto, sumado a la propia capacidad de dispersión de los organismos, determina qué comunidades vamos a encontrar en un momento determinado de un RT y, por consiguiente, su calidad biológica.



Figura 5. (a) Escenarios posibles para el desarrollo de índices biológicos en ríos temporales teniendo en cuenta que las comunidades se explican por una combinación de factores relacionados con el nicho ecológico y la dispersión. Tradicionalmente, se han asumido los escenarios 1 y 4 en la aplicación de los índices biológicos, pero los escenarios 2 y 3 podrían influenciar el rendimiento de estos si no se considera la aproximación de metacomunidades, ya sea por infravaloración (escenario 2) o sobrevaloración (escenario 3) de la calidad biológica. Los tramos en azul de la red fluvial corresponden a tramos con agua (fluyentes o pozas) mientras que los marrones a cauces secos. Los círculos verdes indican hábitats favorables para la especie (en este caso un macroinvertebrado de la familia Hydrobiidae) mientras que los círculos rojos son hábitats desfavorables. Las flechas indican posibles vías de dispersión de la especie y las X barreras a esta dispersión (p.e. por falta de agua o por cambios en las condiciones locales). La especie se presenta en color cuando está presente y en escala de grises cuando está ausente. **(b)** Efecto sobre los índices biológicos (IBMWP) en dos ríos temporales, uno relativamente conectado a un tramo permanente (Río Cèrvol, cuenca del Cèrvol) y otro muy aislado (Río Monlleó, cuenca del Mijares). Los valores del índice se presentan para la fase fluvente (estado acuático eurérico y oligorréico) y la fase de pozas desconectadas (estado acuático arréico) con relación al valor de referencia según su tipología y las respectivas clases de calidad. Adaptado de Cid et al. (2020).

Figure 5. (a) Possible scenarios for the development of biological indices in temporary rivers considering that communities are explained by a combination of factors related to ecological niche and dispersal. Traditionally, scenarios 1 and 4 have been assumed in the application of biological

indices, but scenarios 2 and 3 could influence their performance if the metacommunity approach is not considered, either through undervaluation (scenario 2) or overvaluation (scenario 3) of biological quality. The blue sections of the river network correspond to segments with water (flowing or pools), while the brown sections represent dry riverbeds. Green circles indicate favorable habitats for the species (in this case, a macroinvertebrate of the Hydrobiidae family), while red circles represent unfavorable habitats. Arrows indicate possible dispersal routes of the species, and X marks represent barriers to this dispersal (e.g., due to lack of water or changes in local conditions). The species is shown in color when present and in grayscale when absent. (b) Effect on biological indices (IBMWP) in two temporary rivers, one relatively connected to a permanent reach (Cêrvol river, Cêrvol basin) and another highly isolated (Monlleó River, Mijares basin). Index values are presented for the flowing phase (eurheic and oligorheic aquatic states) and the disconnected pools phase (arheic aquatic state) in relation to the reference value according to their typology and respective quality classes. Adapted from Cid et al. (2020).

La forma en que se debe incorporar la combinación de factores locales y regionales en la determinación del estado ecológico solo se ha abordado teóricamente (Siqueira et al. 2014; Cid et al. 2020, 2021), pero su aplicación práctica pasa por considerar los factores regionales en sentido amplio, tanto la capacidad de dispersión de los organismos (espacial y temporal; Bonada et al. 2017) como el grado de conectividad de cada sitio de muestreo (p.e. aislamiento topográfico o conectividad hidrológica espaciotemporal (Cañedo-Argüelles et al. 2015; Cunillera-Montcusí et al. 2023). Por ejemplo, para macroinvertebrados existe información sobre la capacidad de dispersión espacial (Sarremejane et al. 2020) y temporal (es decir, resistencia a la temporalidad del flujo; Bonada et al. 2017) que, juntamente con variables del grado de conectividad paisaje e hidrológica, podrían utilizarse para desarrollar un modelo predictivo tipo RIVPACS (Poquet et al. 2009) a partir de unas comunidades de referencia o mínimamente impactadas (Cid et al. 2020). Este modelo podría predecir cómo de diferentes son las comunidades observadas (O) de un punto de muestreo respecto a las esperadas en condiciones de referencia (E) según los factores locales y regionales, y evaluar el estado ecológico a partir de la ratio entre O/E. Valores de O/E más cercanos a 1 indicarían que O y E son similares y que las comunidades del punto de muestreo que se evalúa están cerca de las condiciones de referencia. En cambio, valores de O/E más cercanos a cero indicarían que las comunidades sujetas a impactos humanos independientemente de los factores regionales. Esta metodología se podría aplicar para cualquier índice o métrica, como por ejemplo el índice IBMWP, calculando el valor de este índice con las comunidades de referencia (E) y luego estableciendo clases de calidad respecto a E y a lo largo de un gradiente de impacto antropogénico (Cid et al. 2020). Alternativamente, otra aproximación a testar para incorporar de manera simultánea los factores locales con los regionales, sería asignar un valor de capacidad de dispersión a cada familia, tal y como el IBMWP asigna un valor de tolerancia a la contaminación, y combinando los dos tipos de puntuaciones por familia.

Oportunidades para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales

La aprobación de la DMA y su posterior implementación supuso un avance en la investigación para desarrollar o actualizar metodologías de evaluación del estado ecológico. Actualmente, por ejemplo, conocemos bien cómo responden los índices biológicos en ríos permanentes, cómo cambian las comunidades entre tipologías, sus condiciones de referencia, los cortes de las clases de calidad, y tenemos metodologías para evaluar el estado hidrogeomorfológico y fisicoquímico contrastadas (Birk et al. 2012; Reyjol et al. 2014; Ollero et al. 2021). Sin embargo, estas metodologías siguen actualizándose en función de los avances científicos del momento que, básicamente, pasan por la consideración de herramientas moleculares que cada vez están más al alcance de científicos y gestores, el uso de grandes bases de datos existentes que permiten modelizaciones complejas, el desarrollo de índices alternativos que informan sobre los efectos de las perturbaciones a niveles de organización más allá del taxón, y la implicación de la sociedad en la gestión, que aporta una perspectiva socioecológica en el proceso de evaluación del estado ecológico. Todos estos aspectos ofrecen también oportunidades a explorar en RTs con la finalidad de obtener metodologías fiables que mejoren las debilidades de las existentes.

Nuevas herramientas al alcance: el uso del *metabarcoding*

En sistemas tan sensibles y dinámicos como los RTs, las técnicas tradicionales de evaluación del estado ecológico pueden llegar a ser invasivas en determinadas fases del río. Por ejemplo, las pozas desconectadas pueden tener una diversidad reducida pero clave para la recolonización después de la fase seca, con lo que el muestreo biológico puede conllevar la perturbación significativa del hábitat y la eliminación de una gran parte de la comunidad biológica. El uso de técnicas moleculares no invasivas, tales como las herramientas de secuenciación masiva (*metabarcoding*), han supuesto una auténtica revolución debido a su alta eficacia para obtener la composición de especies de una comunidad sin necesidad de invertir esfuerzos en la separación e identificación morfológica y, en el caso del DNA ambiental, incluso detectar presencia de especies acuáticas en agua o sedimento sin tener que tomar una muestra biológica (Hering et al. 2018). Estas técnicas, además, permiten no solo obtener información a un nivel taxonómico menor (género o especie), sino también identificar taxones alternativos que pudieran usarse como bioindicadores de forma rutinaria (p.e. la meiofauna bentónica; Alves et al. 2013). Con el tiempo, se espera también que el uso de las herramientas moleculares permita desarrollar índices basados en la expresión de genes implicados en los mecanismos para tolerar perturbaciones (p.e. en la osmoregulación para evaluar los efectos de la salinización; Hering et al. 2018), lo que podría ser muy interesante en RTs para distinguir los efectos de la temporalidad de las perturbaciones antrópicas (Blackman et al. 2021).

A pesar de que el uso del *metabarcoding* cada vez está más al alcance tanto a nivel técnico como económico, todavía falta información de base para poderse aplicar de manera rutinaria por las administraciones, y se requerirán esfuerzos significativos para la estandarización y armonización de metodologías (Hering et al. 2018). Además, el uso de estas técnicas aún presenta dos limitaciones. Por un lado, las estimaciones de las abundancias son todavía imprecisas, lo que limita la aplicación de índices cuantitativos, indispensables en la implementación de la DMA. Por otro lado, si bien es cierto que las librerías a niveles taxonómicos superiores están bastante completas, existe todavía mucha falta de información cuando se pretenden asignar secuencias de DNA a una especie concreta. Para la península ibérica, por ejemplo, las librerías para macroinvertebrados

solamente consideran un 35% de las especies, pero un 93% de las familias (Múrria et al. 2020). Ello no sería muy problemático para su uso en los índices estandarizados que usan el nivel de familia (p.e. el IBMWP), pero sí si se pretenden desarrollar índices más adecuados basados en géneros o especies, no solamente para los RTs. A pesar de ello, también existen limitaciones relacionadas con la estimación de la abundancia o el origen del DNA muestreado (Deiner et al. 2017), e incertidumbres sobre si el metabarcoding debe hacerse de la muestra global (*bulk sample*) o puede hacerse de otro tipo de muestras (p.e. deriva, agua, eDNA) para reducir los tiempos de recolección y procesado. La situación es más dramática con las diatomeas, para las que las librerías solamente incluyen información para un número muy reducido de especies debido a su carácter unicelular y a las dificultades de aislamiento y cultivo que presentan (Hering et al. 2018). En este caso el uso de OTUs (*Operational Taxonomic Units*) o, preferiblemente, ESVs (*Exact Sequence Variants*, Tapolczai et al. 2021) sería posible y facilitaría el desarrollo de índices más específicos (Pérez-Burillo et al. 2021), que requerirían sus correspondientes condiciones de referencia (Hering et al. 2018). Para peces, el DNA ambiental ha resultado ser muy útil para detectar la presencia de especies, y se presenta como una buena alternativa a las metodologías estandarizadas (Hering et al. 2018). En la península ibérica, por ejemplo, las librerías incluyen un 98,11% de las especies de peces de agua dulce presentes (Múrria et al. 2020).

Índices alternativos para la evaluación del estado ecológico

A pesar de que la DMA contempla en su definición de estado ecológico tanto la parte estructural como funcional de los ecosistemas, la evaluación del estado ecológico se ha llevado a cabo teniendo en cuenta la parte estructural, es decir, la información taxonómica de los organismos ya sea a nivel de especie, género o familia. Si bien esta es la información básica para poder realizar una evaluación mínima de un tramo fluvial, dicha información puede ser complementada con información sobre los rasgos biológicos de estos taxones, lo que permite evaluar la comunidad también desde el punto de vista funcional, así como cuantificar la capacidad de resistencia y resiliencia de las comunidades frente a perturbaciones (naturales o antrópicas). Además, la consideración de múltiples rasgos biológicos permite entender cómo afectan los diferentes tipos de perturbaciones a los organismos (p.e. el tamaño corporal se relaciona con la contaminación por metales, mientras que la forma de movimiento puede hacerlo con una perturbación hidrológica; Stutzner y Bêche 2010), mientras que los índices actuales se desarrollaron para responder a la contaminación orgánica (Clarke et al. 2011). En la actualidad existen varios índices basados en rasgos funcionales (p.e. Petchey y Gaston 2006; Legras et al. 2018; Soria et al. 2020) que podrían ser incorporados a los protocolos actuales de evaluación del estado ecológico, también para RTs. De hecho, la redundancia funcional (basada en rasgos biológicos) de toda la comunidad de macroinvertebrados o la presencia-ausencia de filtradores han mostrado detectar perturbaciones antrópicas tanto en ríos permanentes como en RTs (Soria et al. 2020). También en macrófitos, el uso de los rasgos biológicos y ecológicos está dando buenos resultados para posibles aplicaciones en *biomonitoring* (Stefanidis et al. 2023). Sin embargo, el uso generalizado y rutinario de estos índices funcionales por parte de la administración pasa por (1) establecer protocolos sencillos para poder utilizarlos (a menudo más complejos de obtener), (2) disponer de bases de datos completas para una amplia batería de rasgos funcionales que respondan a diferentes perturbaciones (naturales o antrópicas), y (3) obtener información completa a nivel de género o de especie para cada uno de los rasgos. En los últimos años ha habido intentos de generar bases de datos de rasgos biológicos para diferentes grupos taxonómicos (p.e. Jeliaskov et al. 2020), las cuales serán muy útiles para este fin, pero aún están muy incompletas y no incluyen rasgos que, potencialmente, podrían responder a perturbaciones específicas.

Más allá del uso de rasgos funcionales, existen aproximaciones que informan sobre los efectos de las perturbaciones a otros niveles de organización, que podrían explorarse en RTs y para las que también se ha sugerido su consideración en la DMA (Miliinkovitch et al. 2019). Los índices basados en biomarcadores moleculares, bioensayos o la asimetría fluctuante, por ejemplo, nos informan sobre posibles efectos subletales, y podrían responder a las perturbaciones antrópicas independientemente de la temporalidad. Asimismo, estos índices podrían ser complementarios a los rutinarios, tal y como se ha mostrado para ríos permanentes con las especies diana *Daphnia magna* o *Hydropsyche exocellata* (Damasio et al. 2011), y también podrían ofrecer información relevante para los RTs.

Otras metodologías, como los índices basados en variables sobre funcionamiento (p.e. descomposición de hojarasca) nos informan acerca de los efectos a nivel ecosistémico, y son muy buenos candidatos para la evaluación de efectos de las perturbaciones antrópicas (Bonada et al. 2006). Sin embargo, estas variables sobre funcionamiento son, a menudo, sensibles a la temporalidad o a sus consecuencias (p.e. la descomposición de hojarasca incrementa con los nutrientes, pero también con la temperatura, que suele ser más alta en RTs; Ferreira et al. 2015), con lo que su uso rutinario en RTs para la evaluación del estado ecológico es todavía incipiente y requeriría de calibración o adaptaciones complejas.

Bases de datos masivas producto de colaboración internacional y sensores remotos

En los últimos años han proliferado las colaboraciones científicas internacionales destinadas a la recopilación de grandes bases de datos (fruto de décadas de investigación) que cubren amplios gradientes temporales y espaciales. Muchas de estas bases de datos incluyen RTs y podrían ser utilizadas para testar hipótesis ecológicas y desarrollar estrategias específicas para su gestión y conservación. Por ejemplo, existen modelos hidrológicos que informan acerca de las redes hidrográficas mundiales con gran precisión (Amatulli et al. 2022), así como modelos que predicen la distribución de RTs a nivel global (Messenger et al. 2021) o el uso de datos de satélite para predecir el régimen hidrológico de los RTs (Cavallo et al. 2022; De Girolamo et al. 2022). Al mismo tiempo, disponemos de datos acerca de la abundancia y distribución global de insectos acuáticos (Grigoropoulou et al. 2023), peces (Comte et al. 2021) y otros muchos organismos asociados a los RTs (Dornelas et al. 2018) a escala global y, en muchos casos, durante largos períodos de tiempo. Aunque empieza a haber trabajos que utilizan estas grandes bases de datos para abordar la ecología y gestión de los ecosistemas fluviales (Jupke et al. 2022), no existen aún estudios específicos para RTs más allá de algunas comparativas intercontinentales (Bonada et al. 2008; Datry et al. 2014; Vander Vorste et al. 2021). Cabe destacar también la existencia de proyectos de investigación internacionales enfocados en RTs (Datry et al. 2021) que abarcan

amplios gradientes ambientales y que generarán datos claves para mejorar nuestra comprensión y manejo de estos ecosistemas. Todo ello se suma a la facilidad actual en el uso de herramientas de modelización complejas, por ejemplo, técnicas de aprendizaje automático (del inglés “*machine learning*”) que están siendo aplicadas en el desarrollo de metodologías para la evaluación de la calidad biológica (Keck et al. 2017).

Ciencia ciudadana: implicación social en la evaluación del estado hidrológico y ecológico

Puesto que la mayoría de RTs no forman parte de las redes oficiales de monitoreo, la integración del mayor número posible de fuentes de información es clave para mejorar la evaluación del estado hidrológico y ecológico de estos ecosistemas. En este sentido, la ciencia ciudadana es un buen recurso para generar conocimiento científico complementario y fiable para los gestores (When et al. 2015; Krabbenhoft y Kashian 2020). Actualmente, existen algunos ejemplos de herramientas de ciencia ciudadana que proporcionan datos relacionados con la hidrología y la ecología de los RTs y que pueden ayudar en su evaluación y gestión (Tabla 2).

Más allá de generar conocimiento científico, la ciencia ciudadana también juega un papel esencial fomentando la adquisición de nuevos conocimientos y habilidades por parte de la ciudadanía (alfabetización científica y ambiental) (Turrini et al. 2018). Además, crea una mayor conciencia sobre la biodiversidad y el valor ecológico de los ecosistemas (Soria et al. 2021) y, consecuentemente, facilita la participación ciudadana en procesos de toma de decisiones relevantes en política ambiental (Turrini et al. 2018). Esta capacidad educativa y transformadora de la ciencia ciudadana puede ser clave en el caso de los RTs, ya que, en general, existe una percepción social negativa en torno a los RTs, y estos son generalmente considerados menos valiosos que los ríos permanentes (Rodríguez-Lozano et al. 2020). A esta percepción social negativa de los RTs debemos añadir la evidencia científica de que una visión simplificada de los ecosistemas fluviales suele estar relacionada con una preferencia de medidas de gestión contrarias a la sostenibilidad ambiental (Ladrera et al. 2020). 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 e informada por parte de la sociedad que impulse cambios en la legislación. En este contexto, la ciencia ciudadana parece ser un mecanismo útil para promover la participación en la gestión de los ecosistemas fluviales (When et al. 2015; Krabbenhoft y Kashian 2020), incluyendo los RTs (Soria et al. 2021).

Tabla 2. Herramientas de ciencia ciudadana que consideran aspectos hidrológicos y/o ecológicos de los ríos temporales.

Table 2. Citizen science tools that consider hydrological and/or ecological aspects of temporary rivers.

Herramienta	Ámbito	Finalidad	Información
RiuNet	Península Ibérica	Evaluación del estado hidrológico y ecológico	https://www.ub.edu/fem/index.php/es/inici-riunet-es
En quête d'eau	Francia	Mapeo de RTs	https://enquetedeau.eaufrance.fr
Stream Tracker	EEUU	Mapeo de RTs	https://www.streamtracker.org/
Mapping the Status of Desert Streams	Arizona (EEUU)	Mapeo de RTs	https://azconservation.org/project/wet_dry_mapping/
The Barrier Tracker	Europa	Inventario de barreras	https://portal.amber.international
DRYRivERS	Mundial	Mapeo de RTs	https://www.dryver.eu/citizen-science/introduction
CrowdWater	Mundial	Recopilación de datos hidrológicos de inundaciones y reducción del caudal circulante	https://crowdwater.ch/en/crowdwaterapp-en/

La evaluación del estado ecológico, de la teoría a la práctica

En este trabajo se han identificado 7 retos a tener en cuenta para la correcta evaluación del estado ecológico de los RTs y 5 oportunidades que podrían contribuir, específicamente, a hacer frente a estos retos (Fig. 6). En cualquier caso, la conservación y correcta gestión de los RTs pasa por la evaluación objetiva y fiable de su estado ecológico. Este proceso requiere abordar los retos anteriormente indicados a nivel científico y el desarrollo de herramientas de complejidad asumible para que su uso generalizado sea viable. Ello, de por sí complejo en ríos permanentes, se revela todavía más difícil en RTs por su propia naturaleza heterogénea y altamente cambiante, tanto a nivel espacial como temporal. Así, por ejemplo, si bien la diversidad tipológica existente en España ya es elevada (37 tipos actualmente definidos), al introducir el elemento hidrológico (sintetizado en 4 hidrotipos: ríos permanentes, ríos temporales fluyentes, ríos temporales estancados y ríos ocasionales o episódicos), el grado de complejidad incrementa. Esta situación apunta a que es necesario llevar a cabo una simplificación que permita abordar esta complejidad de forma práctica. Así mismo, a pesar de que la obtención de índices de evaluación del estado ecológico para RTs se augura compleja por todo lo anteriormente expuesto, las metodologías que acaben derivando de las investigaciones científicas actuales deberían considerar explícitamente que el éxito de su implementación por parte de los gestores, y de su aceptación por parte de la ciudadanía, se basa en su simplicidad, así como en la relación coste-eficiencia. Esta implementación

es fundamental teniendo en cuenta que las predicciones de cambio global sugieren un aumento en la extensión y duración de los RTs (Döll y Schmied 2012), también fuera de la región de clima mediterráneo, con lo que el desarrollo y uso de nuevas metodologías adaptadas a RTs constituye uno de los principales retos a asumir en los próximos años.

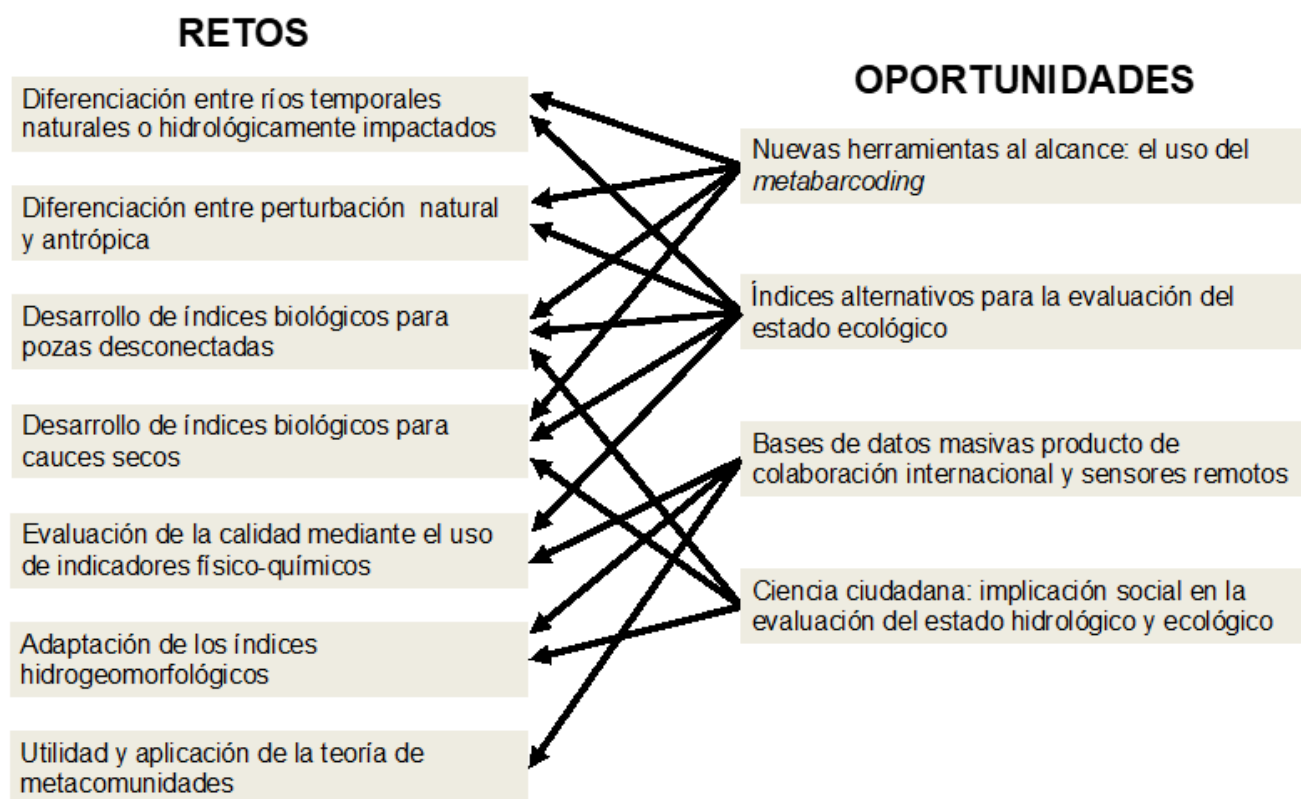


Figura 6. Retos identificados para la para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales y como las diferentes oportunidades podrían contribuir a cada uno de los retos.

Figure 6. Challenges identified for the evaluation of the ecological status in temporary rivers and how the different opportunities could contribute to each of the challenges.

Agradecimientos

Este estudio está financiado por el proyecto “DRY-Guadalmed: Herramientas avanzadas para la evaluación del estado ecológico de ríos temporales mediterráneos durante la fase seca” (PID2021-126143OB-C21 y PID2021-126143OB-C22) financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/AEI/10.13039/501100011033/) y por FEDER Una manera de hacer Europa.

Contribución de los autores

Núria Bonada: Conceptualización, Adquisición de fondos, Administración del proyecto, Supervisión, Redacción. Núria Cid: Conceptualización, Adquisición de fondos, Supervisión, Redacción. María del Mar Sánchez Montoya: Conceptualización, Adquisición de fondos, Administración del proyecto, Supervisión, Redacción. Raúl Acosta: Redacción. María Isabel Arce: Redacción. Miguel Cañedo-Argüelles: Redacción. David Cunillera-Montcusí: Redacción. Paloma de las Heras: Redacción. María Díaz-Redondo: Redacción. Zeynep Ersoy: Redacción. José María Fernández-Calero: Redacción. Núria Flor Arnau: Redacción. Pau Fortuño: Redacción. Zeus Freixinos: Redacción. Joan Gomá: Redacción. Antonio López-Pintor: Redacción. Manuel Jesús López-Rodríguez: Redacción. Nieves López-Rodríguez: Redacción. Andrés Mellado-Díaz: Redacción. Jesús Miñano-Martínez: Redacción. Felipe Morcillo: Redacción. Antoni Munné: Redacción. Marc Ordeix: Redacción. Martí Piñero: Redacción. Guillermo Quevedo-Ortiz: Redacción. Neftalí Roblas: Redacción. Pablo Rodríguez-Lozano: Redacción. José Vicente Rovira: Redacción. Carlota Sánchez-Campaña: Redacción. Judit Sánchez-Nogueras: Redacción. Maria Soria: Redacción. M^a Luisa Suárez Alonso: Redacción. José Manuel Tierno de Figueroa: Redacción. Maria Rosario Vidal-Abarca: Redacción. Dolors Vinyoles: Redacción. Francesc Gallart: Redacción. Narcís Prat: Redacción.

Referencias

- Acuña, V., Datry, T., Marshall, J., Barceló, D., Dahm, C.N., Ginebreda, A., McGregor, G., et al. 2014. Why should we care about temporary waterways? *Science* 343(6175): 1081-1081.
- Alves, A.S., Adão, H., Ferrero, T.J., Marques, J.C., Costa, M.J., Patrício, J. 2013. Benthic meiofauna as indicator of ecological changes in estuarine ecosystems: The use of nematodes in ecological quality assessment. *Ecological Indicators* 24: 462-475.
- Amatulli, G., García Marquez, J., Sethi, T., Kiesel, J., Grigoropoulou, A., Üblacker, M.M., Shen, Q.S., et al. 2022. Hydrography90m: A new high-resolution global hydrographic dataset. *Earth System Science Data* 14(10): 4525-4550.
- Aparicio, E., Carmona-Catot, G., Moyle, P.B., García-Berthou, E. 2011. Development and evaluation of a fish-based index to assess biological integrity of Mediterranean streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21(4): 324-337.
- Arce, M.I., Sánchez-Montoya, M.M., Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L., Gómez, R. 2014. Implications of flow intermittency on sediment nitrogen availability and processing rates in a Mediterranean headwater stream. *Aquatic Sciences* 76: 173-186.
- Arce, M.I., Mendoza-Lera, C., Almagro, M., Catalán, N., Romaní, A.M., Martí, E., Gómez, R., et al. 2019. A conceptual framework for understanding the biogeochemistry of dry riverbeds through the lens of soil science. *Earth-Science Reviews* 188: 441-453.
- Arce, M.I., Sánchez-García, M., Martínez-López, J., Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A. 2023. Role of dry watercourses of an arid watershed in carbon and nitrogen processing along an agricultural impact gradient. *Journal of Environmental Management* 333: 117462.
- Barton, P.S., Westgate, M.J., Foster, C.N., Cuddington, K., Hastings, A., O'Loughlin, L.S., Sato, C.F., et al. 2020. Using ecological niche theory to avoid uninformative biodiversity surrogates. *Ecological Indicators* 108: 105692.
- Bailey, R.C., Norris, R.H., Reynoldson, T.B. (eds.) 2004. *Bioassessment of Freshwater Ecosystems: Using the Reference Condition Approach*. Springer, Nueva York, NY, EE.UU.
- Belmar, O., Bruno, D., Guareschi, S., Mellado-Díaz, A., Millán, A., Velasco, J. 2019. Functional responses of aquatic macroinvertebrates to flow regulation are shaped by natural flow intermittence in Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 64(5): 1064-1077.
- Benejam, L., Saura-Mas, S., Bardina, M., Solà, C., Munné, A., García-Berthou, E. 2016. Ecological impacts of small hydropower stations on headwater stream fish: from individual to community effects. *Ecology of Freshwater Fish* 25(2): 295-306.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., et al. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18: 31e41.
- Blackman, R.C., Altermatt, F., Foulquier, A., Lefébure, T., Gauthier, M., Bouchez, A., Stubbington, R., et al. 2021. Unlocking our understanding of intermittent rivers and ephemeral streams with genomic tools. *Frontiers of Ecology and the Environment* 19: 574-583.
- Bogan, M.T., Chester, E.T., Datry, T., Murphy, A.L., Robson, B.J., Ruhí, A., Stubbington, R., et al. 2017. Resistance, resilience, and community recovery in intermittent rivers and ephemeral streams. En: Datry, T., Bonada N., Boulton, A.J. (eds.) *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*, pp. 349-376. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Bonada, N., Resh, V.H. 2013. Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater system. *Hydrobiologia* 719: 1-29.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 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., Davies, J., Day, J., Figueroa, R., Resh, V.H., et al. 2008. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshwater Biology* 53: 772-788.
- Bonada, N., Carlson, S.M., Datry, T., Finn, D.S., Leigh, C., Lytle, D.A., Monaghan, M.T., et al. 2017. Genetic, evolutionary, and biogeographical processes in intermittent rivers and ephemeral streams. En: Datry, T.; Bonada, N., Boulton, A.J. (eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*, pp. 405-431. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Gallart, F., Von Schiller, D., Fortuño, P., Latron, J., Llorens, P., et al. 2020. Conservation and management of isolated pools in temporary rivers. *Water* 12: 2870.
- Brown, B.L., Swan, C.M. 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology* 79: 571-580.
- Cañedo-Argüelles, M., Boersma, K. S., Bogan, M.T., Olden, J.D., Phillipsen, I., Schriever, T.A., Lytle, D.A. 2015. Dispersal strength determines meta-community structure in a dendritic riverine network. *Journal of Biogeography* 42(4): 778-790.
- Cavallo, C., Papa, M.N., Negro, G., Gargiulo, M., Ruello, G., Vezza, P. 2022. Exploiting Sentinel-2 dataset to assess flow intermittency in non-perennial rivers. *Scientific Reports* 12: 21756.
- Cid, N., Verkaik, I., García-Roger, E.M., Rieradevall, M., Bonada, N., Sánchez-Montoya, M.M., Gómez, R., et al. 2016. A biological tool to assess flow connectivity in reference temporary streams from the mediterranean basin. *Science of the Total Environment* 540: 178-190.
- Cid, N., Bonada, N., Heino, J., Cañedo-Argüelles, M., Crabot, J., Sarremejane, R., Soininen, J., et al. 2020. A metacommunity approach to improve biological assessments in highly dynamic freshwater ecosystems. *BioScience* 70(5): 427-438.
- Cid, N., Erős, T., Heino, J., Singer, G., Jähnig, S.C., Cañedo-Argüelles, M., Bonada, N., et al. 2021. From meta-system theory to the sustainable management of rivers in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 20: 49-57.
- Clarke, R.T., Davy-Bowker, J., Dunbar, M., Laize, C., Scarlett, P., Murphy, J. 2011. *SNIFFER WFD119: Enhancement of the River Invertebrate Classification Tool (RICT)*. Project Report. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research. Edinburgh, Scotland. Reino Unido.
- Chiu, M.C., Leigh, C., Mazor, R., Cid, N., Resh, V.H. 2017. Anthropogenic threats to intermittent rivers and ephemeral streams. En: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*, pp. 433-454. Academic Press, London, Reino Unido.
- Comisión Europea. 2000. Directive 2000/60/EC of October 23, 2000, of the European Parliament and of the Council establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Union* L327: 1-72.
- Comisión Europea. 2011. *Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. Guidance document No 14*, European Commission. Disponible en: <https://data.europa.eu/doi/10.2779/99432>
- Comte, L., Carvajal-Quintero, J., Tedesco, P. A., Giam, X., Brose, U., Erős, T., Filipe, A.F., et al. 2021. RivFishTIME: A global database of fish time-series to study global change ecology in riverine systems. *Global Ecology and Biogeography* 30(1): 38-50.
- Corti, R., Datry, T. 2016. Terrestrial and aquatic invertebrates in the riverbed of an intermittent river: Parallels and contrasts in community organisation. *Freshwater Biology* 61: 1308-1320.

- Cunillera-Montcusí, D., Fernández-Calero, J.M., Pölsterl, S., Argelich, R., Fortuño, P., Cid, N., Bonada, N., et al. 2023. Navigating through space and time: A methodological approach to quantify spatiotemporal connectivity using stream flow data as a case study. *Methods in Ecology and Evolution* 14(7): 1780-1795.
- Damásio, J., Fernández-Sanjuan, M., Sánchez-Avila, J., Lacorte, S., Prat, N., Rieradevall, M., Soares, A.M., et al. 2011. Multi-biochemical responses of benthic macroinvertebrate species as a complementary tool to diagnose the cause of community impairment in polluted rivers. *Water Research* 45: 3599-3613.
- Datry, T., Larned, S.T., Fritz, K.M., Bogan, M.T., Wood, P.J., Meyer, E.I., Santos, A.N. 2014. Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. *Ecography* 37: 94-104.
- Datry, T., Boulton, A.J., Bonada, N., Fritz, K., Leigh, C., Sauquet, E., Tockner, K., et al. 2018. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. *Journal of Applied Ecology* 55: 353-364.
- Datry, T., Allen, D., Argelich, R., Barquin, J., Bonada, N., Boulton, A., Branger, F., et al. 2021. Securing biodiversity, functional integrity, and ecosystem services in drying river networks (DRYVER). *Research Ideas and Outcomes* 7: e77750.
- Deiner, K., Bik, H.M., Mächler, E., Seymour, M., Lacoursière-Roussel, A., Altermatt, F., Creer, S., et al. 2017. Environmental DNA metabarcoding: transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular Ecology* 26: 5872-95.
- De Girolamo, A. M., Drouiche, A., Ricci, G. F., Parete, G., Gentile, F., Debieche, T. H. 2022. Characterising flow regimes in a semi-arid region with limited data availability: the Nil Wadi case study (Algeria). *Journal of Hydrology: Regional Studies* 41: 101062.
- Delgado, C., Pardo, I., García, L. 2012. Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators* 15(1): 131-139.
- Döll, P., Schmied, H.M. 2012. How is the impact of climate change on river flow. *Environmental Research Letters* 7: 014037.
- Dornelas, M., Antao, L.H., Moyes, F., Bates, A.E., Magurran, A.E., Adam, D., Akhmetzhanova, A.A., et al. 2018. BioTIME: A database of biodiversity time series for the Anthropocene. *Global Ecology and Biogeography* 27(7): 760-786.
- EFl+ CONSORTIUM 2009. *Manual for the application of the new European Fish Index –EFl+*. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. Disponible en: <https://oa.upm.es/6346/>
- Feio, M.J., Ferreira, J., Buffagni, A., Erba, S., Dörflinger, G., Ferréol, M., Munné, A., et al. 2014. Comparability of ecological quality boundaries in the Mediterranean basin using freshwater benthic invertebrates. Statistical options and implications. *Science of the Total Environment* 476-477: 777-784.
- Fellman, J.B., Dogramaci, S., Skrzypek, G., Dodson, W., Grierson, P.F. 2011. Hydrologic control of dissolved organic matter biogeochemistry in pools of a subtropical dryland river. *Water Resources Research* 47: W06501.
- Fernández, D., Barquin, J., Raven, P.J. 2011. A review of river habitat characterisation methods: indices vs. characterisation protocols. *Limnetica* 30(2): 217-234.
- Ferreira, V., Castagnyrol, B., Koricheva, J., Gulis, V., Chauvet, E., Graça, M.A.S. 2015. A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews* 90: 66-688.
- Florsheim, J.L., Mount, J.F., Chin, A. 2008. Bank erosion as a desirable attribute of rivers. *Bioscience* 58: 519-529.
- Fritz, K.M., Glime, J.M., Hribljan, J., Greenwood, J.L. 2009. Can bryophytes be used to characterize hydrologic permanence in forested headwater streams? *Ecological Indicators* 9: 681-692.
- Fritz, K.M., Kashuba, R.O., Pond, G.J., Christensen, J.R., Alexander, C., Washington, B.J., Johnson, B.R., et al. 2023. Identifying invertebrate indicators for streamflow duration assessments in forested headwater streams. *Freshwater Science* 42: 247-267.
- Gallart, F., Prat, N., García-Roger, E.M., Latron, J., Rieradevall, M., Llorens, P., Barberá, G.G., et al. 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrology and Earth System Sciences* 16: 3165-3182.
- Gallart, F., Cid, N., Latron, J., Llorens, P., Bonada, N., Jeuffroy, J., Jiménez-Argudo, S-M., et al. 2017. TREHS: An open-access software tool for investigation and evaluating temporary river regimes as a first step for their ecological status assessment. *Science of the Total Environment* 607-608: 519-540.
- García, C., Rodríguez-Lozano, P. 2020. Cinco aspectos clave en la gestión del agua de las Islas Baleares. En: Santamarta, J.C., Rodríguez-Martín, J. (eds.), *Los procesos de planificación hidrológica en la península ibérica e islas en un contexto de cambio climático*, pp. 231-246. Colegio Oficial de Ingenieros de Montes, Madrid, España.
- García, L., Pardo, I., Delgado, C. 2014. Macroinvertebrate indicators of ecological status in Mediterranean temporary stream types of the Balearic Islands. *Ecological Indicators* 45: 650-663.
- García-Berthou, E., Bae, M., Benejam, L., Alcaraz, C., Casals, F., De Sostoa, A., Solá, C., et al. 2016. Fish-based indices in Catalan rivers: Intercalibration and comparison of approaches. En: Munné, A., Ginebreda, A., Prat, N. (eds.), *Experiences from Surface Water Quality Monitoring: The EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan River Basin District (Part I)*, pp.125-147. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, Alemania.
- Gerlach, J., Samways, M., Pryke, J. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation* 17: 831-850.
- Gómez, R., Arce, M.I., Baldwin, D.S., Dahm, C.N. 2017. Water physicochemistry in intermittent rivers and ephemeral streams. En: *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*, Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (eds.), pp. 109-134. Academic Press, London, Reino Unido.
- Grigoropoulou, A., Ab Hamid, S., Acosta, R., Akindede, E.O., Al-Shami, S.A., Altermatt, F., Amatulli, G., et al. 2023. The global EPTO database: Worldwide occurrences of aquatic insects. *Global Ecology and Biogeography* 32(5): 642-655.
- Heino, J. 2013. Does dispersal ability affect the relative importance of environmental control and spatial structuring of littoral macroinvertebrate communities? *Oecologia* 171: 971-980.
- Hering, D., Borka, A., Jones, J.I., Pont, D., Boets, P., Bouchez, A., Bruce, K., et al. 2018. Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water Research* 138: 192-205.
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J. 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators* 10(6): 1152-1161.
- Hodkinson, I.D., Jackson, J.K. 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management* 35: 649-666.
- Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, EEUU.

- IPBES. 2019. *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Disponible en: <https://www.ipbes.net/global-assessment>
- IPCC. 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. The Working Group II contribution to the IPCC Sixth Assessment Report assesses the impacts of climate change, looking at ecosystems, biodiversity, and human communities at global and regional level*. Intergovernmental panel on climate change (IPCC). Disponible en: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>
- Jeliazkov, A., Mijatovic, D., Chantepie, S., Andrew, N., Arlettaz, R., Barbaro, L., Barsoum, N., et al. 2020. A global database for metacommunity ecology, integrating species, traits, environment and space. *Scientific Data* 7(1): 1-15.
- Jupke, J.F., Birk, S., Álvarez-Cabria, M., Aroviita, J., Barquín, J., Belmar, O., Bonada, N., et al. 2022. Evaluating the biological validity of European River Typology Systems with least disturbed benthic macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment* 842: 156689.
- Keck, F., Vasselin, V., Tapolczai, K., Rimet, F., Bouchez, A. 2017. Freshwater biomonitoring in the Information Age. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15: 266-274.
- Krabbenhoft, C.A., Kashian, D.R. 2020. Citizen science data are a reliable complement to quantitative ecological assessments in urban rivers. *Ecological Indicators* 116: 106476.
- Labat, F., Thiébaud, G., Piscart, C. 2022. A new method for monitoring macrophyte communities in small shallow lakes and ponds. *Biodiversity Conservation* 31: 1627-1645.
- Ladrera, R., Rodríguez-Lozano, P., Verkaik, I., Prat, N., Díez, J.R. 2020. What do students know about rivers and their management? Analysis by educational stages and territories. *Sustainability* 12(20): 8719.
- Lazaridou, M., Ntislidou, C., Karaouzas, I., Skoulikidis, N. 2016. Development of a national assessment method for the ecological status of rivers in Greece, using the biological quality element "benthic macroinvertebrates", The Hellenic Evaluation System-2 (HESY-2), and harmonisation with the results of the completed intercalibration of the Med GIG (RM1, RM2, RM4, RM5), Ministry of Environment, Greece. p.30.
- Legras, G., Loiseau, N., Gaertner, J.C. 2018. Functional richness: Overview of indices and underlying concepts. *Acta Oecologica* 87: 34-44.
- Leibold, M.A., Chase, J.M. 2018. *Metacommunity Ecology*. Princeton University Press, Princeton, EEUU.
- Lobera, G., Besné, P., Vericat, D., López-Tarazón, J.A., Tena, A., Aristi, I., Díez, J.R., et al. 2015. Geomorphic status of regulated rivers in the Iberian Peninsula. *Science of the Total Environment* 508, 101-114.
- Magalhães, M.F., Ramalho, C.E., Collares-Pereira, M.J. 2008. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: Development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology* 15(4): 273-289.
- MAGRAMA. 2015. Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. *BOE*, núm. 219, de 12 de septiembre de 2015, págs.: 80582 a 80677.
- Mandarić, L., Kalogianni, E., Skoulikidis, N., Petrović, M., Sabater, S. 2019. Contamination patterns and attenuation of pharmaceuticals. *Science of the Total Environment* 647: 561-569.
- MARM. 2008. Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. *BOE* núm. 229, de 22 de septiembre de 2008, págs.: 38472 a 38582.
- Martín-Vide, J.P. 1999. Restoration of an urban river in Barcelona, Spain. *Environmental Engineering and Policy* 2(3): 113-119.
- Martínez-Yoshino, N., Suárez-Alonso, M.L., Vidal-Abarca, M.R. 2021. Delimitando los rasgos biológicos de la vegetación de los ríos secos: el caso de las ramblas de la cuenca del Segura (SE de España). *Anales de Biología* 43: 11-25.
- 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. *Freshwater Science* 33(2): 459-474.
- Mesnager, V., Bonneville, S., Laignel, B., Lefebvre, D., Dupont, J.P., Mikes, D. 2002. Filling of a wetland (Seine estuary, France): Natural eutrophication or anthropogenic process? A sedimentological and geochemical study of wetland organic sediments. En: *Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters: Proceedings of the 31st Symposium of the Estuarine and Coastal Sciences Association (ECSA)*, held in Bilbao, Spain, 3-7 July 2000, pp. 423-435). Springer, Netherlands.
- Messenger, M.L., Lehner, B., Cockburn, C., Lamouroux, N., Pella, H., Snelder, T., Tockner, K., et al. 2021. Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature* 594: 391-397.
- Milinkovitch, T., Geffard, O., Geffard, A., Mouneyrac, C., Chaumont, A., Xuereb, B., Fisson, C., et al. 2019. Biomarkers as tools for monitoring within the Water Framework Directive context: concept, opinions and advancement of expertise. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 32759-32763.
- MITECO. 2019. *Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos, código M-R-HMF-2019, 22 de abril de 2019*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, anteriormente Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO), Madrid, España. Disponible en: <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.html>
- MITECO. 2020. *Guía para la evaluación del estado de las aguas superficiales y subterráneas*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid, España. .pp 403. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/medidas-muestras.html>
- Moss, B. 2008. The Water Framework Directive: Total environment or political compromise? *Science of the Total Environment* 400: 32-41.
- Munné, A., Prat, 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, A., Prat, N. 2011. Effects of Mediterranean-climate annual variability on stream biological quality assessment using macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators* 11: 651-662.
- Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada, N., Rieradevall, M. 2003. A simplified method to assess ecological quality of riparian environment in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- Munné, A., Bonada, N., Cid, N., Gallart, F., Solá, C., Bardina, M., Rovira, A., et al. 2021. A Proposal to Classify and Assess Ecological Status in Mediterranean Temporary Rivers: Research Insights to Solve Management Needs. *Water* 13: 767.
- Múrria, C., Väisänen, L.O.S., Somma, S., Wangensteen, O.S., Arnedo, M.A., Prat, N. 2020. Towards an Iberian DNA barcode reference library of freshwater macroinvertebrates and fishes. *Limnetica* 39: 73-92.
- Ollero, A., Conesa, C., Vidal-Abarca, M.R. (eds.). 2021. *Buenas prácticas en gestión y restauración de cursos efímeros mediterráneos: resiliencia y adaptación al cambio climático*. Editum, Ediciones de la Universidad de Murcia, España.
- Papastergiadou, E., Manolaki, P. 2012. *Developing an Assessment System of RM-4 & RM-5 River Types for Cyprus Rivers. Final Report of Project TAY 84/2009*. Natural Resources and Environment, Water Development Department, Ministry of Agriculture, Cyprus.

- Pérez-Burillo, J., Trobajo, R., Leira, M., Keck, F., Rimet, F., Sigró, J., Mann, D.G. 2021. DNA metabarcoding reveals differences in distribution patterns and ecological preferences among genetic variants within some key freshwater diatom species. *Science of the Total Environment* 798: 149029.
- Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., et al. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55: 147-170.
- Poquet, J.M., Alba-Tercedor, J., Puntí, T., Sánchez-Montoya, M.M., Robles, S., Álvarez, M., Zamora-Muñoz, C., et al. 2009. The MEDiterranean Prediction and Classification System (MEDPACS): an implementation of the RIVPACS/AUSRIVAS predictive approach for assessing Mediterranean aquatic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 623, 153–171.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9(6): 741-758.
- Reyjol, Y., Argillier, C., Bonne, W., Borja, A., Buijse, A.D., Cardoso, A.C., Daufresne, M., et al. 2014. Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: Where do we go now? *Science of the Total Environment* 497-498: 332-344.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., Bussetini, M. 2013. A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology* 180-181: 96-108.
- Rodríguez-Lozano, P., Woelfle-Erskine, C., Bogan, M.T., Carlson, S.M. 2020. Are nonperennial rivers considered as valuable and worthy of conservation as perennial rivers? *Sustainability* 12(14): 5782.
- Rosindell, J., Hubbell, S.P., Etienne, R.S. 2011. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten. *Trends in Ecology and Evolution* 26(7): 340-348.
- Sánchez-Montoya, M.M., von Schiller, D., Ruhí, D., Sting Pechar, G., Proia, L., Miñano, J., Vidal-Abarca, M.R., et al. 2016. Responses of ground-dwelling arthropods to surface flow drying in channels and adjacent habitats along Mediterranean streams. *Ecohydrology* 9: 1376-1387.
- Sánchez-Montoya, M.M., von Schiller, D., Barberá, G.G., Diaz, A.M., Arce, M.I., Del Campo, R., Tockner, K. 2018. Understanding the effects of predictability, duration, and spatial pattern of drying on benthic invertebrate assemblages in two contrasting intermittent streams. *PLoS One* 13(3): e0193933.
- Sánchez-Montoya, M.M., Tockner, K., von Schiller, D., Miñano, J., Catarineu, C., Lencina, J.L., Barberá, G.G., et al. 2020a. Dynamics of ground-dwelling arthropod metacommunities in intermittent streams: The key role of dry riverbeds. *Biological Conservation* 241: 108328.
- Sánchez-Montoya, M.M., Guerrero-Brotons, M., Miñano, J., Gómez, R. 2020b. Effects of debris piles and pools along dry riverbeds on nutrients, microbial activity, and ground-dwelling arthropods: A Namibian ephemeral river case. *Journal of Arid Environments* 175: 104082.
- Sánchez-Montoya, M.M., Gómez, R., Calvo, J.F., Bartonicka, T., Datry, T., Paril, P. 2022. Ecological values of intermittent rivers for terrestrial vertebrate fauna. *Science of the Total Environment* 806: 151308.
- Sarremejane, R., Mykrá, H., Bonada, N., Aroviita, J., Muotka, T. 2017. Habitat connectivity and dispersal ability drive the assembly mechanisms of macroinvertebrate communities in river networks. *Freshwater Biology* 62(6): 1073-1082.
- Sarremejane, R., Cid, N., Stubbington, R., Datry, T., Alp, M., Cañedo-Argüelles, M., Cordero-Rivera, A., et al. 2020. DISPERSE, a trait database to assess the dispersal potential of European aquatic macroinvertebrates. *Scientific Data* 7: 386.
- Siqueira T., Durães L.D., de Oliveira Roque, F. 2014. Predictive modelling of insect metacommunities in biomonitoring of aquatic networks. En: Ferreira, C.P, Godoy, W.A.C. (eds.), *Ecological Modelling Applied to Entomology*, pp 109–126. Springer International Publishing, Suiza.
- Skoulikidis, N.T. 2008. Defining chemical status of a temporary Mediterranean River. *Journal of Environmental Monitoring* 10(7): 842-852.
- 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., et al. 2020. Natural disturbances can produce misleading bioassessment results: identifying metrics to detect anthropogenic impacts in intermittent rivers. *Journal of Applied Ecology* 57: 283-295.
- Soria, M., Bonada, N., Ballester, A., Verkaik, I., Jordà-Capdevila, D., Solà, C., Munné, A., et al. 2021. Adapting participatory processes in temporary rivers management. *Environmental Science Policy* 120, 145–156.
- Statzner, B., Bêche, L.A. 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* 55: 80-119.
- Stefanidis, K., Dimitrellos, G., Sarika, M., Tsoukalas, D., Papastergiadou, E. 2022. Ecological quality assessment of Greek lowland rivers with aquatic macrophytes in compliance with the EU Water Framework Directive. *Water* 14: 2771.
- Stefanidis, K., Oikonomou, A., Dimitrellos, G., Tsoukalas, D., Papastergiadou, E. 2023. Relationships between environmental factors and functional traits of macrophyte assemblages in running waters of Greece. *Diversity* 15: 949.
- Steward, A.L., von Schiller, D., Tockner, K., Marshall, J.C., Bunn, S.E. 2012. When the rivers runs dry: Human and ecological values of dry riverbeds. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 202–209.
- Steward, A.L., Langhans, S.D., Corti, R., Datry, T. 2017. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: Terrestrial and semi-aquatic invertebrates. En: Datry, T.; Bonada, N., Boulton, A.J. (eds). *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*, pp 245-271. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Steward, A.L., Negus, P., Marshall, J.C., Clifford, S.E., Dent, C. 2018. Assessing the ecological health of rivers when they are dry. *Ecological Indicators* 85: 537-547.
- Steward, A.L., Datry, T., Langhans, S.D. 2022. The terrestrial and semi-aquatic invertebrates of intermittent rivers and ephemeral streams. *Biological Reviews* 97: 1408–1425.
- Stubbington, R., Paillex, A., England, J., Barthès, A., Bouchez, A., Rimet, F., Sánchez-Montoya, M.M., et al. 2019. A comparison of biotic groups as dry-phase indicators of ecological quality in intermittent rivers and ephemeral streams. *Ecological Indicators* 97: 165-174.
- Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R. 2008. Índice para valorar el estado de conservación de las ramblas mediterráneas (Índice de Alteración de Ramblas = IAR). *Tecnología del Agua* 293: 67-78.
- Tapolczai, K., Selmeczy, G. B., Szabó, B., B-Béres, V., Keck, F., Bouchez, A., Rimet, F., et al. 2021. The potential of exact sequence variants (ESVs) to interpret and assess the impact of agricultural pressure on stream diatom assemblages revealed by DNA metabarcoding. *Ecological Indicators* 122: 107-322.
- Tonkin, J.D., Bogan, M.T. Bonada, N., Rios-Touma, B., Lytle, D.A. 2017. Seasonality and predictability shape temporal species diversity. *Ecology* 98(5): 1201-1216.
- Tueros, I., Borja, A., Larreta, J., Rodríguez, J.G., Valencia, V., Millán, E. 2009. Integrating long-term water and sediment pollution data in assessing chemical status within the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1389-1400.
- Turrini, T., Dörler, D., Richter, A., Heigl, F., Bonn, A. 2018. The threefold potential of environmental citizen science-Generating knowledge, creating learning opportunities and enabling civic participation. *Biological Conservation* 225: 176-186.

- Van den Broeck, M., Waterkeyn, A., Rhazi, L., Grillas, P., Brendonck, L. 2015. Assessing the ecological integrity of endorheic wetlands, with focus on Mediterranean temporary ponds. *Ecological Indicators* 54: 1-11.
- Vander Vorste, R., Stubbington, R., Acuña, V., Bogan, M.T., Bonada, N., Cid, N., Datry, T., et al. 2021. Climatic aridity increases temporal nestedness of invertebrate communities in naturally drying rivers. *Ecography* 44: 860-869.
- Vidal-Abarca, M.R., Gómez, R., Sánchez-Montoya, M.M., Arce, M.I., Nicolás, N., Suárez, M.L. 2020. Defining Dry Rivers as the Most Extreme Type of Non-Perennial Fluvial Ecosystems. *Sustainability* 12: 7202.
- Vidal-Abarca, M.R., Nicolas-Ruiz, N., Sánchez-Montoya, M.M., Suárez, M.L. 2023. Ecosystem services provided by dry river socio-ecological systems and their drivers of change. *Hydrobiologia* 850: 2585-2607.
- Vieira, C., Aguiar, F.C., Portela, A.P., Monteiro, J., Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Cambra, J., et al. 2018. Bryophyte communities of Mediterranean Europe: a first approach to model their potential distribution in highly seasonal rivers. *Hydrobiologia* 812: 27-43.
- Vinebrooke, R.D., Cottingham, K.L., Norberg, M.S.J., Dodson, S.I., Maberly, S.C., Sommer, U. 2004. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos* 104: 451-457.
- Westwood, C.G., England, J., Hayes, C., Johns, T., Stubbington, R. 2021. The Plant Flow Index: A new method to assess the hydroecological condition of temporary rivers and streams. *Ecological Indicators* 120: 106964.
- When, U., Rusca, M., Evers, J., Lanfranchi, V. 2015. Participation in flood risk management and the potential of citizen observatories: a governance analysis. *Environmental Science and Policy* 48: 225-236.