

MCT-05: Un marco de evaluación para la planificación de la restauración fluvial

Validación con 9 años de datos de seguimiento de un río mediterráneo

Víctor Cristóbal Bernal Díaz^{1*}

¹ *Unitat de Medi Ambient, Ajuntament de Ripollet, Barcelona, Spain.*

* **Autor de correspondencia:** vcbernal@ripollet.cat

ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-7955-9086>

Título corto: Validación del marco de evaluación fluvial MCT-05.

RESUMEN

Los proyectos de restauración fluvial producen frecuentemente resultados dispares incluso cuando se aplican intervenciones similares. Las series largas de seguimiento revelan a menudo estas trayectorias divergentes, pero proporcionan escasa orientación para interpretar si los cambios observados reflejan la condición ecológica estructural o la variabilidad temporal de los indicadores. Utilizando nueve años de datos de seguimiento de 21 estaciones del río *Ripoll* (NE de España), presentamos un marco diagnóstico integrador (MCT-05) que separa explícitamente el estado ecológico de la trayectoria de cambio.

MCT-05 opera como una capa de síntesis construida sobre indicadores estándar de la Directiva Marco del Agua (DMA). El estado ecológico se cuantifica mediante un índice de estado (Γ^*) que integra tres dimensiones complementarias: fisiología del ecosistema (Am), estructura de la comunidad (Pp) y conectividad de la ribera (Ln). La dinámica temporal se captura de forma independiente mediante un índice de recuperación activa (Td) que mide la tendencia de mejora ecológica.

En el conjunto de la red de seguimiento, las tres dimensiones de estado mostraron baja correlación mutua ($|r|$ medio = 0,24) y Γ^* correlacionó significativamente con los indicadores tradicionales (QBR: $r = 0,76$, $p < 0,001$; IBMWP: $r = 0,59$, $p < 0,01$). Por el contrario, Td no mostró correlación con los valores medios de los índices ($|r| < 0,28$), confirmando que captura información distinta de la condición estructural. La conectividad (Ln) resultó ser la dimensión limitante en el 81% de las estaciones, coherente con la degradación generalizada del bosque de ribera en la cuenca.

La comparación de dos estaciones adyacentes que recibieron una intervención de restauración idéntica demostró el valor diagnóstico del marco. La estación R1 mostró una recuperación ecológica intensa ($\Gamma^* = 0,529$; Td = 0,567), con un incremento del IBMWP de 29 a 101 ($p = 0,043$), alcanzando el estado "Bueno" de la DMA por primera vez. La estación R4 ($\Gamma^* = 0,544$; Td = 0,277), situada aguas abajo de un afluente no tratado (río *Sec*), no mostró mejoría significativa ($p = 0,269$). El análisis de sensibilidad (1.000 perturbaciones de pesos $\pm 20\%$) confirmó la robustez del marco: los rangos de Td para R1 y R4 no se solaparon, la dimensión limitante se mantuvo estable en el 100% de las estaciones y la clasificación ecológica en el 96,8% de los casos.

Al separar el estado ecológico de la trayectoria de cambio, MCT-05 permite interpretar los datos de seguimiento tanto en términos de condición estructural como de dinámica de recuperación. El marco se presenta como un enfoque diagnóstico abierto, implementable directamente con datos de biomonitorización rutinarios mediante herramientas listas para usar (calculadora Excel, script Python), con el objetivo de que la comunidad de gestores e investigadores fluviales pueda evaluar su utilidad en otros contextos y contribuir a su refinamiento.

Palabras clave: continuidad ecológica, restauración fluvial, bioindicadores, macroinvertebrados, ríos mediterráneos, Directiva Marco del Agua, gestión adaptativa, IBMWP, estado ecológico de las riberas, MCT-05.

ABSTRACT

Long-term monitoring of Mediterranean rivers often reveals contrasting ecological trajectories even where restoration interventions are similar. These long-term datasets provide limited guidance for interpreting whether observed changes reflect structural ecological condition or temporal variability of indicators. Using nine years of monitoring data from 21 stations in the Ripoll River (NE Spain), we present an integrative diagnostic framework (MCT-05) that explicitly separates ecological state from trajectory of change.

MCT-05 operates as a synthetic layer built on standard Water Framework Directive (WFD) monitoring indicators. Ecological state is quantified through a state index (Γ^) integrating three complementary dimensions: ecosystem physiology (A_m), community structure (P_p) and riparian connectivity (L_n). Temporal dynamics are captured independently through a active recovery index (T_d) that measures the trend of ecological recovery.*

Across the monitoring network, the three state dimensions showed low mutual correlation (mean $|r| = 0.24$) and Γ^ correlated significantly with traditional indicators (QBR: $r = 0.76$, $p < 0.001$; IBMWP: $r = 0.59$, $p < 0.01$). In contrast, T_d showed no correlation with mean index values ($|r| < 0.28$), confirming that it captures information distinct from structural ecological condition. Connectivity (L_n) emerged as the limiting*

dimension in 81% of stations, consistent with widespread riparian degradation in the basin.

A paired comparison of two adjacent stations receiving identical restoration intervention demonstrated the diagnostic value of the framework. Station R1 showed strong ecological recovery ($\Gamma^ = 0.529$; $Td = 0.567$) with IBMWP increasing from 29 to 101 ($p = 0.043$), reaching WFD "Good" status for the first time. Station R4 ($\Gamma^* = 0.544$; $Td = 0.277$), located downstream of an untreated tributary (Riu Sec), showed no significant change ($p = 0.269$). Sensitivity analysis (1,000 random perturbations of weights $\pm 20\%$) confirmed framework robustness: Td ranges for R1 and R4 did not overlap, the limiting dimension remained stable in 100% of stations, and ecological classification was maintained in 96.8% of cases.*

By separating ecological state from trajectory of change, MCT-05 allows monitoring datasets to be interpreted in terms of both structural condition and recovery dynamics. The framework is presented as an open diagnostic approach, directly implementable with routine biomonitoring data through ready-to-use tools (Excel calculator, Python script), enabling the river management and research community to evaluate its utility in other contexts and contribute to its refinement.

Keywords: *ecological continuity, river restoration, bioassessment, macroinvertebrates, Mediterranean rivers, Water Framework Directive, adaptive management, IBMWP, riparian quality, MCT-05.*

INTRODUCCIÓN

La evaluación ecológica de los sistemas fluviales mediante índices bióticos se ha ido consolidando desde la aprobación de la Directiva Marco del Agua (DMA; Comisión

Europea, 2000). En la Península Ibérica, el IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Working Party*; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988) evalúa la calidad del agua a través de las comunidades de macroinvertebrados, el QBR (*Qualitat del Bosc de Ribera*; Munné et al., 2003) evalúa el bosque de ribera, y el IHF (*Índex d'Hàbitat Fluvial*; Pardo et al., 2002) cuantifica la heterogeneidad del hábitat. Estos índices representan décadas de trabajo ecológico y han demostrado su valor para la clasificación del estado ecológico (Bonada et al., 2006).

Pese a los avances, los resultados de los proyectos de restauración fluvial siguen siendo con frecuencia desiguales, incluso cuando las actuaciones son parecidas (Bernhardt et al., 2005). Las series largas de seguimiento muestran trayectorias divergentes, pero no siempre ayudan a discernir si lo que cambia es la calidad estructural del ecosistema o simplemente la variabilidad natural de los indicadores (Bonada et al., 2006). Este problema se agudiza en los ríos mediterráneos, donde la fuerte variabilidad hidrológica marca el ritmo de las comunidades biológicas y de la dinámica del ecosistema (Gasith & Resh, 1999; Bonada y Resh, 2013).

En este contexto se han desarrollado diversos enfoques multimétricos para integrar diferentes componentes de la condición ecológica en cursos mediterráneos, como el marco ECOSTRIMED propuesto por Prat y colaboradores (Prat et al., 2000). Estos enfoques combinan con éxito indicadores biológicos y del hábitat para diagnosticar el estado ecológico. Sin embargo, se centran fundamentalmente en clasificar la condición ecológica en un momento determinado, mientras que las redes de seguimiento a largo plazo requieren cada vez más herramientas capaces de distinguir entre el estado ecológico estructural y la trayectoria de cambio ecológico.

MCT-05 es una herramienta derivada del Marco de Continuidad Transformativa (MCT; Bernal Díaz, 2026a; la numeración corresponde al documento 5 del marco) que opera como capa de síntesis integradora sobre datos de seguimiento estándar de la DMA. Su función no es sustituir los índices tradicionales ni el criterio experto, sino integrarlos en diagnósticos reproducibles y cuantificados que permiten generar hipótesis sobre qué limita la mejora ecológica, evaluar numéricamente la respuesta a las intervenciones y justificar la priorización de inversiones.

El marco MCT-05 se organiza alrededor de una distinción conceptual fundamental: la separación explícita entre el estado ecológico del sistema y su dinámica de cambio. El estado ecológico se cuantifica mediante tres dimensiones que capturan propiedades complementarias: la fisiología (A_m), que responde a si se mantienen las funciones básicas; la estructura (P_p), que indica si se mantiene la identidad comunitaria; y la conectividad (L_n), que valora si el sistema contribuye a la red ecológica y recibe de ella. Estas tres dimensiones reflejan, respectivamente, conceptos de resistencia y resiliencia ecosistémica (Lake, 2000; Death, 2010), persistencia comunitaria (Connell y Sousa, 1983) y conectividad de red (Ward, 1989; Fausch et al., 2002; Erős y Grant, 2015). Su agregación produce un índice de estado (Γ^*) que indica cómo está el sistema.

La dinámica de cambio se cuantifica mediante un índice de recuperación activa (T_d) que mide si el sistema responde a las intervenciones, presiones o procesos de recuperación en curso. Γ^* indica cómo está el sistema, mientras que T_d indica hacia dónde va, si es que mejora (Palmer y Ruhi, 2019; Morandi et al., 2014). Esta distinción resulta operativamente útil: un sistema de referencia en buen estado y estable presenta Γ^* alto y T_d bajo, lo que indica que no necesita mejorar; un sistema degradado estable también presenta T_d bajo, lo que indica que debería mejorar, pero no lo hace. La

combinación de ambos permite distinguir estos escenarios y genera diagnósticos directamente accionables para la gestión.

Estas dimensiones pueden incorporar bioindicadores terrestres del estado de las riberas. Por ejemplo, las hormigas invasoras y socialmente parásitas actúan como indicadores sensibles de la calidad del hábitat en remanentes de bosque mediterráneo (Bernal y Espadaler, 2013), donde la conectividad general del paisaje resultó ser la variable más significativa para diferenciar remanentes invadidos de aquellos que mantenían especies sensibles a la fragmentación. Esta línea de evidencia está siendo explorada para informar la dimensión Ln en aplicaciones futuras del marco, y desde 2022 se trabaja en su integración.

Objetivos

Los objetivos de este trabajo fueron: (1) presentar MCT-05 con la separación explícita entre índice de estado (Γ^*) e índice de recuperación activa (Td); (2) validar la independencia dimensional y la correlación con índices tradicionales; (3) comprobar si la combinación Γ^* -Td genera diagnósticos diferenciales en estaciones con intervención de restauración; (4) evaluar la robustez del marco mediante análisis de sensibilidad; y (5) identificar las capacidades y limitaciones del índice de recuperación Td.

MÉTODOS

Área de estudio

El río *Ripoll* es un curso fluvial mediterráneo de 37 km que drena aproximadamente 230 km² en la cuenca del *Besòs* (Cataluña, NE de España). El río fluye desde cabeceras forestadas a 750 m sobre el nivel del mar (s.n.m.) a través de tramos progresivamente

urbanizados hasta su confluencia a 45 m s.n.m. El clima es mediterráneo con sequía estival pronunciada, con una precipitación anual de 550-650 mm. El uso del suelo transiciona desde bosque (60% en cabeceras) hasta usos urbanos e industriales (más del 70% en tramos bajos). El *Ripoll* ha sido clasificado por el análisis IMPRESS de l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA, 2006) en cuatro masas de agua (códigos 1100220 a 1100250), correspondientes a la tipología 3a "*Rius Mediterranis de Cabal Variable*".

Este estudio utiliza la información obtenida por la empresa *Tecnoambiente*, contratada por los diferentes ayuntamientos que participan en el seguimiento periódico de la calidad del *Ripoll* y cuyos resultados están disponibles en las distintas webs municipales. Para los estudios, *Tecnoambiente* estableció veintiuna estaciones de seguimiento a lo largo del cauce principal y los principales afluentes (ver esquema en figura 1). Estas estaciones fueron muestreadas anualmente durante el caudal base de primavera (abril-mayo) desde 2017 hasta 2025, siguiendo los protocolos regionales de la DMA (ACA, 2006). Las muestras fisicoquímicas de las estaciones (incluyendo las ubicadas en el municipio de Ripollet, R1-R4), fueron analizadas por el *Laboratori Municipal de Sabadell*, mientras que los muestreos biológicos fueron realizados por *Tecnoambiente S.L.* El programa de seguimiento se inició en 2006 con tres municipios (Castellar del Vallès, Sabadell y Barberà del Vallès) y se amplió en 2017 con la incorporación de Sant Llorenç Savall, Ripollet y Montcada i Reixac.

Las estaciones con menos de cinco años de datos (R2, R3 con $n = 4$; Ba0 con $n = 3$) presentan estimaciones menos robustas de los indicadores basados en variabilidad temporal, como los coeficientes de variación y las pendientes de regresión. No obstante, se incluyen en el análisis a escala de cuenca para mantener la cobertura espacial. Las dos estaciones focales de la comparación pre y post-restauración (R1 y R4) disponen de la serie completa ($n = 9$).

Se ejecutó una intervención de restauración de magnitud significativa en los tramos bajos del río, en el municipio de Ripollet, entre septiembre de 2022 y febrero de 2023. El contexto histórico y social de esta restauración se desarrolla ampliamente en Moragas (en preparación). La actuación se enmarcó en el *Pla Estratègic Som-Riu* (Ajuntament de Ripollet, 2022) y en la *Memòria per a la recuperació de les lleres dels rius Ripoll i Sec al seu pas per Ripollet, les àrees de ribera i els espais lliures vinculats al sistema fluvial* (Ajuntament de Ripollet, 2017). La inversión total fue de 1,15 millones de euros. Las obras incluyeron la eliminación de 29 hectáreas de vegetación invasora, principalmente *Arundo donax* y *Robinia pseudoacacia*; la extracción de 1.180 toneladas de residuos acumulados en el cauce y los márgenes; la construcción de cinco deflectores de flujo mediante técnicas de bioingeniería del paisaje (Naturalea, 2021); y la plantación de especies de ribera autóctonas (*Salix alba*, *Populus nigra*, *Alnus glutinosa*). La estación R4 se sitúa aguas abajo de la confluencia con el río *Sec*, un afluente que aporta cargas de nitratos, nitritos y conductividad significativamente más elevadas que las del cauce principal (Ajuntament de Ripollet, 2020).

Condición de contorno hidrológica. El marco MCT-05 asume que las estaciones mantienen un caudal base funcional durante el periodo de muestreo. En condiciones de sequía extrema (como las registradas en 2023), los indicadores biológicos pueden reflejar fundamentalmente estrés hidrológico más que el estado ecológico estructural. Esta condición debe ser considerada en la interpretación de los diagnósticos. La condición de caudal base funcional se verificó cualitativamente a partir de los informes de la *Agència Catalana de l'Aigua* (ACA, 2006) y de observaciones de campo durante los muestreos de primavera. Los años 2022-2023 presentaron condiciones de sequía excepcional, con reducción del caudal a balsas aisladas en estaciones de cabecera (SL1). El marco asume que estas condiciones no comprometen necesariamente la validez

estructural del diagnóstico cuando se interpretan junto con las pendientes brutas y el contexto hidrológico, tal como se explicita en el apartado de Limitaciones.

Recogida de datos

En cada estación de muestreo se registraron las siguientes variables: parámetros fisicoquímicos *in situ* (pH, oxígeno disuelto, temperatura, conductividad); análisis químicos de agua en laboratorio (amonio, nitratos, fosfatos); muestreo de macroinvertebrados siguiendo un protocolo multihábitat con red de patada, con identificación a nivel de familia; evaluación de la calidad del bosque de ribera mediante el índice QBR; y evaluación de la heterogeneidad del hábitat mediante el índice IHF. El IBMWP fue calculado siguiendo la metodología de Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988). Los Grupos Funcionales de Alimentación (GFA) fueron asignados a cada familia según Tachet et al. (2010), clasificando cada taxón en uno de cinco grupos: fragmentadores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores y filtradores. La similitud de Jaccard interanual fue calculada a partir de las listas de presencia y ausencia de familias entre años consecutivos, extraídas de las matrices completas de macroinvertebrados de los informes anuales de *Tecnoambiente* (Tecnoambiente, 2017-2025).

Marco MCT-05: índice de estado (Γ^*) e índice de recuperación activa (Td)

MCT-05 calcula un índice de estado ecológico (Γ^*) como la media aritmética de tres dimensiones:

$$\Gamma^* = (Am + Pp + Ln) / 3$$

La notación Γ^* distingue esta formulación de la versión preliminar (Γ), que incluía Td como cuarta dimensión (Bernal Díaz, 2026a).

Cada dimensión agrega cuatro indicadores ponderados, normalizados al intervalo [0, 1]. La dimensión limitante se identifica como el mínimo de las tres dimensiones ($\min[Am, Pp, Ln]$), indicando el aspecto del sistema donde una intervención tendría probablemente el mayor impacto. Las fórmulas completas de todos los indicadores se proporcionan en el Apéndice A.

De forma independiente, MCT-05 calcula un índice de recuperación activa (T_d) que cuantifica la tendencia de mejora del sistema a lo largo del periodo de seguimiento. T_d agrega cuatro indicadores basados en pendientes temporales: sucesión de la ribera (T_{d1f}), calculada como la pendiente de la regresión lineal del QBR; mejora biótica (T_{d2f}), calculada como la pendiente de la regresión lineal del IBMWP; cambio en diversidad funcional (T_{d3f}), calculada como la pendiente de la regresión lineal del número de GFA; y recuperación neta de la ribera (T_{d4f}), calculada como el cambio neto del QBR entre el primer y el último año, normalizado por la duración de la serie.

Todos los indicadores de T_d están truncados a [0, 1] mediante la función $\max(0, \dots)$. Esto implica que T_d captura exclusivamente tendencias positivas de mejora. Un valor de $T_d = 0$ indica ausencia de recuperación activa, lo que puede corresponder tanto a sistemas ecológicamente estables (en buen o mal estado) como a sistemas en declive. La identificación del deterioro requiere consultar las pendientes brutas de los índices tradicionales, que el marco proporciona como información complementaria.

Para las estaciones del municipio de Ripollet (R1-R4), el indicador de conectividad transversal Ln_{4f} fue valorado a partir del conocimiento directo del cauce. Dado que las cuatro estaciones están encauzadas mediante muro de hormigón en ambas márgenes, Ln_{4f} se fijó en 0,0. Los tramos de Montcada i Reixac presentan condiciones similares

de encauzamiento, aunque las estaciones M1 y M2 fueron excluidas del análisis por disponer de un único año de datos (2017).

Separación conceptual entre estado y trayectoria

La separación entre Γ^* y Td responde a una necesidad conceptual y empírica. Am, Pp y Ln miden propiedades que los sistemas estables mantienen en niveles altos, mientras que Td mide cambio temporal positivo, que los sistemas estables no presentan. En una formulación preliminar de cuatro dimensiones (Bernal Díaz, 2026a), la inclusión de Td como una cuarta dimensión del índice de estado provocaba que Td resultara ser la dimensión limitante en el 90% de las estaciones, independientemente de su estado ecológico real. Este artefacto sistemático vaciaba de contenido la identificación de la dimensión limitante. La separación en dos componentes resuelve este problema.

La interpretación conjunta de ambos indicadores se estructura mediante una matriz diagnóstica de 3×3 (Tabla 2) que clasifica cada estación según la combinación de su estado (Γ^* alto, medio o bajo) y su dinámica de recuperación (Td alto, medio o bajo). Esta matriz genera categorías que van desde "referencia estable" hasta "degradación persistente", cada una con implicaciones de gestión específicas.

Valores por defecto e indicador de confianza

Para los indicadores cualitativos (Ln1f, Ln4f, Pp4f) se prioriza el valor observado en campo cuando está disponible (0 o 1, según la escala específica de cada indicador). En ausencia de observación directa, el gestor puede emplear, bajo su criterio, el valor de una estación vecina con condiciones geomorfológicas análogas. Solo cuando no existe información directa ni contextual se utiliza el valor por defecto de 0,5. Esta estrategia garantiza la usabilidad del marco en situaciones de carencia de datos, sin renunciar a la

transparencia sobre la incertidumbre asociada, que se explicita mediante un indicador de confianza. Cuando se utiliza el valor por defecto de 0,5 en los indicadores cualitativos, el diagnóstico se acompaña de una etiqueta de confianza que indica el grado de certeza: confianza alta cuando todas las variables son observadas, confianza media cuando una variable es estimada, y confianza baja cuando dos o más variables son estimadas. Este indicador se incluye en las salidas de la calculadora y en la interpretación de resultados.

Análisis estadístico

La independencia dimensional fue evaluada mediante correlaciones de Pearson entre las tres dimensiones de estado y entre cada dimensión y Td. Se consideró que correlaciones superiores a 0,5 indicarían redundancia entre dimensiones. Las correlaciones entre Γ^* y los índices tradicionales (IBMWP, QBR, IHF) y entre Td y los mismos índices fueron analizadas para verificar que Γ^* y Td capturan información diferente.

Las diferencias entre los periodos pre y post-restauración en las estaciones focales (R1 y R4) fueron evaluadas mediante pruebas t de Welch para varianzas desiguales (aproximación de Satterthwaite) sobre los valores anuales de IBMWP. El periodo pre-restauración se definió como 2017-2022, y el periodo post-restauración como 2023-2025. Se utilizaron desviaciones estándar muestrales con n-1 grados de libertad. El nivel de significación se estableció en $\alpha = 0,05$. Los valores se expresan como media \pm desviación estándar (DE) salvo que se indique lo contrario. Todos los análisis se realizaron con el software Statistica 6.0 (StatSoft, 2001).

Análisis de sensibilidad

Para evaluar la robustez del marco frente a la elección de los pesos asignados a los indicadores, se generaron 1.000 perturbaciones aleatorias simultáneas de los 16 pesos.

Cada peso fue multiplicado por un factor aleatorio uniforme en el intervalo [0,8, 1,2], y los pesos resultantes fueron renormalizados para mantener la suma dentro de cada dimensión. Para cada perturbación se registraron el coeficiente de variación de Γ^* , la estabilidad de la clasificación ecológica (porcentaje de estaciones que mantuvieron su clase respecto a la clasificación original), la estabilidad de la dimensión limitante y los rangos de Td para las estaciones R1-R4.

Adicionalmente, se comparó la formulación propuesta con una formulación de pesos iguales (0,25 por indicador dentro de cada dimensión). La concordancia entre ambas formulaciones se evaluó mediante la correlación de rangos de Spearman sobre los valores de Γ^* y Td de las 21 estaciones, y se verificó la estabilidad de la dimensión limitante.

RESULTADOS

Evaluación a escala de cuenca

El índice de estado Γ^* varió desde 0,524 en la estación R3, correspondiente a un tramo bajo degradado, hasta 0,726 en la estación S4, un tramo medio con bosque de ribera bien conservado. La media de cuenca fue de 0,608 con una desviación estándar de 0,057. Cinco estaciones alcanzaron la clase "Bueno" ($\Gamma^* \geq 0,65$): Ca0, S4, SL2, S1 y B22. Las 16 estaciones restantes se clasificaron como "Moderado", con la estación Ca4 próxima al umbral "Deficiente" ($\Gamma^* = 0,564$). La dimensión limitante fue Ln en 17 de las 21 estaciones (81%), Pp en 3 estaciones (14%) y Am en 1 estación (5%). El predominio de Ln como dimensión limitante refleja la degradación del bosque de ribera como restricción principal en la cuenca, un resultado coherente con la presión

urbanística e industrial que caracteriza los tramos medio y bajo del río. Los valores completos por estación se presentan en la Tabla 1.

El índice de recuperación activa Td varió desde 0,000 en las estaciones SL1 y R2 hasta 0,567 en la estación R1. La media de Td fue de 0,214 con una desviación estándar de 0,173. La distribución de Td fue marcadamente más amplia que la de Γ^* (rango de 0,567 frente a 0,202), reflejando la heterogeneidad de trayectorias de cambio en las diferentes estaciones de la cuenca.

Independencia dimensional

La correlación media absoluta entre las tres dimensiones de estado fue de $|r| = 0,24$. Las correlaciones específicas fueron: Am-Pp con $r = 0,29$; Am-Ln con $r = -0,04$; y Pp-Ln con $r = -0,38$. La correlación Pp-Ln, aunque es la más fuerte del conjunto, refleja la relación ecológica esperable entre la estabilidad comunitaria y la calidad del bosque de ribera, pero se mantiene por debajo del umbral de redundancia de 0,50. El índice Td mostró una baja correlación con las tres dimensiones de estado, con una media $|r| = 0,13$, lo que confirma su independencia funcional respecto a las medidas de estado.

Correlación con índices tradicionales

El índice de estado Γ^* correlacionó positivamente de forma significativa con el índice de calidad fluvial QBR ($r = 0,76$; $p < 0,001$) y con el índice biótico IBMWP ($r = 0,59$; $p < 0,01$). La correlación entre Γ^* y QBR refleja parcialmente la contribución de indicadores derivados del QBR a la dimensión Ln, pero la independencia entre las tres dimensiones de estado ($|r|$ medio = 0,24) indica que el marco integra información ecológica complementaria. Estas correlaciones representan una mejora sustancial respecto a las obtenidas con una formulación preliminar de cuatro dimensiones que

incluía Td como cuarta dimensión, la cual producía correlaciones no significativas de $r = 0,30$ con QBR y $r = 0,20$ con IBMWP. La Figura 2 muestra estas relaciones.

El índice de recuperación activa Td no mostró correlación significativa con los valores medios de QBR ($r = -0,28$) ni con los de IBMWP ($r = -0,26$). Esta ausencia de correlación es coherente con la naturaleza del indicador: Td mide tendencia de mejora, no nivel. Así, una estación de referencia con IBMWP estable de 124 (B22) presenta un Td de 0,011, mientras que una estación con IBMWP medio de 54 pero en clara mejora (R1) presenta un Td de 0,567. La ausencia de correlación confirma que Td aporta información que los índices tradicionales no capturan por sí solos.

Validación de la restauración: comparación R1 frente a R4

La estación R1 se sitúa en el tramo directamente restaurado, bajo el polígono industrial de Ripollet. La estación R4 se encuentra 800 metros aguas abajo, por debajo de la confluencia con el río *Sec*. Los análisis fisicoquímicos del periodo 2017-2020 (Ajuntament de Ripollet, 2020) ya mostraron que R4 presentaba sistemáticamente los valores más elevados en variables asociadas a procesos de eutrofización, como nitratos, nitritos y fosfatos, atribuibles a las aportaciones del río *Sec*.

Ambas estaciones comparten la misma dimensión limitante (L_n) y presentan valores similares del índice de estado Γ : R1 con 0,529 y R4 con 0,544. Sin embargo, la combinación de Γ con el índice de recuperación activa Td genera diagnósticos contrastantes. La estación R1 ($T_d = 0,567$) fue clasificada como "degradado mejorando", mientras que R4 ($T_d = 0,277$) fue clasificada como "mejora incipiente". La Figura 3 muestra la evolución temporal del IBMWP en ambas estaciones.

Los datos posteriores a la restauración confirmaron empíricamente esta distinción. En R1 se observó un incremento del IBMWP desde un valor medio de $38,8 \pm 7,7$ en el periodo pre-restauración hasta $84,7 \pm 18,9$ en el periodo post-restauración, lo que representa un aumento del 118%. Esta diferencia resultó estadísticamente significativa ($t = -4,04$; $gl = 4$; $p = 0,043$). Dado el reducido número de observaciones post-restauración ($n = 3$), esta prueba estadística debe interpretarse como indicativo más que como evidencia definitiva de recuperación. En 2025, el IBMWP en R1 alcanzó 101, logrando el estado "Bueno" de la DMA por primera vez en toda la serie histórica. Por el contrario, en R4 no se observó un cambio significativo, pasando de $41,0 \pm 7,4$ a $51,0 \pm 11,5$ ($t = -1,37$; $gl = 4$; $p = 0,269$).

Caso SL1: comportamiento del marco ante discontinuidades en series ecológicas

La estación SL1, ubicada en la cabecera del río dentro del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt y sin presión antrópica directa, presenta un valor de $\Gamma^* = 0,600$ y un $Td = 0,000$, lo que el marco clasifica como "estancamiento". Sin embargo, los valores brutos de IBMWP muestran una caída abrupta, desde 141 en 2017 hasta 11 en 2023, con una recuperación parcial posterior hasta 97 en 2025.

Dos factores explican esta discontinuidad: el punto de muestreo fue reubicado en 2018 en un brazo diferente de la cabecera, introduciendo una ruptura metodológica en la serie, y el valor mínimo coincide con la sequía extrema de 2022-2023, que redujo el caudal del río a balsas aisladas sin flujo medible.

En este contexto, Γ^* no refleja la oscilación puntual porque está diseñado para representar el estado ecológico estructural a lo largo de la serie, no para reaccionar a eventos extremos o discontinuidades metodológicas. Td , como índice de recuperación activa, captura exclusivamente tendencias positivas de mejora. Como resultado, el

sistema aparece como estable sin trayectoria de recuperación, a pesar del colapso temporal del ensamblaje bentónico.

Lejos de representar un fallo del marco, este caso ilustra una limitación bien conocida de los programas de seguimiento ecológico en ríos mediterráneos: las series temporales pueden verse afectadas por discontinuidades metodológicas y eventos hidrológicos extremos. La separación explícita entre estado (Γ^*) y trayectoria de recuperación (Td) evita interpretar estos episodios como cambios estructurales del sistema y subraya la necesidad de complementar el diagnóstico con el contexto hidrológico y las pendientes brutas de los índices tradicionales.

Análisis de sensibilidad

El análisis Monte Carlo con 1.000 perturbaciones aleatorias de los 16 pesos en un rango de $\pm 20\%$ confirmó la robustez del marco. El coeficiente de variación de Γ^* promedió $0,009 \pm 0,001$. La estabilidad de la clasificación ecológica, entendida como el porcentaje de estaciones que mantuvieron su clase respecto a la clasificación original, promedió el 96,8%. La estabilidad de la dimensión limitante fue del 100% para las 21 estaciones, lo que significa que ninguna combinación de pesos modificó la dimensión más débil identificada en cada estación. Para las estaciones R1-R4, los rangos de Td obtenidos no se solaparon: R1 presentó un rango de [0,520-0,605] frente a [0,260-0,298] para R4.

La adopción de una formulación de pesos iguales (0,25 por cada uno de los cuatro indicadores dentro de cada dimensión) produjo una correlación de rangos de 0,97 (Spearman; $p < 0,001$) con la formulación propuesta. La dimensión limitante se mantuvo idéntica en las 21 estaciones. Las correlaciones con índices tradicionales fueron incluso ligeramente superiores con la formulación de pesos iguales (Γ^* -QBR: $r =$

0,77; Γ^* -IBMWP: $r = 0,63$). Estos resultados confirman que las conclusiones diagnósticas del marco dependen fundamentalmente de su estructura dimensional, no de la asignación específica de pesos a los indicadores.

DISCUSIÓN

Separación entre estado y recuperación

La contribución principal de este trabajo es la separación explícita entre el índice de estado ecológico (Γ^*) y el índice de recuperación activa (T_d). Esta decisión no es solo metodológica; surge directamente del análisis de los datos. En una formulación preliminar que incluía T_d como una cuarta dimensión del índice de estado, este indicador aparecía como dimensión limitante en la mayoría de las estaciones (19 de 21). Este resultado, independientemente del estado ecológico real de cada estación, constituía un artefacto sistemático que vaciaba de contenido la identificación de la dimensión limitante y, por tanto, la utilidad del marco para la planificación de intervenciones.

El origen de este artefacto es estructural. Las dimensiones A_m , P_p y L_n miden propiedades que los sistemas ecológicos estables mantienen en niveles altos: estabilidad fisicoquímica, persistencia comunitaria y conectividad de red. Por el contrario, T_d mide cambio temporal positivo, una propiedad que los sistemas estables, por definición, no presentan. Incluir una medida de cambio en un índice diseñado para cuantificar estado genera inevitablemente que los sistemas en buen estado y estables (que deberían ser el objetivo de la gestión) aparezcan como limitados precisamente por su propia estabilidad.

La separación de ambos componentes produce mejoras cuantificables en el comportamiento del marco. Γ^* correlaciona significativamente con QBR ($r = 0,76$) e IBMWP ($r = 0,59$), frente a las correlaciones no significativas de $r = 0,30$ y $r = 0,20$ obtenidas con la formulación de cuatro dimensiones. La distribución de la dimensión limitante pasa de un 90% de casos en los que Td aparecía como limitante (un artefacto sin interpretación ecológica) a un 81% de casos en los que Ln es la dimensión limitante, un resultado ecológicamente coherente con el diagnóstico de degradación del bosque de ribera generalizada en la cuenca. Adicionalmente, la estabilidad del marco frente a perturbaciones de pesos mejora, con un coeficiente de variación de Γ^* de 0,009 frente al 0,024 de la formulación previa.

Interpretación del índice de recuperación activa Td

Td cuantifica exclusivamente la tendencia de mejora del sistema a través de cuatro componentes basados en pendientes temporales, todos ellos truncados a cero. Esta construcción implica tres propiedades que deben ser explícitamente consideradas en la interpretación de los resultados.

En primer lugar, Td detecta exclusivamente mejora. Las estaciones con Td elevado, como R1 con 0,567 o R3 con 0,550, presentan tendencias positivas claras en los indicadores biológicos y de calidad fluvial a lo largo del periodo de seguimiento. Esta propiedad hace de Td un indicador adecuado para evaluar la respuesta a intervenciones de restauración.

En segundo lugar, Td no distingue entre estabilidad buena y estabilidad mala. Una estación de referencia con IBMWP elevado y estable (B22) y una estación degradada con IBMWP bajo, pero también estable (Ba4) presentan valores de Td igualmente bajos. Esta distinción, fundamental para la gestión, no la realiza Td sino Γ^* . La

combinación de ambos indicadores permite, precisamente, separar el "cómo está" (Γ^*) del "hacia dónde va, si es que mejora" (Td).

En tercer lugar, Td no detecta declive. El caso de SL1 es ilustrativo: con una pendiente negativa del IBMWP de -11,4 puntos por año, el índice Td presenta un valor de 0. Para la detección de deterioro activo es necesario consultar las pendientes brutas de los índices tradicionales, que el marco calcula y presenta como información complementaria, pero que no se integran en Td por la decisión explícita de truncar el indicador a cero.

Esta configuración responde a un criterio de diseño deliberado. La decisión de mantener Td como un índice de recuperación activa (exclusivamente positivo) separa explícitamente la medida de mejora de la medida de estado, evitando que un mismo eje mezcle direcciones opuestas de cambio. En sistemas degradados sin intervención, un índice que combinara mejora y deterioro podría anularse a sí mismo, ya que mejoras puntuales en un tramo en declive general podrían enmascarar la tendencia negativa. Una extensión futura del marco podría incorporar un indicador de deterioro independiente, manteniendo la separación conceptual entre estado, mejora y declive.

La matriz diagnóstica como herramienta de gestión

La combinación de Γ^* y Td en una matriz de nueve categorías (Tabla 2) genera diagnósticos con implicaciones directamente accionables para la gestión fluvial. En el caso del río *Ripoll*, esta matriz clasificó 4 estaciones como referencia estable, 3 como recuperación moderada, 10 como estancamiento, 2 como degradado mejorando, 1 como referencia en mejora y 1 como mejora incipiente.

El caso de las estaciones R1 y R4 ilustra el valor operativo de esta aproximación. Ambas estaciones comparten valores similares de Γ^* y la misma dimensión limitante (L_n), lo que indicaría, desde una perspectiva exclusivamente basada en el estado, un diagnóstico comparable. Sin embargo, T_d revela que la inversión de 1,15 millones de euros produce resultados medibles allí donde no existe una presión externa adicional (R1), mientras que los aportes no tratados del río *Sec* limitan la recuperación en R4. Sin la información proporcionada por T_d , esta evaluación diferencial no sería posible, y la falta de respuesta en R4 podría ser erróneamente atribuida a un fracaso de la intervención en lugar de a un problema de escala de cuenca no abordado.

Los perfiles dimensionales completos de estas estaciones, junto con los de la estación de referencia S4, se muestran en la Figura 5.

La identificación de L_n como dimensión limitante en el 81% de las estaciones del *Ripoll* es coherente con la presencia de barreras físicas documentadas en los tramos medios y bajos (Ripollet, Montcada), y con la ausencia de estas en cabecera. Sin embargo, para confirmar que esta pauta no es un artefacto del marco sino un reflejo de la realidad ecológica de la cuenca sería necesario aplicar MCT-05 en otros sistemas fluviales donde se esperen otras dimensiones limitantes (por ejemplo, problemas fisicoquímicos en cuencas agrícolas, o inestabilidad de hábitat en cuencas con régimen torrencial). La disponibilidad abierta de las herramientas (Excel, Python) facilita precisamente ese tipo de validaciones externas.

Implicaciones para la gestión y la planificación

MCT-05 no pretende sustituir el conocimiento experto que los gestores tienen sobre sus tramos de actuación. Su valor reside en tres aspectos complementarios. En primer lugar, sistematiza la síntesis de redes de seguimiento con múltiples estaciones y años, un

proceso que, realizado de forma manual, resulta difícilmente reproducible y consume un tiempo del que los gestores habitualmente no disponen. En segundo lugar, garantiza la reproducibilidad del diagnóstico entre diferentes técnicos y entre distintas cuencas, lo que facilita la comparación y la coordinación. En tercer lugar, proporciona un lenguaje cuantitativo para la justificación de inversiones y la evaluación de resultados, aspectos cada vez más demandados en contextos de financiación pública y privada.

La restauración del río *Ripoll* se enmarca en el Pla Estratègic Som-Riu (Ajuntament de Ripollet, 2022) y en la planificación previa de Ajuntament de Ripollet (2017), que integraban la recuperación fluvial con la infraestructura verde municipal. La utilización de técnicas de bioingeniería del paisaje (Naturalea, 2021) resulta coherente con los principios de la dimensión Ln del marco: restaurar la conectividad como contribución a la red ecológica. MCT-05 proporciona un marco para evaluar si estas estrategias producen resultados medibles, como demuestra el caso de R1.

Desde la perspectiva del gestor, MCT-05 responde a tres preguntas operativas. Γ^* responde a "cómo está el sistema". La identificación de la dimensión limitante responde a "qué aspecto del sistema debe ser prioritario". Td responde a "si las actuaciones realizadas están produciendo recuperación activa". Adicionalmente, la estandarización del diagnóstico permite la comparación entre cuencas y entre gestores. La clasificación mediante Γ^* , dimensión limitante y Td genera diagnósticos directamente comparables independientemente de la cuenca de origen, siempre que los datos sigan los protocolos estándar de la DMA. Esta interoperabilidad diagnóstica podría facilitar la coordinación entre administraciones que comparten cuencas o que necesitan priorizar inversiones a escala regional.

Sobre la elección de pesos

Los pesos asignados a cada indicador en la formulación propuesta reflejan un juicio experto informado por la literatura ecológica. Los indicadores con mayor reproducibilidad, como los coeficientes de variación y las pendientes de regresión, reciben un peso mayor, mientras que los indicadores cualitativos reciben un peso menor. No obstante, la adopción de una formulación de pesos iguales (0,25 por cada uno de los cuatro indicadores dentro de cada dimensión) produjo una correlación de rangos de 0,97 con la formulación propuesta y mantuvo la dimensión limitante idéntica en las 21 estaciones. Este resultado confirma que las conclusiones diagnósticas del marco dependen fundamentalmente de su estructura dimensional, no de la asignación específica de pesos a los indicadores individuales.

Limitaciones

El presente trabajo presenta varias limitaciones que deben ser consideradas en la interpretación de los resultados y en futuros desarrollos del marco.

Truncamiento de Td. El índice de recuperación activa solo captura tendencias positivas de mejora. El declive activo, como el observado en SL1, requiere la inspección de las pendientes brutas de los índices tradicionales, que el marco calcula y presenta como información complementaria. Una extensión futura del marco podría incorporar un indicador de deterioro complementario.

Valores por defecto e incertidumbre. El uso de valores constantes para los indicadores cualitativos Ln1f, Ln4f y Pp4f introduce incertidumbre cuando no se dispone de datos de campo. Para gestionar esta limitación, el marco incorpora un indicador de confianza en las salidas (alta, media, baja) que informa del grado de certeza del diagnóstico. En las

21 estaciones analizadas, la dimensión limitante se mantuvo estable incluso en escenarios de confianza media, lo que refuerza la robustez de las conclusiones principales.

Ámbito geográfico. La validación procede de una única cuenca mediterránea. La transferibilidad del marco a otras regiones biogeográficas requiere nuevas validaciones con datos locales.

Redundancia parcial Ln-QBR. Dos de los cuatro indicadores de Ln derivan directamente del índice QBR, lo que contribuye a la correlación observada entre Γ^* y QBR. La inclusión de QBR dentro de Ln responde en parte a la relevancia de la vegetación de ribera como indicador indirecto de conectividad lateral y aporte de materia orgánica, dos funciones ecológicas clave en sistemas mediterráneos (González del Tánago & García de Jalón, 2006; Munné et al., 2003). No obstante, en aplicaciones donde se disponga de métricas cuantitativas de conectividad longitudinal (inventarios de barreras, análisis SIG) o transversal (grado de canalización), la dimensión Ln podría reformularse reduciendo el peso de los indicadores derivados de QBR. Versiones futuras del marco deberían incorporar indicadores cuantitativos de conectividad longitudinal y transversal independientes del QBR.

Sensibilidad a valores extremos. T_d depende de pendientes lineales que son sensibles a valores atípicos. Con series de nueve observaciones, un solo valor extremo puede alterar significativamente la pendiente estimada. El uso de métodos robustos de regresión o la incorporación de ventanas móviles podrían explorarse en desarrollos futuros.

Ausencia de datos hidrológicos. MCT-05 no incorpora datos de caudal. En ríos mediterráneos con régimen hidrológico extremo, el caudal condiciona la interpretación de todos los indicadores biológicos. La sequía de 2022-2023 en Cataluña ilustra este

problema: estaciones de cabecera como SL1 quedaron reducidas a balsas aisladas, lo que provocó el colapso de la comunidad de macroinvertebrados independientemente del estado ecológico subyacente. La incorporación de métricas hidrológicas, como el caudal base o la frecuencia de periodos de desecación, es una prioridad para futuras versiones del marco. El marco actual asume caudal base funcional como condición de contorno, como se explicita en Métodos.

CONCLUSIONES

MCT-05 propone una capa de evaluación que separa explícitamente el estado ecológico, cuantificado mediante un índice de estado (Γ^*) que integra tres dimensiones (fisiología A_m , estructura P_p , conectividad L_n), de la dinámica de recuperación, cuantificada mediante un índice de recuperación activa (T_d) independiente.

La validación con nueve años de datos del río *Ripoll* y con datos reales de composición de macroinvertebrados demuestra que el marco presenta coherencia con los índices tradicionales de calidad fluvial (Γ^* -QBR: $r = 0,76$; Γ^* -IBMWP: $r = 0,59$), dimensiones limitantes ecológicamente interpretables (L_n limitante en el 81% de las estaciones) y robustez frente a perturbaciones en los pesos de los indicadores (dimensión limitante estable en el 100% de los casos, clasificación ecológica estable en el 96,8% de los casos).

La combinación de Γ^* y T_d permite interpretar los datos de seguimiento estándar de la DMA en términos diagnósticos. Γ^* identifica el estado ecológico y la dimensión del sistema que limita dicho estado. T_d evalúa si las intervenciones realizadas están produciendo recuperación activa. El caso de las estaciones R1 y R4 demuestra la utilidad de esta aproximación: ambas estaciones, con estados ecológicos similares,

presentan respuestas radicalmente diferentes a una intervención de restauración idéntica, lo que permite atribuir la falta de respuesta en R4 a factores externos (aportes del río *Sec*) y no a un fracaso de la intervención. El caso de SL1, por el contrario, ilustra una propiedad complementaria del marco: Td no detecta declive, por lo que su interpretación debe complementarse con la inspección de las pendientes brutas de los índices tradicionales y con el conocimiento del contexto hidrológico.

MCT-05 se presenta como una propuesta conceptual abierta, no como un marco cerrado. Las herramientas desarrolladas, incluyendo una calculadora Excel (ver figura 6) y un script Python, hacen que la implementación sea inmediata sin requerir recogida de datos adicionales. Aunque desarrollado en un contexto mediterráneo, la separación conceptual entre estado ecológico y trayectoria de recuperación no es específica de una región y podría ser evaluada en otros tipos de ríos utilizando indicadores de seguimiento equivalentes. El objetivo es que la comunidad de gestores e investigadores fluviales pueda evaluar su utilidad en otros contextos, contribuir a su refinamiento y, si el concepto demuestra su valor, avanzar hacia una interoperabilidad diagnóstica entre cuencas que actualmente no existe. Somos conscientes de que hace falta probarlo en más sitios. Por eso ofrecemos las herramientas (Excel y Python) a quien quiera usarlas, mejorarlas o adaptarlas a sus propios ríos.

AGRADECIMIENTOS

Los datos de calidad del agua fueron recogidos por *Tecnoambiente S.L.* bajo contrato con los ayuntamientos participantes, el muestreo de 2025 se coordinó a través del *Consorci Besòs-Tordera*. Las muestras físicoquímicas de las estaciones de Ripollet fueron analizadas por el *Laboratori Municipal de Sabadell*. Agradecemos a Rosa Moragas Moreno la revisión crítica del manuscrito. Este trabajo debe mucho a las

conversaciones con ella, y a nueve años de primaveras mirando el mismo río. A veces, lo que aprendes no cabe en un índice. Este trabajo no habría sido posible sin el esfuerzo conjunto de los municipios de la cuenca del *Ripoll* por mantener un programa de seguimiento continuado durante casi dos décadas en algunos casos.

Y el agradecimiento más personal: a mi familia, por aguantarme durante esas nueve primaveras, por entender que mi cabeza vuela a veces a otro lado y por estar siempre. Sin ellos, este río no habría llegado hasta aquí.

MCT-05 es solo una herramienta de evaluación, pero también una forma de reconocer que la recuperación ecológica es, antes que nada, una recuperación del vínculo entre el territorio y quienes lo habitan. Al menos, en Ripollet, la gente vuelve a mirar el río.

DECLARACIÓN DE INTERESES Y POSICIÓN DEL AUTOR

El autor trabaja como Técnico de Medio Ambiente en el *Ajuntament de Ripollet*, donde participó en la redacción del *Pla Estratègic Som-Riu* (Ajuntament de Ripollet, 2022) y en la dirección de las obras de restauración fluvial ejecutadas entre 2022 y 2023, que son evaluadas en este estudio. Los datos de seguimiento fueron recogidos y analizados de forma independiente por *Tecnoambiente S.L.* bajo contrato con los municipios participantes, sin intervención del autor en el muestreo, la analítica de laboratorio ni la identificación taxonómica. Los análisis fisicoquímicos de las estaciones fueron realizados por el *Laboratori Municipal de Sabadell*. El desarrollo del marco MCT-05 y la redacción del manuscrito se realizaron fuera del horario laboral y sin financiación municipal ni de ninguna otra entidad. El autor no ha recibido compensación económica por este trabajo ni representa la opinión de la corporación.

El análisis se ha diseñado explícitamente para permitir su replicación independiente a partir de los datos publicados.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

El dataset completo MCT-10, incluyendo la calculadora Python (S1), la calculadora Excel (S2) y los datos de seguimiento (S3), está disponible en Zenodo (DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.19115441>).

DECLARACIÓN DE USO DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

Se utilizaron herramientas de IA generativa (*Claude, Anthropic*) durante el desarrollo de herramientas, incluyendo el codesarrollo del script Python S1 y la verificación de la calculadora *Excel* S2; en el análisis estadístico, con cálculos ejecutados mediante el script codesarrollado y verificados independientemente mediante *Excel* y *Statistica*; y en la preparación del manuscrito, para revisión lingüística y verificación de coherencia interna. Todas las decisiones científicas, la interpretación de los datos, el diseño del marco y las conclusiones son responsabilidad exclusiva del autor.

REFERENCIAS

ACA (*Agència Catalana de l'Aigua*), 2006. Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius. Generalitat de Catalunya, Barcelona.

Ajuntament de Ripollet, 2017. Memòria per a la recuperació de les lleres dels rius Ripoll i Sec al seu pas per Ripollet, les àrees de ribera i els espais lliures vinculats al sistema fluvial. Document tècnic municipal, Ripollet.

Ajuntament de Ripollet, 2020. Anàlisi estadística dels resultats obtinguts a les anàlisis físico-químiques practicades en mostres d'aigua del riu Ripoll a Ripollet (2017-2020). Informe tècnic, Ajuntament de Ripollet.

Ajuntament de Ripollet, 2022. Pla Estratègic Som-Riu: Sistema fluvial, mosaic agroforestal i infraestructures de mobilitat associades de Ripollet. Document tècnic municipal, Ripollet. Disponible en: https://www.ripollet.cat/serveis/proteccio-del-medi/rius/pla-estrategic-somriu-del-sistema-fluvial-el-lmosais-agroforestal-vinculat-i-les-infraestructures-de-mobilitat-associades/pla_som_riu.zip/view. Último acceso en marzo de 2026.

Alba-Tercedor, J., Sánchez-Ortega, A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4, 51-56.

Bernal, V., Espadaler, X., 2013. Invasive and socially parasitic ants are good bioindicators of habitat quality in Mediterranean forest remnants in NE Spain. *Ecological Research* 28, 1011-1017.

Bernal Díaz, V.C., 2026a. MCT-09. Marco de Continuidad Transformativa: MCT-05 Protocolo reformulado para la evaluación de la continuidad ecológica en ríos mediterráneos. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.18942428>

Bernal Díaz, V.C., 2026b. MCT-10: Complete Dataset – Ripoll river ecological continuity assessment (2017–2025). Versión 3. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.19115441>

Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., et al., 2005. Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science* 308, 636-637.

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

Brierley, G.J., Fryirs, K.A., 2005. *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*. Blackwell, Oxford.

Comisión Europea, 2000. Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial L327*, 1-72.

Connell, J.H., Sousa, W.P., 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *The American Naturalist* 121, 789-824.

Death, R.G., 2010. Disturbance and riverine benthic communities. *River Research and Applications* 26, 15-25.

Erős, T., Grant, E.H.C., 2015. Unifying research on the fragmentation of terrestrial and aquatic habitats. *Freshwater Biology* 60, 1487-1501.

Fausch, K.D., Torgersen, C.E., Baxter, C.V., Li, H.W., 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience* 52, 483-498.

- Gasith, A., Resh, V.H., 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30, 51-81.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* 25, 389-402.
- Hilty, J.A., Merenlender, A.M., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92, 185-197.
- Lake, P.S., 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 573-592.
- Layman, C.A., Arrington, D.A., Montaña, C.G., Post, D.M., 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* 88, 42-48.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, third ed. Kendall/Hunt, Dubuque.
- Moragas, R. (en preparació). Context històric i social de la restauració dels rius Ripoll i Sec al seu pas per Ripollet.
- Morandi, B., Piégay, H., Lamouroux, N., Vaudor, L., 2014. How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management* 137, 178-188.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M., 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 147-163.

Naturalea, 2021. Projecte de manteniment i conservació de lleres al terme municipal de Ripollet. Naturalea S.L., Ajuntament de Ripollet. Disponible

en: https://www.ripollet.cat/serveis/proteccio-del-medi/rius/pla-estrategic-somriu-del-sistema-fluvial-el-lmosais-agroforestal-vinculat-i-les-infraestructures-de-mobilitat-associades/recuperacio-i-manteniment-de-les-lleres/copy_of_projecte-manteniment-lleres.pdf/view. Último acceso en marzo de 2026.

Oberdorff, T., Tedesco, P.A., Hugueny, B., Leprieur, F., Beauchard, O., Brosse, S., Dürr, H.H., 2011. Global and regional patterns in riverine fish species richness: A review. *International Journal of Ecology* 2011, 1-12.

Palmer, M.A., Ruhi, A., 2019. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: A synthesis. *Science* 365, eaaw2087.

Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., et al., 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21, 115-133.

Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47, 769-784.

Prat, N., Munné, A., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M., 2000. ECOSTRIMED: A multivariate approach for assessing ecological quality in Mediterranean streams. *Limnetica* 18, 1-15.

StatSoft, Inc., 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6.0. www.statsoft.com

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2010. Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris.

Tecnoambiente S.L., 2017-2025. Informes de seguiment de l'evolució de la qualitat de les aigües i els ecosistemes del riu Ripoll. Primavera 2017 a Primavera 2025.

Ajuntaments de Sant Llorenç Savall, Castellar del Vallès, Sabadell, Barberà del Vallès, Ripollet i Montcada i Reixac.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130-137.

Verdonschot, P.F.M., Spears, B.M., Feld, C.K., et al., 2013. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiologia* 704, 453-474.

Ward, J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8, 2-8.

Wasson, J.G., Villeneuve, B., Iital, A., Murray-Bligh, J., Dobiasova, M., Bacikova, S., Timm, H., Pella, H., Mengin, N., Chandesris, A., 2010. Large-scale relationships between basin and riparian land cover and the ecological status of European rivers. *Freshwater Biology* 55, 1465-1482.

Wohl, E., Lane, S.N., Wilcox, A.C., 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research* 51, 5974-5997.

APÉNDICE A: FÓRMULAS DE INDICADORES MCT-05 Y JUSTIFICACIÓN BIBLIOGRÁFICA

Este apéndice proporciona las fórmulas de cálculo completas para los 16 indicadores de MCT-05, incluyendo pesos, procedimientos de normalización y justificación ecológica con referencias primarias. Los indicadores se organizan en tres dimensiones de estado (Am, Pp, Ln), que componen el índice de estado Γ^* , y una dimensión dinámica (Td), que se calcula y presenta de forma independiente.

Nota sobre la nomenclatura: En versiones anteriores del marco, Td se denominaba "indicador de respuesta". El cambio responde a una redefinición conceptual que alinea el nombre con su comportamiento matemático (captura exclusivamente tendencias positivas de mejora). Los cálculos subyacentes no han sido modificados.

A.1. Dimensión Am: Automantenimiento

Base ecológica. La capacidad de un sistema para mantener sus funciones básicas y recuperarse de perturbaciones refleja propiedades fundamentales de resistencia y resiliencia ecosistémica (Lake, 2000; Death, 2010). La estabilidad fisicoquímica proporciona la base para la persistencia de las comunidades biológicas (Poff et al., 1997).

Am1f: Capacidad tampón fisicoquímica (peso: 0,35). Cuantifica la estabilidad de los dos parámetros fisicoquímicos con mayor impacto directo sobre la comunidad bentónica. Los sistemas con oxígeno disuelto y conductividad estables sostienen mejor los taxones sensibles (Wasson et al., 2010). Un CV inferior a 0,20 indica excelente capacidad tampón.

$$Am1f = \max(0, 1 - (0,5 \times CV_{O_2} + 0,5 \times CV_{Cond}))$$

Am2f: Estabilidad fisicoquímica general (peso: 0,30). Integra la variabilidad de tres parámetros fisicoquímicos disponibles de forma rutinaria: oxígeno disuelto, conductividad y pH. La formulación original (Bernal Díaz, 2026a) proponía cinco parámetros incluyendo amonio y fosfatos, pero estos presentan frecuentes datos faltantes en los programas de seguimiento y CVs desproporcionadamente altos que distorsionan la media. La versión operativa utiliza los tres parámetros con datos completos, lo que produce resultados más estables y reproducibles.

$$Am2f = \max(0, 1 - \text{media}(CV_O_2, CV_Cond, CV_pH))$$

Am3f: Capacidad de autodepuración (peso: 0,25). La conductividad media integra la carga disuelta y la presión por contaminación difusa. Valores inferiores a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indican condiciones de referencia en cursos mediterráneos (Munné et al., 2003). El indicador se normaliza linealmente entre 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($Am3f = 1$) y 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($Am3f = 0$).

$$Am3f = \max(0, \min(1, 1 - (\text{Cond_media} - 500) / 2000))$$

Am4f: Resiliencia bentónica (peso: 0,10). Un IBMWP estable a lo largo del tiempo indica resistencia comunitaria frente a perturbaciones (Bonada et al., 2006). El peso menor refleja que se trata de una medición indirecta de resiliencia. Un CV del IBMWP inferior a 0,25 indica comunidad estable.

$$Am4f = \max(0, 1 - \min(1, CV_IBMWP / 0,5))$$

Agregación: $Am = 0,35 \times Am1f + 0,30 \times Am2f + 0,25 \times Am3f + 0,10 \times Am4f$

A.2. Dimensión Pp: Persistencia de Patrones

Base ecológica. La teoría de estabilidad comunitaria predice que los sistemas persistentes mantienen una estructura reconocible a lo largo del tiempo (Connell y Sousa, 1983). La diversidad funcional proporciona un seguro frente a la fluctuación ambiental (Folgarait, 1998).

Pp1f: Estabilidad del hábitat (peso: 0,40). Una heterogeneidad del hábitat (IHF) estable a lo largo del tiempo indica condiciones físicas que sostienen comunidades diversas (Pardo et al., 2002). Un CV del IHF inferior a 0,20 indica condiciones estables.

$$Pp1f = \max(0, 1 - \min(1, CV_IHF / 0,4))$$

Pp2f: Persistencia comunitaria (peso: 0,25). La similitud de Jaccard entre años consecutivos mide el recambio taxonómico de la comunidad de macroinvertebrados. Se calcula a partir de las listas de presencia/ausencia de familias extraídas de los informes anuales de seguimiento. Valores superiores a 0,6 indican ensamblajes estables (Hilty y Merenlender, 2000). Se utiliza la media de las similitudes de Jaccard interanuales a lo largo de la serie temporal.

$$Pp2f = \text{media}(\text{Jaccard_interanual})$$

Pp3f: Diversidad funcional (peso: 0,20). La presencia de los cinco GFA (fragmentadores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores, filtradores) indica estructura trófica completa (Merritt y Cummins, 1996). Se utiliza el número medio de GFA a lo largo de la serie temporal, asignados según Tachet et al. (2010).

$$Pp3f = \min(1, nGFA_medio / 5)$$

Pp4f: Estabilidad del sustrato (peso: 0,15). Evaluación cualitativa basada en observaciones de campo. La estabilidad del sustrato determina la disponibilidad de

hábitat bentónico (Brierley y Fryirs, 2005). El peso menor refleja la naturaleza cualitativa de este indicador. Escala: 0 = sustrato muy inestable, 0,5 = intermedio, 1 = sustrato estable. Valor por defecto: 0,5.

Pp4f = valoración cualitativa [0, 0,5, 1]

Agregación: $Pp = 0,40 \times Pp1f + 0,25 \times Pp2f + 0,20 \times Pp3f + 0,15 \times Pp4f$

A.3. Dimensión Ln: Legado de Red

Base ecológica. Los ríos funcionan como redes jerárquicamente organizadas (Ward, 1989). La condición ecológica local depende de la conectividad longitudinal (Vannote et al., 1980), la conectividad lateral con las riberas (González del Tánago y García de Jalón, 2006) y la posición dentro de la red (Fausch et al., 2002; Erós y Grant, 2015).

Ln1f: Conectividad longitudinal (peso: 0,40). Evaluación cualitativa basada en inventario de barreras. Las barreras fragmentan poblaciones y alteran el transporte de sedimentos y nutrientes (Oberdorff et al., 2011). El peso más alto dentro de Ln refleja la importancia crítica de la conectividad longitudinal para la funcionalidad fluvial. Escala: 0 = barrera infranqueable aguas arriba, 0,5 = barrera parcial, 1 = sin barreras significativas. Valor por defecto: 0,5.

Ln1f = valoración cualitativa [0, 0,5, 1]

Ln2f: Aporte de materia orgánica de la ribera (peso: 0,25). El QBR medio a lo largo de la serie temporal integra la estructura, cobertura y calidad de la ribera como fuente de materia orgánica alóctona que impulsa el metabolismo ecosistémico fluvial (Vannote et al., 1980; Munné et al., 2003).

Ln2f = $\min(1, QBR_medio / 100)$

Ln3f: Calidad actual de la ribera (peso: 0,20). El valor de QBR del último año de muestreo indica la condición de la ribera presente, relevante para la conectividad lateral inmediata y la protección por sombra (González del Tánago y García de Jalón, 2006).

$$Ln3f = \min(1, QBR_{\text{último}} / 100)$$

Ln4f: Conectividad transversal (peso: 0,15). Evaluación cualitativa del grado de canalización. La canalización altera la conectividad con la llanura de inundación, esencial para el procesamiento de nutrientes y la laminación de crecidas (Ward, 1989). Escala: 0 = totalmente canalizado, 0,4 = parcialmente canalizado, 0,7 = márgenes naturales con alguna modificación, 1 = completamente natural. Valor por defecto: 0,5.

$$Ln4f = \text{valoración cualitativa } [0, 0,4, 0,7, 1]$$

Agregación: $Ln = 0,40 \times Ln1f + 0,25 \times Ln2f + 0,20 \times Ln3f + 0,15 \times Ln4f$

A.4. Índice de estado ecológico (Γ^*)

El índice de estado ecológico se calcula como la media aritmética de las tres dimensiones de estado:

$$\Gamma^* = (Am + Pp + Ln) / 3$$

La dimensión limitante se identifica como $\min(Am, Pp, Ln)$, indicando dónde la intervención tendría mayor impacto sobre el estado ecológico.

Justificación de la exclusión de Td. Am, Pp y Ln miden propiedades que los sistemas estables mantienen en niveles altos (estabilidad fisicoquímica, persistencia comunitaria, conectividad de red). Td mide cambio temporal positivo, que los sistemas estables no presentan. Incluir Td en la media genera un artefacto sistemático por el cual Td resulta

ser la dimensión limitante en la gran mayoría de estaciones independientemente de su estado ecológico real. En la validación empírica, la formulación original de cuatro dimensiones ($\Gamma = (Am+Pp+Ln+Td)/4$) identificaba Td como limitante en 19 de 21 estaciones (90%). La formulación con tres dimensiones produce una distribución ecológicamente interpretable: Ln limitante en 17 estaciones (81%), Pp en 3 (14%), Am en 1 (5%).

Umbral de clasificación: Excelente ($\Gamma^* \geq 0,80$), Bueno ($\Gamma^* \geq 0,65$), Moderado ($\Gamma^* \geq 0,50$), Deficiente ($\Gamma^* \geq 0,30$), Crítico ($\Gamma^* < 0,30$). Los umbrales se alinean con las clases de estado ecológico de la DMA para facilitar la integración normativa (Comisión Europea, 2000; Hering et al., 2010).

A.5. Índice de recuperación activa (Td)

Base ecológica. El desarrollo ecosistémico sigue trayectorias direccionales hacia estados maduros (Poff et al., 1997). La recuperación tras perturbación muestra patrones predecibles (Verdonschot et al., 2013), y el análisis de trayectorias permite la evaluación de la restauración (Morandi et al., 2014).

Td se calcula de forma independiente de Γ^* y no se incluye en el índice de estado. Su función es cuantificar la **tendencia de mejora** del sistema, lo que permite responder a una pregunta distinta: no "cómo está el sistema" (que responde Γ^*) sino "hacia dónde va, si es que mejora".

Td1f: Direccionalidad de la sucesión de la ribera (peso: 0,35). Una tendencia positiva del QBR indica recuperación de la ribera. Una pendiente superior a 5 puntos/año representa mejora rápida (Wasson et al., 2010).

$$Td1f = \max(0, \min(1, \text{pendiente_QBR} / 5))$$

Td2f: Tasa de mejora ecológica (peso: 0,35). La tendencia del IBMWP captura la trayectoria de respuesta biológica. Una pendiente superior a 10 puntos/año indica recuperación fuerte (Verdonschot et al., 2013).

$$Td2f = \max(0, \min(1, \text{pendiente_IBMWP} / 10))$$

Td3f: Cambio en diversidad funcional (peso: 0,20). Un incremento en la riqueza de GFA indica recuperación funcional (Layman et al., 2007). Se calcula la pendiente de regresión del número de GFA a lo largo de la serie temporal.

$$Td3f = \max(0, \min(1, \text{pendiente_nGFA} / 0,5))$$

Td4f: Recuperación natural de la ribera (peso: 0,10). El cambio neto del QBR entre el primer y el último año de seguimiento, normalizado por la duración de la serie, captura la trayectoria a largo plazo de la vegetación de ribera (Wohl et al., 2015). El peso menor refleja la redundancia parcial con Td1f.

$$Td4f = \max(0, \min(1, (\text{QBR_último} - \text{QBR_primero}) / \text{n_años} / 5))$$

Agregación: $Td = 0,35 \times Td1f + 0,35 \times Td2f + 0,20 \times Td3f + 0,10 \times Td4f$

Propiedad del truncamiento. Todos los indicadores de Td están truncados a cero mediante la función $\max(0, \dots)$. Esto implica que Td captura exclusivamente tendencias positivas de mejora. Un sistema estable (sin tendencia) presenta Td cercano a 0 independientemente de si su estado es bueno o malo. La distinción entre estabilidad buena y estabilidad mala la realiza Γ^* . Esta propiedad también implica que Td no detecta deterioro activo; las pendientes negativas de los índices tradicionales (disponibles como salida complementaria del marco) deben consultarse para identificar sistemas en declive.

DATOS SUPLEMENTARIOS

El dataset completo MCT-10, incluyendo la calculadora Python (S1), la calculadora Excel (S2) y los datos de seguimiento (S3), está disponible en Zenodo (DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.19115441>).

S1: MCT05_Calculator_v3.py. Implementación Python del marco MCT-05. Calcula $\Gamma^* = (Am+Pp+Ln)/3$ como índice de estado y Td como índice de recuperación activa independiente. Requisitos: Python ≥ 3.8 , numpy, scipy. Incluye cálculo del nivel de confianza y exportación de pendientes brutas.

S2: MCT05_Calculator_v3.xlsx. Calculadora Excel sin macros. Cinco hojas: INSTRUCTIONS, DATA_INPUT, CALCULATIONS, RESULTS y EXAMPLE_R1. Las salidas incluyen nivel de confianza y pendientes brutas de IBMWP y QBR.

S3: MCT05_Dataset_2017-2025_v3.xlsx. Dataset completo del río Ripoll (2017-2025). 177 registros estación-año con variables fisicoquímicas y biológicas, resultados MCT-05 para 21 estaciones y análisis Monte Carlo (n = 1.000). Incluye hoja README con explicación de la nomenclatura.

S4: MCT05_Calculos_v3.xlsx. Matriz completa de cálculos para las 21 estaciones, incluyendo datos brutos, estadísticos intermedios, dimensiones (Am, Pp, Ln) e índices (Γ^* , Td).

PIES DE TABLA Y FIGURA / TABLE AND FIGURE CAPTIONS

TABLAS / TABLES

Tabla 1. Valores de las dimensiones MCT-05, índice de estado (Γ^*), índice de recuperación activa (Td), dimensión limitante y categoría diagnóstica para las 21 estaciones del río Ripoll (2017-2025). n = número de años con datos. Am = fisiología, Pp = estructura, Ln = conectividad. Lim. = dimensión limitante ($\min[Am, Pp, Ln]$). Estado según umbrales de Γ^* (Excelente $\geq 0,80$; Bueno $\geq 0,65$; Moderado $\geq 0,50$; Deficiente $\geq 0,30$; Crítico $< 0,30$). Diagnóstico según la matriz Γ^* -Td (véase Tabla 2). Las estaciones se ordenan de cabecera a desembocadura.

Table 1. MCT-05 dimension values, state index (Γ^), active recovery index (Td), limiting dimension and diagnostic category for 21 stations in the Ripoll River basin (2017-2025). n = number of years with data. Am = physiology, Pp = structure, Ln = connectivity. Lim. = limiting dimension ($\min[Am, Pp, Ln]$). Status according to Γ^* thresholds (Excellent ≥ 0.80 ; Good ≥ 0.65 ; Moderate ≥ 0.50 ; Poor ≥ 0.30 ; Critical < 0.30). Diagnosis according to the Γ^* -Td diagnostic matrix (see Table 2). Stations ordered from headwaters to mouth.*

Tabla 2. Matriz diagnóstica Γ^* -Td. Cada celda indica la categoría diagnóstica y la acción de gestión sugerida. Entre paréntesis: número de estaciones del río Ripoll clasificadas en cada categoría (n = 21). Los umbrales de Γ^* se alinean con las clases de estado ecológico de la DMA por analogía. Los umbrales de Td (bajo $< 0,20$; medio 0,20-0,45; alto $> 0,45$) son orientativos.

Table 2. Γ^* -Td diagnostic matrix. Each cell indicates the diagnostic category and suggested management action. In parentheses: number of Ripoll River stations classified in each category ($n = 21$). Γ^* thresholds are aligned with WFD ecological status classes by analogy. Td thresholds (low < 0.20 ; medium $0.20-0.45$; high > 0.45) are indicative.

Tabla/Table 1

Tabla 1. Valores de las dimensiones MCT-05, índice de estado (Γ^*), indicador de respuesta (Td), dimensión limitante y categoría diagnóstica para las 21 estaciones del río Ripoll (2017-2025).

Estación	n	Am	Pp	Ln	Γ^*	Td	Lim.	Estado	Diagnóstico
SL1	9	0,692	0,508	0,599	0,6	0	Pp	Moderado	Estancamiento
SL2	9	0,799	0,656	0,58	0,678	0,156	Ln	Bueno	Referencia estable
B22	9	0,821	0,615	0,689	0,708	0,011	Pp	Bueno	Referencia estable
Ca0	9	0,803	0,612	0,662	0,692	0,469	Pp	Bueno	Referencia en mejora
Ca1	9	0,52	0,573	0,648	0,58	0,078	Am	Moderado	Estancamiento
Ca2	8	0,691	0,662	0,35	0,568	0,175	Ln	Moderado	Estancamiento
Ca3	9	0,644	0,697	0,507	0,616	0,439	Ln	Moderado	Recuperación moderada
Ca4	6	0,624	0,617	0,451	0,564	0,069	Ln	Moderado	Estancamiento
S1	9	0,716	0,66	0,623	0,666	0,186	Ln	Bueno	Referencia estable
S4	9	0,853	0,69	0,635	0,726	0,184	Ln	Bueno	Referencia estable
S6	9	0,735	0,649	0,393	0,593	0,303	Ln	Moderado	Recuperación moderada
S8	9	0,735	0,674	0,407	0,605	0,118	Ln	Moderado	Estancamiento
S9	9	0,751	0,648	0,412	0,604	0,084	Ln	Moderado	Estancamiento
Ba0	3	0,757	0,776	0,328	0,62	0,193	Ln	Moderado	Estancamiento
Ba1	9	0,723	0,756	0,407	0,629	0,343	Ln	Moderado	Recuperación moderada
Ba2	9	0,724	0,667	0,324	0,572	0,15	Ln	Moderado	Estancamiento
Ba4	9	0,741	0,673	0,313	0,576	0,131	Ln	Moderado	Estancamiento
R1	9	0,657	0,661	0,268	0,529	0,567	Ln	Moderado	Degradado mejorando
R2	4	0,818	0,717	0,206	0,581	0	Ln	Moderado	Estancamiento
R3	4	0,764	0,608	0,2	0,524	0,55	Ln	Moderado	Degradado mejorando
R4	9	0,758	0,632	0,241	0,544	0,277	Ln	Moderado	Mejora incipiente
Media \pm DE		0.730 \pm 0.076	0.655 \pm 0.059	0.440 \pm 0.160	0.608 \pm 0.057	0.213 \pm 0.173			

n = número de años. Am = fisiología, Pp = estructura, Ln = conectividad, Td = respuesta. Lim. = dimensión limitante. Estado: Excelente \geq 0,80; Bueno \geq 0,65; Moderado \geq 0,50; Deficiente \geq 0,30; Crítico $<$ 0,30.

Tabla/Table 2

Γ^*	Td bajo (< 0,20)	Td medio (0,20-0,45)	Td alto (> 0,45)
Alto ($\geq 0,65$)	Referencia estable (n=4) *	Recuperación avanzada (n=0)	Referencia en mejora (n=1)
Medio (0,55-0,65)	Estancamiento (n=10) *	Recuperación moderada (n=3)	Restauración activa (n=0)
Bajo (< 0,55)	Degradación persistente (n=0) *	Mejora incipiente (n=1)	Degradado mejorando (n=2)

* **Nota para Td bajo:** Revisar las pendientes brutas de los índices tradicionales (IBMWP, QBR) para discriminar entre estabilidad real y deterioro activo. El marco proporciona estos valores como salida complementaria.

FIGURAS/FIGURES

Figura 1. Esquema del río *Ripoll* con la ubicación de las 21 estaciones de seguimiento, ordenadas de cabecera (SL1, 750 m s.n.m.) a desembocadura (R4, 45 m s.n.m.). Los símbolos se colorean según el índice de estado Γ^* : verde = Bueno ($\geq 0,65$); naranja = Moderado (0,55-0,65); rojo = Moderado bajo ($< 0,55$). Los cuadrados indican las estaciones de Ripollet (R1-R4). Se indica la confluencia del río *Sec* (antes de R4), los torrents tributarios (S1-S9) y el tramo restaurado (2022-2023). Los valores numéricos junto a cada estación corresponden a Γ^* . Los municipios participantes en el programa de seguimiento se indican en la parte superior.

Figure 1. Schematic of the *Ripoll* River showing the location of 21 monitoring stations, ordered from headwaters (SL1, 750 m a.s.l.) to mouth (R4, 45 m a.s.l.). Symbols are colored by the state index Γ^* : green = Good (≥ 0.65); orange = Moderate (0.55-0.65); red = Low Moderate (< 0.55). Squares indicate Ripollet stations (R1-R4). The Riu Sec confluence (upstream of R4), tributary torrents (S1-S9) and the restored reach (2022-2023) are indicated. Numeric values beside each station correspond to Γ^* . Municipalities participating in the monitoring program are shown at the top.

Figura 2. Correlación entre el índice de estado Γ^* y los índices tradicionales de calidad fluvial para las 21 estaciones del río *Ripoll*. A) Γ^* frente al índice de calidad de ribera QBR ($r = 0,76$; $p < 0,001$). B) Γ^* frente al índice biótico IBMWP ($r = 0,59$; $p = 0,005$). Los cuadrados indican las estaciones de Ripollet (R1-R4). La línea discontinua vertical indica el umbral $\Gamma^* = 0,65$ (clase "Bueno"). La línea de tendencia se ajusta por regresión lineal.

Figure 2. Correlation between the state index Γ^* and traditional river quality indices for 21 stations in the Ripoll River. A) Γ^* vs. riparian quality index QBR ($r = 0.76$; $p < 0.001$). B) Γ^* vs. biotic index IBMWP ($r = 0.59$; $p = 0.005$). Squares indicate Ripollet stations (R1-R4). Vertical dashed line indicates the $\Gamma^* = 0.65$ threshold ("Good" class). Trend line fitted by linear regression.

Figura 3. Evolución temporal del IBMWP (2017-2025) en las estaciones R1 (tramo restaurado) y R4 (aguas abajo de la confluencia con el río Sec). La franja vertical azul indica el periodo de ejecución de las obras de restauración (septiembre 2022 – febrero 2023). La línea horizontal gris indica el umbral IBMWP = 100 correspondiente al estado "Bueno" de la DMA. R1 mostró un incremento significativo post-restauración ($t = -4,04$; $gl = 4$; $p = 0,043$), alcanzando el estado "Bueno" en 2025. R4 no mostró cambio significativo ($t = -1,37$; $gl = 4$; $p = 0,269$).

Figure 3. Temporal evolution of IBMWP (2017-2025) at stations R1 (restored reach) and R4 (downstream of the Riu Sec confluence). Blue shaded band indicates the restoration works period (September 2022 – February 2023). Horizontal gray line indicates the IBMWP = 100 threshold corresponding to WFD "Good" status. R1 showed a significant post-restoration increase ($t = -4.04$; $df = 4$; $p = 0.043$), reaching "Good" status in 2025. R4 showed no significant change ($t = -1.37$; $df = 4$; $p = 0.269$).

Figura 4. Valores de las tres dimensiones de estado (Am, Pp, Ln) para las 21 estaciones del río Ripoll, ordenadas de cabecera (SL1) a desembocadura (R4). Las barras representan los valores absolutos de cada dimensión (no apilados como proporción). La línea negra con puntos indica el índice de estado $\Gamma^* = (Am+Pp+Ln)/3$ (escala derecha).

La línea horizontal gris indica el umbral $\Gamma^* = 0,65$ (clase "Bueno"). El asterisco (*) señala la dimensión limitante de cada estación.

Figure 4. Values of the three state dimensions (A_m , P_p , L_n) for 21 stations in the Ripoll River, ordered from headwaters (SL1) to mouth (R4). Bars represent absolute values of each dimension (not stacked as proportions). Black line with dots indicates the state index $\Gamma^* = (A_m + P_p + L_n)/3$ (right axis). Horizontal gray line indicates the $\Gamma^* = 0.65$ threshold ("Good" class). Asterisk (*) marks the limiting dimension at each station.

Figura 5. Perfiles dimensionales MCT-05 para las estaciones R1, R4 y la referencia regional (S4). Los tres ejes superiores (A_m , P_p , L_n) componen el índice de estado Γ^* ; el eje inferior (T_d) es el índice de recuperación activa independiente. R1 muestra un perfil deformado hacia T_d (restauración activa, $T_d = 0,567$) con conectividad limitante ($L_n = 0,268$). R4, con valores similares de A_m y P_p , presenta menor respuesta ($T_d = 0,277$) atribuible a las aportaciones no tratadas del río Sec. La referencia S4 muestra valores equilibrados en las tres dimensiones de estado y T_d bajo (sistema estable).

Figure 5. MCT-05 dimensional profiles for stations R1, R4 and the regional reference (S4). The three upper axes (A_m , P_p , L_n) compose the state index Γ^* ; the lower axis (T_d) is the independent active recovery index. R1 shows a profile skewed toward T_d (active restoration, $T_d = 0.567$) with limiting connectivity ($L_n = 0.268$). R4, with similar A_m and P_p values, shows lower response ($T_d = 0.277$) attributable to untreated inputs from the Riu Sec. The reference S4 shows balanced values across the three state dimensions and low T_d (stable system).

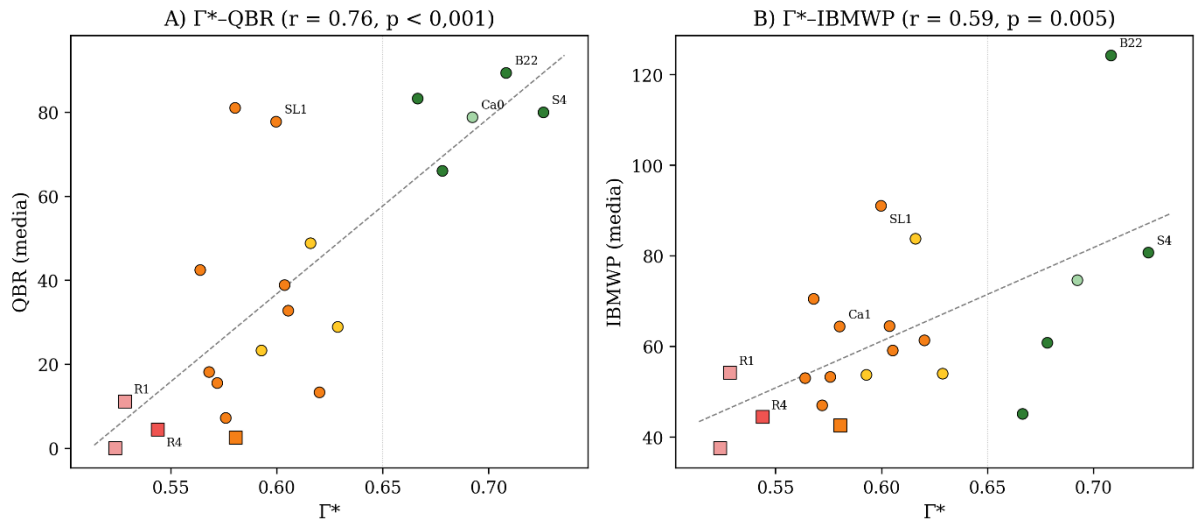
Figura 6. Diagrama de flujo de la calculadora MCT-05. Los datos de entrada estándar de la DMA (físicoquímica, índices bióticos y, opcionalmente, indicadores cualitativos) alimentan cuatro dimensiones de 4 indicadores ponderados cada una. Las tres dimensiones de estado (A_m , P_p , L_n) se agregan en el índice de estado $\Gamma^* = (A_m + P_p + L_n)/3$, que identifica la clase ecológica y la dimensión limitante. El índice de recuperación activa T_d se calcula de forma independiente. El diagnóstico final combina Γ^* y T_d en una matriz de 9 categorías (Tabla 2). Las herramientas (S1: Python; S2: Excel) implementan este flujo sin macros ni recogida de datos adicional.

Figure 6. MCT-05 calculator workflow diagram. Standard WFD input data (physicochemistry, biotic indices and optionally qualitative indicators) feed four dimensions of 4 weighted indicators each. The three state dimensions (A_m , P_p , L_n) are aggregated into the state index $\Gamma^ = (A_m + P_p + L_n)/3$, which identifies the ecological class and limiting dimension. The active recovery index T_d is calculated independently. The final diagnosis combines Γ^* and T_d into a 9-category matrix (Table 2). Tools (S1: Python; S2: Excel) implement this workflow with no macros or additional data collection.*

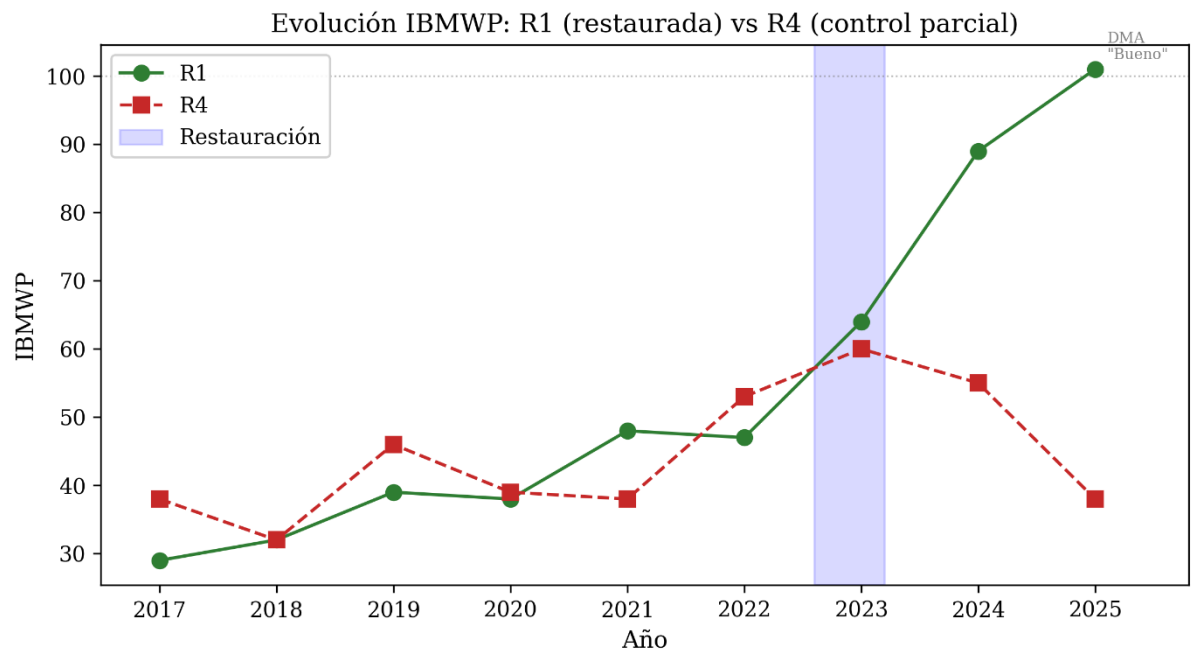
Figura/ Figure 1



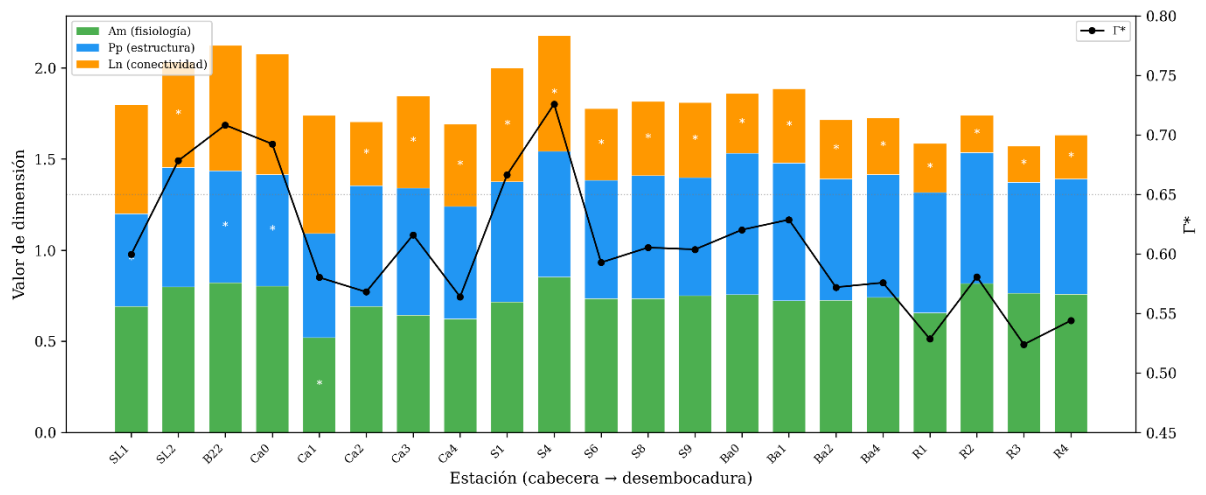
Figura/Figure 2



Figura/ Figure 3



Figura/ Figure 4

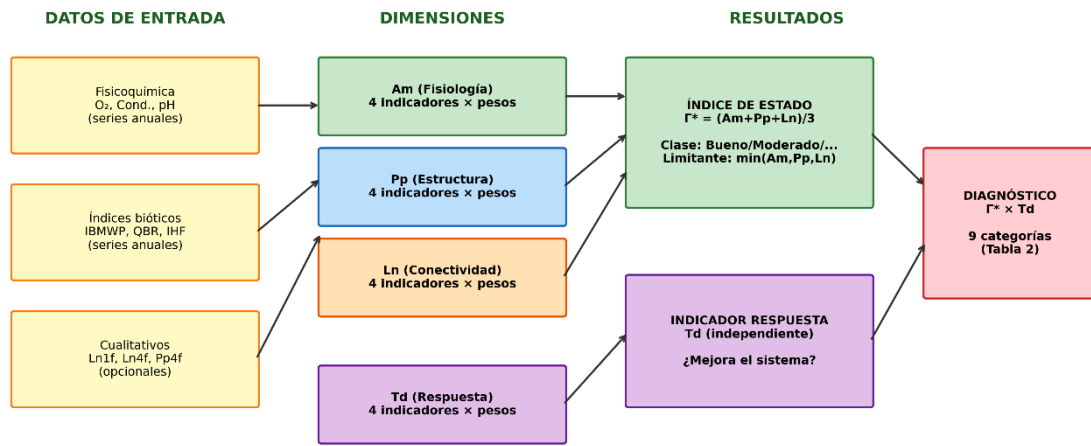


Figura/Figure 5

**Perfiles dimensionales MCT-05
R1 vs R4 vs referencia regional**



Figura/ Figure 6



S1: Python • S2: Excel • Sin macros • Datos estándar DMA