

GESTIÓN INTEGRADA DE LOS SEDIMENTOS. DIRECTRICES Y BUENAS PRÁCTICAS EN EL CONTEXTO DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

UE23

PRESIDENCIA ESPAÑOLA
CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA

GESTIÓN INTEGRADA DE LOS SEDIMENTOS. DIRECTRICES Y BUENAS PRÁCTICAS EN EL CONTEXTO DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

Diciembre 2023

**ESTRATEGIA COMÚN DE IMPLANTACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO
DEL AGUA (2000/60/CE)**

VERSIÓN ESPAÑOLA
DIRECCIÓN GENERAL DEL AGUA
JUNIO 2023



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Gestión Integrada de los Sedimentos. Directrices y buenas prácticas en el contexto de la Directiva Marco del Agua

Edición: 2023



Aviso legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha en su caso, de la última actualización.

Descargo de responsabilidad:

Este documento ha sido desarrollado a través del marco de colaboración (la Estrategia Común de Implementación de la Directiva 2000/60/CE) que involucra a los Estados miembros, países de la AELC y otras partes interesadas, incluida la Comisión Europea. El documento es un borrador de trabajo y no representa necesariamente la posición oficial y formal de ninguno de los socios.

En la medida en que los servicios de la Comisión Europea proporcionaron información para este documento técnico, dicha información no refleja necesariamente los puntos de vista de la Comisión Europea.

Ni la Comisión Europea ni ningún otro socio ECI es responsable del uso que terceras partes puedan hacer de la información contenida en este documento.

El documento técnico está destinado a facilitar la implementación de la Directiva 2000/60/CE y no es legalmente vinculante. Cualquier lectura autorizada de la ley solo debe derivarse de la propia Directiva 2000/60/CE y de otros textos o principios legales aplicables.

Solo el Tribunal de Justicia de la Unión Europea es competente para interpretar con autoridad la legislación de la Unión.

Dirección y coordinación: Francisco Javier Sánchez Martínez y Francisco Javier Monte Morgado

Elaboración y redacción: Jorge Marquínez García, M^a Dolores Maza Vera, Marta Chicharro Alique, Ignacio Rivero Aparicio y David Granado García. Con la colaboración de Rubén Santos Alonso (Capítulo I. El transporte “en masa” en torrentes de áreas montañosas)

Imagen de portada: Río Ebro en el paraje de El Estajao. Alfaro, La Rioja. Eduardo Berrián Luna.

Autores de los casos de estudio de la versión española: (en orden alfabético): Mónica Bardina, Antonio Bejarano Moreno, Montaña Cepa Eugenio, Nicolás Cifuentes y de la Cerra, Pablo Fernández Arévalo, Elena Fernández Iglesias, Evelyn García, Gil González Rodríguez, Gonzalo Gutiérrez de la Roza, Fernando Magdaleno Mas, Antonni Munné, Ángel Nieva Pérez, Alfonso Pisabarro Pérez, Lorenzo Polanco, Arturo Prieto Blanco, Ignacio Rodríguez Muñoz, Albert Rovira, Javier San Román, Javier Santiago Morales, Aitziber Urquijo, Daniel Vázquez Tarrío y Nerea Violat Lara



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN
ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:

© SUBSECRETARÍA

Gabinete Técnico

NIPO en línea: 665-23-116-7

NIPO papel: 665-23-115-1

DL: M-34879-2023

Maquetación e impresión: Gráficas Muriel S.L.

Tipo de papel:



La redacción del documento original ha sido coordinada por un grupo central compuesto por colíderes para cada capítulo:

- Para el capítulo 1: Martina Bussettini & Wouter Van De Bund & Francesco Comiti
- Para el capítulo 2: Fernando Magdaleno Mas & Jan Brooke
- Para el capítulo 3: Jos Brils & Dorien ten Hulscher
- Para el capítulo 4: Volker Steege & Jeanne Boughaba

Lista de autores del documento original (en orden alfabético): Antonella Ausili; Piotr Borowiec; Jeanne Boughaba; Emmanuel Branche; Jos Brils; Marvin Brinke; Jan Brooke; Martina Bussettini; Mario Carere; Ilka Carls; Carmen Casado; Helen Clayton; Jelmer Cleveringa; Szilvia David; Ronald van Dokkum; Katalin Dudas; Carles Ferrer; Andrea Goltara; Helmut Habersack; Thomas Hoffman; Zsolt Jolánkai; Willibald Kerschbaumsteiner; Stephen Lofts; Fernando Magdaleno Mas; Jean Rene Malavoi; Erik Mink; Agata Mitura, Gareth Old; Claude Putavy; Emma Quinlan; Elena Romano; Henrich Röper; Martin Schletterer; Daniel Schwand; René Schwartz; Judith Sprenger; Volker Steege; Dorien Ten Hulscher; Wouter Van de Bund ; Ann-Sofie Wernersson; Sonja Wild-Metzko; Axel Winterscheid

Apoyo a la elaboración y a la edición del documento original: Gareth Old y Stephen Lofts



Confluencia de los ríos Aragón y Ebro. Eduardo Berián Luna



Puente del ferrocarril sobre el río Ebro a su paso por Alfaro. Eduardo Berián Luna

La dirección de la versión española ha sido llevada a cabo por:

Dirección General del Agua: Francisco Javier Sánchez Martínez y Francisco Javier Monte Morgado.

Apoyo a la elaboración y a la edición de la versión española: Jorge Marquínez García, M^a Dolores Maza Vera, Marta Chicharro Alique, Ignacio Rivero Aparicio y David Granado García. Con la colaboración de Rubén Santos Alonso (Capítulo 1. El transporte "en masa" en torrentes de áreas montañosas)

Lista de autores de los casos de estudio de la versión española (en orden alfabético): Mònica Bardina, Antonio Bejarano Moreno, Montaña Cepa Eugenio, Nicolás Cifuentes y de la Cerra, Pablo Fernández Arévalo, Elena Fernández Iglesias, Evelyn García, Gil González Rodríguez, Gonzalo Gutiérrez de la Roza, Fernando Magdaleno Mas, Antonni Munné, Ángel Nieva Pérez, Alfonso Pisabarro Pérez, Lorenzo Polanco, Arturo Prieto Blanco, Ignacio Rodríguez Muñoz, Albert Rovira, Javier San Román, Javier Santiago Morales, Aitziber Urquijo, Daniel Vázquez Tarrío y Nerea Violat Lara.

Resumen

Por qué este documento y cómo se elaboró

Basándose en una evaluación de la Directiva Marco del Agua (DMA)¹ (Fitness Check²) y en las lecciones aprendidas tras dos ciclos de aplicación, se ha reconocido ahora la importancia de gestionar adecuadamente los sedimentos para alcanzar los objetivos medioambientales de la DMA, pero también de muchas otras políticas de la UE. Los directores del Agua acordaron, en particular, incluir este tema en el programa de trabajo de la ECI de ECOSTAT para 2019-2021. En abril de 2019, tuvo lugar en Dubrovnik un taller de ECOSTAT que concluyó en la necesidad de desarrollar un documento de la ECI para compartir un entendimiento común y buenas prácticas sobre la gestión de los sedimentos en el contexto de la DMA. Para ello, se nombró a un grupo de expertos para coordinar la redacción de este documento, que cuenta con la participación de expertos en diferentes campos.

Este documento, y el enfoque que promueve, también están plenamente alineados con los objetivos del Pacto Verde Europeo³, y en particular de la Estrategia para la Biodiversidad de la UE para 2030⁴, del Plan de Acción para la Contaminación Cero⁵, de la Estrategia de Adaptación de la UE⁶ y de la Estrategia del Suelo de la UE para 2030⁷.

Más allá de estas razones expuestas para el cumplimiento de la normativa y las directrices europeas, la gestión de los sedimentos constituye también para España un asunto pendiente que enlaza con la consideración de los criterios geomorfológicos que recientemente se han comenzado a incorporar a través de las modificaciones de los reglamentos que desarrollan la Ley de Aguas y de otras iniciativas como El Plan Estratégico Estatal del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, el Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos o la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (2023-2030).

El presente documento constituye, por tanto, la versión española del documento temático N° 24 de la ECI "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive" de 2022; habiéndose traducido, revisado y adaptado su versión original e incorporado ejemplos de estudio relacionados con la gestión de los sedimentos en España.

Importancia de los sedimentos para la DMA y otras legislaciones de la UE

Los sedimentos son componentes clave de los ecosistemas acuáticos. Están formados por partículas sólidas de diversos tamaños, que forman el lecho y la orilla de los ríos y sus llanuras de inundación, de los lagos, de los estuarios y de los ecosistemas costeros. Los sedimentos actúan como anfitriones de todas las categorías de especies acuáticas, incluidas las plantas acuáticas y ribereñas, que los utilizan como sustrato, los peces que utilizan los sedimentos como lugares de desove, y diferentes organismos bentónicos (por ejemplo, los invertebrados) que los utilizan como hábitat. Por lo tanto, desempeña un papel vital para los ecosistemas. **Además, los sedimentos prestan importantes servicios a los ecosistemas, como el equilibrio de la morfología fluvial y costera, la contribución a la conexión entre las aguas superficiales y las subterráneas, el aumento de la fertilidad del suelo, la contribución a la depuración natural del agua, la mitigación de los efectos negativos de los fenómenos de caudal extremo, etc.** Los sedimentos

¹ Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>

² Fitness Check of the Water Framework Directive and the Floods Directive. SWD(2019) 439 final: [https://ec.europa.eu/environment/water/fitness_check_of_the_eu_water_legislation/documents/Water%20Fitness%20Check%20-%20SWD\(2019\)439%20-%20web.pdf](https://ec.europa.eu/environment/water/fitness_check_of_the_eu_water_legislation/documents/Water%20Fitness%20Check%20-%20SWD(2019)439%20-%20web.pdf)

³ Communication from the Commission. The European Green Deal. <https://eurlex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/?qid=1576150542719&uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN>

⁴ EU Biodiversity Strategy for 2030 Bringing nature back into our lives. COM(2020) 380 final : https://eurlex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF

⁵ Pathway to a Healthy Planet for All EU Action Plan: 'Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil'. COM(2021) 400 final : https://eurlex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a1c34a56-b314-11eb-8aca01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF

⁶ Forging a climate-resilient Europe - the new EU Strategy on Adaptation to Climate Change. COM(2021) 82 final: <https://eurlex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0082&from=EN>

⁷ EU Soil Strategy for 2030 Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate. COM(2021) 699 final : <https://eurlex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0699&from=EN>

entran principalmente en los sistemas fluviales a través de la erosión y la entrega en la cuenca fluvial, y son transportados desde la cabecera hasta el mar. Los sedimentos entran en los ecosistemas costeros desde los ríos, desde la erosión de los acantilados costeros o desde fuentes marinas. Los procesos dinámicos dan forma tanto a los ríos como a las costas y determinan su morfología.

Cuando las actividades humanas interfieren en la cantidad o la calidad de los sedimentos, se hace necesaria la gestión de estos. Las actividades humanas en la cuenca fluvial pueden afectar a estos procesos naturales y crear desequilibrios por déficit o exceso de sedimentos, lo que puede comprometer la integridad de los sistemas acuáticos y la multiplicidad de servicios ecosistémicos que proporcionan. Además, el vertido de contaminantes en el medio ambiente puede provocar una contaminación de los sedimentos que puede representar una amenaza durante décadas. **En la UE, las prácticas pasadas de gestión de los sedimentos, la tierra y el agua han provocado impactos hidromorfológicos y de contaminación generalizados**, que han deteriorado el estado ecológico y químico de la mayoría de las masas de agua. Tratar las presiones relacionadas con el sedimento es, por tanto, una de las condiciones previas a la protección y mejora de los ecosistemas acuáticos y, en consecuencia, a la consecución del buen estado de la DMA. Aunque hay poca referencia directa a los sedimentos en la DMA, **las condiciones hidromorfológicas y la mayoría de los elementos de calidad biológica dependen de los procesos de los sedimentos en mayor o menor medida. Además, muchas sustancias (en particular, las sustancias químicas, metales y nutrientes) pueden acumularse en los sedimentos con el tiempo y liberarse en agua o contaminar las especies acuáticas, lo que podría afectar negativamente al estado ecológico o químico**. Además, las inundaciones y las intervenciones humanas pueden remover los sedimentos depositados, con el consiguiente transporte aguas abajo, y transfronterizo, de la contaminación asociada a los sedimentos.

La red hidrográfica de la Península Ibérica, formada por numerosos cauces cuyo trazado conecta los distintos sistemas montañosos peninsulares con nuestras costas, siguiendo “*grosso modo*” una disposición radial, está marcadamente afectada por una densa red de embalses y presas de distinto tamaño, que alteran significativamente el tránsito natural de los sedimentos. Este hecho, que afecta de modo singularmente intenso a los cauces y costas españolas, induce una presión sobre el equilibrio de los sistemas sedimentarios fluviales y litorales y sobre los destacados servicios ecosistémicos que estos prestan, lo que contribuye a resaltar la importancia que para nuestro país tiene una gestión cuidadosa de los sedimentos.

La gestión eficaz de las presiones asociadas a los sedimentos también es importante para determinados usos o actividades y la gestión integrada puede contribuir a reducir los costes asociados a los mismos (por ejemplo, reducir los costes de mantenimiento y mejorar la eficacia de las medidas). Esto es especialmente relevante en el contexto de otras legislaciones medioambientales (por ejemplo, la Directiva sobre Inundaciones⁸, la Directiva sobre Hábitats⁹ y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina¹⁰), así como de políticas sectoriales (por ejemplo, agricultura, energía o transporte).

Recomendaciones para tratar los sedimentos en el contexto de la DMA

Teniendo en cuenta su dinámica natural y las interacciones con muchos usos en una cuenca fluvial, los sedimentos deben ser abordados a la escala adecuada y de forma integrada. Para ello, **se recomienda aplicar el concepto de “planificación de la gestión integrada de sedimentos”**, que se define en el contexto de este documento, como un enfoque que reconozca la escala del sistema (de la fuente al mar) en la que operan los procesos relacionados con los sedimentos, y los alinea, de forma coherente, con los objetivos de las políticas medioambientales, así como con los derivados de las actividades socioeconómicas (por ejemplo, la navegación, la mitigación del riesgo de inundación, la producción de energía hidroeléctrica y el riego). Este enfoque debe dar lugar a la definición de objetivos de gestión adecuados para los sedimentos,

⁸ Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks. <https://eurlex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/?uri=CELEX:32007L0060>

⁹ Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. <https://eurlex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31992L0043&from=EN>

¹⁰ Directive 2008/56/EC establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). <https://eurlex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&from=EN>



en consonancia con los objetivos y requisitos de la DMA y de otras directivas pertinentes sobre el agua y la biodiversidad, al tiempo que integrar las diferentes necesidades relacionadas con el uso. Dicha planificación debe formar parte de, o estar bien alineada con, la elaboración de los planes de gestión de las cuencas hidrográficas.

La aplicación de la “planificación de la gestión integrada de los sedimentos” requiere un análisis preliminar de la dinámica sedimentaria de la cuenca hidrográfica. En general, se recomienda **empezar por fijar objetivos a escala de la cuenca, y luego derivarlas a escalas más locales**. Identificar medidas a escala local sin evaluar la causa del problema ni los efectos de las medidas a mayor escala corre el riesgo de ser contraproducente ya que las medidas pueden no aportar los beneficios esperados. También se recomienda, en su caso, abordar los aspectos relacionados con la cantidad y la contaminación de los sedimentos, ya que pueden estar estrechamente relacionados.

Además, identificar las medidas relacionadas con los sedimentos de forma eficiente implica seguir algunos principios clave, entre ellos, dar la **máxima prioridad a las medidas destinadas a reducir las presiones en su origen, aplicar medidas basadas en la naturaleza y aplicar los principios de la gestión adaptativa** (por ejemplo, evaluar la posibilidad de adoptar medidas de forma regular).

Por último, es esencial un **buen sistema de gobernanza y la participación de los actores o partes interesadas pertinentes**, ya que la sedimentación es una cuestión transversal y requiere de acciones coordinadas.

Este documento se elaboró originalmente con la participación de los Estados miembros el año anterior a la finalización de los borradores de los proyectos de Planes hidrológicos de cuenca del tercer ciclo, con el objetivo de que valoren en qué medida las recomendaciones recogidas pueden incluirse en el contexto de este ciclo y en etapas posteriores. La temática sedimentaria ha sido incluida en el programa de trabajo de ECOSTAT para 2022-2024. Con la presente versión española de la Guía para la Gestión Integrada del Sedimento, se avanza en la aplicación de estos principios en los trabajos para la planificación de las demarcaciones españolas.

Alcance

Este documento pretende establecer un entendimiento común sobre el papel de los sedimentos en la consecución de los objetivos de la Directiva Marco del Agua, y proporcionar orientación sobre cómo abordar las presiones sobre la cantidad de sedimentos y la contaminación por sedimentos, en el contexto de los planes de gestión de cuencas fluviales, y también de otros instrumentos de planificación de políticas. Abarca, en particular, las diferentes etapas en las que es necesario tener en cuenta los sedimentos. Debido a la naturaleza de los sedimentos como componente integral y natural de los sistemas acuáticos, y a su interrelación con múltiples usos, funciones y servicios del agua, este documento se basa en el concepto de gestión integrada de los sedimentos, considerado como el enfoque más adecuado para su gestión, y proporciona métodos prácticos, herramientas y ejemplos para aplicarlo.

El público al que va dirigido está formado por los responsables políticos de la elaboración de los Planes hidrológicos de cuenca (PHC) y de los planes locales, así como por los ejecutores/profesionales, los especialistas y los científicos que apoyan la aplicación de la DMA. Dado que este documento promueve un enfoque integrado que aborda todas las cuestiones relacionadas con los sedimentos y los usos conexos, el público objetivo incluye también a los responsables políticos de otras políticas como la energía, la navegación, la agricultura, el riesgo de inundaciones y sequías, la biodiversidad, el cambio climático, la gestión de lugares contaminados (incluida la consideración de los suelos y las aguas subterráneas), así como otras políticas medioambientales.

Estructura del documento

El documento incluye un resumen de políticas dirigido a los responsables políticos que sintetiza todos los mensajes clave que se desarrollan en el cuerpo principal del documento.

El documento aborda todos los aspectos de la gestión de los sedimentos en el contexto de la DMA. El cuerpo principal del texto está organizado en cuatro capítulos complementados por anexos:

El capítulo 1 (dinámica de los sedimentos desde la cabecera hasta el mar) es el capítulo introductorio. En él se describen los principales conceptos necesarios para comprender el papel de los sedimentos en los ecosistemas acuáticos y para cumplir los objetivos de la DMA y otras políticas relacionadas. Describe, en particular, los procesos de transporte de sedimentos a escala de las cuencas hidrográficas, la importancia de los sedimentos para los ecosistemas acuáticos, así como los requisitos de la DMA y otras políticas relacionadas con la cantidad de sedimentos y la contaminación de estos. Además, se incorpora el transporte en masa en torrentes de áreas montañosas y la carga flotante, complementando, por su interés, el contenido del documento original.

El capítulo 2 (cantidad de sedimentos) proporciona la información y las herramientas necesarias para evaluar y abordar las presiones potenciales y los impactos de los distintos tipos de presiones sobre la cantidad de sedimentos, en el contexto de la DMA. La cantidad de sedimentos incluye aspectos relacionados con el suministro de sedimentos, la continuidad, la falta o el exceso de sedimentos necesarios para sustentar los procesos naturales y los hábitats característicos, y los cambios en la proporción y composición del tamaño de los sedimentos, a diferentes escalas espaciales y temporales. Ayuda al lector a evaluar cuáles son las alteraciones en la cantidad de sedimentos, describe las principales herramientas y métodos para dicha evaluación y para el seguimiento de los sedimentos, y ayuda a definir las medidas más adecuadas para optimizar la dinámica de la cantidad de sedimentos.

El capítulo 3 (contaminación de los sedimentos) proporciona la información y las herramientas necesarias para evaluar y abordar las posibles presiones relacionadas con la contaminación de los sedimentos en el contexto de la DMA. La contaminación de los sedimentos incluye, en este contexto, todas las sustancias¹¹ (en particular

¹¹ Los microplásticos no se abordan en este documento.



las sustancias tóxicas y los nutrientes), excluyendo los microplásticos, que pueden afectar negativamente a los ecosistemas acuáticos. Ayuda al lector a evaluar las presiones asociadas a la contaminación de los sedimentos, en la comprensión de cuáles son las causas de la contaminación, en definir las medidas más adecuadas para prevenir la contaminación en su origen y en cómo tratar los sedimentos ya contaminados.

El capítulo 4 (planificación de la gestión integrada de los sedimentos) tiene como objetivo ayudar a los responsables de la gestión del agua ("gestores del agua") o a los que participan en la gestión del agua, a desarrollar y aplicar la planificación de la gestión integrada de los sedimentos con vistas a abordar las presiones sobre la cantidad de sedimentos y por la contaminación a la escala más adecuada, en el contexto de los PHC. Proporciona, en particular, una metodología para desarrollar esos planes integrados, así como recomendaciones para ponerlos en práctica. Estos conceptos y recomendaciones se han desarrollado a partir de la experiencia y los casos de estudio en la gestión de los sedimentos en distintas partes de Europa.

En el proceso de elaboración de la versión española de la Guía para la Gestión Integrada del Sedimento se han reunido un conjunto de casos de estudio relacionados con la gestión de los sedimentos en España, que ilustran algunas de las buenas prácticas desarrolladas en nuestro país y complementan a los casos de estudio incluidos en la versión europea, referidos en su mayor parte, a ríos y cuencas de características diferentes, y que quedan citados y referenciados para su consulta. Los casos de estudio se resumen en los cuadros contenidos en el texto principal, quedando desarrollados completamente en el anexo A.

Por último, se incluye un glosario de acrónimos como nuevo anexo a la versión original de la guía.

TABLA DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE FIGURAS	12
ÍNDICE DE TABLAS	17
CAPÍTULO 1. Dinámica de los sedimentos desde la cabecera del río hasta el mar	18
1.1. Antecedentes y conceptos clave	18
1.1.1. Los sedimentos como componente clave de los ríos y estuarios	18
1.1.2. Definición de sedimentos	21
1.2. El transporte de sedimentos en los sistemas fluviales	22
1.2.1. El largo –e intermitente– viaje de los sedimentos en los ríos	22
1.2.2. Modos de transporte de sedimentos en los sistemas fluviales	23
1.2.3. Régimen de sedimentos en los ríos	26
1.3. Transporte de sedimentos en aguas costeras y de transición	28
1.3.1. Agentes que intervienen en el transporte de sedimentos en aguas costeras y de transición	29
1.3.2. La relación entre la dinámica de los sedimentos y la evolución de la costa	30
1.3.3. La dinámica de los sedimentos en los sistemas costeros	31
1.4. Contaminación asociada a los sedimentos	32
1.5. La gestión de los sedimentos en la DMA y otra legislación medioambiental de la UE	33
1.5.1. Resumen de los requisitos de la DMA relevantes para los sedimentos	33
1.5.2. Otras políticas medioambientales de la UE relevantes para la gestión de los sedimentos	36
CAPÍTULO 2. Cantidad de sedimentos	39
2.1. Introducción	39
2.1.1. Objetivo y enfoque del capítulo	39
2.1.2. ¿Tiene la masa de agua de interés un problema de cantidad de sedimentos?	40
2.2. La cantidad de sedimentos en un contexto político	42
2.2.1. La cantidad de sedimentos en el contexto de la DMA	42
2.2.2. Papel clave de los sedimentos para la resiliencia de los ecosistemas y la adaptación al cambio climático	45
2.3. Desequilibrio en la cantidad de sedimentos	47
2.3.1. Tipos de problemas relacionados con la cantidad de sedimentos	47
2.3.2. Evaluar y abordar los problemas mediante la gestión de los sedimentos	53
2.4. El enfoque del balance de sedimentos: una herramienta para entender los sedimentos en el contexto de la DMA	53
2.4.1. Balance de sedimentos en el contexto de la DMA	54
2.4.2. Revisión de los enfoques y herramientas conceptuales y prácticas para desarrollar e interpretar los balances, equilibrio y dinámica de sedimentos	56
2.5. Datos sobre la cantidad de sedimentos: seguimiento y evaluación en el contexto de la DMA	59

2.5.1.	Requisitos de la DMA relativos al seguimiento de los sedimentos	59
2.5.2.	Establecimiento de un marco de seguimiento de la cantidad de sedimentos en el contexto de la DMA	60
2.5.3.	Recogida de datos: enfoques y protocolos	64
2.5.4.	Utilizar el balance de sedimentos cuantificado para identificar medidas	67
2.6.	Medidas para gestionar la cantidad de sedimentos	67
2.6.1.	Necesidad de medidas de gestión de la cantidad de sedimentos	67
2.6.2.	Tipos de medidas	69
2.6.3	Principios rectores para la selección y evaluación de medidas	78
CAPÍTULO 3. Contaminación de los sedimentos		80
3.1.	Introducción	80
3.1.1.	Objetivo y enfoque de este capítulo	80
3.1.2.	Problemas causados por la contaminación de los sedimentos	80
3.1.3.	Estructura del capítulo	82
3.2.	La contaminación de los sedimentos en un contexto político	83
3.3.	Fuentes y transporte de los contaminantes asociados a los sedimentos	84
3.3.1.	Fuentes y vías de entrada de contaminantes al medio acuático	85
3.3.2.	Asociación de contaminantes a los sedimentos	86
3.3.3.	Transporte aguas abajo de los contaminantes asociados a los sedimentos	88
3.4.	Contaminantes asociados a los sedimentos que afectan a la consecución de los objetivos de la DMA	89
3.5.	Evaluación de la contaminación de los sedimentos	92
3.5.1.	Enfoque general	92
3.5.2.	Identificación y priorización de las fuentes y vías de contaminación	93
3.5.3.	Evaluación del impacto de la contaminación en el estado de la DMA, incluido el uso de las NCA	94
3.6.	Gestión de la contaminación asociada a los sedimentos	98
3.6.1.	Enfoque general	98
3.6.2.	Prevención de la contaminación de los sedimentos	98
3.6.3.	Mitigación del transporte aguas abajo de la contaminación asociada a los sedimentos	99
3.6.4.	Elección de la(s) técnica(s) de mitigación o remediación	101
CAPÍTULO 4. Planificación de la gestión integrada de los sedimentos		105
4.1.	Introducción	105
4.2.	Definición y beneficios de la planificación de la gestión integrada de los sedimentos ..	106
4.3.	Requisitos de la DMA ligados a la gestión integrada de los sedimentos	112
4.4.	Otra legislación relevante: cómo integrar diferentes políticas en la planificación de la gestión de los sedimentos	114
4.5.	Gobernanza: responsabilidades y participación de los actores y las partes interesadas...	117
4.5.1.	Funciones y responsabilidades de los diferentes actores implicados	117
4.5.2.	Participación de las partes interesadas	117

4.5.3. Cooperación transfronteriza	119
4.6. Desarrollo y aplicación del plan de gestión integrada de sedimentos	121
REFERENCIAS	145
Referencias Capítulo 1	145
Referencias Capítulo 2	150
Referencias Capítulo 3	155
Referencias Capítulo 4	158
ANEXO A: Casos de estudio	159
CASO DE ESTUDIO 2.1. Soluciones basadas en la naturaleza incluidas en las Actuaciones de Optimización de la Navegación de la Canal de Acceso al Puerto de Sevilla.	159
CASO DE ESTUDIO 2.2. Reinyección de sedimento y reconexión de la llanura de inundación en el río Aragón.	165
CASO DE ESTUDIO 2.3. Permeabilización de grandes masas de sedimentos vegetadas (Curage) en el tramo medio del Ebro.	169
CASO DE ESTUDIO 2.4. Restauración de la continuidad longitudinal de un tramo del Río Ritort: derribo del azud de la minicentral hidroeléctrica de Molló.	172
CASO DE ESTUDIO 2.5. Demolición de la presa de Inturia en el río Leitzaran, Gipuzkoa ...	175
CASO DE ESTUDIO 2.6. Manejo de sedimentos fluviales. Estudio de la sedimentación en el embalse de Villameca, León.	178
CASO DE ESTUDIO 2.8. Restauración hidromorfológica de un brazo secundario del río Ter en la Isla de Gambires.	182
CASO DE ESTUDIO 2.10. Liberaciones experimentales de crecidas: una herramienta potencial para restaurar (parcialmente) la dinámica de los sedimentos aguas abajo de las presas.	185
CASO DE ESTUDIO 3.1. Descontaminación de sedimentos en el embalse de Flix.	189
CASO DE ESTUDIO 3.2. Acumulación de sedimentos en el río Guadiana a su paso por la ciudad de Badajoz.	193
CASO DE ESTUDIO 4.1. Evaluación de crecidas controladas para la movilización de sedimentos en el bajo Ebro.	196
CASO DE ESTUDIO 4.2. Plan Piloto de Gestión del sedimento en el tramo bajo del Río Nalón (Asturias).	199
CASO DE ESTUDIO 4.3. Manejo de sedimentos fluviales. El ejemplo de los ríos Valderaduey y Sequillo.	202
CASO DE ESTUDIO 4.4. Manejo de sedimentos fluviales. Los estudios en el río Tormes.	206
CASO DE ESTUDIO 4.7. Dinámica sedimentaria del estuario del Oka (Bizkaia)	210
CASO DE ESTUDIO 4.8. Estudio integral de la problemática que afecta al arroyo de la Trofa y propuesta de soluciones a través de la gestión adaptativa.	213
CASO DE ESTUDIO 4.10. Estudio de la situación actual, diagnóstico y propuesta de mejora de la cuenca del arroyo Culebro.	216
ANEXO B: Métodos para la recogida y evaluación de los sedimentos en suspensión y la carga de fondo ...	219
ANEXO C: Glosario de términos.	227
ANEXO D: Glosario de acrónimos	233

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Ilustración esquemática para sistemas fluviales de cómo el régimen hidrológico (Q) y el de transporte de sedimentos (Qs) están influenciados por la geometría del valle, los sedimentos del sustrato y la vegetación para determinar la morfología del río a diferentes escalas espaciales, dando forma a las distribuciones de los hábitats y su dinámica (de Wohl et al., 2015). sl: carga en suspensión; bl: carga de fondo.	17
Figura 1.2. La transferencia de sedimentos de la cabecera al mar se ha visto ampliamente afectada por las actividades antropogénicas (Kondolf y Podolak, 2014).	20
Figura 1.3. La conectividad de los sedimentos dentro de las cuencas fluviales europeas se ve muy reducida por la presencia de varias estructuras construidas para mitigar los riesgos naturales, junto a presas e infraestructuras viarias que también representan una desconexión generalizada de los sedimentos (de Marchi et al., 2019).	21
Figura 1.4. Ilustración de los diferentes procesos de transporte de sedimentos en los canales fluviales (de Bierman y Montgomery, 2013).	22
Figura 1.5. Relevancia del transporte de la carga de fondo para la morfología del río (basado en Church, 2006). 23	23
Figura 1.6. Variación intra e interanual de la carga de sedimentos en suspensión en tres ríos que presentan entornos climáticos y geomorfológicos diferentes. Los regímenes de sedimentos son notablemente diferentes (de Wohl et al., 2015).	25
Figura 1.7. Mapa esquemático de dos celdas de sedimentos costeros.	26
Figura 1.8. Sistemas deposicionales costeros de aguas poco profundas basados en la relación entre la energía de las mareas y la de las olas (Boyd et al., 1992 actualizado por James y Dairyple, 2010). Fuente: Steel y Milliken (2013). La mitad superior muestra entornos en retroceso (transgresivos), mientras que la mitad inferior muestra entornos costeros progradantes (regresivo)..	28
Figura 2.1. Erosión excesiva del lecho del río (a) y (b) que socava las estructuras; y (c) que incide en el lecho del río y provoca su ruptura (fuentes: (a) Fernando Magdaleno Mas; (b) Hervé Piegay; (c) Habersack & Piegay, 2007).	48
Figura 2.2. Balance de sedimentos en dos cuencas del sur de Inglaterra (Reino Unido) representados en forma de cascadas de sedimentos (fuente Walling et al., 2006).	53
Figura 2.3. Modelo conceptual de una celda de sedimentos costeros. Fuente: Conferencia permanente sobre problemas asociados al litoral (2004).	55
Figura 2.4. Ejemplo de una estación de seguimiento de los flujos de agua y sedimentos, incluyendo el transporte de la carga de fondo y de la carga en suspensión, en un río de montaña. La estación se encuentra en el río Gader/Gadera en Montal/Mantana (Tirol del Sur, Italia). Foto de Luca Messina; estación operada por la Agencia de Protección Civil, Provincia Autónoma de Bolzano - Tirol del Sur.	63
Figura 2.5. Seguimiento de la carga en suspensión y de la carga de fondo en el Bajo Rin. Fuente, derechos de autor: BAW, Karlsruhe (Instituto Federal de Ingeniería e Investigación de Vías Navegables) . 63	63
Figura 2.6. Diagrama de flujo que relaciona los tipos de problemas con las categorías de cuestiones más genéricas.	67
Figura 2.7. Medidas de mitigación para abordar el exceso en la cantidad de sedimentos aplicadas a lo largo de las cuencas fluviales. Fuente: Habersack et al. 2019.	73
Figura 3.1. Vías de los contaminantes desde la fuente hasta los receptores (SPM = Materia Particulada en Suspensión) Nota: Relación directa de los vertidos con los sedimentos superficiales en caso de vertidos de dragado.	83
Figura 3.2. De la contaminación en los sedimentos al impacto real en la ecología (Adaptado de Brils 2019).87	87
Figura 3.3. Además de las variables químicas (como los contaminantes), muchos otros factores afectan a la integridad biótica (Posthuma et al., 2016 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.242)..	88

Figura 3.4. Fuentes de contaminación asociadas a los sedimentos (f), vías (v) y receptores (r) (Brils and Harris, 2009).	90
Figura 3.5. El enfoque de la Tríada (Salomons y Brils, 2004).	95
Figura 3.6. Costes de tratamiento y eliminación (Salomons y Brils, 2004). La altura de las columnas representa la media y la barra muestra el rango de costes (Netzband et al., 2002). Las opciones de eliminación se encuentran a la izquierda de la horquilla de costes, mientras que a la derecha están las opciones de tratamiento, la amplia variación es debido a las diferentes condiciones de contorno. (Nota: No se incluyen los ingresos ni los costes de aplicación de los productos. Los costes de la separación de la arena no incluyen la deshidratación y/o la eliminación; IEC = Instalación de eliminación confinada; LWA = Agregado ligero de arcilla expandida; chem = química; Inmo = inmovilización).	99
Figura 4.1. Mapa de estrategias para la gestión de los sedimentos. (1) Clasificación de los segmentos del río. (2) Tramos en los que se puede promover el Corredor de Movilidad Funcional (FMC). (3) Subcuencas seleccionadas para la recarga potencial de sedimentos. (4) Desprendimiento de tierras seleccionados para la recarga potencial de sedimentos y (5) Afluentes principales con alta entrega de sedimentos. Fuente: Rinaldi et al., 2009.	105
Figura 4.2. Diferentes enfoques para la aplicación de planes y medidas de gestión de sedimentos en coherencia con los PHC.	106
Figura 4.3. Proceso de elaboración y aplicación de un PGIS. Adaptable en función del contexto específico de cada proceso de planificación (A partir de Loire et al., 2020)..	120
Figura 4.4 Unidades de paisaje (unidades fisiográficas, segmentos y tramos) y clasificación morfológica de los tramos de río en el río Cecina. Modificado de Rinaldi et al., 2011.	123
Figura 4.5. Evolución del cauce (a) modificada de Malavoi et al. 1999; (b) evolución del cauce del río Po y c) Cauce histórico del río Po y corredor de movilidad previsto. Modificado de la Confederación Hidrográfica del Po, 2008.. . . .	125
Figura 4.6. Mapa de objetivos generales (río Magra, Italia). Fuente: Rinaldi 2009.	133
Figura A.2.1.1 (a) Mapa de localización y (b) ámbito espacial del Estuario de la ría del Guadalquivir.	157
Figura A.2.1.2 (a) Croquis y características de la Vía Navegable del Puerto de Sevilla y (b) navegación en la Eurovía E-60.02.. . . .	158
Figura A.2.1.3. (a) Contenido mineralógico de la materia en suspensión de la ría del Guadalquivir y (b) grupo de flamencos en el vaciadero de Butano.	159
Figura A.2.1.4 Operación y seguimiento de los trabajos. (a) Water Injection Dredging y (b) realización y seguimiento del vertido de material de dragado en las márgenes del Espacio Natural de Doñana.	160
Figura A.2.2.1 (a) Mapa de localización del río Aragón; (b) Tramo bajo del río Aragón caracterizado por amplias llanuras de inundación cultivadas y bosques ribereños y aluviales. Fuente: Gobierno de Navarra y MN Consultores.. . . .	163
Figura A.2.2.2 (a) Eliminación de obras de defensa frente a inundaciones para reconectar el lecho del río y las llanuras de inundación en los espacios de la Red Natura2000; (b) Eliminación de diques y reintroducción de sedimentos; en algunos casos, realizada por los mismos operadores que hace décadas habían dragado el río y construido las obras de defensa. Fuente: Gobierno de Navarra y MN Consultores.164	164
Figura. A.2.2.3. Balance batimétrico interanual (2014-2019) en la zona del proyecto, que muestra las zonas que han descendido durante ese periodo (colores fríos), en su mayoría como resultado de la excavación/reconexión, pero también debido a la reorganización geomórfica posterior a las obras; y las zonas que se han elevado (en colores cálidos), revirtiendo la incisión previamente en curso. Fuente: Gobierno de Navarra & MN Consultores..	165
Figura A.2.3.1 (a) Mapa de localización y (b) aspecto del cauce del río Ebro en el paraje de la Mejana del Tambor. Fuente CHE.	167
Figura A.2.3.2 (a) Aspecto de la estructura de la vegetación ribereña en el soto de la Mejana del Tambor, (b) Acumulación de materiales sólidos en forma de barras de gravas en el cauce y (c) erosión de los taludes de las orillas en un tramo del Eje medio del río Ebro. Fuente: CHE	168

Figura A.2.3.3 Ramales de libre circulación. (a) Ubicación en la Mejana del Tambor; (b) desbroce y labrado del lecho y (c) cálculo de la sección efectiva de los ramales y cota de la lámina de agua en avenida. Fuente: CHE.	168
Figura A.2.3.4. Mejana del Tambor. (a) Ramales de libre circulación en funcionamiento y (b) simulación de caudal específico, caudal (m ³ /s) por unidad de ancho (m ²). Fuente: CHE.	169
Figura A.2.4.1 (a) Mapa de localización de la zona de actuación. (b) Vista de la presa del azud de la CH Molló y estado de colmatación del vaso antes de iniciarse el proyecto de eliminación de las estructuras transversales. Fuente: ACA.	170
Figura A.2.4.2 (a) Trabajos de demolición de la presa y del antiguo desarenador y retirada parcial del sedimento retenido en el vaso del azud; (b) Trabajos de retirada de sedimento anóxico en la zona de presa mediante excavadora. Fuente: ACA.	171
Figura. A.2.4.3. Vista del tramo donde se localizaba la presa del azud de la CH Molló en marzo 2021. Fuente: ACA.	172
Figura A.2.5.1 (a) Mapa de localización de la presa de Inturia y (b) aspecto de la presa de Inturia antes de su demolición. Fuente: URA.	173
Figura A.2.5.2 (a) Esquema de las fases de demolición de la presa de Inturia. (b) Proceso de demolición de la presa de Inturia durante la segunda fase, en agosto de 2014. Fuente: URA.	174
Figura. A.2.5.3. (a) Foto-montaje del proceso de demolición de la presa de Inturia con las diferentes fases. (b) Imagen del cauce del río Leitzarán en el punto donde se encontraba la presa de Inturia, cuyos restos escalonados pueden intuirse en la fotografía, en el talud de la margen izquierda. Fuente: URA.	175
Figura A.2.6.1. (a) Mapa de localización y (b) Aspecto de la cuenca del embalse de Villameca dominada por brezales, matorrales y por bosques de frondosas junto a repoblaciones de coníferas (<i>Pinus</i> sp.). Fuente. CHD.	176
Figura A.2.6.2. Puntos de muestreo y perfiles sedimentarios en el embalse de Villameca: Va (izq.), Vb (arriba dcha.) y detalle entre dos niveles en el perfil del punto de muestreo Vb. Fuente CHD.	177
Figura A.2.6.3. (a) Mapa de localización del río Tuerto y del embalse de Villameca en donde sitúan los tres puntos de muestro. (b) Ejemplo de evolución del tamaño del sedimento en un punto de muestreo (RQa, embalse de Requejada), en donde se ilustra una progresiva tendencia a un grano más fino. La numeración 1 a 12 se corresponde con los diferentes estratos identificados, del más antiguo al más moderno. Fuente. CHD.	179
Figura A.2.8.1 (a) Mapa de localización de la zona de actuación; (b) Localización de la zona de actuación, tramos y elementos de interés. Fuente: ACA.	180
Figura A.2.8.2 (a) Volcado de gravas en el cauce y (b) proceso de eliminación del badén. Fuente: ACA.	181
Figura. A.2.8.3. (a) Vista del río después de los trabajos de restauración en la entrada del brazo secundario e islas menores y (b) eliminación de la pasarela en la Isla del Sorral. Fuente: ACA.	182
Figura A.2.10.1 (a) Mapa de localización de los embalses de La Baells y Susqueda Pasteral; (b) Tramo del río Ter aguas abajo del embalse. Fuente: ACA.	183
Figura A.2.10.2 (a) Acopio de los sedimentos a inyectar en el río Llobregat y (b) disposición de los cordones de sedimento paralelos a la orilla del río Ter. Fuente: ACA.	184
Figura. A.2.10.3. (a) Imagen de los cordones de sedimento durante la crecida (b) y tras su paso. Únicamente, un tercio del total del sedimento dispuesto en forma de cordones en la margen derecha del río Ter fue movilizado por la crecida. Fuente: ACA.	185
Figura A.3.1.1 (a) Mapa de localización del embalse de Flix y (b) aspecto del meandro y del embalse de Flix en el tramo bajo del río Ebro.	187
Figura A.3.1.2 Embalse de Flix. (a) Perímetro de la zona confinada, (b) plano de zonas con mayor carga contaminante por mercurio (Hg), zona singular (DDTs, PCBs y HCHs), zona TRI (tricloroetileno y tetracloroetileno) y zona oeste (hexaclorobenceno y tetracloruro de carbono); y (c) distribución de kg totales de mercurio en el recinto.	188

Figura A.3.1.3 Actuaciones de descontaminación en el embalse de Flix: (a) Esquema del plan de dragado en el recinto en que se ubican los sedimentos contaminados, (b) aislamiento y aseguramiento del recinto mediante doble línea de tablaestacas y (c) plano de planos de la draga.	189
Figura A.3.1.4 Gráficos resumen con los resultados de la cuantificación del material sólido dragado. (a) Peso total de los compuestos contaminantes sólidos extraídos y (b) porcentajes acumulados totales. . .	189
Figura A.3.2.1 (a) Mapa de localización del río Guadiana a su paso por Badajoz y (b) aspecto del cauce y de la vegetación acuática (<i>Nymphaea mexicana</i>) en su tramo urbano.	191
Figura A.3.2.2 (a) Tramos de ríos afectados por la presencia de nenúfar mejicano y (b) detalle del nivel de ocupación de nenúfar mejicano en el río Guadiana a su paso por Badajoz.	192
Figura A.3.2.3 Aspecto de los azudes que delimitan el río Guadiana a su paso por Badajoz. (a) Azud de la Pesquera y (b) Azud de Badajoz o de la Granadilla.	193
Figura A.3.2.4 (a) Imagen de satélite del tramo urbano de Badajoz en donde puede observarse las manchas de nenúfar mejicano (26-09-2022) y (b) labores de vigilancia de camalote en el río Guadiana. .	193
Figura A.4.1.1 (a) Mapa de localización de los embalses de Mequinenza y Ribarroja y (b) Sedimentos acumulados en el embalse de Mequinenza a la altura de Caspe (18 de agosto de 2022). Fuente: CHE. .	194
Figura A.4.1.2 (a) Presa de Ribarroja. Apertura de compuertas para el alivio de la crecida controlada (5 de mayo de 2022).; (b) Toma de muestras en la Sección 2, puente de Mora de Ebro (5 de mayo de 2022). Fuente: CHE.	195
Figura. A.4.1.3. (a) Sección 1, puente de Ascó. Campo de velocidad, turbidez y concentración en los puntos de muestreo; (b) Imágenes Sentinel-2 (5 de mayo de 2022) y total sólidos en suspensión; y (c) Registro en continuo de turbidez en la estación SAICA 910 Ebro en Xerta durante el evento. Fuente: Agencia Espacial Europea - Universidad de Valencia, CEDEX y CHE.	196
Figura A.4.2.1 (a) Mapa de localización del río Nalón; (b) Afloramiento rocoso en el lecho del cauce del río Nalón en una zona que hace pocas décadas estaba ocupada por sedimentos. Fuente: CHC.	197
Figura A.4.2.2 (a) Orilla erosiva en las inmediaciones de la localidad de Grullos en el tramo bajo del río Nalón.; (b) Preparación y caracterización de clastos para su posterior colocación en el lecho del río Nalón. Fuente: CHC.	198
Figura. A.4.2.3. (a) Evolución de la longitud de orillas erosivas en el tramo bajo del río Nalón (Trubia-Peñaullán), según la cartografía realizada en 14 fechas entre 1945 y la actualidad; (b) Colocación de cantos marcados con RFID en las inmediaciones de la localidad de Valduno.	199
Figura A.4.3.1 (a) Mapa de localización y (b) Aspecto del cauce rectificado y de su vegetación riparia asociada en un tramo del río Valderaduey entre campos de cultivo.	200
Figura A.4.3.2 Río Valderaduey. (a) Aspecto de un tramo rectificado; (b) Fenómenos de erosión local en los cimientos de un puente y (c) Mota de defensa frente a inundaciones para la defensa de los cultivos agrícolas ubicados en la llanura aluvial	201
Figura A.4.3.3. Mapa de localización de los diferentes tramos de actuación y localización de las obras. Fuente. CHD.	202
Figura A.4.3.4. Trabajos de eliminación de una mota en la margen derecha del río Sequillo en Belver de los Montes (Zamora). Todo el material fue vertido al río definido por la hilera de chopos. Fuente. CHD. .	203
Figura A.4.4.1 (a) Mapa de localización y (b) Aspecto de un rápido del cauce en la cabecera del río Tormes, un río de fuerte dinámica y con un interesante mosaico de vegetación riparia asociada.	204
Figura A.4.4.2 Fenómenos de erosión local en dos puntos del tramo medio del río Tormes. (a) Base del pilar derecho del puente viejo de Encinas de abajo y (b) Azud de la Flecha.	205
Figura A.4.4.3. Mapa de localización con los diferentes tramos de estudio sedimentario en el río Tormes y (b) Medida en campo de la textura de sedimentos aluviales en la Garganta de Bohoyo, alto Tormes (Ávila). Fuente. CHD.	206
Figura A.4.7.1 (a) Mapa de localización del Estuario del Oka; (b) Estuario del Oka. Fuente: UPV-EHU y AZTI.	208

Figura A.4.7.2. (a) Embarcación equipada con ADCP y GPS para la realización de muestreos batimétricos y (b) Comparación de dos batimetrías realizadas en períodos diferentes. La línea roja indica la cota 0 y la amarilla la batimétrica 2 del puerto de Bilbao. Fuente: UPV-EHU y AZTI.	209
Figura. A.4.7.3. (a) Modelo morfodinámico de funcionamiento de un ciclo de marea; (b) y (c) Tasas de transferencia y transporte sedimentario a lo largo de un ciclo mareal. Fuente: UPV-EHU y AZTI.	210
Figura A.4.8.1 (a) Mapa de localización del arroyo de la Trofa y (b) aspecto del cauce y de la vegetación en un tramo dentro de los límites del monte de El Pardo.	211
Figura A.4.8.2 (a) Fenómenos de erosión activa del cauce, (b) pérdida de sedimento y colapso de taludes con vegetación arbórea y (c) sedimentación de materiales en la desembocadura del arroyo de la Trofa con el río Manzanares.. . . .	212
Figura A.4.8.3 Actuaciones de protección de la erosión (a) esquema de la hidrotecnia tipo cross vane en planta, (b) localización de la hidrotecnia en una sección del cauce y (c) peine retenedor de sedimentos en el tramo final del arroyo de la Trofa.	212
Figura A.4.8.4 (a) Movilización de sedimentos según diámetro (D50 y D84) y caudal circulante de 0,3 m ³ /s (el tono rojo muestra movimiento y el verde reposo) y (b) secciones transversales topobatimétricas del cauce en las que se visualiza la incisión.	213
Figura A.4.10.1 (a) Mapa de localización del arroyo Culebro. (b) Aspecto del cauce. Materiales homogéneos de granulometría fina y vegetación riparia degradada.	214
Figura A.4.10.2 (a) Fenómenos de erosión activa del cauce, (b) pérdida de sedimento y colapso de taludes y (c) descalce de infraestructuras, salida de la EDAR Arroyo Culebro Cuenca Baja.	215
Figura A.4.10.3 Actuaciones de protección de la erosión (a) Protección con escollera y lecho en margen (b) dique de retención de sedimentos y (c) dique de protección y plantación de taludes en orillas.. . . .	216
Figura A.4.10.4 (a) Modelo de erosión (en rojo) y sedimentación (en azul) para el tramo comprendido entre las EDARs y (b) detalle de los procesos erosivos en un tramo con intensidad moderada (naranja) y severa (rojo)..	216
Figura B1. Clasificación del tamaño del sedimento, rango de sedimentos, rangos de sedimentos compuestos y agregados de sedimentos. El rango de diámetro de los granos se basa en el esquema de Udden (1914) convertido a valores decimales a partir de fracciones; la escala phi se basa en el esquema de Krumbein (1936); la clasificación de rangos de grava y los agregados de sedimentos de grava, arena, limo y arcilla proceden de Wentworth (1922); y el agregado de sedimentos de lodo procede de Folk (1954). Extraído de Valentine (2019).	217

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Los sedimentos en las diferentes etapas del ciclo de planificación de la DMA.	33
Tabla 1.2. Elementos de calidad de apoyo relacionados con los sedimentos de la DMA.	35
Tabla 2.1. Presiones y consecuencias relacionadas con los sedimentos (ejemplos, lista no exhaustiva).	41
Tabla 2.2. Ejemplos del impacto de un desequilibrio de sedimentos en los elementos de calidad biológicos e hidromorfológicos utilizados en la evaluación del estado ecológico.	44
Ecuación 2.1. Representación de una ecuación de balance de sedimentos (Hillebrand & Frings, 2017)..	54
Tabla 2.3. Ejemplos de la selección realizada por diferentes autores de determinados tipos de modelos/enfoques, según su alcance, y las principales ventajas y desventajas encontradas.	58
Tabla 2.4. Indicación de los intervalos mínimos de muestreo para diferentes fines en aguas interiores (basado en Horovitz, 2003)..	63
Tabla 2.5. Tipos de medidas utilizadas para abordar los problemas de suministro de sedimentos, continuidad y modificaciones hidromorfológicas locales.	70
Tabla 3.1. Ejemplos de presiones relacionadas con la contaminación y consecuencias para los sedimentos (no pretende ser exhaustivo).	82
Tabla 3.2. Estrategias para mitigar el transporte aguas abajo de la contaminación asociada a los sedimentos (para los criterios véase el texto, * en la tabla 3.3 y 3.4 se ofrecen más detalles sobre las técnicas de mitigación o remediación mencionadas).	100
Tabla 3.3. Técnicas de mitigación de sedimentos contaminados. Estimación indicativa de los costes (véase el texto) y la eficacia: + = bajo, ++ = medio, +++ alto (* las estimaciones son indicativas, ya que los costes y la eficacia dependen en gran medida de las circunstancias específicas del lugar. Fuentes de información utilizadas y recomendadas para su lectura: PIANC, 1998; Netzband et al., 2002; Bortone et al., 2004; Bortone & Palumbo 2007; Spadaro, 2011; CEDA 2019a y 2019b).	101
Tabla 3.4. Técnicas de remediación de sedimentos contaminados. Estimación indicativa de los costes (véase el texto) y de la eficacia: + = baja, ++ = media, +++ alta. (Las estimaciones son indicativas, ya que los costes y la eficacia dependen en gran medida de las circunstancias específicas del emplazamiento. Fuentes de información utilizadas y recomendadas para su lectura: PIANC, 1998; Netzband et al., 2002; Bortone et al., 2004; Bortone & Palumbo, 2007; Spadaro, 2011; CEDA 2019a y 2019b.)	103
Tabla 4.1. Ejemplos de la necesidad de un enfoque holístico para identificar los beneficios a nivel estratégico de las medidas de gestión de los sedimentos.	109
Tabla 4.2. Resumen de la información principal, parámetros o indicadores que pueden recogerse para evaluar el estado actual de los sedimentos. Para obtener información más detallada, consulte las secciones pertinentes de los capítulos 2 y 3.	129
Tabla 4.3. Ejemplos de parámetros o indicadores asociados para el análisis de déficit/superávit y el análisis de contaminación y composición de los sedimentos. Para más detalles, véanse los capítulos 2 y 3.	131
Tabla B.1. Resumen de los métodos para evaluar (i) la carga de sedimentos en suspensión, (ii) la forma del lecho del cauce y la carga de fondo, (iii) los sedimentos del lecho (basado en una combinación de fuentes técnicas y científicas, incluyendo Liedermann et al, 2013), Habersack et al. (2017), Haimann et al. (2014), Gray et al. (2009) y Wren et al. (2000))	221

CAPÍTULO 1. DINÁMICA DE LOS SEDIMENTOS DESDE LA CABECERA DEL RÍO HASTA EL MAR

Mensajes clave

- Los sedimentos (tanto la fracción gruesa como la fina) representan un elemento crucial en los entornos fluviales, estuarinos y costeros. Preservar o restaurar sus regímenes de transporte casi naturales es clave para los objetivos de la DMA, así como de otras políticas de la UE (por ejemplo, la Directiva de Hábitats y Aves, Directiva de Inundaciones, Directiva Marco de la Estrategia Marina, Estrategia de Biodiversidad, Estrategia de Adaptación al Cambio Climático).
- Las prácticas pasadas de gestión de los sedimentos, la tierra y el agua han provocado grandes impactos hidromorfológicos y de contaminación que han deteriorado el estado ecológico de la mayoría de las masas de agua europeas.
- Las alteraciones de los procesos de transporte de sedimentos y la calidad de estos en la cabecera de la cuenca determinan los impactos ecológicos a lo largo de toda la red de drenaje, así como en los entornos estuarinos y costeros asociados.
- Actualmente es necesario un cambio de paradigma en cuanto a la gestión de los sedimentos, ya que su sostenibilidad ambiental y socioeconómica es fundamental para alcanzar los objetivos de la DMA, así como de otras legislaciones de la UE.

1.1. Antecedentes y conceptos clave

1.1.1. Los sedimentos como componente clave de los ríos y estuarios

Hasta hace unas décadas, tanto los científicos como los profesionales del ámbito del agua dulce, los estuarios y la salud de los ecosistemas costeros se preocupaban principalmente por la calidad del agua, y se partía de la base de que un agua no contaminada correspondería a unos ríos y zonas costeras sanos. De hecho, la contaminación química y bacteriológica era un problema importante en muchas masas de agua europeas. Esto llevó a la implementación generalizada de plantas de tratamiento de agua modernas y eficientes, que tuvo lugar en la década de 1980-1990 (Tockner et al., 2022). Desde las décadas de 1950 y 1960, la importancia de la contaminación de los sedimentos por fuentes antropogénicas en los ecosistemas acuáticos también ha sido reconocida (Von Züllig 1956) y sigue siendo un problema en la actualidad.

Mientras tanto, los científicos –en su mayoría geomorfólogos y geógrafos físicos– empezaron a informar y a publicar trabajos sobre los cambios morfológicos que se producían en y a lo largo de algunos ríos y costas europeas. Mientras que las perturbaciones antrópicas y los consiguientes ajustes de la mayoría de los sistemas fluviales europeos tienen una historia pluri-centenaria, –debida sobre todo a la deforestación a escala de la cuenca y a la desviación y canalización de los principales ríos– los principales cambios morfológicos que se produjeron después de los años 50 y 60 implicaron una incisión y un estrechamiento dramáticos del lecho del río, así como una rápida regresión de la línea costera en la mayoría de regiones (Petts et al., 1989). Esta erosión generalizada (Comiti y Scorpio, 2019) ha provocado no sólo enormes daños económicos relacionados con el colapso de las estructuras hidráulicas fluviales y el aumento del riesgo de inundaciones costeras, sino también profundas alteraciones de los ecosistemas fluviales y costeros (Habersack et al., 2016). Al mismo tiempo, en los países del centro y el norte de Europa, la presencia cada vez más difusa de sedimentos finos contaminados en los sistemas fluviales y en los estuarios suscitó una creciente preocupación por sus procesos de transporte (Salomons y Brils, 2004), al igual que las consecuencias de las operaciones de limpieza de embalses mal planificadas, que causaron graves impactos en los ecosistemas fluviales (Kondolf et al., 2014; Espa et al., 2019).

En la década de 1990 (ASCE, 1992; Allan, 1995; Brookes y Shields, 1996) quedó claro cómo la calidad ambiental de las masas de agua depende en gran medida no sólo de la calidad y cantidad del agua (régimen hidrológico), sino también de la cantidad y el estado de contaminación de sus sedimentos, y de los procesos por los que esos sedimentos interactúan con el flujo de agua y la vegetación (Figura 1.1). Estos procesos crean los hábitats físicos sobre los que se establecen las comunidades biológicas (por ejemplo, Madsen et al., 2001). Los hábitats fluviales y costeros, tanto a escala micro (<0,5-1 m) como meso (1-100 m), se conforman y mantienen gracias a las interacciones del agua, los sedimentos y la vegetación (Figura 1.1). No obstante, otros organismos (bacterias y animales) pueden ser importantes agentes geomorfológicos en ecosistemas específicos. Las características geomorfológicas de las cuencas fluviales y de sus masas de agua ejercen un control de primer orden sobre sus comunidades biológicas (Gurnell et al., 2016), sobre todo a escala de meso hábitat (Belletti et al., 2017), mientras que las características de tamaño de los sedimentos influyen en la biota a escala de microhábitat (por ejemplo, Milan et al., 2000).

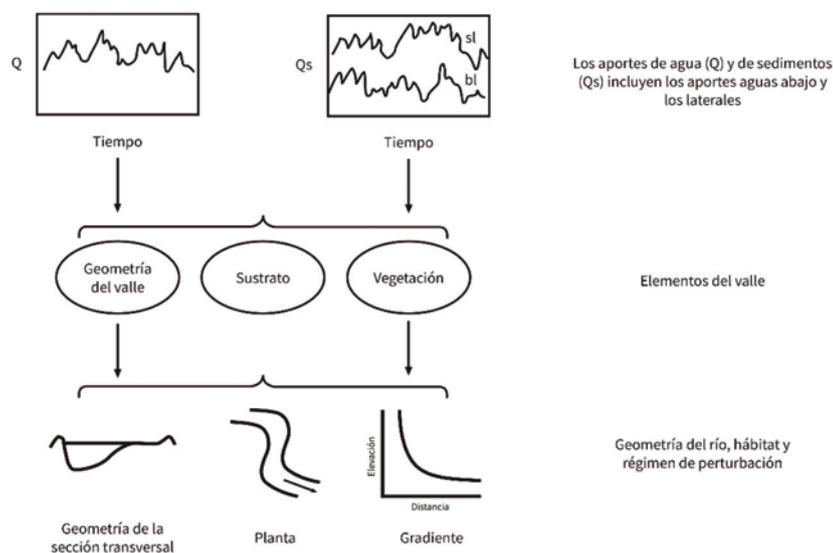


Figura 1.1. Ilustración esquemática para sistemas fluviales de cómo el régimen hidrológico (Q) y el de transporte de sedimentos (Qs) están influenciados por la geometría del valle, los sedimentos del sustrato y la vegetación para determinar la morfología del río a diferentes escalas espaciales, dando forma a las distribuciones de los hábitats y su dinámica (de Wohl et al., 2015). sl: carga en suspensión; bl: carga de fondo.

Las características geomorfológicas de los ríos y los canales de marea, así como sus conexiones con los humedales de las llanuras de inundación, las marismas y las llanuras mareales, son importantes para los ecosistemas fluviales y costeros y su biodiversidad (por ejemplo, Schofield et al., 2018). El mantenimiento de las rutas de migración de las especies es importante para evitar la fragmentación del hábitat y para mantener la capacidad de las poblaciones para autorrecuperarse después de perturbaciones naturales (por ejemplo, grandes inundaciones) y/o antrópicas (por ejemplo, la liberación de altas concentraciones de sedimentos de los embalses). Tanto en la micro como en la meso escala, los sedimentos y su dinámica representan factores clave para el estado ecológico, ya que determinan la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a los ríos y las aguas costeras, afectando así a los elementos de calidad biológica (peces, invertebrados bentónicos, macrófitos y diatomeas) previstos por la DMA. No obstante, aunque los vínculos causantes entre el transporte de sedimentos, la morfología de los ríos y la ecología son evidentes, cabe señalar que ciertas especies son más sensibles a los cambios de hábitat que otras (Fredrenkova et al., 2013).

Las especies de peces dependen de los sedimentos de varias maneras. Por ejemplo, los sedimentos gruesos que se mueven en los ríos como carga de fondo (véase la sección 1.2) forman los lugares de desove y los hábitats para los juveniles y los adultos (Hauer et al., 2007). La proporción de sedimentos finos en los lechos de grava debe ser lo suficientemente baja como para garantizar un flujo de agua suficiente dentro de la capa de grava para eliminar los productos de desecho y suministrar oxígeno a varias especies de peces (por ejemplo,

los salmónidos, Milan et al., 2000). Algunas otras especies de peces (por ejemplo, la lamprea de arroyo) requieren depósitos de sedimentos finos para desovar. Además, la extensión y el momento del transporte de la carga de fondo es importante para determinadas etapas vitales de los peces y de los invertebrados bentónicos (Wohl et al., 2015), y los sedimentos también pueden ser importantes para el suministro de alimentos cuando los invertebrados dependen de fuentes de energía alóctonas¹ (Billotta y Brazier, 2008). El transporte y la deposición de sedimentos también desempeñan un papel clave para las plantas, en términos de dispersión y creación de hábitat para muchas especies de plantas ribereñas, proporcionando el sustrato de enraizamiento y los nutrientes para los macrófitos, los micrófitos y los fitobentos² de los arroyos (Jones et al., 2012). Además, los sedimentos del lecho desempeñan un papel crucial en el intercambio de agua hiporreica³ que tiene lugar entre los compartimentos superficiales y subsuperficiales, influyendo así en la calidad del agua y en el hábitat de los peces. De hecho, los refugios térmicos para los peces pueden ser proporcionados por las aguas subterráneas frescas asociadas a los lechos fluviales gruesos que no están obstruidos por la deposición de sedimentos finos. Para una descripción detallada de los vínculos entre los factores abióticos y los elementos bióticos en los ríos, consulte Allen (1995).

En los estuarios, las marismas son ecosistemas vulnerables en los que los procesos sedimentarios equilibrados son vitales. Dado que la tasa de deposición de sedimentos es un factor clave para su desarrollo, el destino de las marismas y sus especies, así como los servicios ecosistémicos que proporcionan, dependen en parte del suministro de sedimentos finos. Otros entornos costeros prosperan cuando los sedimentos finos están ausentes o casi ausentes, porque la turbidez que resulta de los sedimentos finos dificulta la fotosíntesis. Las praderas marinas son especialmente sensibles a la abundancia de sedimentos finos. Para más detalles, véase Day et al. (2012).

Desde el año 2000, la morfología, el sustrato del lecho y la vegetación (esta última es un elemento fundador de las zonas ribereñas, intermareales y costeras) están plenamente reconocidos en la DMA como aspectos clave de las masas de agua, ya que determinan sus características "hidromorfológicas". La inclusión de la hidromorfología en la legislación medioambiental de la UE representó un punto de inflexión en la forma de caracterizar, controlar y gestionar las masas de agua. Veinte años de aplicación de la DMA han puesto de manifiesto el papel clave de la hidromorfología –y, por tanto, de un régimen sedimentario casi natural– en la consecución de los objetivos medioambientales fijados por la DMA (ECI ECOSTAT hydromorphology, 2018). Sin embargo, los regímenes de transporte de sedimentos en los ríos se han visto alterados en los territorios de la UE por múltiples actividades humanas (como la construcción de centrales hidroeléctricas, la expansión de la agricultura, la regulación fluvial a gran escala y el dragado para la navegación, la extracción de áridos y la prevención de inundaciones). Las consecuencias incluyen la reducción de los flujos de sedimentos gruesos (por ejemplo, en las masas de agua situadas aguas abajo de las presas y/o de las grandes obras de control de inundaciones), y el aumento del transporte de sedimentos finos (por ejemplo, en las cuencas fluviales de tierras bajas dominadas por la agricultura - Grabowsky y Gurnell, 2016).

Además de sus impactos ecológicos, los desequilibrios en los sedimentos también son reconocidos por su importancia para otros sectores. Por ejemplo, en lo que respecta al riesgo de inundaciones, la deposición excesiva de sedimentos en los canales fluviales puede reducir su potencial para transportar el agua de las crecidas y, por tanto, aumentar el peligro de inundación (Mazzorana et al., 2013). La acreción de los canales a largo plazo también hace que el mantenimiento de una profundidad navegable segura sea más desafiante (García, 2008), aumentando los costes asociados al dragado, y la sedimentación en los embalses europeos está disminuyendo constantemente sus volúmenes de almacenamiento disponible (cerca del 1% anual, Schleiss et al., 2014). A la inversa, la incisión del lecho –resultante de la reducción del suministro de sedimentos gruesos, de la extracción de grava en el cauce y/o del aumento de la capacidad de transporte debido a la canalización– no sólo tiene profundos impactos en los ecosistemas acuáticos y ribereños (Gurnell et al., 2016), sino que también socava las estructuras hidráulicas (por ejemplo, presas, protecciones de orillas

¹ Alóctono: denota un depósito o formación que se originó a una distancia de su posición actual.

² Fitobentos: plantas de los fondos marinos, tanto intermareales como submareales, sedimentarios o duros.

³ Hiporreico: región de sedimentos y espacio poroso bajo y a lo largo del lecho de un arroyo, donde hay mezcla de aguas subterráneas poco profundas y superficiales.

y riberas) y las infraestructuras (muelles y puentes), además de reducir los niveles de las aguas subterráneas, con graves consecuencias para la extracción de agua en los pozos. Asimismo, tanto las tendencias de degradación relacionadas con las inundaciones como las de largo plazo en los ríos son muy peligrosas por su impacto en las estructuras antropogénicas debido a la erosión de las orillas (Krapesch et al., 2011; Rinaldi et al., 2015).

La reducción del suministro de sedimentos a los entornos costeros desde fuentes fluviales como resultado de la construcción de centrales hidroeléctricas y las obras de regularización de la red fluvial son un factor importante para las zonas costeras carentes de sedimentos, lo que favorece la erosión costera y la pérdida de hábitat. En la costa, las obras de control de la erosión reducen la aportación de sedimentos al sistema, y estructuras como los espigones y los rompeolas suelen interferir con el transporte natural a lo largo de la costa, lo que puede provocar un déficit de suministro para los hábitats costeros sensibles, como las dunas de arena, las marismas y las llanuras de marea. Por el contrario, hábitats como las praderas marinas podrían verse asfixiados por un exceso de sedimentos finos aportados por los ríos y depositados en el medio marino cercano a la costa.

Además de los impactos asociados a las modificaciones físicas, los sedimentos son también importantes vectores de sustancias químicas que pueden tener impactos perjudiciales directos en la ecología fluvial, lacustre y costera. Las partículas finas de los sedimentos (<63 μm) son las más activas desde el punto de vista químico (Collins et al., 1997) y transportan eficazmente nutrientes, metales y contaminantes orgánicos. Los nutrientes suelen desempeñar un papel importante en el mantenimiento de los ecosistemas fluviales (por ejemplo, Jones et al., 2012), pero cuando están en exceso y en el caso de los contaminantes, pueden tener efectos perjudiciales tanto en los entornos fluviales como en los lacustres y costeros.

En resumen, la gestión de los sedimentos se ha convertido en una cuestión importante en todos los países de la UE por su papel clave a la hora de garantizar la sostenibilidad de las actividades económicas (por ejemplo, la navegación, la producción de energía renovable y el suministro de agua) y la seguridad humana (por ejemplo, para la conducción de inundaciones o la estabilidad de los taludes), al tiempo que se mantiene o mejora la funcionalidad ecológica de los entornos fluviales, estuarinos y costeros. De hecho, se ha hecho evidente cómo la gestión sostenible de dichos ecosistemas y su restauración requieren planes de gestión de sedimentos sólidos e integrados (Wohl et al., 2018).

1.1.2. Definición de sedimentos

Los sedimentos incluyen tanto partículas minerales como orgánicas que varían en tamaño desde material muy fino (que lleva a una dinámica coloidal) hasta los bloques (véase la clasificación de Wentworth, 1922). Las partículas de los sedimentos están sujetas a la erosión (desprendimiento inicial y sucesiva removilización), al transporte (desplazamiento) y a la deposición (asentamiento), en función de las fuerzas locales -tanto gravitacionales como relacionadas con los flujos de fluidos circundantes- que actúan sobre ellas. Las partículas minerales pueden generarse tanto por la meteorización de las rocas como por procesos biológicos. Se sabe que los sedimentos inorgánicos de origen biológico (por ejemplo, los carbonatos como fragmentos de conchas) ejercen funciones morfológicas y ecológicas especialmente importantes en la dinámica de los estuarios y las costas.

Las partículas orgánicas (en su mayoría fragmentos procedentes de plantas) suelen denominarse materia orgánica particulada (MOP o POM, por sus siglas en inglés), que puede ser fina (MOPF o FPOM) o gruesa (MOPG o CPOM) según el tamaño de las partículas (más finas o mayores de 1 mm). Una gran fracción de MOPF está asociada a sedimentos minerales finos (es decir, arcilla y limo) debido a la formación de complejos órgano-minerales. El transporte de agregados orgánico-minerales y coloides domina el transporte de sedimentos en suspensión en muchos sistemas fluviales (por ejemplo, Hoffman et al 2020). Además, los grandes trozos de madera (MOPG muy grandes, > 1 m de longitud y >0,1 m de diámetro) han surgido recientemente como elementos en los ecosistemas fluviales y costeros por su capacidad para controlar los patrones morfológicos, para proporcionar hábitats únicos y regular los flujos de carbono. (Gurnell et al., 2002; Wohl et al., 2019).

1.2. El transporte de sedimentos en los sistemas fluviales

1.2.1. El largo –e intermitente– viaje de los sedimentos en los ríos

La mayoría de los sedimentos fluviales se generan en las laderas de sus cuencas (Figura 1.2), donde el sustrato rocoso está sometido a una meteorización química y física que conduce a una progresiva fragmentación de las rocas. Las rocas grandes, así como las partículas finas del suelo, son entonces transportadas ladera abajo por gravedad (coluvial) y procesos impulsados por la escorrentía superficial. Posteriormente, los sedimentos pueden entrar en la red de drenaje, ya sea en la cabecera o directamente en tramos de mayor orden si éstos están confinados por laderas. Dentro de la red de drenaje, durante su transporte aguas abajo por procesos fluviales, los sedimentos están sujetos a una mayor fragmentación, así como a la abrasión y la clasificación, lo que da lugar a una reducción progresiva del tamaño de los sedimentos. Además, a lo largo del sistema fluvial, los sedimentos pueden depositarse y permanecer almacenados dentro de los cauces y en las llanuras de inundación durante escalas de tiempo muy variables, de hasta millones de años. Los sedimentos que llegan a la desembocadura de un río pueden depositarse entonces en parte en el estuario o en el delta (es decir, la fracción más gruesa), mientras que las fracciones más finas pueden ser fácilmente captadas por los procesos de transporte de sedimentos costeros (véase 1.3). Además, en los entornos estuarinos y costeros, los sedimentos pueden proceder de la erosión local de los acantilados costeros o de los elementos del lecho marino y ser transportados por procesos costeros o marítimo-terrestres.

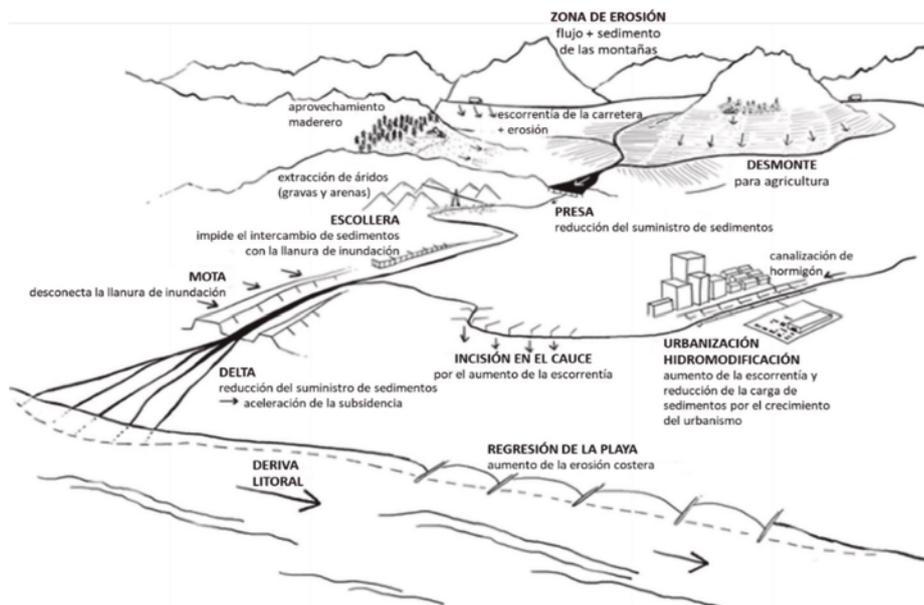


Figura 1.2. La transferencia de sedimentos de la cabecera al mar se ha visto ampliamente afectada por las actividades antropogénicas (Kondolf y Podolak, 2014).

La cadena de procesos desde la fuente de un determinado sedimento hasta su sumidero (lagos u océanos) se denomina “cascada de sedimentos” (Burt y Allison, 2010). El conocimiento cuantitativo de los flujos de sedimentos a lo largo de una cascada de sedimentos permite establecer los balances de sedimentos (Slaymaker, 2003) a las escalas espaciales deseadas (por ejemplo, río, tramo de río o delta). A su vez, el balance sedimentario, mediante la comparación de las entradas y salidas de sedimentos dentro del sistema analizado, permite determinar si el sistema se encuentra en equilibrio dinámico o es propenso a un excedente de sedimentos (y, por tanto, a la acreción o sedimentación netas) o a un déficit de sedimentos (es decir, a la degradación o erosión netas). En el capítulo 2 se dan detalles sobre la aplicación del enfoque del balance de sedimentos.

Las actividades humanas han alterado gravemente (Figura. 1.2) los flujos dentro de las cascadas de sedimentos en cuencas fluviales y entornos costeros y de transición en todo el mundo (EuroSION, 2004; Hoffmann, 2015; Wohl, 2019), incluida Europa. Esto ha sido una respuesta a la reducción de las fuentes

de sedimentos (por ejemplo, la estabilización de las laderas, las riberas y los cauces) o a su aumento (por ejemplo, la conversión de zonas boscosas en cultivos), así como por la interrupción de la conectividad de los sedimentos dentro de las cuencas fluviales (Fryirs, 2013; Figura 1.3) y con los sistemas costeros. En las aguas costeras y de transición, la interferencia humana a varias escalas (por ejemplo, mediante rompeolas y esclusas anti-marejadas) ha provocado igualmente modificaciones en las transferencias de sedimentos, causando excedentes o déficits locales de sedimentos (Habersack et al., 2019). En consecuencia, la actual dinámica estructural y funcional de los ecosistemas fluviales y costeros en Europa es bastante diferente de lo que era antes de la alteración humana (Haidvogel, 2018).

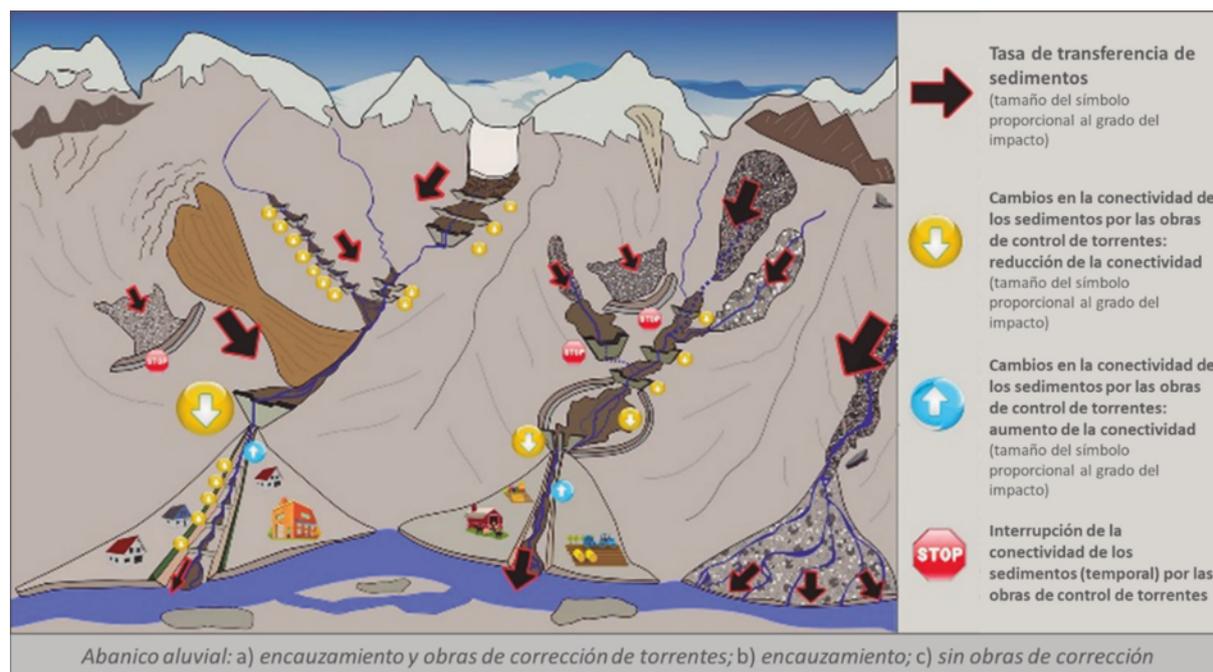


Figura 1.3. La conectividad de los sedimentos dentro de las cuencas fluviales europeas se ve muy reducida por la presencia de varias estructuras construidas para mitigar los riesgos naturales, junto a presas e infraestructuras viarias que también representan una desconexión generalizada de los sedimentos (de Marchi et al., 2019).

También es fundamental destacar cómo cada cuenca fluvial, agua de transición y célula costera presenta un conjunto único de cascadas de sedimentos, caracterizadas por su propia dinámica temporal e influenciada por las condiciones geológicas y climáticas locales, así como por las alteraciones históricas del hombre. Por lo tanto, los procesos de transporte de sedimentos muestran un enorme grado de especificidad del lugar y de variabilidad temporal, que debe tenerse siempre en cuenta a la hora de establecer estrategias de gestión de sedimentos. Además, un conocimiento exhaustivo de los procesos de transferencia de sedimentos a escala de todo el sistema es crucial para comprender y predecir los cambios locales en los ríos y las costas, y así aplicar con éxito las medidas de gestión para alcanzar los objetivos exigidos por la DMA.

1.2.2. Modos de transporte de sedimentos en los sistemas fluviales

En los entornos fluviales las partículas de los sedimentos se transportan como carga de fondo y como carga en suspensión (Figura 1.4). La carga de fondo se refiere a las partículas arrastradas por las fuerzas de los fluidos a lo largo del lecho del río, que se desplazan por deslizamiento, rodadura y/o saltación. La carga de fondo consiste en la fracción de sedimento más gruesa que se mueve dentro del canal del cauce y puede ir desde la arena gruesa en los ríos aluviales de las zonas bajas hasta las gravas, los cantos rodados y los bloques en los arroyos escarpados de montaña. Por el contrario, la carga en suspensión se refiere a las partículas transportadas aguas abajo por toda la columna de agua –y, por tanto, sin contacto con el lecho–, ya que se mantienen en suspensión por la turbulencia del flujo. La carga en suspensión suele estar formada por los sedimentos más finos (arcilla, limo y arena), aunque las partículas más gruesas pueden

quedar suspendidas durante distancias cortas en flujos muy turbulentos (por ejemplo, durante inundaciones extremas en cauces de fuerte pendiente). Las partículas de sedimentos con una densidad inferior a la del agua, típicamente fragmentos de plantas, pueden ser transportadas en la superficie del agua o cerca de ella por flotación. No obstante, estos sedimentos orgánicos también pueden viajar en el lecho del río o cerca de él (Ruiz-Villanueva et al., 2019). Además, la meteorización química de las rocas produce sobre todo iones que son transportados disueltos dentro de la columna de agua y constituyen la llamada carga disuelta.

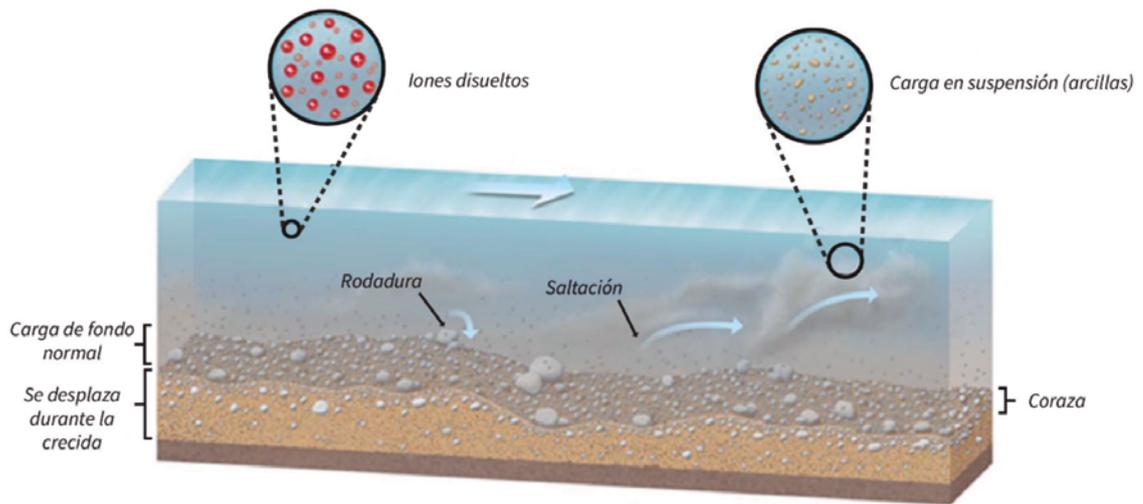


Figura 1.4. Ilustración de los diferentes procesos de transporte de sedimentos en los canales fluviales (de Bierman y Montgomery, 2013).

Incluso durante flujos competentes (es decir, flujos capaces de arrastrar y mover sedimentos a lo largo del lecho de los ríos), las partículas transportadas como carga de fondo exhiben una amplia gama de velocidades y pueden estar sujetas a tiempos de reposo relativamente largos, especialmente en los ríos con lechos de grava, que separan períodos de transporte a menudo desencadenados por ráfagas turbulentas (Schober et al., 2020) así como por el impacto de clastos que se mueven desde aguas arriba (Ancey, 2020). A la inversa, las partículas en suspensión son transportadas río abajo aproximadamente a la misma velocidad del agua, y las características turbulentas medias del flujo son las responsables de determinar el tamaño máximo de los granos que pueden mantenerse en suspensión (García, 2008). Los eventos de turbulencia a escala local y de corta duración también pueden resultar importantes para los sedimentos en suspensión (Tsai y Huang, 2019). Los sedimentos en suspensión también pueden depositarse en los lechos de los ríos de lecho arenoso, además de ser responsables de la acreción vertical de las llanuras de inundación en todos los tipos de ríos, y experimentar un transporte intermitente (a menudo en escalas de tiempo estacionales). Además, los ciclos estacionales en el crecimiento y la descomposición de los macrófitos pueden ejercer un fuerte control sobre la movilidad de los sedimentos finos (Gurnell, 2014).

De hecho, se puede distinguir en cuanto al origen de los sedimentos a corto plazo entre carga de material de lecho y carga de lavado. La primera incluye los sedimentos erosionados de los lechos de los ríos, que pueden ser transportados como carga de fondo o en suspensión en función de su tamaño y de la turbulencia del flujo. De hecho, en los cauces con lechos de grava y guijarros el material del lecho se mueve sólo como carga de fondo, mientras que, como ya se ha mencionado anteriormente, en los ríos de lecho arenoso parte del material del lecho puede ser transportado en suspensión durante caudales altos. La carga de lavado describe, en cambio, la fracción de sedimentos más finos que son siempre transportados en suspensión y que se suministra a la red de drenaje directamente por los procesos de erosión de las laderas, y que no se depositan en cantidades significativas en los lechos de los cauces al caracterizarse por velocidades de sedimentación muy bajas.

El transporte de material del lecho y el proceso de carga de fondo son, por tanto, factores fundamentales para determinar el desarrollo morfológico de los tramos fluviales aluviales, a excepción de los cauces de lecho cohesivo en los que la carga de fondo es prácticamente nula, ya que todos los sedimentos se mueven en suspensión. El transporte de material del lecho muestra una gran variabilidad espaciotemporal, y los cambios en la morfología del río, tanto en el espacio como en el tiempo, están determinados por la magnitud, el momento y el tamaño del suministro de material del lecho y por su interacción con el flujo y la dinámica de la vegetación. De hecho, los cambios en el suministro de material del lecho pueden provocar profundas transformaciones en el patrón del cauce (Figura 1.5), por ejemplo, una morfología trenzada puede evolucionar rápidamente a un patrón de un solo cauce tras la reducción del suministro.

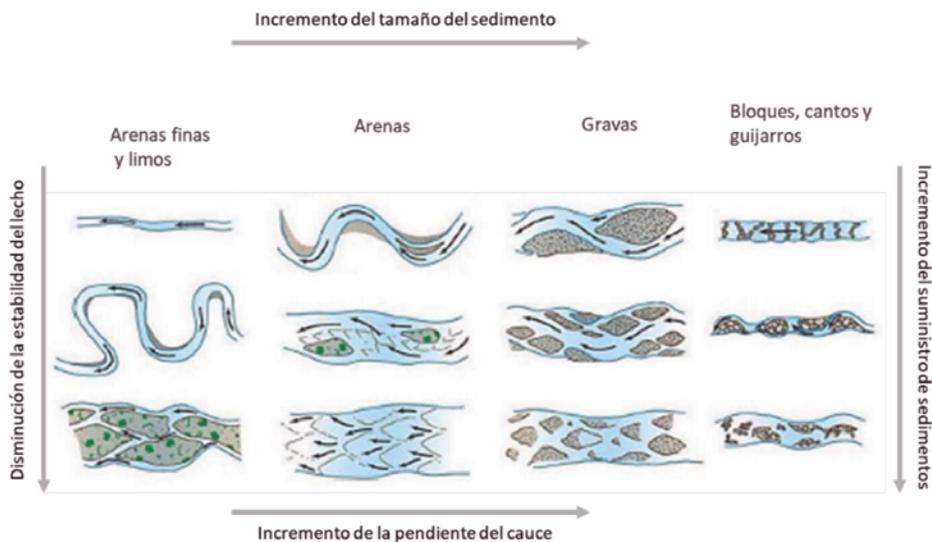


Figura 1.5. Relevancia del transporte de la carga de fondo para la morfología del río (basado en Church, 2006).

Por lo tanto, la fracción de la carga de fondo en los ríos presenta los vínculos más directos con la dinámica del hábitat acuático, a través de la formación, el mantenimiento y la alteración de las unidades sedimentarias y morfológicas (Belletti et al., 2017), y con el régimen de perturbación de las comunidades bentónicas y de peces (Allan, 1995; Milner et al., 2013). No obstante, los eventos de flujo caracterizados únicamente por concentraciones muy altas de sedimentos en suspensión pueden representar perturbaciones naturales (por ejemplo, las crecidas ordinarias) o inducidas por el hombre (por ejemplo, las operaciones de lavado) también para la biota fluvial (Quadroni et al., 2016; Folegot et al., 2021).

La importancia relativa del transporte de sedimentos en suspensión y de la carga de fondo

La mayor parte de la producción anual de sedimentos de un río se transporta en suspensión, y la carga de fondo suele constituir una proporción relativamente menor, desde <5% (en los grandes ríos de lecho arenoso) hasta 30-40% (en arroyos escarpados alimentados por glaciares, Mao et al., 2019). En los grandes ríos con lechos de grava, se puede suponer que la carga de fondo está en el rango del 10-20% del rendimiento total de sedimentos (Turowski et al., 2010). Sin embargo, estas cifras se basan en un número limitado de mediciones de campo, la mayoría de ellas tomadas durante periodos cortos y, por lo tanto, sin incluir eventos de inundación importantes. De hecho, el seguimiento continuo de los flujos de carga de fondo, en asociación con el seguimiento de los sedimentos en suspensión, se ha llevado a cabo en muy pocos lugares del mundo. Este escaso conocimiento de la dinámica temporal real de la conformación de los lechos fluviales es una gran limitación para nuestra comprensión de los sistemas fluviales y, por tanto, de sus ecosistemas.

Durante las dos últimas décadas se ha hecho evidente cómo la predicción de las tasas de transporte de la carga de fondo mediante ecuaciones de capacidad de transporte de fondo e implementación en modelos numéricos puede llevar a sobreestimaciones (Rickenmann, 2001) o subestimaciones (Habersack et al., 2002) de hasta 1-3 órdenes de magnitud. Los errores más elevados se observan en los cauces de montaña, que

suelen tener un suministro de carga de fondo limitado durante los flujos ordinarios (Comiti y Mao, 2012) y, por lo tanto, las tasas de carga de fondo ordinarias se sobreestiman en gran medida en dichos sistemas. Sin embargo, la mayoría de los ríos de Europa tienen hoy en día un suministro limitado en cuanto a su fracción de carga de fondo debido sobre todo a las alteraciones humanas directas (por ejemplo, presas y obras de control de la erosión tales como diques de contención y protecciones de orillas, o por la extracción de sedimentos en el cauce), por lo que se espera que el uso de modelos basados en la estimación de la capacidad de transporte anual de carga de fondo proporcionen resultados poco fiables en muchos casos. También existen grandes incertidumbres en la predicción de los volúmenes de transporte de sedimentos en suspensión mediante ecuaciones y modelos (véase el capítulo 2), pero cuanto más limitado esté el sistema en cuanto al transporte (es decir, cuanto menos dicte la disponibilidad de sedimentos las tasas de transporte), más precisas serán las predicciones, como se observa también en el caso de la carga de fondo.

El transporte “en masa” en torrentes de áreas montañosas

En las zonas de cabecera montañosas, la transferencia de sedimento a lo largo de los cauces de fuerte pendiente está caracterizada por eventos puntuales de avenida de elevada magnitud y recurrencia muy variable, siendo función de múltiples factores: disponibilidad de sedimento, estado de la cubierta vegetal, condicionantes especiales de concentración de caudal y/o sedimento, régimen de precipitaciones extremas, etc. Estos eventos extremos de avenida son fenómenos de transporte en masa, caracterizados por una elevada proporción de sedimento y carga flotante, incluyendo tanto flujos de derrubios como otros flujos masivos de carácter turbulento (Rapp 1960, Costa y Wiczorek 1987, Bull 1991, Chen 1997, Iverson 1997, Wiczorek y Naeser 2000, Jakob et al. 2005 y Benda et al. 2005). Estos procesos de transporte en cauces de cabeceras montañosas tienen un papel relevante en la transferencia de sedimento a escala de cuenca en regiones con fuerte relieve. Los procesos puramente fluviales de transporte de sedimento, que incluyen el arrastre de carga de fondo y la carga en suspensión, también pueden jugar un papel relevante en los cauces de cabeceras montañosas, aunque su importancia relativa es difícil de evaluar. Los mecanismos de transporte en masa característicos de las cabeceras montañosas pueden transferir el sedimento directamente a la red fluvial o almacenarlo de forma temporal en depósitos de naturaleza torrencial que, en condiciones topográficas adecuadas, suelen desarrollar formas en abanico.

La carga flotante

Aunque pueda considerarse como una componente distinta al sedimento mineral, una fracción significativa de la carga fluvial es la constituida por material ligero, preferentemente restos vegetales, que se transporta por flotación (Triska 1984, Wohl 2017, Wohl et al., 2019 y Ruiz-Villanueva et al., 2014 y 2019). Este tipo de carga resulta especialmente abundante en grandes avenidas y en ríos de montaña y, junto a su influencia en la geomorfología fluvial y a la problemática asociada a su potencial efecto negativo obturando puentes o estrechamientos en crecidas, supone también una fuente importante de nutrientes y una fracción de la carga muy relevante para la transferencia de organismos vivos a lo largo de las redes de drenaje y de las células costeras.

1.2.3. Régimen de sedimentos en los ríos

Los ecosistemas fluviales han evolucionado a lo largo de milenios en respuesta a los factores ambientales ejercidos por sus cuencas, incluyendo sus regímenes de flujo (Poff et al., 1997), de sedimentos (Wohl et al., 2015) y de transporte de madera (Wohl et al., 2019). Las diferencias en el clima, la geología, los suelos, la topografía, la vegetación y las fuentes disponibles de sedimentos dan lugar a respuestas espacialmente muy variables en el transporte de sedimentos en contraste con las precipitaciones o el deshielo, que son fuertemente específicas de la cuenca.

El régimen de transporte de sedimentos en un tramo fluvial específico puede definirse como la variación típica de las tasas de transporte de sedimentos (tanto en términos de carga de fondo como de carga en

suspensión) a lo largo del año, en analogía con el régimen de caudal. Al igual que el régimen de caudal y de madera, pueden utilizarse varias métricas para caracterizar cuantitativamente esas variaciones temporales (por ejemplo, en términos de magnitudes medias y mínimas-máximas, frecuencia de eventos de transporte de sedimentos, curvas de duración, aparición estacional de eventos de transporte elevados y tasa de cambio de las tasas de transporte de sedimentos).

Las variaciones ocasionales (por ejemplo, las tormentas de lluvia intensas), diarias (por ejemplo, los ciclos de deshielo en los ríos alimentados por glaciares) y estacionales (por ejemplo, los períodos de deshielo y de lluvias ciclónicas) se producen de forma natural en el suministro de sedimentos y las condiciones hidrológicas de los ríos, lo que repercute en las tasas de transporte de sedimentos. Estos factores, unidos a la naturaleza no lineal de la relación física entre las tensiones de flujo y las tasas de transporte de sedimentos, determinan un patrón temporal muy complejo del transporte de sedimentos en los ríos (Aigner et al., 2017; Habersack et al., 2017; Mao et al., 2019). Tal complejidad y su posterior dependencia de la ocurrencia de grandes eventos con efectos heredados que duran varios años (Rainato et al., 2017) hace que las tasas de transporte de sedimentos sean muy variables en múltiples escalas temporales, que van desde unos pocos minutos hasta varias décadas.

De hecho, los regímenes de sedimentos de los ríos se caracterizan por ser mucho más irregulares en el tiempo que sus regímenes hidrológicos. La gran variabilidad del transporte de sedimentos dentro y entre las cuencas queda ejemplificada en la siguiente figura (Figura 1.6), donde se presentan los datos de carga de sedimentos en suspensión de tres ríos con contrastes climáticos y geomórficos. Además de esta variabilidad natural, varias presiones humanas han incidido en los procesos de transporte de sedimentos y, por tanto, han modificado el régimen natural en la mayoría de los ríos del mundo, y especialmente en Europa (capítulo 2).

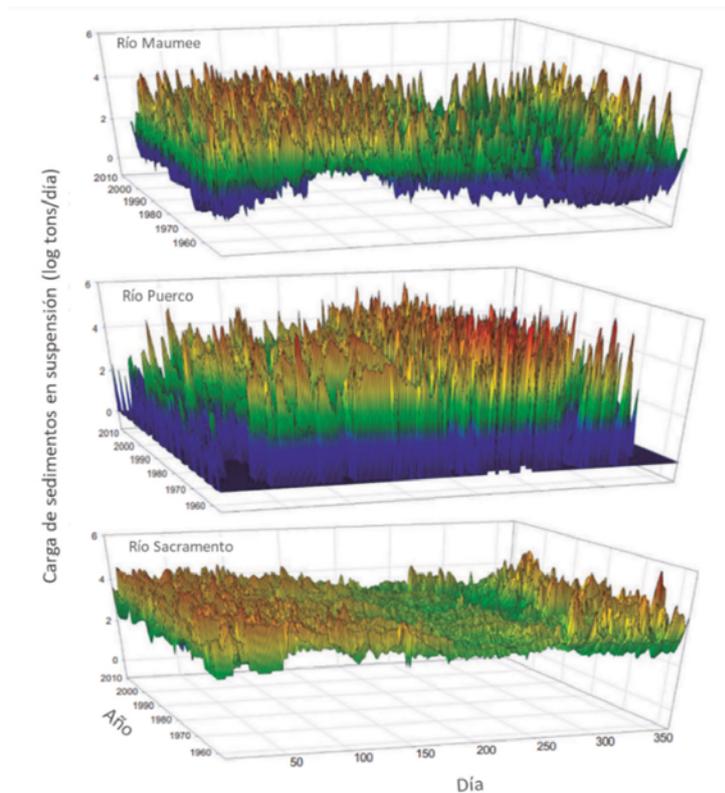


Figura 1.6. Variación intra e interanual de la carga de sedimentos en suspensión en tres ríos que presentan entornos climáticos y geomorfológicos diferentes. Los regímenes de sedimentos son notablemente diferentes (de Wohl et al., 2015).

Las medidas eficaces de gestión fluvial, destinadas a mantener o aumentar el valor ecológico de las masas de agua, se basan en el conocimiento cuantitativo de los regímenes de sedimentos (Wohl et al., 2015). Por un lado, la comprensión cuantitativa del régimen "natural" (es decir, en ausencia de las presiones humanas más impactantes, como las presas, las obras de control de la erosión y la extracción de grava) de la carga

de fondo de un río específico es un requisito previo para diseñar intervenciones que permitan alcanzar múltiples objetivos, como la mejora ecológica y la mitigación del riesgo de inundación. Los hábitats para los peces, los invertebrados bentónicos y la vegetación ribereña dependen en gran medida de regímenes de transporte de la carga de fondo (y de la madera) mínimamente alterados, mediante la formación de unidades geomorfológicas como barras, rápidos, escalones, pozas, islas y llanuras de inundación. Por otra parte, el conocimiento del régimen natural de transporte en suspensión –es decir, las concentraciones máximas de sedimentos, la duración y el tiempo– podría orientar la selección de los umbrales más racionales que deben seguirse durante las operaciones que impliquen la removilización de las fracciones de sedimentos finos (por ejemplo, durante las operaciones de apertura de compuertas, esclusas o desagües de fondo en los embalses). De hecho, el reconocimiento de que las perturbaciones periódicas, tales como las inundaciones moderadas y grandes que presentan concentraciones de sedimentos muy elevadas y velocidades de flujo capaces de “reiniciar” los ecosistemas, son realmente naturales y contribuyen plenamente a las “condiciones fluviales naturales” que persigue la DMA es un paso adelante clave para una gestión fluvial eficaz y basada en la ciencia.

1.3. Transporte de sedimentos en aguas costeras y de transición

El transporte longitudinal de sedimentos en los ríos es unidireccional en sentido descendente. En las aguas de transición y costeras, la influencia respectiva de los ríos y de las mareas y olas puede dar lugar a un transporte de sedimentos en direcciones opuestas (Carter, 1988). Esto puede dar lugar a un transporte bidireccional (aguas abajo y aguas arriba en los estuarios y otros entornos influenciados por las mareas) y a un transporte multidireccional (en dos direcciones longitudinales y dos direcciones transversales). Además, las direcciones de transporte también pueden variar en el caso de los sedimentos con diferentes tamaños de grano y pueden cambiar bajo diferentes condiciones (estacionales, tormentas u oscilaciones climáticas). Por lo tanto, es necesario comprender bien las vías de transporte de los sedimentos antes de intentar hacer un balance de estos y, por lo tanto, de su gestión.

En la investigación y la gestión costera, el término “celda litoral o costera” se utiliza para describir el segmento (en gran medida autónomo) de la costa dentro del cual se produce el movimiento y el intercambio de sedimentos (Figura 1.7). La entrada de sedimentos en la célula sedimentaria costera puede tener lugar desde fuentes fluviales, la erosión de los cabos o acantilados y desde el fondo marino. La salida puede tener lugar en dirección a la costa, al fondo marino, o a la orilla, a las cuencas de marea o a los estuarios. Una celda costera o litoral puede estar conectada a una cuenca fluvial. La escala espacial de las celdas costeras puede variar desde decenas de metros en el caso de las playas bordeadas de promontorios hasta decenas

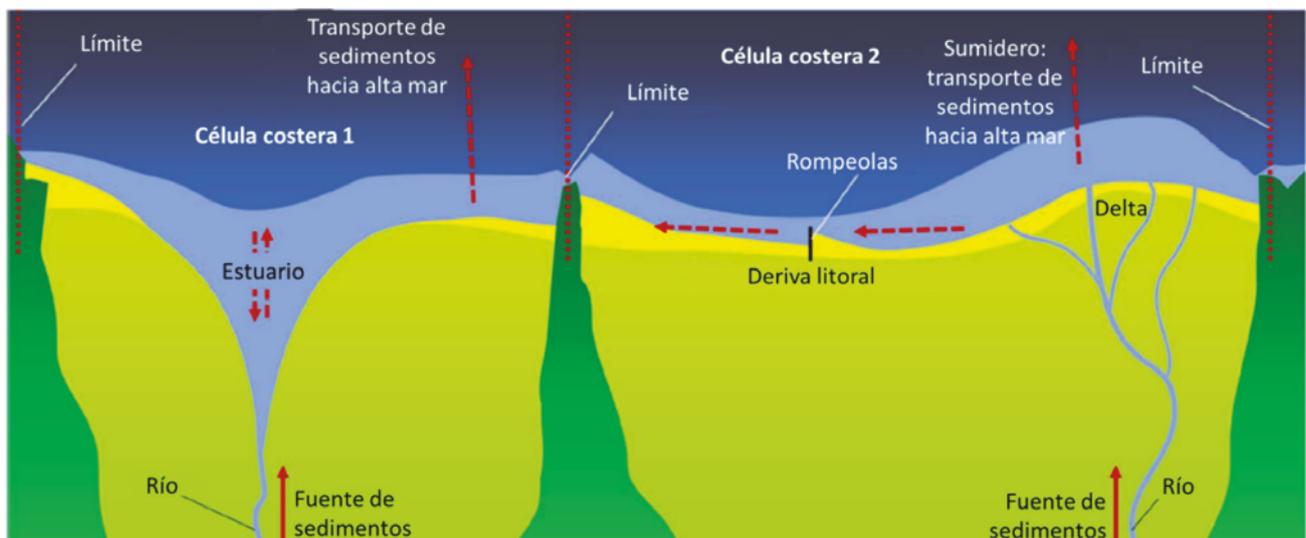


Figura 1.7. Mapa esquemático de dos celdas de sedimentos costeros.

de kilómetros (Cowell et al., 2003). Las celdas costeras grandes pueden superar los límites administrativos de las masas de agua de la DMA.

1.3.1. Agentes que intervienen en el transporte de sedimentos en aguas costeras y de transición

Las olas, las mareas y las corrientes son los agentes naturales que se combinan para mover los sedimentos y dar forma y remodelar el lecho del mar o del estuario y las zonas intermareales. Las contribuciones absolutas y relativas de estos agentes varían enormemente entre los mares y océanos que bordean las costas de los Estados miembros de la UE. Incluso a lo largo de las costas de un mismo mar hay grandes diferencias en las olas, las mareas y las corrientes y su contribución al transporte de sedimentos (Woodroffe, 2003).

Los distintos tipos de olas afectan al transporte de los sedimentos en el entorno costero y marino (Carter, 1988). Las olas de viento son generadas por los vientos locales. Cuando las olas generadas por el viento se desplazan a cierta distancia de su origen, en su destino, se conocen como oleaje. Las olas con un alto periodo se generan por la agrupación de olas de viento locales y por el oleaje generado a grandes distancias. A medida que las olas viajan hacia aguas menos profundas, interactúan con el lecho marino y pueden entonces mover potencialmente su sedimento. Finalmente, a medida que las olas se adentran en aguas poco profundas, se rompen. En profundidades de agua inferiores a la profundidad de los bancos de arena las olas determinan el transporte de sedimentos. La dirección del transporte de sedimentos depende, entre otras cosas, de la dirección de las olas entrantes. La dirección del transporte de sedimentos inducido por las olas tiene un componente a lo largo de la costa y otro transversal. Puede haber grandes diferencias entre el transporte de sedimentos inducido por las olas en escalas temporales cortas y el transporte a largo plazo. Para el cálculo del balance de sedimentos a escala de celda costera el transporte a largo plazo es el más relevante (Cowell et al., 2003).

Cuando las olas se encuentran con una obstrucción, como un cabo, un rompeolas, un promontorio o una isla, pueden verse reflejadas, incorporándose a las olas entrantes y aumentando su altura en donde las crestas se superponen. Cuando las olas pasan alrededor del extremo de una obstrucción, éstas se extenderán, o se difractarán en la zona situada a su sotavento, perdiendo altura en el proceso. La introducción de una obstrucción de este tipo, por ejemplo, la construcción de un nuevo rompeolas, tiene el potencial de cambiar en gran medida las olas en sus proximidades. Dado que la dirección del transporte de sedimentos viene determinada en parte por la dirección de las olas entrantes, los cambios en la refracción y difracción pueden tener un gran impacto en el transporte de sedimentos.

Para el transporte de sedimentos las corrientes inducidas por las mareas pueden ser muy importantes. Las altas velocidades de las corrientes pueden dar lugar a un importante transporte de limo y arcilla, arena e incluso grava. Como las corrientes de marea alternan entre la dirección de la crecida y la del reflujó, la dirección del transporte de sedimentos también cambia. En consecuencia, la dirección neta del transporte de sedimentos en las aguas de transición puede ser en dirección ascendente o descendente (Swart y Zimmerman, 2009). La dirección neta de transporte de sedimentos puede incluso diferir para los sedimentos gruesos (arena) y finos (limo y arcilla). Además de las mareas, las corrientes locales están influidas por las corrientes oceánicas permanentes, la actividad atmosférica y los efectos locales como la escorrentía o las corrientes de densidad.

En los estuarios, el agua dulce del río se encuentra con el agua salada del mar. En algunos casos, el agua dulce y la salada se mezclan bien. En otros, el agua dulce y la salada no se mezclan y la descarga de agua dulce permanece en la superficie mientras que el agua de mar, más densa, permanece debajo, formando lo que se llama una cuña salina. La interacción entre el agua dulce y el agua salada en los entornos estuarinos da lugar a complejas corrientes tridimensionales que afectan al transporte de sedimentos. En combinación con los procesos biológicos y químicos, el transporte de sedimentos en los entornos estuarinos puede dar lugar a un enriquecimiento local de sedimentos finos (Dronkers, 2005).

1.3.2. La relación entre la dinámica de los sedimentos y la evolución de la costa

El conocimiento de las vías, las fuentes y los sumideros de los sedimentos, así como su balance global, es clave para comprender la evolución de las aguas costeras y de transición. Las respuestas globales de los sistemas costeros a los cambios en el nivel del mar vienen dictadas en gran medida por el equilibrio entre las fuentes y los sumideros de sedimentos (Nichols, 1989). Los sistemas costeros, incluidos los estuarios, las cuencas mareales y los deltas en condiciones naturales, se adaptan a los cambios a largo plazo en el nivel del mar mediante el cambio de las tasas de acreción. Si el resultado del cambio en la tasa de acreción es un superávit global de sedimentos se producirá una progradación, mientras que un déficit dará lugar a un retroceso del sistema costero. Otros factores que controlan la progradación, o el retroceso de los sistemas costeros, son el hundimiento del subsuelo y la formación y descomposición de la turba (Syvitski, 2009). La figura 1.8 ilustra entornos costeros progradacionales (regresivos) con un exceso de sedimentos en la mitad inferior del diagrama en forma de deltas, amplias llanuras mareales y planicies costeras. Los ambientes en retroceso (transgresivos) con un déficit de sedimentos se ilustran en la mitad superior del diagrama en forma de estuarios, llanuras mareales estrechas y lagunas de barrera.

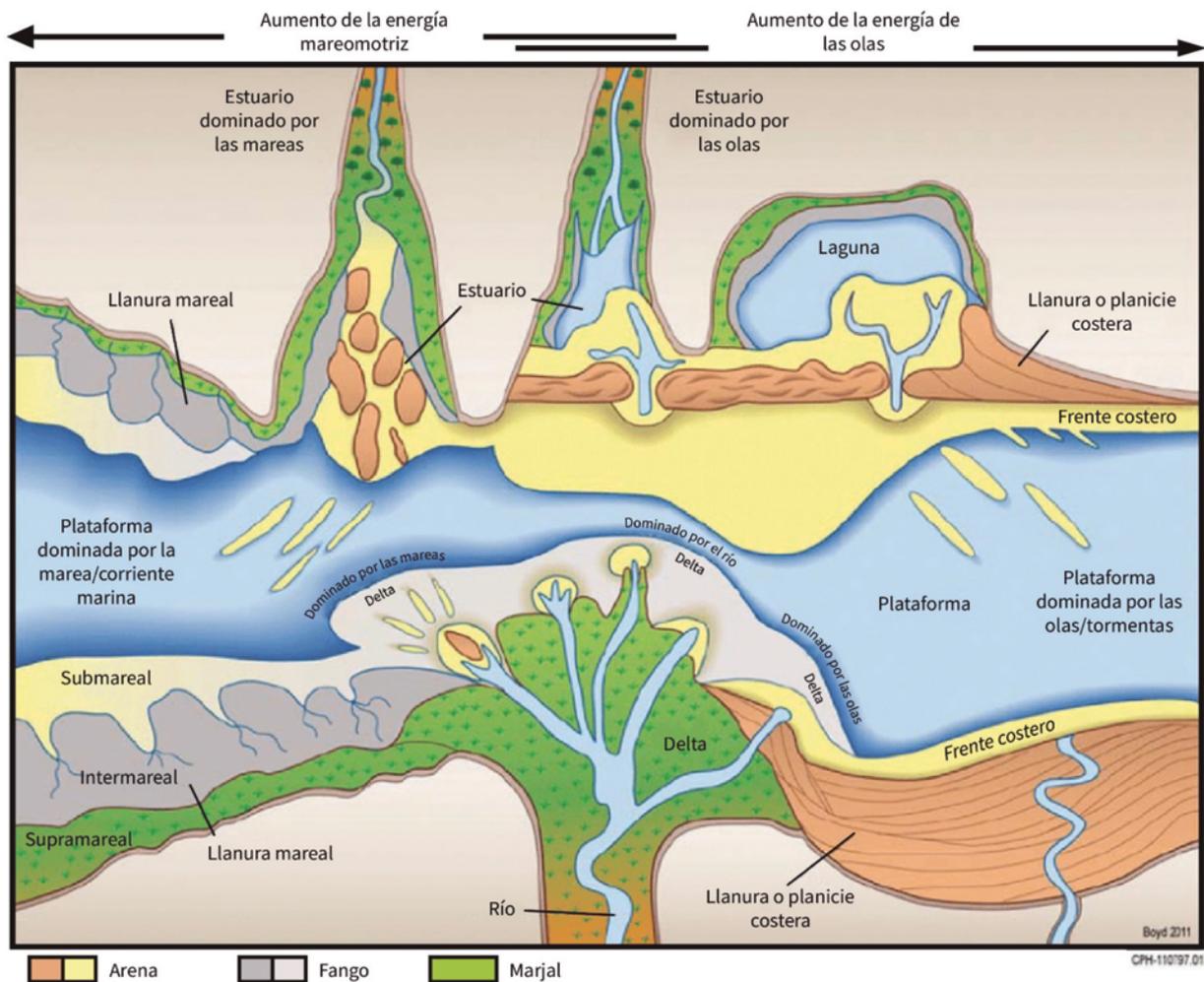


Figura 1.8. Sistemas deposicionales costeros de aguas poco profundas basados en la relación entre la energía de las mareas y la de las olas (Boyd et al., 1992 actualizado por James y Dairymple, 2010). Fuente: Steel y Milliken (2013). La mitad superior muestra entornos en retroceso (transgresivos), mientras que la mitad inferior muestra entornos costeros progradantes (regresivo).

Las condiciones de exceso/carencia de sedimentos en los estuarios y deltas pueden diferir para las distintas fracciones de tamaño, por ejemplo, un exceso de sedimentos de grano fino y una falta de granos gruesos. La arena es el material de construcción de las costas y una parte importante de las marismas. Una carencia de arena necesaria para mantener/proteger las líneas costeras y para la sedimentación en las llanuras mareales en proceso de envejecimiento puede ser consecuencia de la disminución del suministro de arena aguas

arriba. Diferentes actividades humanas provocarán dicha disminución, por ejemplo, la extracción de arena, el represamiento de los sistemas fluviales y la construcción que dificulta el transporte a lo largo de la costa. La falta de arena suele provocar un aumento del potencial de inundación de las zonas costeras, cuando las limitadas tasas de acreción de los estuarios y deltas se ven superadas por la acelerada subida del nivel del mar, en respuesta a los cambios climáticos de las últimas décadas. El aumento del hundimiento del subsuelo debido a la extracción de aguas subterráneas o de hidrocarburos puede tener un efecto similar al de la subida acelerada del nivel del mar (Syvitsky et al., 2009). Las actividades humanas en las zonas de turba de los entornos costeros (es decir, la excavación de turba, el drenaje y el uso agrícola) también pueden provocar un desequilibrio en el balance de sedimentos y, por tanto, el retroceso de la costa. La persistencia de las llanuras mareales y otros entornos cercanos a la costa frente a la subida del nivel del mar y el hundimiento del subsuelo depende de un suministro suficiente de sedimentos con un tamaño de grano adecuado y de procesos de transporte que dispersen los sedimentos procedentes de fuentes fluviales o marinas.

1.3.3. La dinámica de los sedimentos en los sistemas costeros

El párrafo anterior está dedicado a la dinámica de los sedimentos a escala de la celda costera y a la respuesta global del medio ambiente costero. La dinámica de los sedimentos dentro de los sistemas costeros es también de gran importancia por las diversas funciones y servicios ecosistémicos que proporcionan. Por ejemplo, un aumento del nivel de las aguas altas combinado con una disminución de la afluencia de agua dulce puede intensificar el transporte de las mareas en dirección a tierra y, por lo tanto, dará lugar a mayores concentraciones de sedimentos de grano fino en la parte superior de los estuarios (Winterwerp y Wang, 2013). Este proceso se conoce como bombeo de mareas y es el resultado de la profundización de los canales y de la pérdida de las llanuras mareales. El bombeo de mareas puede dar lugar a la formación de capas de lodo de varios metros de espesor y concentraciones de sedimentos en suspensión superiores a 100 g l⁻¹. En estas condiciones de hiperturbidez, el consumo de oxígeno prohíbe la aparición de organismos aeróbicos y la elevada turbidez impide el crecimiento de las plantas fotosintéticas, lo que da lugar a un descenso extremo de los intercambios de biomasa y a una ecología muy degradada de los estuarios afectados.

El dragado en muchos estuarios y otros entornos de transición y costeros tiene como objetivo eliminar el exceso de sedimentos para mantener la profundidad de las aguas navegables. Dependiendo del entorno regional y local, la profundidad requerida puede variar a lo largo de las fases de marea y durante las condiciones estacionales de caudales bajos. Los volúmenes de sedimentos dragados en las aguas de transición y costeras superan en varios órdenes de magnitud a los volúmenes dragados en las vías navegables interiores, con volúmenes anuales típicos de dragado en los grandes estuarios fluviales (por ejemplo, Ems, Elbe, Scheldt, Rin-Mosa y Sena) de varios millones de metros cúbicos al año. Las grandes cantidades de sedimentos dragados en las aguas costeras y de transición hacen que esto suponga un gran reto de gestión. Uno de los retos está relacionado con la contaminación de los sedimentos, que limita las opciones de reubicación de los sedimentos dragados dentro del sistema. La contaminación se analiza en la sección 1.4 y en el capítulo 3. Si es posible, los sedimentos no contaminados procedentes de las actividades de dragado deberían reubicarse dentro de la misma celda costera, utilizarse para la alimentación de la playa o colocarse cerca de la costa de las playas con problemas de erosión, manteniendo así el balance de sedimentos de la celda. Lo ideal es que los lugares de reubicación adecuados den lugar a tiempos de navegación limitados para reducir las emisiones, los obstáculos y los costes, a un dragado adicional restringido debido al dragado circular y, en el mejor de los casos, al desarrollo de los hábitats buscados (Baptist et al., 2019) y a otros beneficios, por ejemplo, para la protección contra las inundaciones. Las soluciones basadas en la naturaleza deberían guiar las estrategias de dragado y reubicación en estos entornos en cumplimiento de los objetivos de las legislaciones de la UE (Bridges et al., 2021; Manning et al., 2021).

El dragado y la reubicación también pueden ser necesarios como medidas de mitigación para las construcciones que obstaculizan el transporte de arena a lo largo de la costa. Un sistema de mitigación permanente se conoce como "by-pass" y está considerado para la ensenada de Aveiro en Portugal (Coelho et al., 2021). Los conceptos sólidos de dragado y reubicación deberían, además de los requisitos locales, tener en cuenta el impacto (a largo plazo) de la subida acelerada del nivel del mar y la reducción del suministro de sedimentos debido a las actividades humanas (la extracción de arena y el represamiento aguas arriba, entre otros).

1.4. Contaminación asociada a los sedimentos

Los contaminantes pueden llegar a las aguas superficiales a través de fuentes puntuales y difusas, por deposición aérea, por aguas subterráneas y, potencialmente, en forma de vertidos involuntarios. Estos contaminantes y nutrientes pueden asociarse a los sedimentos de dos maneras. En primer lugar, los contaminantes emitidos directamente a las aguas superficiales como resultado de la actividad humana pueden adherirse a las partículas en suspensión. En segundo lugar, los contaminantes pueden asociarse a las partículas, como los suelos y el polvo, y luego entrar en las aguas superficiales a través de procesos como la erosión del suelo y la escorrentía urbana/de carretera (Lerat-Hardy et al., 2021) y a través de la deposición aérea en el caso del polvo. Si son resistentes a la degradación o a la removilización, los contaminantes pueden permanecer adheridos a las partículas de sedimento y, por tanto, ser transportados con ellas durante periodos de tiempo considerables. En general, cuanto más finas sean las partículas, mayor será la superficie activa y, por tanto, mayor será la concentración de contaminantes en los sedimentos por unidad de masa de sedimento (Langston et al., 2010).

El destino de los contaminantes persistentes asociados a los sedimentos está, pues, estrechamente ligado a la cascada de sedimentos. Durante largos periodos de tiempo en los lugares de deposición, los sedimentos del lecho contaminados pueden quedar cubiertos por depósitos más frescos y menos contaminados, lo que reduce la disponibilidad de los contaminantes más profundos para organismos. Sin embargo, los contaminantes asociados a los sedimentos del lecho pueden removilizarse en la columna de agua en los lugares de depósito, debido, por ejemplo, al impacto de las perturbaciones físicas, como las inundaciones y tormentas severas y el anclaje de embarcaciones (Rapaglia et al., 2015). El transporte aguas abajo de los sedimentos puede dispersar la contaminación a una distancia considerable de su origen. Este proceso puede repetirse a lo largo de cientos de kilómetros (en las cuencas fluviales más grandes), lo que conduce a una acumulación de contaminantes en los sedimentos cuando se incorporan otras fuentes de contaminación. La inundación periódica de las llanuras aluviales, las llanuras mareales y las marismas puede dar lugar a la deposición y resuspensión de sedimentos finos. Si los sedimentos entrantes están contaminados, esto puede dar lugar a una contaminación gradual de los suelos superiores de las llanuras de inundación, con riesgos potenciales no sólo para la ecología del suelo, sino también para el ganado y (a través del consumo de alimentos) para los seres humanos (Rinklebe et al., 2019).

Algunos procesos sedimentarios que no están directamente relacionados con la cascada general de sedimentos pueden influir en el impacto de la contaminación asociada a los sedimentos, se trata de procesos que influyen en el grado en que los sedimentos pueden liberar contaminación en la fase acuática. Los cambios en la química de los sedimentos del lecho (por ejemplo, entre el estado óxico y el anóxico) influyen en la solubilidad y, por tanto, en la disponibilidad para los organismos de metales y metaloides como el cobre, el zinc y el arsénico (Tang et al., 2019). La bioturbación, es decir, la alteración de los depósitos sedimentarios por parte de organismos vivos (plantas y animales), también puede inducir la liberación de contaminantes en la fase acuática (Bosworth y Thibodeaux, 1990).

Debido a la persistencia de muchos contaminantes en los sedimentos y a la historia de industrialización y contaminación ambiental de Europa, muchos sedimentos europeos contienen ahora una mezcla de contaminantes heredados y actuales (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2011). A pesar de la evaluación periódica de la contaminación de los sedimentos por parte de los Estados miembros, es difícil ofrecer una estimación fiable de la cantidad total de sedimentos contaminados en Europa. La razón principal es la ausencia de métodos de muestreo uniformes, de técnicas analíticas y de la aplicación de normas de calidad de los sedimentos o de valores orientativos. Esto provoca una falta de intercomparabilidad. Los países con zonas en la misma cuenca fluvial suelen utilizar métodos diferentes (SedNet 2004).

Algunos contaminantes son preocupantes por su potencial de biomagnificación, (incluyendo su transferencia y acumulación en la cadena alimentaria). Los sedimentos pueden tener un papel muy importante en este contexto. Por ejemplo, es bien sabido que el mercurio inorgánico (menos tóxico y biodisponible) es transformado (metilado) en mercurio orgánico por los microorganismos de los sedimentos, dadas las

condiciones adecuadas (Compeau & Bartha, 1985), convirtiéndose así en altamente tóxico, biodisponible y biomagnificable. Algunos organismos bentónicos, como los mariscos y los peces planos, que dependen directamente de los sedimentos (limpios) son consumidos directamente por los humanos. Otros son consumidos por los organismos pelágicos, de los cuales algunos, en concreto los peces, también sirven como una importante fuente de alimento para los humanos. Por lo tanto, proteger a la comunidad bentónica (flora y fauna, incluyendo también a los microorganismos) de la contaminación asociada a los sedimentos es de vital importancia para el resto del ecosistema acuático y para proteger nuestros servicios ecosistémicos, como la fuente de alimentos que proporciona, directa e indirectamente.

1.5. La gestión de los sedimentos en la DMA y otra legislación medioambiental de la UE

Los sedimentos son un componente fundamental de los ríos, los lagos y los sistemas costeros, pero su dinámica natural se ve alterada por los usos socioeconómicos. Por lo tanto, hay que desarrollar medidas específicas para cumplir con la legislación de la UE. Esto requiere un conocimiento profundo de la dinámica de los sedimentos, (fuentes, transporte y sumideros), la cantidad y el estado de contaminación a varias escalas. Varias legislaciones medioambientales de la UE abordan la cuestión de la gestión de los sedimentos directa o indirectamente: la DMA, la Directiva sobre Inundaciones, la Directiva sobre Hábitats, la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y también la Directiva Marco sobre Residuos.

1.5.1. Resumen de los requisitos de la DMA relevantes para los sedimentos

La DMA reconoce efectivamente el papel de los sedimentos como componente básico de los ecosistemas acuáticos (elementos de soporte) y como matriz relevante para evaluar el estado de las masas de agua. Por lo tanto, los sedimentos y su dinámica son fundamentales en todas las etapas del ciclo de planificación de la DMA (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Los sedimentos en las diferentes etapas del ciclo de planificación de la DMA.

ETAPA DE PLANIFICACIÓN DMA	ACCIONES QUE REQUIEREN LA CONSIDERACIÓN DE LOS SEDIMENTOS E INFORMACIÓN RELACIONADA	ARTÍCULOS	GUÍA DEL ECI
Caracterización	Definición de los tipos de masas de agua (Geología, pendiente, formas y configuración del lecho del río y composición del sustrato). Identificación de las fuentes, vías de transporte y sumideros de sedimentos. Caracterización de los sedimentos (física y química).	Art. 5 Anexo II	1,2,10,19,25,28
Segmentación en masas de agua; análisis de riesgos	Análisis de presiones e impactos (balance de sedimentos; posibles vías de contaminación; impactos de las estructuras o de las acciones de gestión de sedimentos/agua/vegetación sobre la dinámica de los sedimentos y el consiguiente deterioro de las condiciones del hábitat).	Art. 5 Anexo II	3,35
Condiciones de referencia	Hidromorfología inalterada; "procesos funcionales" (por ejemplo, régimen natural de transporte de sedimentos; carácter de la morfología del canal y conjuntos de hábitats).	Art. 4 Anexo II	10
Estrategias de seguimiento	Programa de control (control de la contaminación y cantidad de sedimentos, calidad del hábitat, morfología).	Art. 8; Anexo V	7,19,25,35

ETAPA DE PLANIFICACIÓN DMA	ACCIONES QUE REQUIEREN LA CONSIDERACIÓN DE LOS SEDIMENTOS E INFORMACIÓN RELACIONADA	ARTÍCULOS	GUÍA DEL ECI
Estado/evaluación potencial	Estado hidromorfológico; estado / potencial ecológico (por ejemplo, ausencia de presiones significativas sobre el transporte de sedimentos; consideración de medidas relacionadas con los sedimentos para evaluar el PEM); estado fisicoquímico/químico (en las matrices de sedimentos).	Art. 4 Anexo V	4, 13, 19,25,35,37
Diseño y aplicación de medidas	Numerosas medidas relacionadas con la gestión de los sedimentos (restauración de los ríos; reposición de los sedimentos; restauración de la conectividad de los sedimentos, etc.).	Art. 11 Anexo VI	31,35
Designación de masas de agua muy modificadas	Identificación y evaluación de las mejores alternativas medioambientales (modelización de los efectos de las diferentes alternativas en la dinámica de los sedimentos).	Art. 4.3.	4, 35,37

En la base de la clasificación de la DMA se encuentra la identificación de las tipologías de masas de agua para permitir la comparación de lo similar con lo similar. La razón de ser de estas tipologías, definidas en el Anexo II de la DMA, es disponer de información de caracterización sobre el comportamiento intrínseco de los sistemas acuáticos (ríos, costas, etc.). Aquí se tiene en cuenta la dinámica de los sedimentos, tanto de forma indirecta (por ejemplo, la geología y la pendiente, el confinamiento de los valles, la celda sedimentaria costera, la estructura de la zona intermareal o el sustrato) como directa (por ejemplo, la morfología, el tamaño y el conjunto de los sedimentos o el transporte de estos). Esta información, junto con la relativa a las presiones sobre el sistema acuático (por ejemplo, la presencia de estructuras que perturben la conectividad de los sedimentos, la minería, el dragado o la contaminación) impulsa una nueva segmentación en “masas de agua”.

La masa de agua es, por definición, una unidad de gestión que muestra una respuesta homogénea a las presiones que sufre, con unas condiciones ecológicas y químicas uniformes. El estado y el potencial ecológicos necesitan la consideración de los elementos de apoyo, entre los que se encuentra la hidromorfología, y garantizar la coherencia entre sus condiciones y la respuesta biológica (los elementos de calidad biológica. Capítulo 2, Tabla 2.2). La DMA ofrece una definición de los elementos de calidad hidromorfológicos, que requiere, en efecto, la consideración de cualquier modificación del régimen de flujo, del transporte de sedimentos, de la morfología y de la movilidad lateral, que depende del régimen de sedimentos (DMA All. V; Rinaldi et al. 2013).

La DMA exige la identificación y evaluación de todas las presiones pertinentes. Esto incluye las presiones hidromorfológicas (por ejemplo, extracciones y embalses) y, a través del filtro que ofrece el tipo de masa de agua, la estimación de sus impactos en las masas de agua (alteración), y en particular el riesgo de no alcanzar el buen estado o el potencial. Dichos análisis deben considerar las presiones e impactos asociados a la alteración del régimen de sedimentos, o a la contaminación de estos.

Los sedimentos y su dinámica son componentes cruciales de los elementos de calidad hidromorfológica (Tabla 1.2), que van desde los sedimentos hasta sus conjuntos en forma de estructura y sustrato del fondo de las masas de agua, pasando por la geometría de las secciones de las masas de agua (Tabla 1.2). Según el tipo de control, los elementos que deben controlarse y la frecuencia del control variarán, con la obligación de aplicar al menos las frecuencias mínimas especificadas en el Anexo V de la DMA, y la obligación de comunicar a la Comisión los datos sobre el estado de las masas de agua cada seis años.

Tabla 1.2. Elementos de calidad de apoyo relacionados con los sedimentos de la DMA⁴.

CATEGORÍA DEL AGUA	ELEMENTOS DE APOYO (HIDROMORFOLÓGICOS Y FÍSICOQUÍMICOS)	SUBELEMENTO
RÍOS	Continuidad del río	Transporte de sedimentos
	Condiciones morfológicas	Variación de la profundidad y la anchura del río. Estructura y sustrato del lecho del río. Estructura de la zona ribereña.
LAGOS	Condiciones morfológicas	Variación de la profundidad del lago. Cantidad, estructura y sustrato del lecho del lago. Estructura de la orilla del lago.
	Elementos físico-químicos generales	Transparencia
AGUAS DE TRANSICIÓN	Condiciones morfológicas	Variación de la profundidad. Cantidad, estructura y sustrato del lecho. Estructura de la zona intermareal.
	Elementos fisicoquímicos generales	
AGUAS COSTERAS	Condiciones morfológicas	Variación de la profundidad. Estructura y sustrato del lecho costero. Estructura de la zona intertidal.
	Elementos fisicoquímicos generales	

La contaminación de los sedimentos puede afectar negativamente a la consecución de los objetivos medioambientales de la DMA, aunque la relación entre el estado/potencial de la masa de agua y la contaminación de los sedimentos es compleja. Hay factores que pueden limitar el impacto de la contaminación de los sedimentos en la calidad del agua, como el enterramiento de los sedimentos contaminados por material limpio, la baja biodisponibilidad de los contaminantes para los organismos bentónicos o la falta de una vía de exposición para los organismos pelágicos. Sin embargo, es importante señalar que estos factores limitantes pueden ser sólo temporales, ya que los contaminantes de los sedimentos pueden ser removilizados y liberados al medio ambiente debido a diferentes procesos o acontecimientos.

La contaminación de los sedimentos puede repercutir en el estado/potencial químico o ecológico, o en ambos, de una masa de agua, y el estado resultante se considera en el estado químico o en el ecológico:

1. El estado químico se considera deteriorado (no bueno) si las concentraciones medidas de uno o más contaminantes superan las Normas de Calidad Ambiental (NCA o EQSs, por sus siglas en inglés). Las NCA se definen como la concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o la biota que no debe superarse para proteger la salud humana y el medio ambiente. No es obligatorio establecer NCA para los sedimentos, aunque la Directiva 2008/105/CE ofrece a los Estados miembros la posibilidad de aplicar NCA para los sedimentos en relación con las sustancias prioritarias y otras (Anexo 1 de la Directiva 2008/105/CE, modificada por la Directiva 2013/39/UE). En este caso, los Estados miembros deben derivar las NCA para los sedimentos de acuerdo con la metodología descrita en la guía técnica ECI (CIS, por sus siglas en inglés) número 27. Además, según el artículo 3, apartado 6, de la Directiva NCA, los Estados miembros también deberán analizar la tendencia a largo plazo de las concentraciones de las sustancias prioritarias enumeradas en la parte A del Anexo I que tienden a acumularse en los sedimentos y/o en la biota.

2. El estado ecológico puede considerarse deteriorado (estado moderado o inferior) debido a la presencia de contaminación en los sedimentos de diferentes maneras. Los elementos de calidad biológica pueden verse afectados, en particular la fauna de invertebrados bentónicos, por el exceso de nutrientes/falta de oxígeno

⁴ La tabla describe los elementos de calidad que explícitamente contienen o están formados por sedimentos. Tal y como queda explicado en el documento, existen otros elementos que pueden influenciar sobre el transporte del sedimento; tales como el régimen de mareas, la hidrología, etc.

en el sedimento (que puede detectarse en el elemento de calidad fisicoquímico de apoyo “concentración de nutrientes”). Uno o más de los Contaminantes Específicos de la Cuenca Hidrográfica acumulados en los sedimentos pueden estar presentes en concentraciones superiores a sus NCA. Los Contaminantes Específicos de las Cuencas Fluviales forman parte de los elementos de calidad fisicoquímicos y los estados miembros pueden desarrollar NCA para las sustancias de relevancia de acuerdo con el Anexo V de la DMA y el ECI 27.

En los casos en los que se sospecha que la contaminación de los sedimentos está afectando negativamente al estado de la masa de agua, el capítulo 3 ofrece orientación para comprender y confirmar la naturaleza del problema y seleccionar medidas de mitigación adecuadas.

Muchas medidas de restauración/mitigación tienen como objetivo mejorar la conectividad y las condiciones del hábitat o mitigar los efectos de la contaminación, por lo que necesariamente abordan las condiciones y el transporte de los sedimentos. Esto significa que la información y las herramientas adecuadas para evaluar la cantidad de sedimentos y contaminación son necesarios para diseñar y seleccionar las medidas, y se requieren para la designación de masas de agua muy modificadas (HMWB) y para la definición de su potencial ecológico, o en su caso para confirmar la posibilidad de utilizar exenciones.

1.5.2. Otras políticas medioambientales de la UE relevantes para la gestión de los sedimentos

La gestión de los sedimentos tiene un carácter intersectorial y debe armonizarse entre las políticas mediante una estrategia de “gestión integrada de los sedimentos” (véase el capítulo 4). Esta sección pretende describir, sin ser exhaustiva, las principales políticas medioambientales relevantes para la gestión de los sedimentos.

La **Directiva de evaluación y gestión de los riesgos de inundación** (Dir. 2007/60/CE) tiene como objetivo reducir y gestionar el riesgo de inundaciones sobre la salud humana, el medio ambiente, el patrimonio cultural y la actividad económica, mediante la aplicación de combinaciones de diferentes medidas previstas por los Planes de Gestión del Riesgo de Inundación (PGRI). De acuerdo con el art. 9 de esta Directiva, debe darse prioridad a la identificación y aplicación de aquellas medidas que puedan cumplir los objetivos tanto de la DMA como de la Directiva de evaluación y gestión de los riesgos de inundación. Esto sólo es posible cuando se dispone de espacio para la expansión natural de las inundaciones, de lo contrario, las estructuras destinadas a prevenir o reducir los efectos de las inundaciones (defensas contra inundaciones), incluidas las acciones sobre la vegetación y los sedimentos, deben ser implementadas. Tales medidas modifican deliberadamente el transporte de sedimentos y, por tanto, perjudican a los ecosistemas con un alcance y una gravedad que sólo pueden evaluarse si se dispone de datos y modelos adecuados. Tales medidas también pueden estar relacionadas con la contaminación de los sedimentos. En particular, al dejar espacio para que las inundaciones se produzcan de forma natural, hay que tener en cuenta la probabilidad y los riesgos de (i) contaminación del suelo de la llanura de inundación a través de la deposición de sedimentos contaminados durante las inundaciones, y (ii) la erosión de los suelos de la llanura de inundación históricamente contaminados y el retorno de los sedimentos de la llanura de inundación al canal principal del río para su transporte aguas abajo (véase el capítulo 3).

La **Directiva relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres y la relativa a la conservación de las aves silvestres** (Dir. 92/43/ECC y Dir. 2009/147/EC) tienen como objetivo promover el mantenimiento de la biodiversidad mediante la conservación del hábitat natural y de la fauna y la flora en un estado de conservación “favorable”. El Anexo I de la Directiva de Hábitats⁵ protege explícitamente una serie de hábitats, especialmente los estuarios y los hábitats costeros, que dependen para su calidad e integridad de un suministro adecuado del tipo correcto de sedimentos (por ejemplo, bancos de arena, marismas, dunas de arena, playas de guijarros o de piedras). Los tipos de vegetación dependientes de los sedimentos también se mencionan en la Directiva (por ejemplo, la *Salicornia* y otras plantas anuales que

⁵ Véase la versión consolidada, Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

colonizan el lodo y la arena, o las dunas movedizas a lo largo de la costa con *Ammophila arenaria*). Las medidas para restaurar o mantener ese estado implican la gestión de los sedimentos, como componente básico de los hábitats, y tienen que ser contextualizadas a la escala de subcuenca correspondiente para seleccionar las más eficientes y también beneficiosas, a través de las políticas. Además, los sedimentos proporcionan hábitat y alimento a los invertebrados y, por tanto, la contaminación asociada a los sedimentos puede afectar a estas especies. Por lo tanto, de acuerdo con los objetivos generales de la Directiva y el papel de la gestión de los sedimentos en la consecución de estos objetivos, el papel de la contaminación asociada a los sedimentos y su gestión deben ser considerados y contextualizados.

La **Directiva Marco sobre la Estrategia Marina** (Dir. 2008/56/CE - DMEM) tiene como objetivo alcanzar el “Buen Estado Ambiental” en el medio marino aplicando un enfoque basado en el ecosistema. La extensión espacial de la DMEM es más amplia que la de la DMA, ya que abarca las zonas costeras y la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de las aguas marinas de la UE. En general, existe un solapamiento en las zonas costeras entre las áreas cubiertas por las masas de agua de la DMA y por la DMEM. La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina⁶ (DMEM) reconoce igualmente el papel de importancia crítica de los sedimentos a través de múltiples referencias a la estructura de los fondos marinos y a los sustratos, al subsuelo, a los hábitats de los fondos marinos y a la integridad de estos (Preámbulo, en los descriptores del Anexo I y en la Tabla 1 del Anexo III). A la luz de la gestión de los sedimentos, el objetivo de la integridad del fondo marino en la DMEM tiene una importancia específica, ya que está relacionado con la extracción de arena y grava del fondo marino. Además, la necesidad general de garantizar que las medidas de gestión de los sedimentos no repercutan negativamente en la consecución y/o el mantenimiento del Buen Estado Medioambiental (GES) en las aguas marinas incluye aquellos descriptores GES (Anexo 1 de la DMEM) que pueden verse adversamente impactados como resultado del transporte de sedimentos contaminados desde aguas interiores, de transición y/o costeras a las aguas marinas. Los descriptores más claramente pertinentes son: el descriptor 8 “Las concentraciones de contaminantes están en niveles que no dan lugar a efectos de contaminación” y el descriptor 9 “Los contaminantes en el pescado y otros alimentos marinos para el consumo humano no superan los niveles establecidos por la legislación comunitaria u otras normas pertinentes”.

La **Directiva Marco de Residuos** (Dir. 2008/98/CE - DMR) establece medidas para proteger el medio ambiente y la salud humana previniendo o reduciendo los impactos adversos de la generación y gestión de residuos. El artículo 2.3 de la DMR excluye los sedimentos del ámbito de aplicación de la DMR si son “trasladados dentro de las aguas superficiales con el fin de gestionar las aguas y los cursos de agua o de prevenir las inundaciones o mitigar los efectos de las inundaciones y las sequías o la recuperación de tierras [...], si se demuestra que los sedimentos no son peligrosos”. En caso contrario, los sedimentos se consideran residuos o desechos peligrosos y, como tales, tienen que cumplir con todos los requisitos de la DMR. Esto puede tener graves repercusiones a la hora de seleccionar las diferentes opciones de gestión y debe tenerse en cuenta en la toma de decisiones.

La restauración de los hábitats degradados es un objetivo clave de la **Estrategia de Biodiversidad de la UE para 2030**⁷. El objetivo de restablecer la continuidad de los ríos y de devolver al menos 25.000 km de ríos de la UE a un estado de libre circulación, por ejemplo, se refiere no sólo a facilitar el paso de los peces, sino también a restaurar el transporte de sedimentos, lo que a su vez permite y apoya el restablecimiento de las funciones naturales del hábitat. Además de esto, la gestión sostenible de los sedimentos es también de especial relevancia para cumplir los objetivos de la Estrategia de la UE para la Adaptación al Cambio Climático⁸, ya que los problemas relacionados con los sedimentos pueden reducir la resistencia de los ecosistemas a dichos cambios, así como los servicios ecosistémicos que proporcionan (véase el capítulo 2, sección 2.2.2).

Por último, la **Estrategia de la UE para la Protección del Suelo para 2030**⁹ también reconoce las interacciones clave entre los suelos, los sedimentos y el agua, y pide a los Estados miembros que integren

⁶ Véase el texto consolidado, Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino.

⁷ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX:52020DC0380>

⁸ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2021:82:FIN>

⁹ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:52021DC0699>



mejor la gestión del suelo y del uso de la tierra en sus planes de gestión de las cuencas fluviales y del riesgo de inundación, siempre que sea posible, mediante el despliegue de soluciones basadas en la naturaleza, como elementos naturales de protección, elementos paisajísticos, restauración de ríos, restauración de llanuras de inundación, etc.

Todos estos diferentes objetivos políticos deben considerarse en el marco de la planificación de la gestión de las cuencas fluviales. La DMA proporciona el marco legal para integrar múltiples objetivos mediante la aplicación del enfoque DPSIR, por sus siglas en inglés, (Impulsor-Presión-Estado-Impacto-Respuesta). La DMA requiere un conocimiento profundo de los procesos de las cuencas, vistos como interacciones entre los ecosistemas y las presiones humanas en las diferentes escalas, y el estado de las masas de agua resulta de esas interrelaciones, en una visión sistémica de causas y efectos.

CAPÍTULO 2 CANTIDAD DE SEDIMENTOS

Mensajes clave

- Lograr un buen estado/potencial ecológico puede depender de tener la cantidad adecuada de sedimento del tipo adecuado (tamaño y forma), en el lugar adecuado y en el momento adecuado.
- Los indicadores que sugieren un posible problema de cantidad de sedimentos de origen humano pueden incluir fallos del elemento de calidad biológica (ECB); pruebas de la evaluación hidromorfológica; y/o los resultados de la evaluación de las presiones de la cuenca (potencialmente útiles cuando los datos de ECB o hidromorfológicos no están disponibles)

2.1. Introducción

2.1.1. Objetivo y enfoque del capítulo

Este capítulo aborda la importancia de la cantidad de sedimentos (suministro, transporte, entrega, déficit o excedente, a escala de tramo, cuenca o celda costera) y el tipo de sedimento (distribución del tamaño de las partículas) para los objetivos de estado/potencial ecológico de la DMA. Destaca cómo la consecución de un buen estado/potencial ecológico puede depender de que se disponga de la cantidad adecuada de sedimentos del tipo correcto (tamaño, forma), en el lugar correcto en el momento adecuado, y de algunos de los problemas típicos que pueden comprometer ese logro (secciones 2.2 y 2.3). A continuación, presenta los métodos para reunir y evaluar los balances de sedimentos (secciones 2.4 y 2.5) antes de concluir considerando las medidas para hacer frente a las presiones a diferentes escalas y el valor de seguir la jerarquía de mitigación durante su selección (sección 2.6).

Este capítulo ayudará al lector a responder a las siguientes preguntas:

1. ¿Tiene la masa de agua de interés un problema de cantidad de sedimentos que pueda estar afectando a su estado ecológico? (Sección 2.1.2).
2. ¿Cuáles son las presiones importantes sobre la cantidad de sedimentos en la masa de agua de interés y cuáles son sus consecuencias? (Sección 2.1.2).
3. ¿Qué importancia tiene la cantidad de sedimentos para la DMA? (Sección 2.2).
4. ¿Cuál es la naturaleza del problema de los sedimentos en la masa de agua de interés? (Sección 2.3.1)
5. ¿Cómo puede un balance de sedimentos ayudar a comprender la dinámica de los sedimentos en una cuenca? (Sección 2.4).
6. ¿Cuáles son los requisitos de la DMA para el seguimiento de la cantidad de sedimentos? (Sección 2.5.1)
7. ¿Cuándo y dónde es pertinente controlar la cantidad de sedimentos? ¿Qué debe medirse y cómo? (Sección 2.5).
8. ¿De qué medidas se dispone para facilitar una gestión eficaz de la cantidad de sedimentos dada la identificación de ciertos problemas? (Sección 2.6.1 y 2.6.2).
9. ¿Qué principios rectores pueden seguirse en la selección de medidas? (Sección 2.6.3).

Además, si existe un problema de cantidad de sedimentos que dé cuenta de los problemas de erosión costera, las anteriores preguntas deberían, de acuerdo con la orientación estratégica proporcionada por la DMA y la Directiva sobre Inundaciones, incorporarse a la gestión y planificación integradas de los sedimentos (véase el capítulo 4), para lo cual debería calcularse el potencial de las cuencas hidrográficas en el suministro de sedimentos a la costa y compararse con los costes y beneficios inherentes a la utilización de sedimentos procedentes de otras fuentes, concretamente de la plataforma continental adyacente.

2.1.2. ¿Tiene la masa de agua de interés un problema de cantidad de sedimentos?

El estado ecológico de las masas de agua puede verse afectado por un desequilibrio en la cantidad de sedimentos a nivel de sistema, inducido por el hombre, o por modificaciones hidromorfológicas que interrumpen o modifican los procesos naturales de continuidad y transporte de sedimentos, que a su vez se caracterizan por su desequilibrio. Las actividades de extracción de sedimentos presentes o pasadas también pueden determinar el déficit de sedimentos a escala local/tramo/cuenca. En los casos en los que se sospeche que existe un problema de cantidad de sedimentos, este capítulo proporcionará orientación para comprender y confirmar la naturaleza del problema y seleccionar las medidas de mitigación adecuadas.

Dependiendo del tipo de datos disponibles, un problema de cantidad de sedimentos podría identificarse a través de uno o más de los siguientes indicadores. Hay que tener en cuenta que la atención se centra aquí en la información que debería estar disponible a través de la recopilación de datos o el seguimiento de la DMA, pero los datos de otras fuentes también pueden ser muy útiles.

- Elementos de calidad biológica
- Elementos de calidad hidromorfológica
- Evidencia de ciertas presiones dentro de la cuenca

Elementos de calidad biológica

El capítulo 1.1.1 presenta cómo los sedimentos desempeñan un papel fundamental en el apoyo de muchos de los elementos de calidad biológica utilizados en la evaluación del estado ecológico. En el apartado 2.2.1 se muestran ejemplos de sus impactos. El hecho de no alcanzar un buen estado para los peces, los invertebrados, los macrófitos y/o el fitoplancton puede ser indicativo de que hay demasiados o muy pocos sedimentos, de un tamaño adecuado para sostener la ecología, a nivel de sistema o localmente dentro de una masa de agua. Algunos Estados miembros disponen de índices ecológicos sensibles y específicos a la presión de los sedimentos. Sin embargo, dado que las interrelaciones entre las presiones hidromorfológicas y la biota son a menudo inciertas, se recomienda encarecidamente tener en cuenta los indicadores hidromorfológicos para evaluar adecuadamente las presiones antrópicas físicas (véase la siguiente sección). Esto se propuso, entre otras fuentes, en los resultados del proyecto REFORM del FP7 (REstoring rivers FOR effective catchment Management), que subrayaba la necesidad de desarrollar nuevos métodos de muestreo de la biota que pudieran ser más sensibles a los impactos hidromorfológicos, incluyendo el muestreo de los hábitats (por ejemplo, el ribereño) particularmente afectados por la degradación hidromorfológica. La aplicación de los indicadores hidromorfológicos podría orientarse, pues, como elementos de apoyo a los ECB, o como herramientas para comprender mejor el efecto de las actividades humanas sobre la biología fluvial en un sentido más amplio (por ejemplo, incluyendo grupos biológicos complementarios, o flujos o procesos ecológicos particulares).

Elementos de calidad hidromorfológica

Los elementos de calidad hidromorfológica pueden adoptar varias formas (véase la sección 1.5, Tabla 1.2); los factores de impacto se indican en la sección 2.2.1. Si se ha llevado a cabo un proceso de evaluación hidromorfológica y se han tenido en cuenta los elementos de apoyo hidromorfológicos, como la continuidad del río, el estado morfológico y las características del caudal (Kampa y Bussettini, 2018), esto puede confirmar la presencia de un problema de cantidad de sedimentos. El análisis de los cambios

geomorfológicos en el trazado de un río (por ejemplo, el análisis diacrónico de fotografías aéreas, mapas, registros de sedimentos, cambio de elevación del lecho del río, etc.) también podría apoyar la identificación de problemas relacionados con la cantidad de sedimentos. Sin embargo, incluso en ausencia de una evaluación de este tipo, en algunos casos las pruebas visuales podrían dar una primera indicación de tales problemas, que debería ser confirmada posteriormente por expertos. Una inspección o un reconocimiento a pie puede identificar una socavación o erosión inusual; zonas de sedimentos acumulados/hábitats asfixiados o casos de un cambio reciente en el tipo de sedimento; o una ausencia de tipos de hábitats característicos. Como tales observaciones pueden indicar un desequilibrio de sedimentos, ya sea a nivel local o a escala de la cuenca, se aconseja realizar una evaluación por parte de expertos.

Evaluación de la presión de la cuenca

Un indicador del desequilibrio de los sedimentos es la presencia dentro de la cuenca de ciertos tipos de presión(es) asociados a la modificación de los aportes de sedimentos (o a la extracción), a las interrupciones de la continuidad del sistema de sedimentos o a la modificación de la capacidad de transporte como resultado de la modificación de la morfología del canal del cauce y/o de las características del flujo (volumen, velocidad). Ejemplos de presiones en las cuencas y sus posibles consecuencias se incluyen en la siguiente tabla (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Presiones y consecuencias relacionadas con los sedimentos (ejemplos, lista no exhaustiva).

PRESIÓN RELACIONADA CON LOS SEDIMENTOS	CONSECUENCIAS PARA LA CANTIDAD DE SEDIMENTOS
Usos del suelo	Aumento del suministro de sedimentos; aumento de la carga de sedimentos en suspensión en las masas de agua fluviales, costeras y de transición.
Cambio de uso del suelo (construcción y deforestación)	Aumento del suministro de sedimentos; aumento de los flujos en masa, de los desprendimientos de tierra, de la carga de fondo y de los sedimentos en suspensión en masas de agua fluviales, costeras y de transición.
Cambio de uso del suelo (repoblaciones)	Disminución del aporte de sedimentos; reducción de la carga de sedimentos en suspensión en las masas de aguas fluviales, costeras y de transición.
Ingeniería fluvial o costera (presas, vertederos, estructuras de control de torrentes, vías navegables embalsadas, construcción de embalses, rompeolas, espigones u otras estructuras paralelas) y las infraestructuras portuarias.	Alterar el continuo de sedimentos y reducir el suministro aguas abajo o la deriva descendente
La extracción de sedimentos (o el dragado con otros fines donde se extraen sedimentos del sistema acuático para su eliminación)	Disminución del sedimento disponible; pérdida del equilibrio entre los tamaños de las partículas; incisión del lecho, alteración de la geometría de las secciones, el perfil longitudinal y las pendientes.
Dragado y eliminación	Cambio en la composición de los sedimentos en los lugares de dragado y lugares de vertido (depende de las velocidades de la corriente y del material de origen); cambio en las características fisicoquímicas en ambos sitios.
Aumento de la capacidad de transporte (reducción de la anchura del lecho del río, aumento de la pendiente del lecho, protección de las orillas del río)	Erosión del lecho del río en el tramo afectado.
Profundización, ensanchamiento u otras modificaciones de la morfología de la masa de agua (aumento de la anchura del lecho del río, disminución de la pendiente del lecho, disminución del caudal del río)	Disminución de la capacidad de transporte que lleva a la acreción del lecho del río.

PRESIÓN RELACIONADA CON LOS SEDIMENTOS	CONSECUENCIAS PARA LA CANTIDAD DE SEDIMENTOS
Profundización, ensanchamiento u otras modificaciones de la morfología del canal de marea.	Aumento de la incursión de las mareas y aumento de la capacidad de transporte, lo que puede provocar un aumento de la turbidez.
Obras de ingeniería para prevenir o controlar la erosión y morfodinámica.	Disminución del sedimento disponible y aumento del canal o la erosión por deriva descendente.
Rectificación de las masas de agua o modificación física de sus márgenes.	Aumento de la velocidad, reducción de las zonas protegidas o de bajo caudal donde se pueden depositar sedimentos; reducción de la diversidad de hábitats.
Canalización del río	Pérdida de erosión lateral, morfodinámica de la llanura de inundación, aumento de la sedimentación de material fino, pérdida de erosión.
Construcción de motas-diques/carreteras que conducen a la desconexión de las llanuras de inundación/laderas, marismas y llanuras de marea.	Incremento de la erosión en el cauce, pérdida de retención en avenidas y deposición de sedimentos asociada en las llanuras de inundación, marismas y llanuras marales.
Cambio climático acelerado (degradación del permafrost)	Aumento del suministro de sedimentos.
Cambio climático acelerado (aumento o modificación de la cubierta vegetal)	Suministro de sedimentos modificado.

2.2. La cantidad de sedimentos en un contexto político

Mensajes clave

- Muchos hábitats acuáticos dependen de los sedimentos. El exceso o el déficit de sedimentos debido a las actividades humanas puede comprometer o impedir un funcionamiento ecológico eficaz y, en consecuencia, obstaculizar la consecución del Buen Estado o Potencial Ecológico u otros objetivos medioambientales.
- Asimismo, las importantes dependencias entre las condiciones hidromorfológicas y los elementos de calidad biológica pueden verse comprometidas si se interrumpe el suministro de sedimentos.

2.2.1. La cantidad de sedimentos en el contexto de la DMA

Como se ha descrito en el capítulo 1, los sedimentos son un componente integral de los ecosistemas acuáticos. Aunque la DMA reconoce el papel de los sedimentos como componente básico de los ecosistemas acuáticos, hay relativamente poca referencia legal directa a la cantidad de sedimentos en la DMA y en otros instrumentos políticos relevantes. Más bien, se incluye indirectamente a través de varios requisitos y elementos de calidad. La gestión eficaz de la cantidad y la dinámica de los sedimentos es fundamental para cumplir los objetivos de la DMA y de varias otras directivas y estrategias medioambientales de la UE, tanto en el medio acuático continental como en el marino (véase la sección 1.5.2 del capítulo 1). El capítulo 1 enumera los requisitos de la DMA que son relevantes para los sedimentos en general (véase el capítulo 1, sección 1.5.1); los siguientes puntos destacan con más detalle cómo la cantidad de sedimentos en particular es relevante para estos instrumentos.

Muchos hábitats acuáticos dependen de los sedimentos. Un exceso o un déficit del tipo (tamaño(s)) adecuado de sedimento puede comprometer o impedir un funcionamiento ecológico eficaz y, en consecuencia, la consecución del Buen Estado o Potencial Ecológico. La DMA lo reconoce, tanto directa como indirectamente, a través de los elementos de calidad hidromorfológica de apoyo (véase el capítulo 1, Tabla 1.2).

En el caso de los ríos, la definición del Anexo V (1.2.1) establece que la continuidad del río en un buen estado (del que se deriva el buen estado) debe permitir la migración sin perturbaciones de los organismos acuáticos y el transporte de sedimentos.

- Para todos los tipos de masas de agua (ríos, lagos, costeras y de transición (estuarios)), las condiciones morfológicas contienen una referencia implícita a los sedimentos, en cuanto a los requisitos para que el tipo de sustrato (incluida la cantidad de carga de fondo, la estructura y el sustrato) y la estructura de la zona ribereña, la orilla o las zonas intermareales; "correspondan totalmente, o casi totalmente, a las condiciones no perturbadas" de buen estado. Para alcanzar el buen estado, según el Anexo V es necesario que las condiciones hidromorfológicas sean coherentes con la consecución del buen estado para los elementos de calidad biológica sensibles a la hidromorfología.
- En el caso de los lagos y las masas de agua de transición y costeras, la importancia de los sedimentos es referida adicionalmente a través de los requisitos de los elementos de apoyo fisicoquímicos. En concreto, para estos tipos de masas de agua, existe el requisito de que la transparencia "no alcance niveles fuera de los rangos establecidos para garantizar el funcionamiento del ecosistema y la consecución de los valores especificados anteriormente para los elementos de calidad biológica" para el buen estado. Dado que la transparencia de la columna de agua se ve reducida por los sedimentos en suspensión, este requisito consiste claramente en que las concentraciones de sedimentos en suspensión sean lo suficientemente bajas como para no afectar negativamente a la transparencia.

Las importantes dependencias entre las condiciones hidromorfológicas y los elementos de calidad biológica pueden verse comprometidas si se interrumpe el suministro de sedimentos (por ejemplo, si las zonas ribereñas/costeras/intermareales o los lechos de los ríos sufren una erosión neta debido a un suministro insuficiente de sedimentos de "realimentación") o si las zonas se asfixian debido a un exceso de sedimentos (especialmente finos). Para más detalles y ejemplos sobre los vínculos específicos entre las condiciones hidromorfológicas y las especies, consulte el capítulo 1.1.1.

En la tabla 2.2 se incluyen más consideraciones sobre los efectos de los sedimentos para cada uno de los elementos de calidad de la DMA. Esto proporciona una apreciación de cómo los sedimentos pueden impactar en los elementos de calidad biológicos y elementos de calidad hidromorfológicos y, por tanto, afectar al estado ecológico de las masas de agua.

Tabla 2.2. Ejemplos del impacto de un desequilibrio de sedimentos en los elementos de calidad biológicos e hidromorfológicos utilizados en la evaluación del estado ecológico.

ELEMENTOS DE CALIDAD	INDICADORES DE CALIDAD	CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO	FACTOR DE IMPACTO (EJ. 1: EXCESO DE SEDIMENTOS)	FACTOR DE IMPACTO (EJ. 2: DÉFICIT DE SEDIMENTOS)
Biológico	Fauna de peces	Evaluar la composición, abundancia y estructura de edades.	Asfixia de las puestas por falta de oxígeno. Saturación de los espacios intersticiales utilizados por los alevines emergentes. Reducción del éxito en la alimentación. Daños en las branquias. Falta de oxígeno.	Pérdida del sustrato de desove. Río incidido con reducción de la conectividad río-llanura de inundación.
	Fauna de invertebrados bentónicos	Evaluar la composición y abundancia. Utilizar metodologías de puntuación (por ejemplo, PSI).	Pérdida de hábitat. Aumento de la deriva. Reducción de la calidad del alimento. Limitación de la fotosíntesis.	Pérdida de sustrato de gravas como refugio. Reducción del área intermareal utilizada para la alimentación.
	Macrófitos y fitobentos	Evaluar la composición y abundancia.	Abrasión de hojas. Erosión del sustrato. Enterramiento. Reducción de la fotosíntesis.	Pérdida del sustrato de enraizamiento. Pérdida de nutrientes.
	Fitoplancton	Evaluar la composición y abundancia. Utilizar metodologías de puntuación (por ejemplo, índices de diatomeas; Bahls (1993) y Jones et al. (2017)).	Enterramiento Erosión Sombreado	Alteración del hábitat.
Hidromorfológico	Continuidad del río	Libre movimiento del sedimento hacia aguas abajo.		La presencia de barreras a la continuidad del sedimento puede conducir a déficits aguas abajo.
	Condiciones morfológicas	Consideración de las características físicas del río (p. ej., forma, anchura y profundidad del cauce y estructura del lecho, orillas y zona ribereña).	Los ríos de rápida acreción pueden ser el resultado de un exceso de sedimentos. El sustrato del lecho del río puede verse afectado por un exceso de sedimentos finos.	Los ríos de rápida incisión son consecuencia de un déficit de sedimentos.
	Régimen hidrológico	Consideración del caudal del río.	Aumento de la frecuencia de inundación en las llanuras de inundación. Alteración de flujos de corriente. Modificación de patrones espacio-temporales de las variables hidráulicas (calado y velocidad de flujo) que afectan a los hábitats meso y micro.	Disminución de la frecuencia de inundación de las llanuras de inundación. Alteración de flujos de corriente. Modificación de patrones espacio-temporales de las variables hidráulicas (calado y velocidad de flujo) que afectan a los hábitats meso y micro.

2.2.2. Papel clave de los sedimentos para la resiliencia de los ecosistemas y la adaptación al cambio climático

Disponer de la cantidad adecuada de sedimentos del tipo correcto (distribución de tamaños), en el lugar correcto y en el momento adecuado para apoyar el funcionamiento natural de los hábitats no sólo es importante para la DMA. Muchos otros instrumentos políticos de la UE se esfuerzan por proteger los hábitats naturales, las especies y los ecosistemas que dependen, directa o indirectamente, de la cantidad de sedimentos y de su dinámica (véase en el capítulo 1.5 una lista de políticas medioambientales relevantes).

Incluso en ausencia de los cambios en las precipitaciones estacionales, el nivel del mar, los períodos de calor o sequía y otros parámetros inducidos por el calentamiento del clima, los hábitats naturales han estado bajo presión como resultado de un déficit o un exceso de sedimentos, por ejemplo:

- La discontinuidad de los sedimentos provoca la erosión del lecho fluvial en muchos ríos de Europa. Como consecuencia, la morfología del río pasa de ser un sistema dinámico a un cauce erosionado y degradado de una única dirección. Esto provoca una pérdida de barras de grava y arena, una reducción de la anchura, la profundidad y la distribución de la velocidad del caudal, así como un aumento del tamaño de partícula del lecho del río. Se produce un deterioro o pérdida de hábitats (por ejemplo, lugares de desove para los peces y hábitats de invertebrados). El nivel de las aguas subterráneas adyacentes al río puede descender, lo que conduce a una “deseccación” de las llanuras de inundación y de los humedales relacionados.
- La canalización del río para la protección contra las inundaciones y la obtención de tierras para la agricultura conducen a una reducción de la longitud del cauce combinada con un aumento de la pendiente, una pérdida de sinuosidad y la erosión de las orillas y otros procesos de formación del cauce. De este modo, los rasgos morfológicos del cauce, las barras y los meso y microhábitats disminuyen o desaparecen. Así, los hábitats para el desove, el refugio, los juveniles, pero también las especies adultas no estarán disponibles, especialmente cuando la erosión del lecho del río se debe a la regulación del río con discontinuidad de sedimentos (véase más arriba).
- Un dragado que provoque la falta de sedimentos en el río puede tener un impacto negativo en el balance de sedimentos, intensificando la pérdida o degradación de los hábitats, aún más si se reduce la aportación de sedimentos desde aguas arriba y se regula el río. En los lugares de dragado, los hábitats sufren un impacto local.
- Los diques y terraplenes, construidos para proteger la tierra de las inundaciones provocadas por las mareas, impiden la migración natural hacia la tierra de las salinas, las marismas y otros hábitats costeros. Estos hábitats dependientes de los sedimentos suelen estar protegidos por las Directivas de Aves y/o Hábitats. Los efectos de los diques pueden verse agravados por la construcción de diques exentos, espigones o estructuras que interrumpen los procesos de transporte de sedimentos a lo largo de la costa, reduciendo el suministro natural de sedimentos a los hábitats costeros y de estuario.
- Los diques y otras defensas fluviales artificiales reducen la conectividad lateral de los ríos (y sus sedimentos) con sus llanuras de inundación, especialmente en los tramos de pendiente media y baja. La reducción de la conectividad lateral de los sedimentos dificulta la dinámica y la regeneración de los hábitats acuáticos y ribereños, y contribuye progresivamente a su homogeneización y deterioro. Paralelamente, la aceleración del flujo a través de tramos fluviales limitados lateralmente (por ejemplo, debido a las defensas fluviales) suele inducir la incisión del canal del cauce, el estrechamiento del lecho fluvial y una mayor desconexión con los márgenes del río y la llanura de inundación. El déficit de sedimentos en los canales fluviales con incisión degrada los hábitats acuáticos.
- Los cambios en la cantidad de sedimentos que llegan a la costa desde los ríos pueden afectar a los hábitats de los estuarios y los fondos marinos costeros. Por ejemplo, los sedimentos que históricamente abastecían a los estuarios o a los deltas pueden quedar atrapados detrás de las estructuras de embalse aguas arriba, o los usos agrícolas de la tierra pueden estar asociados a un exceso de sedimentos finos en las aguas de escorrentía, en ambos casos con un impacto potencial en la integridad del fondo marino local y, por tanto, en el descriptor 6 de la DMEM.

Todos estos cambios no sólo tienen un impacto negativo sobre los hábitats y las especies, sino que también pueden reducir su resiliencia y los servicios ecosistémicos que proporcionarían de forma natural, lo que puede ser perjudicial a la luz de los impactos del cambio climático.

Cada vez se reconoce más, a nivel internacional, el importante papel de las soluciones basadas en la naturaleza, tanto en la mitigación de las emisiones de carbono^{1,2} como en la adaptación al cambio climático, en el contexto de la próxima Estrategia de Adaptación de la UE. Las soluciones basadas en la naturaleza, tanto si pretenden contribuir o aprovechar la resiliencia de la naturaleza (por ejemplo, con respecto a los servicios ecosistémicos de protección contra las inundaciones y la mejora de la calidad natural del agua), dependen a veces de un suministro suficiente del tipo de sedimento adecuado. Por ejemplo, optar por mejorar una zona intermareal degradada para proporcionar un amortiguador natural contra las tormentas y la acción de las olas, en lugar de construir un dique de hormigón, puede depender del restablecimiento de los procesos de transporte de sedimentos a lo largo de la costa para garantizar la sostenibilidad de la solución. En otros casos, la sostenibilidad y los requisitos de mantenimiento de los elementos de mitigación de las inundaciones naturales y de mejora de la calidad del agua (como los estanques) vendrán determinados por la magnitud de los flujos de sedimentos entrantes y su eficacia de captura.

Los siguientes casos de estudios proporcionan ejemplos de cómo las medidas de gestión de la cantidad de sedimentos pueden contribuir a un objetivo medioambiental múltiple, y a los usos, y pueden así ayudar a integrar mejor las diferentes políticas de la UE. Es importante destacar que, al adoptar estas medidas de gestión de la cantidad de sedimentos, aunque las medidas locales resulten las más adecuadas, el problema debe estudiarse primero a nivel de sistema para identificar la causa y la solución más adecuada (véase la jerarquía de mitigación en la sección 2.6). Las medidas preferidas se dirigen a la causa de un problema a escala de cuenca, en lugar de dirigirse a la consecuencia de un problema a escala local.

Caso de estudio 2.1: Soluciones basadas en la naturaleza incluidas en las Actuaciones de Optimización de la Navegación de la Canal de Acceso al Puerto de Sevilla

El Puerto de Sevilla presenta unas características especiales y únicas en el sistema portuario español. Es el único puerto marítimo de interior y su acceso se realiza remontando el estuario del Guadalquivir a través de un canal de 90 km. La Autoridad Portuaria de Sevilla ejecuta periódicamente dragados de mantenimiento para conservar la rasante operativa y garantizar el acceso de los buques a la dársena del puerto en unas condiciones de seguridad óptimas. Los sedimentos que aterran el canal de navegación, procedentes en parte de los cultivos de olivar de las zonas medias y altas de la cuenca del Guadalquivir, son dragados periódicamente, utilizados y valorizados, ofreciéndoles diferentes usos productivos, todos ellos dentro del marco de la economía circular, la sostenibilidad, la protección medioambiental y el fomento de la biodiversidad, buscando siempre la posibilidad de aplicar soluciones basadas en la naturaleza. Los materiales dragados son utilizados para la alimentación del litoral de la costa de Cádiz en sus zonas regresivas, en la restauración de los ecosistemas del Espacio Natural de Doñana y en la creación de hábitats en las márgenes de la ría del Guadalquivir para el descanso, la reproducción y la cría de aves acuáticas. Todas estas actividades quedan enmarcadas dentro del Proyecto de Optimización de la Navegación en la Eurovía E.60.02. Guadalquivir.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Para conocer el caso de dragado y desarrollo de alternativas de reubicación basadas en la naturaleza en el entorno portuario del estuario del río Mersey, Inglaterra, ver: "Beneficial relocation of dredged sediment in the Mersey Estuary – Working with Nature"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

¹ Las opciones de mitigación basadas en los océanos pueden reducir la "brecha de emisiones" en hasta un 21 por ciento en un escenario de 1.5°C, y en hasta un 25 por ciento en un escenario de 2.0°C, para 2050. Ver <https://www.wri.org/blog/2019/09/turning-tide-ocean-based-solutions-could-close-emission-gap-21-percent>

² Turrell, W.R (2020). A Compendium of Marine Related Carbon Stores, Sequestrations and Emissions. Scottish Marine and Freshwater Science Vol 11 No 1, 70pp. DOI: 10.7489/12261-1

Caso de estudio 2.2: La restauración del río Aragón (cuenca del Ebro, España) armoniza varios objetivos

El río Aragón se ha degradado por efecto de la incisión en respuesta al dragado y a la regulación del pasado. La reinyección de sedimentos, junto con la reconexión de la llanura de inundación y la restauración del hábitat para las comunidades y especies vulnerables o en peligro de extinción, fue realizado en un intento de armonizar los objetivos de la Directiva Marco del Agua, la Directiva de Inundaciones y los objetivos recogidos en la Directiva de Hábitats y Aves.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Para más información sobre las recomendaciones en la integración de los objetivos políticos, véase el capítulo 4 (sección 4.4).

2.3. Desequilibrio en la cantidad de sedimentos

Esta sección ayudará a los gestores del agua y a las autoridades de las cuencas fluviales que estén elaborando PHC a comprender mejor la naturaleza de su problema. Se dan ejemplos para ilustrar los tipos de problemas.

Todos los procesos identificados en las cascadas de sedimentos y los flujos contabilizados en los balances de sedimentos pueden verse impactados por factores naturales y antropogénicos. Los ríos, las costas y sus ecosistemas se ajustan a los cambios naturales a largo plazo, pero los cambios antropogénicos suelen producirse a corto plazo y afectan a los procesos de manera que se producen déficits y excedentes de sedimentos, con implicaciones para la hidromorfología y la ecología.

Mensajes clave

- Los problemas de cantidad de sedimentos pueden manifestarse a diferentes escalas y a menudo están interrelacionados.
- Se distinguen siete categorías de problemas relacionados con la cantidad de sedimentos que cubren las presiones generales de suministro de sedimentos y la continuidad a través del sistema, el déficit o excedente generalizado, el déficit o excedente local vinculado a la capacidad de transporte; y la discontinuidad de los sedimentos.
- Tanto las presiones como las consecuencias se incluyen dentro de estas categorías porque ambas son importantes a la hora de seleccionar las medidas de gestión de sedimentos más apropiadas.

2.3.1. Tipos de problemas relacionados con la cantidad de sedimentos

Existen varios tipos de problemas relacionados con la cantidad de sedimentos. En el capítulo 1 se introdujeron los principios de la dinámica de los sedimentos a escala de la cuenca para ilustrar cómo la consecución de un buen estado o potencial ecológico puede verse comprometida por problemas relacionados con el suministro de sedimentos y/o por el transporte de estos, no sólo en la continuidad montaña-mar sino también a nivel local cuando la capacidad de transporte se ve comprometida por alteraciones morfológicas. Los problemas de cantidad de sedimentos pueden manifestarse a diferentes escalas y a menudo están interrelacionados.



Esta sección ayuda a los gestores del agua y a las autoridades de las cuencas fluviales que elaboran PHC, con el apoyo de expertos cuando sea pertinente, a comprender la naturaleza de estos problemas. Se identifican siete categorías de problemas relacionados con la cantidad de sedimentos y se describen brevemente. Se incluyen tanto las presiones como las consecuencias, pero se distinguen desde el principio para facilitar la eventual identificación de las medidas de mitigación adecuadas (véase la sección 2.6).

Los problemas 1 y 2 representan las principales presiones generales del suministro de sedimentos en el sistema y su continuidad. Los problemas 3 y 4 ilustran dos de las principales consecuencias generalizadas de interrupción de la continuidad o del desequilibrio del suministro. Los problemas 5 y 6 son consecuencias más locales asociadas a limitaciones morfológicas que afectan a la capacidad local de transporte de sedimentos, mientras que el problema 7 es una consecuencia de la discontinuidad de los sedimentos. Estas distinciones se elaboran en la figura 2.4, más adelante en el documento, que se refiere al proceso de identificación de medidas de mitigación específicas para cada problema.

Además, es importante ser consciente de la posibilidad de que múltiples factores de estrés den lugar a combinaciones de estos problemas. Estos pueden dar lugar a indicadores complejos, a veces contradictorios, que suponen un reto para el gestor del agua y el sedimento o la autoridad de la cuenca hidrográfica que desarrolle el PHC (véase, por ejemplo, Dépret et al. (2017) o Vázquez-Tarrío et al. (2019)). No obstante, merece la pena esforzarse en desentrañar esta cuestión y garantizar que, siempre que sea posible, las medidas de mitigación aborden la(s) causa(s) subyacente(s) del problema y no sólo los síntomas.

Problema 1: Entrada desequilibrada de sedimentos en el sistema

(Ejemplos: cambio de uso del suelo e infraestructura de gestión de la erosión)

Este problema surge cuando hay un desequilibrio en el suministro de sedimentos al sistema desde dentro de la cuenca o desde fuentes costeras/marinas. El problema 1 se produce cuando hay un excedente o un déficit en la cuenca; cuando hay demasiados, o son insuficientes, los sedimentos que entran en el sistema, cuenca o celda sedimentaria litoral (Figura 1.7), para mantener la morfología y la ecología características. Esto es diferente de los problemas locales que pueden producirse debido a las interrupciones del transporte de sedimentos a través del sistema.

El aumento de las aportaciones de sedimentos finos se produce en las cuencas fluviales de toda Europa en las que los paisajes naturales son modificados por actividades humanas como la agricultura (sobre todo de las tierras de cultivo, pero también de operaciones forestales (incluida la deforestación) o paisajes sobrepastoreados) o por la urbanización (sobre todo por actividades de construcción, pero también por vertidos de aguas superficiales o de alcantarillado). En algunos casos, el exceso de sedimentos puede tener su origen en la erosión de las orillas de los cauces aguas arriba o en los depósitos del lecho del río (por ejemplo, Walling y Collins, 2005, Collins y Walling, 2006). La cosecha de los cultivos, como los cereales de invierno, deja los campos completamente desnudos en invierno y, como resultado, pueden producirse entradas excesivas de sedimentos finos en los sistemas fluviales. Este problema suele agravarse cuando los índices de aportación de sedimentos aumentan debido a la mayor conectividad causada por los sistemas de drenaje del terreno, la eliminación de los setos o la presencia de caminos agrícolas. Las zonas extensas desbrozadas por otras razones, como la construcción, pueden tener efectos similares, pero esto tiende a ser un problema local más que a nivel de sistema.

La disminución de los aportes de sedimentos suele producirse debido a las medidas de control de la erosión de las cuencas o a modificaciones como las obras de protección de las orillas de los cauces. En las regiones alpinas y pirenaicas se han implementado medidas de protección como las obras de control de torrentes por encima de los asentamientos y las zonas comerciales/industriales para reducir los efectos de los flujos de derrubios y las inundaciones repentinas. En muchas regiones de Europa, la modificación del pastoreo debido al abandono rural está teniendo efectos significativos en el suministro de sedimentos (por ejemplo, el alto Drôme, Francia; Lallia-Tacon et al., 2017). En los Pirineos, (por ejemplo, Llena et al., 2019) los cambios en el uso del suelo y las transformaciones asociadas de la topografía del terreno han demostrado tener un

papel importante en la alteración de los rendimientos de sedimentos. Las reducciones de los aportes de sedimentos en los sistemas costeros pueden producirse de forma similar cuando se establecen medidas de control de la erosión o cuando se retiran sedimentos del sistema, por ejemplo, mediante la extracción de agregados.

Problema 2: Interrupción de la continuidad del transporte de sedimentos

(Ejemplos: presa u otro tipo de barrera)

Este problema se produce cuando estructuras como presas, diques de contención y otras obras de control de la erosión, rompeolas, espigones o estructuras similares atrapan los sedimentos, limitando o impidiendo su transporte por la corriente fluvial o por la deriva litoral³. Los cambios en la forma o la conectividad del río, el estuario o la costa pueden dificultar igualmente el transporte de sedimentos. En ambos casos, la discontinuidad y la consiguiente falta de sedimentos en el sistema pueden tener consecuencias adversas aguas abajo. Los hábitats y las especies que dependen de los sedimentos, no sólo en los ríos y lagos, sino también en las marismas, las salinas y las dunas de la costa, pueden verse privados de su suministro de sedimentos, lo que provoca un deterioro y, en algunos casos, impide alcanzar un buen estado o potencial ecológico. La discontinuidad en el transporte de sedimentos también puede tener implicaciones para procesos morfológicos como la erosión (véase el problema 3 más adelante).

Además de la falta de sedimentos aguas abajo, los sedimentos retenidos detrás de estructuras como las presas pueden reducir la capacidad de los embalses o comprometer el uso de las estructuras (por ejemplo, presas y canales para medir el caudal). La sedimentación de los embalses es una de las cuestiones clave del futuro para el desarrollo y la gestión sostenible de las centrales hidroeléctricas y las presas. Según Basson (2009), se estima que un 0,8% de la capacidad de almacenamiento mundial se perderá anualmente por la sedimentación, y que las tasas de sedimentación medias más altas se encuentran en regiones áridas como en Oriente Medio, Australia y Oceanía, así como África. En Europa y Rusia, el 80% del volumen útil de los embalses para producción de energía hidroeléctrica podría ser perdido debido a la sedimentación para el 2080, y el 70% del volumen de los embalses para otros usos para 2060. La sedimentación de los embalses no sólo afecta a los propios embalses y a su idoneidad para producir energía eléctrica, sino que también plantea problemas de seguridad de las presas y de déficit de sedimentos aguas abajo y de erosión del lecho del río (Habersack et al., 2016).

Problema 3: Déficit generalizado de sedimentos

(Ejemplos: incisión del lecho; erosión a gran escala; descenso de la playa)

Este problema está relacionado principalmente con el descenso del lecho y sus múltiples proyecciones posibles, como la incisión del lecho o las fosas de erosión. Suele estar causado por una reducción de la aportación de sedimentos (especialmente de material grueso), ya sea a nivel de la cuenca (problema 1) o aguas abajo de una estructura artificial como una presa (problema 2), o por desequilibrios en los procesos erosivos debidos a la falta de espacio lateral del río, a la disminución de la anchura del cauce, a la protección de las orillas que impide la erosión lateral, al aumento de la pendiente del lecho debido a la rectificación del cauce, a los cambios en los patrones de flujo/transporte de sedimentos o a los cambios en la granulometría media. Esta discontinuidad en el suministro puede dar lugar a cambios en la morfología del río, que pasa de estar trenzado a estrecharse en un único canal erosionado (Comiti et al., 2021). La extracción o el dragado de sedimentos del lecho de los ríos suele tener efectos similares aguas abajo (por ejemplo, Rinaldi et al., 2009; Surian et al., 2009). En algunas ocasiones como consecuencia de las actuales actividades de extracción activa, y en otras como parte de los efectos heredados de dichas actividades desarrolladas en el pasado. Durante la evaluación de la dinámica de la cantidad de sedimentos también se puede encontrar un efecto combinado de las operaciones de extracción y dragado pasadas y presentes (Comiti y Scorpio, 2019).

³ La deriva litoral se refiere al transporte neto del sedimento a lo largo de la línea de costa.

Un ejemplo de este problema lo ofrece el río Po en Italia, donde la incisión del lecho del río fue el resultado de la discontinuidad de los sedimentos producida por una central eléctrica aguas arriba y la extracción de arena del lecho del río (Bizzi et al., 2015). A lo largo de muchos ríos alpinos puede producirse la llamada "ruptura del lecho del río o *riverbed breakthrough*" en respuesta a situaciones extremas de déficit de sedimentos (Figura 2.1, Habersack y Piegay, 2007). La erosión del lecho del río es especialmente importante para la estabilidad de los puentes; por ejemplo, este problema provocó un accidente por el colapso de un puente en Portugal, en 2001, en el que murieron 70 personas (Sousa & Bastos, 2013). En estos casos, los depósitos de grava glaciar se erosionan, lo que da lugar a una erosión de tipo cañón a medida que el río trezado se transforma en un río recto erosionado. La falta de suministro de sedimentos va seguida de un estrechamiento y una rectificación del río que actúa por sí mismo y conduce a una falta de rasgos de acreción, limitando así la erosión lateral y la morfodinámica. La erosión excesiva del cauce del río también puede producirse aguas abajo de desarrollos urbanos, donde las superficies impermeables aumentan la escorrentía y los tiempos de respuesta dando lugar a caudales máximos más erosivos.



Figura 2.1. Erosión excesiva del lecho del río (a) y (b) que socava las estructuras; y (c) que incide en el lecho del río y provoca su ruptura (fuentes: (a) Fernando Magdaleno Mas; (b) Hervé Piegay; (c) Habersack & Piegay, 2007).

En la costa, la reducción de la aportación de sedimentos desde la cuenca fluvial o desde la orilla puede provocar igualmente el descenso del lecho. Por ejemplo, la reducción progresiva de la cantidad de transporte de arena a lo largo de la costa de Lincolnshire, en el este de Inglaterra, provocó una exposición cada vez más regular del sustrato arcilloso cuando la arena se trasladó a alta mar durante las tormentas de invierno (Zwiers et al., 1996). Antes de que se pusiera en marcha un importante plan de gestión de sedimentos que incluía la alimentación de la playa, las tasas de erosión de esta costa arcillosa estaban aumentando, con el consiguiente descenso tanto del sustrato como de la playa. Como resultado, no sólo se vieron perjudicados la ecología y los usos humanos, sino que la función natural de defensa contra las inundaciones de la playa se vio comprometida, aumentando el riesgo de inundación de una extensa y muy poblada zona costera baja. El río Danubio ofrece otro ejemplo: en este caso, la reducción de la entrega de sedimentos de la cuenca a un delta ha sido el resultado de un desarrollo hidroeléctrico que provocó importantes problemas de erosión costera (Habersack et al., 2016).

Problema 4: Excedente generalizado de sedimentos

Ejemplos: Concentraciones elevadas de sedimentos en suspensión; acreción/acumulación a gran escala de la estructura del lecho o de la orilla o cambio de hábitat

Un exceso generalizado de sedimentos en la cuenca (o celda costera) (Problema 1) puede tener una serie de consecuencias ecológicas y económicas a lo largo del río, la zona intermareal y la zona costera. El problema 4 se asocia normalmente a un exceso de sedimentos finos, pero también es posible que surjan problemas cuando las actividades humanas (determinados usos del suelo) provocan un exceso de sedimentos de mayor tamaño que entran en el sistema.

El aumento de las tasas de acumulación de sedimentos detrás de estructuras como las presas puede tener un impacto negativo en el sustrato del lecho del río o del lago y en los hábitats y especies asociados, afectando a su vez a la consecución de los objetivos de estado o potencial ecológico de la DMA. Además, estas acumulaciones pueden comprometer la eficacia operativa y, a veces, la integridad de la estructura. Otro problema puede surgir si, en caso de inundación, el sedimento acumulado se moviliza y puede provocar daños importantes en los alrededores del río. De forma más general, una consecuencia de una carga excesiva en una cuenca o célula costera es la acumulación generalizada, temporal o a largo plazo, que a veces asfixia a hábitats o especies características. El estuario del Ems es un ejemplo de una masa de agua de transición en la que, exacerbado por el impulso de la marea asociado al dragado, los sedimentos finos se han acumulado hasta niveles en los que la calidad ecológica se ve gravemente reducida (De Jonge et al., 2014). Una vez que llega a la costa, un exceso de sedimentos, sobre todo de sedimentos finos, procedentes de la captación puede causar problemas cuando se asienta en el medio marino cercano a la costa. Hábitats como las praderas marinas son especialmente susceptibles a sufrir daños por asfixia.

Los problemas ecológicos asociados a la aportación excesiva de sedimentos (finos) no se limitan a los asociados a la acumulación o asfixia (es decir, cuando el sedimento se deposita). Un nivel de sedimentos en suspensión superior al natural en el sistema también puede repercutir negativamente en las especies de forma directa o indirecta, por ejemplo, afectando a la eficacia de la búsqueda de alimento o creando una "barrera" (penacho) para la migración de ciertas especies de peces. Estos efectos potenciales están previstos por la DMA en los lagos y las masas de agua TraC por el elemento de apoyo fisicoquímico "transparencia". No existe un equivalente en las masas de agua fluviales, pero las especies fluviales sensibles pueden seguir viéndose afectadas negativamente por niveles excesivos de sedimentos en suspensión.

Problema 5: Déficit de deposición de sedimentos a escala local (vinculado a la capacidad de transporte)

Ejemplos: Régimen de flujo modificado; erosión local, degradación o ausencia de hábitat característico

El problema 5 se refiere a la pérdida o degradación local de hábitats característicos (ribereños, costeros o intermareales), normalmente como consecuencia indirecta de una modificación física (por ejemplo, la rectificación de un cauce). Dichas modificaciones pueden aumentar la velocidad de los flujos, impidiendo o limitando la deposición y, por tanto, dando lugar a una erosión neta derivada de los problemas de capacidad de transporte local de sedimentos. No se trata de un problema de suministro o continuidad/disponibilidad de sedimentos a nivel del sistema en sí.

Varios tipos de hábitat ribereños o intermareales dependen de un equilibrio entre la acumulación de sedimentos (deposición y retención) y la eliminación ocasional de sedimentos debido a la erosión. Algunas de esas pérdidas y ganancias son ampliamente estacionales (pérdidas del cauce del río y ganancias para la llanura de inundación debido a la deposición sobre la ribera en épocas de caudal alto, con ganancias para el cauce del río en períodos de caudal bajo); otras son más frecuentes. Los hábitats estuarinos, como las marismas, experimentan pequeñas pérdidas y ganancias diarias asociadas a los movimientos de las mareas, mientras que los cambios naturales en algunos hábitats con vegetación, incluidos los márgenes de los ríos y las marismas, pueden ser casi indiscernibles en sistemas bien equilibrados.

Además de causar una pérdida directa de hábitat físico, las modificaciones de la masa de agua, como la rectificación del canal del cauce, la alteración del caudal, el desvío del curso de agua o el dragado, pueden provocar a largo plazo cambios hidromorfológicos con posibles consecuencias indirectas para estos hábitats dependientes de los sedimentos, siendo un ejemplo el río Ebro medio en España (Magdaleno y Fernández, 2011). En particular, el aumento local de la velocidad del flujo y las tensiones por esfuerzo cortante asociadas a estas modificaciones pueden reducir o impedir la deposición de sedimentos, convirtiendo un régimen de sedimentos previamente equilibrado en uno de erosión neta. Estos problemas pueden verse exacerbados por el cambio climático, por ejemplo, con el aumento del nivel del mar.

Es importante ser consciente de que tales cambios en el régimen natural pueden tener lugar independientemente de que la cuenca/celda costera esté funcionando eficazmente en términos de suministro de sedimentos a

nivel del sistema y el transporte a través del sistema. El problema 5 puede, por tanto, experimentarse en masas de agua en las que no se aplican ni el problema 1 ni el 2. Esta posibilidad, combinada con la escala predominantemente local tanto de la causa como del efecto (que puede ser importante cuando se consideran las opciones de mitigación), distingue este Problema 5 de los Problemas 1 a 3.

Problema 6: Excedente de acumulación de sedimentos a escala local (vinculado a la capacidad de transporte)

Ejemplos: Asfixia del hábitat característico o ausencia local de especies sensibles

Este problema se refiere a la degradación local de los hábitats característicos debido a la deposición (excesiva) de sedimentos típicamente, pero no siempre, finos. Las acumulaciones locales de sedimentos finos o la asfixia del sustrato son las manifestaciones más comunes de este problema, pero cualquier cambio en el tamaño de los sedimentos puede provocar la degradación o cambio de los hábitats existentes. El problema 6 puede producirse cuando modificaciones físicas como el ensanchamiento/profundización del cauce (por ejemplo, para la conducción de crecidas o en respuesta a la erosión de las orillas del río), la extracción de agua (para el abastecimiento de agua o la energía hidroeléctrica), el crecimiento excesivo de la vegetación en el cauce o la instalación de espigones (para retener el material de la playa) reducen las velocidades o los volúmenes de los flujos, haciendo que se deposite (parte de) la carga de sedimentos en tránsito. No se debe necesariamente a un exceso de suministro en sí.

Por ejemplo, en el Reino Unido (río Lambourn, Berkshire, sur de Inglaterra) se ha observado que el crecimiento de macrófitos obstruye el flujo del río y, al hacerlo, aumenta su profundidad y reduce su velocidad, lo que aumenta la probabilidad de acumulación local de sedimentos. La capacidad de un arroyo para transportar sedimentos está directamente relacionada con su potencia de corriente y, cuando ésta es baja, puede producirse una acumulación de sedimentos incluso cuando el suministro es relativamente bajo. La importancia de la potencia de la corriente en la sedimentación del lecho del río fue identificada por Naden et al. (2016), quienes demostraron, utilizando datos de 230 arroyos de toda Inglaterra y Gales, que era la variable explicativa más eficaz, siendo más significativa que el suministro de sedimentos.

Además de la acumulación local de sedimentos asociada a las modificaciones físicas o a las obstrucciones (incluyendo el crecimiento de la vegetación), las actividades que conducen a la liberación de grandes cantidades de sedimento pueden tener efectos similares cuando este material se vuelve a depositar. Por ejemplo, la esorrentía de sedimentos finos procedentes de las actividades de regeneración de playas se ha documentado como causante de la asfixia de las praderas marinas (*Posidonia*) (González-Correa et al. 2008). En los ríos, el exceso de erosión de las orillas puede provocar aportes locales de sedimentos y ser causada por actividades como el pisoteo del ganado o la eliminación de árboles ribereños.

Al igual que el problema 5 (déficit de sedimentación local), el problema 6 puede ser evidente incluso si no hay problemas del suministro a nivel del sistema o el transporte a través de la cuenca. Más bien, una modificación o actividad que reduzca las velocidades del flujo a nivel local puede dar lugar al depósito del sedimento que, de otro modo, sería transportado a través/pasando el lugar en cuestión. Tanto este escenario como la posibilidad de que el fallo esté causado por un exceso de material fino generado localmente pueden ser importantes cuando se consideren posibles medidas de mitigación. Por lo tanto, el problema 6 se distingue de los problemas 1, 2 y 4.

Problema 7: Distribución desequilibrada del tamaño de los sedimentos

Ejemplo: Tipo de sustrato modificado

Este problema se produce cuando los sedimentos disponibles en el sistema (o localmente) no soportan los procesos biológicos (por ejemplo, se dispone de sedimentos finos, pero se necesita un suministro de sedimentos gruesos para mantener los lugares de desove). Alternativamente, puede ser que el problema sea consecuencia de las alteraciones hidromorfológicas que cambien los flujos de energía o modifiquen la tensión por esfuerzo cortante necesaria para promover morfodinámicas.

El problema suele ser consecuencia de una discontinuidad en el transporte de sedimentos (problema 2). Hay muchos ejemplos de ausencia de grava en el lecho del río como resultado de la interrupción del transporte de sedimentos aguas arriba por presas o de su eliminación definitiva del sistema por la extracción de grava. Además, las gravas fluviales pueden contener niveles excesivos de sedimentos finos. Por ejemplo, en el río Ain, en Francia, un diagnóstico del impacto sobre el déficit de sedimentos aguas abajo de una presa identificó una relación causal entre el déficit de sedimentos y la degradación del lecho del cauce (acorazamiento) impactando en las comunidades de peces y en la vegetación de la ribera y de la llanura de inundación (Rollet et al., 2013). Como consecuencia de la erosión del lecho del río puede producirse un engrosamiento de los tamaños de grano, mientras que en condiciones de acreción se encuentran tamaños de grano más finos.

2.3.2. Evaluar y abordar los problemas mediante la gestión de los sedimentos

Cuando se identifican uno o varios de los problemas descritos anteriormente, deben elaborarse y aplicarse planes de gestión de los sedimentos a escala de las cuencas fluviales para restablecer los equilibrios de los sedimentos o mitigar los desequilibrios y, en consecuencia, favorecer los ecosistemas acuáticos (incluidos los TraC) (véase el capítulo 4). Tal y como se ha comentado en la sección 2.6 y se ha desarrollado en el capítulo 4, las medidas de gestión de los sedimentos pueden dirigirse tanto a la presión (por ejemplo, el exceso o el déficit de suministro de sedimentos o la interferencia con la continuidad) como a la consecuencia (por ejemplo, la incisión, la erosión o la degradación de hábitat). Las mejores prácticas suelen consistir en dar prioridad a las medidas que se dirigen a la presión, es decir, a abordar la causa del problema en lugar de sus síntomas. Sin embargo, esto depende del desarrollo de la comprensión de ambos:

- cómo debería estar funcionando el sistema a nivel de la cuenca o de la célula sedimentaria costera en términos de régimen sedimentario, dinámica y balance de sedimentos, y;
- cómo se está viendo afectado por las modificaciones, las actividades humanas, etc., ya sea a nivel del sistema o a nivel local.

En el apartado 2.2.1 se ha descrito cómo los diferentes elementos de calidad pueden verse afectados por las condiciones de los sedimentos alterados.

Por lo tanto, las siguientes secciones de este capítulo ofrecen información y orientación sobre cómo evaluar la dinámica de los sedimentos con el fin de comprender los procesos y las perturbaciones en el sistema acuático (sección 2.4), como paso necesario para abordar los problemas de los sedimentos en el contexto de la DMA. El concepto de balance de sedimentos se propone, en particular, como una herramienta adecuada para dicha evaluación. El seguimiento de la cantidad de sedimentos en relación con la DMA es también un aspecto crucial que se describe en la sección 2.5. Por último, la sección 2.6 ofrece buenas prácticas para establecer y aplicar las medidas adecuadas para abordar estos problemas y alcanzar los objetivos de la DMA y de otras políticas relacionadas.

2.4. El enfoque del balance de sedimentos: una herramienta para entender los sedimentos en el contexto de la DMA

El equilibrio y la dinámica de la cantidad de sedimentos pueden evaluarse de forma bien estructurada y más clara mediante la construcción de balances de sedimentos (para diferentes extensiones, y a escala espacial y temporal). El objetivo de este subcapítulo es introducir el concepto de balance de sedimentos y describir su posible aplicación en el contexto de la DMA. También describe los diferentes enfoques y métodos disponibles para establecer los balances de sedimentos. En la siguiente sección (2.5) se ofrecen orientaciones y buenas prácticas sobre el seguimiento y la recopilación de datos sobre la cantidad de sedimentos, que son especialmente necesarios para establecer el balance de sedimentos.

Mensajes clave

- El balance de sedimentos puede ser un enfoque coherente para comprender el equilibrio y la dinámica de la cantidad de sedimentos.
- Los balances de sedimentos pueden desarrollarse con el apoyo de una amplia gama de tipos de modelos, cuya adecuación debe ser evaluada previamente para una selección óptima.
- La conceptualización del balance, la recogida y el análisis de datos y la cuantificación son algunas de las principales etapas del enfoque.

2.4.1. Balance de sedimentos en el contexto de la DMA

Como se ha presentado anteriormente en este documento, la dinámica de los sedimentos a escala de la cuenca influye en los procesos hidrológicos y geomorfológicos, incluidos los de la masa de agua, y se ve influida por ellos. Para abordar adecuadamente las presiones sobre los sedimentos, es necesario conocer suficientemente los procesos de la dinámica de los sedimentos en la cuenca hidrográfica correspondiente. Esto puede ayudar a identificar las principales fuentes de presiones, sus impactos en las masas de agua y a tomar decisiones sobre las medidas más eficaces. El balance de sedimentos es un enfoque metodológico que puede utilizarse en este contexto.

Los balances de sedimentos identifican la magnitud de las fuentes de sedimentos, las vías de transporte y los depósitos en una cuenca de captación, para un periodo de tiempo determinado (Reid y Dunne, 2016), lo que permite determinar la sensibilidad del rendimiento de sedimentos de la cuenca a las perturbaciones. Los balances de sedimentos reflejan una gran variedad de factores antropogénicos y no antropogénicos, como la geología, el clima, la topografía, el tamaño de la cuenca y los usos del suelo y del río en diferentes subcuencas o zonas. Como tal, suelen representarse en forma de cascadas de sedimentos que unen varios compartimentos de almacenamiento de sedimentos mediante procesos de transporte de sedimentos a lo largo de un gradiente topográfico (Hoffmann, 2015). La figura 2.2 ofrece un ejemplo de un balance de sedimentos para dos cuencas del sur de Inglaterra, en el Reino Unido, donde los balances están claramente representados por muchas cascadas. Los balances de sedimentos también pueden representarse como una ecuación (véase la ecuación 2.1). Los balances de sedimentos ilustran de forma importante la relación de entrega de sedimentos (la relación entre el suelo erosionado y el sedimento entregado en la salida de la cuenca) (Walling y Collins, 2008). Dados los muy diferentes niveles de conectividad en las cuencas de captación, las ratios de entrega son muy variables. Por ejemplo, se han notificado ratios de entrega de ~1% para los arroyos calizos del Reino Unido (Walling et al., 2006), lo que indica que el 99% del material erosionado se deposita posteriormente en la cuenca de captación aguas arriba y no pasa por el punto de cierre de la cuenca.

Ecuación 2.1. Representación de una ecuación de balance de sedimentos (Hillebrand & Frings, 2017).

$$I_u + I_t + I_a - O_{dr} - O_{fgp} - O_a = \Delta S$$

I_u = aporte de sedimento desde aguas arriba

I_t = aporte de sedimento de los afluentes

I_a = aporte artificial de sedimentos

O_d = pérdida de sedimentos hacia aguas abajo

O_{dr} = dragado

O_{fgp} = sedimentación en la llanura de inundación

O_a = erosión

ΔS = cambio en la elevación del lecho

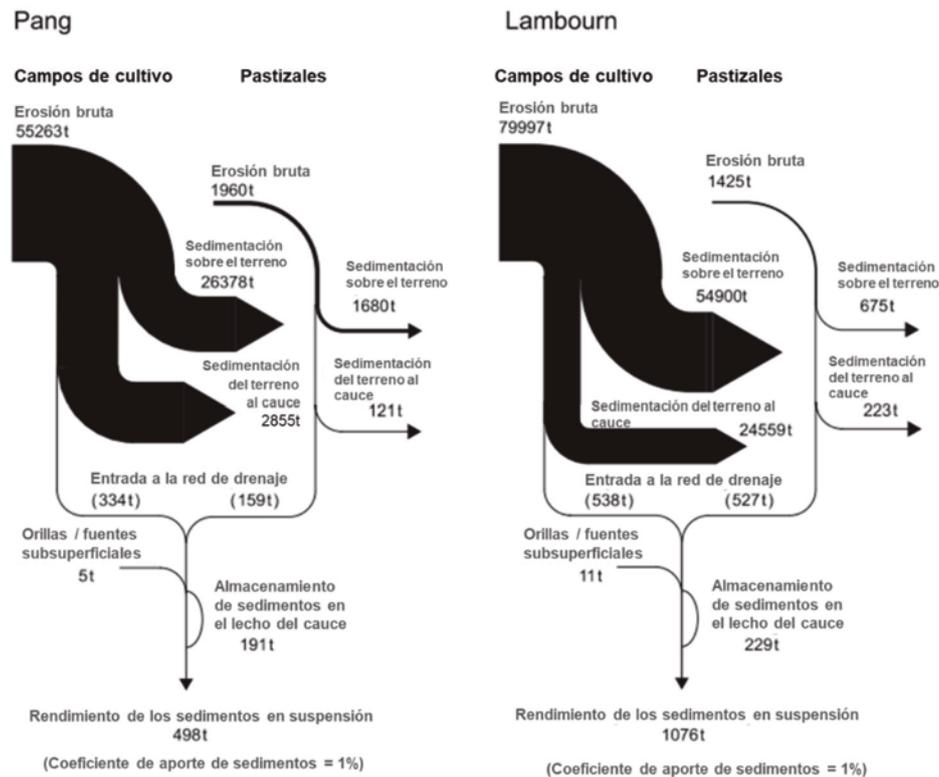


Figura 2.2. Balance de sedimentos en dos cuencas del sur de Inglaterra (Reino Unido) representados en forma de cascadas de sedimentos (fuente Walling et al., 2006).

La proporción de entrega de sedimentos para una determinada cuenca tiene importantes implicaciones de gestión. Cuando los coeficientes de entrega son bajos, es poco probable que las prácticas de gestión de los usos del suelo que reducen las tasas de erosión afecten a los sedimentos en los cursos de agua debido a su limitada conectividad. Además, si se aumenta la conectividad mediante la gestión, podrían producirse efectos considerables en los sedimentos de los cursos de agua. Así pues, los balances de sedimentos constituyen un importante marco conceptual, metodológico y de modelización que proporciona a los gestores del agua y a las autoridades de las cuencas fluviales, información rigurosa y cuantitativa sobre la dinámica de los sedimentos como base para la toma de decisiones (Slaymaker, 2003).

El desarrollo de los balances de sedimentos requiere datos adecuados, como se describe en el apartado 2.5. En particular, datos espacio-temporales que representen la naturaleza del recorrido de los sedimentos a través de la cuenca, solidez estadística y un buen acoplamiento con los objetivos de gestión y con las metas particulares de la evaluación en curso. Los datos sobre sedimentos suelen ser escasos (sobre todo para los sedimentos gruesos), espacial y temporalmente desconectados y a veces no se comparten en formatos de acceso abierto. Estos retos y otras dificultades inherentes a la creación de balances de sedimentos limitan su cálculo en muchas cuencas fluviales y celdas costeras. Otros obstáculos están relacionados con la accesibilidad de los lugares de muestreo y las dificultades para la recogida de datos, la heterogeneidad de las fuentes y sumideros de sedimentos, o la integración de los datos en los modelos de balances de sedimentos. La mayoría de estos obstáculos pueden superarse con un diseño sólido de recogida de datos, que represente la estructura del balance de sedimentos específico y las escalas temporales y espaciales de los procesos implicados. También es deseable una buena comprensión, selección y comparación de las herramientas de análisis y modelización, así como una combinación adecuada con otros datos relevantes (hidrológicos, geomórficos, ecológicos y sociales) de la cuenca fluvial, el tramo, la célula costera o el lugar de estudio.

Los balances de sedimentos deben estar orientados a la solución. Esto significa que deben diseñarse para dar respuestas a escenarios específicos, como la respuesta fluvial a largo plazo a los impactos inducidos por el hombre o los ajustes fluviales a corto plazo del río causados por una sola inundación.

2.4.2. Revisión de los enfoques y herramientas conceptuales y prácticas para desarrollar e interpretar los balances, equilibrio y dinámica de sedimentos

Los balances de sedimentos han sido una herramienta importante, desde finales de la década de 1950, para la evaluación de la dinámica de los sedimentos en entornos relacionados con el agua (Jäckli, 1957; Rapp, 1960; Dietrich y Dunne, 1978). Aunque se aprecia su evidente utilidad, las dificultades para reunir la información necesaria para establecer un balance fiable han hecho que hasta ahora no se hayan utilizado ampliamente en la gestión del suelo y el agua (Walling y Collins, 2008). Sin embargo, mediante la adopción de una mezcla de novedosos rastreos de sedimentos y mediciones tradicionales, se pueden desarrollar balances (Cox et al., 2021; Chalov et al.; Piqué et al., 2017). Además, Walling y Collins (2008) sugieren cómo pueden desarrollarse los balances para diferentes tipos de cuencas y transferir los conocimientos a otros lugares similares para evitar los altos costes de construir balances a partir de los primeros principios en cada situación. Los balances de sedimentos implican incertidumbres lógicas, asociadas a los datos utilizados para alimentarlos y al ensamblaje de esos datos a lo largo de las cuencas y las redes de drenaje. Las incertidumbres en los balances pueden mitigarse progresivamente mejorando la resolución de los datos y resolviendo los problemas de conectividad de los datos entre las parcelas.

El desarrollo de los balances de sedimentos requiere un enfoque de tres pasos:

1. Conceptualizar el problema: Primero desarrollar un modelo conceptual para identificar las principales fuentes, vías y sumideros de sedimentos de una determinada cuenca o célula costera. Esto podría basarse, por ejemplo, en un análisis de reconocimiento de la información geomorfológica disponible (incluyendo fotografías aéreas, visores de tierra y modelos digitales de elevación);
2. Recogida de datos sobre sedimentos;
3. Analizar los datos y cuantificar el balance de sedimentos.

Dependiendo del tamaño del lugar de estudio considerado y de la escala de los procesos de transporte de sedimentos, los balances de sedimentos pueden calcularse desde la perspectiva de las cuencas locales de orden cero (es decir, $<1 \text{ km}^2$) hasta los grandes sistemas fluviales continentales (de hasta 10^6 km^2 , por ejemplo, Hillebrand y Frings (2017) para el Rin, o incluso mayores), así como para las celdas sedimentarias costeras.

Existen diferentes enfoques para determinar los balances de sedimentos. Cada uno de ellos requiere un nivel y un volumen de información diferentes, de formación y experiencia, y de tratamiento de datos. Ningún método se considera óptimo en todas las situaciones. Más bien, los investigadores y los gestores del agua/ las autoridades de las cuencas hidrográficas que elaboran los PHC, con el apoyo de los expertos pertinentes, deben decidir cuál es el enfoque óptimo para un lugar concreto una vez que se hayan considerado todas las cuestiones mencionadas. Los principales tipos de enfoques para desarrollar un balance de sedimentos pueden agruparse, según Chalov et al., (2017) en tres categorías principales: i. Métodos basados en el campo; ii. Enfoques de SIG y teledetección; iii. Enfoques de modelización numérica. Mientras que Hajigholizadeh et al. (2018) se refieren a su categorización en 4 tipos ampliamente utilizados:

1. Modelos empíricos (basados en observaciones estadísticas y en relaciones de regresión desarrolladas)
2. Modelos de procesos conceptuales (que consideran la estructura conceptual de los procesos físicos de generación de escorrentía y transporte de sedimentos). La figura 2.3 lo ilustra para una celda costera;
3. Modelos basados en la física (basados en las ecuaciones gobernantes que describen el flujo terrestre o de la corriente y el flujo de sedimentos)
4. Modelos híbridos (mezcla de herramientas de evaluación de la erosión del suelo de base física y empírica)

Los enfoques jerárquicos (dispuestos en un orden de posiciones) y escalonados (con un número determinado de capas o niveles) pueden utilizarse igualmente para estructurar la modelización de los sedimentos y para combinar los modelos en herramientas específicas de mayor potencialidad.

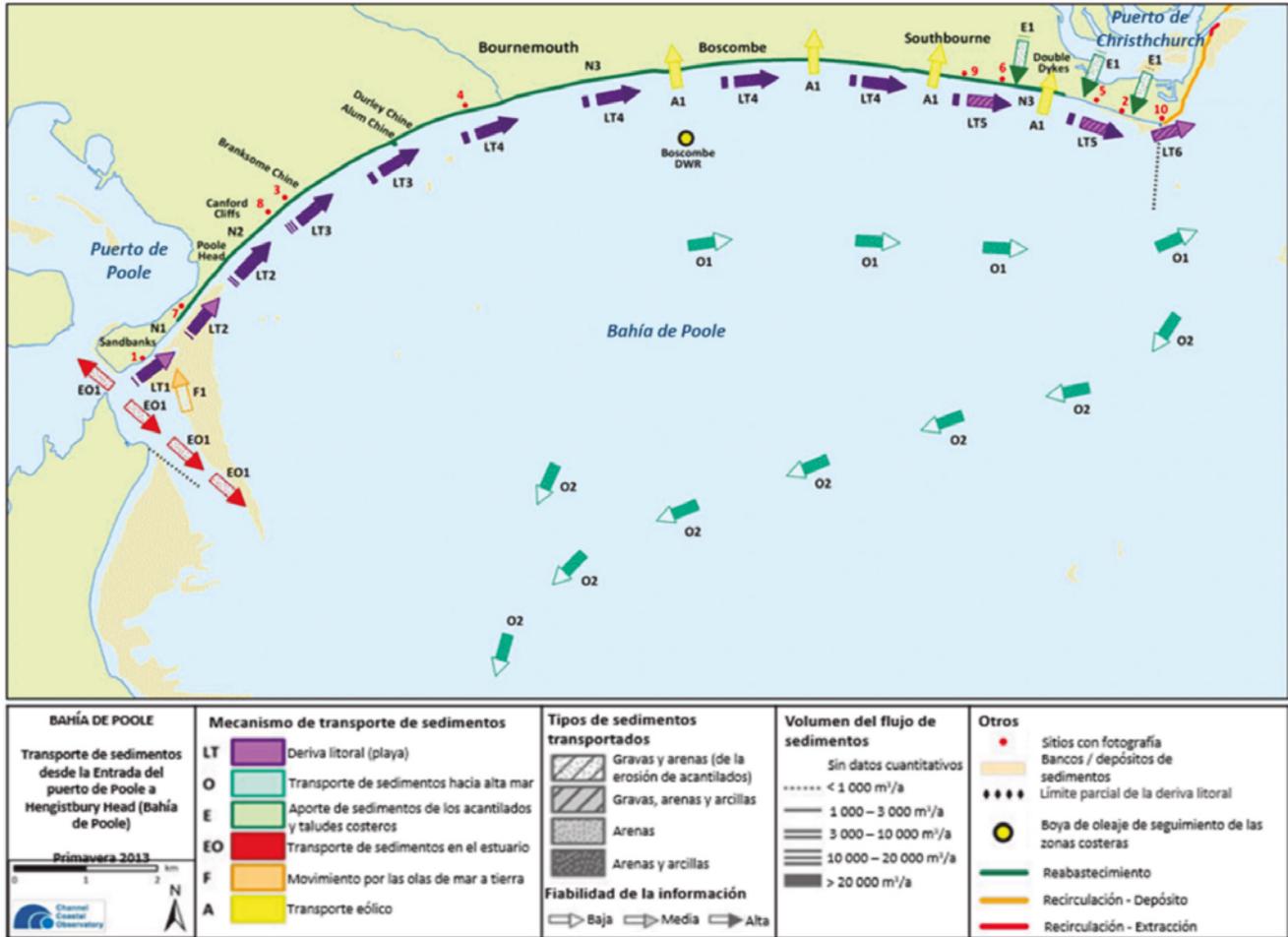


Figura 2.3. Modelo conceptual de una celda de sedimentos costeros. Fuente: Conferencia permanente sobre problemas asociados al litoral (2004).

La elección del tipo de modelo correcto depende en gran medida de las escalas espaciales y temporales pertinentes, de los procesos implicados y de los datos y recursos disponibles (Tabla 2.3). Últimamente, los gestores del agua, las autoridades de las cuencas hidrográficas que elaboran los PHC y sus expertos de apoyo reconocen cada vez más la necesidad de tener en cuenta los procesos a escala de la cuenca o de la célula costera para planificar y aplicar estrategias de gestión eficaces. Los enfoques del balance de sedimentos no sólo se centran en la magnitud de los cambios en determinadas partes de la cuenca, sino que también tienen en cuenta cómo se dirigen estos cambios a través de la cuenca en términos de vías de sedimentos conectadas o desconectadas. Dados los numerosos procesos y controles que interactúan en los sistemas fluviales, la respuesta de los ríos es, en su mayoría, compleja y difícil de modelar. Por ello, los modelos de complejidad sobre la conectividad de los sedimentos se aplican cada vez más en los últimos años.

Tabla 2.3. Ejemplos de la selección realizada por diferentes autores de determinados tipos de modelos/enfoques, según su alcance, y las principales ventajas y desventajas encontradas.

MODELO/ENFOQUE ESPECÍFICO	TIPO DE MODELO/ENFOQUE	USABILIDAD	VENTAJAS	DESVENTAJAS	REFERENCIA
Aproximación al movimiento de los sedimentos	Modelo de proceso conceptual	Interpolar o sintetizar artificialmente el movimiento de los sedimentos.	Puede permitir una estimación inicial del recorrido global de los sedimentos.	Carece de validación, podría simplemente describir algunos procesos de sedimentación dejando de lado otros.	(Wilkinson et al., 2014)
Enfoque de conectividad	Modelo de proceso conceptual	Identifica los principales impulsores de la dinámica del sistema, apoyando modelos holísticos que simulan la dinámica del sistema a escala de la cuenca sin excesiva complejidad.	Puede contribuir a una mejor comprensión de los procesos terrestres y acuáticos relacionados con los sedimentos y crear una base para una gestión más exitosa.	Podría no profundizar en aspectos relevantes del movimiento de los sedimentos y concentrarse en las conexiones generales que explican la actividad de los sedimentos en la cuenca.	(Keesstra et al., 2018)
Modelos empíricos y específicos	Modelo empírico	Ilustrar procesos particulares o lugares.	Requiere un número menor de parámetros.	Necesita una calibración sólida y específica para el lugar, que no puede ser transferida a otras regiones o lugares de estudio. Puede ignorar algunos procesos relevantes que ocurren en la cuenca contribuyente.	(Rovira et al., 2005)
Modelos de captación	Modelo basado en la física	Describir los principales flujos y procesos clave a escala de cuenca.	Desarrolla evaluaciones detalladas de procesos superficiales en la cuenca hidrográfica.	No integrar correctamente los flujos y procesos en el cauce, incluso en aquellos casos en los que los flujos de sedimentos son muy relevantes dentro del cauce.	(Wilkinson et al., 2009)
Combinaciones de modelos	Modelo híbrido	Explora los procesos de los sedimentos mediante una integración optimizada de modelos existentes.	Mejora la resolución espacial y temporal de los resultados de cada modelo y cubre varios procesos que están implicados en la ruta de los sedimentos a través de la cuenca de captación.	Incertidumbres asociadas a la integración de datos y modelos que pueden tener un nivel diferente de detalle/precisión, alcance y objetivo.	(Brown et al., 2009)

Además de los modelos numéricos, que suelen estar limitados por la precisión de las fórmulas empíricas de transporte de sedimentos, los modelos a escala física se utilizan con frecuencia para estudios específicos relacionados con los sedimentos (por ejemplo, la sedimentación de los embalses).

Un buen equilibrio entre los distintos enfoques disponibles y una base sólida de calibración y validación de los modelos sobre mediciones de campo pueden ser la clave para superar algunas de las desventajas descritas para cada uno. La viabilidad de cada uno de ellos dependerá de cómo se plantee y se lleve a cabo la modelización, en función de las particularidades del muestreo de campo y de las herramientas informáticas utilizadas. Lo más importante es que la selección debe tener en cuenta la forma en que se utilizará la modelización para decidir el conjunto específico de medidas que se seleccionarán para mejorar los procesos sedimentarios, como se explica con más detalle en la siguiente sección.

Además, es importante que todas las variables o elementos considerados en un balance de sedimentos se midan o, al menos, se estimen (Figura 2.1). De lo contrario, mantener una sola variable como residual no cuantificable (Kondolf y Matthew, 1991) podría conducir a una interpretación errónea de los procesos físicos de importancia para abordar los puntos que motivaron el balance de sedimentos (Parsons, 2011). En la siguiente sección (2.5) se ofrecen orientaciones y buenas prácticas sobre la recopilación de datos, necesaria para establecer y cuantificar un balance de sedimentos.

2.5. Datos sobre la cantidad de sedimentos: seguimiento y evaluación en el contexto de la DMA

Una vez elaborado el balance de sedimentos que proporciona el contexto para la evaluación de las transferencias y los depósitos de sedimentos (2.4), el seguimiento y la evaluación son necesarios para completar el esquema de sedimentos y obtener los resultados y conclusiones necesarios para una mejor interpretación de la dinámica de los sedimentos (en la cuenca, la masa de agua, el tramo o la célula costera), y para la adopción de medidas específicas (como se indica en el punto 2.6). El seguimiento de los sedimentos puede enfocarse desde la perspectiva de los requisitos de la DMA, pero también puede incorporar otros análisis específicos para dar respuesta a los requisitos adicionales de otra legislación.

Mensajes clave

- Un marco de seguimiento de los datos sobre la cantidad de sedimentos abarcaría los principales objetivos, el tipo de datos, y la frecuencia, la técnica y el lugar de recogida de datos.
- Existen muchos métodos de recogida de datos, lo que permite una selección óptima según factores técnicos y económicos.
- Los enfoques y protocolos de recogida de datos garantizarían la representatividad y exhaustividad, llenarían las lagunas existentes y estarían orientados a la identificación de medidas.

2.5.1. Requisitos de la DMA relativos al seguimiento de los sedimentos

El seguimiento en el contexto de la DMA tiene por objeto establecer una visión general coherente y completa del estado de las aguas en cada demarcación hidrográfica, tal como exige el artículo 8. En el Anexo V se detallan los diferentes objetivos del seguimiento, que incluyen la clasificación del estado, pero también la caracterización de las masas de agua y la evaluación de los riesgos, tal como exige el Anexo II.

Para apoyar la evaluación del estado ecológico en relación con los procesos relacionados con los sedimentos, cuando la indicación biológica aporta pruebas de déficits relacionados con la cantidad de sedimentos, el seguimiento podría diseñarse o adaptarse para incluir los componentes de la cantidad de sedimentos junto



con los componentes biológicos apropiados tratados en las secciones 2.2.1 y 2.2.2, con el objetivo de establecer la relación entre la biología y el flujo y los regímenes de sedimentos. Ya existen algunos métodos y procedimientos de seguimiento y evaluación, por ejemplo, en el contexto del Elba, Heininger et al. (2015).

En otras palabras, el seguimiento de los sedimentos y el procedimiento de seguimiento propio deberían seguir las directrices de la DMA, así como el apoyo de la decisión de los expertos, con el fin de concentrar el seguimiento en aquellas masas de agua que más claramente evidencian problemas relacionados con los sedimentos.

Como se ha presentado en el capítulo 1.5, los sedimentos son un componente intrínseco de los elementos de calidad hidromorfológica de apoyo, que deben ser objeto de seguimiento según los requisitos de la DMA (Anexo V). Los sedimentos se incluyen explícitamente como un componente del elemento de calidad hidromorfológica "continuidad del río" y, por consiguiente, deben ser objeto de seguimiento (Anexo V). Los sedimentos también forman parte del elemento de calidad "condiciones morfológicas" en todas las categorías de agua, ya que forman la matriz del lecho y la orilla (aunque el término "sedimento" no se utilice explícitamente en este contexto). El elemento de calidad "condiciones morfológicas" se evalúa a escala de las masas de agua, sin embargo, está influenciado por la dinámica de los sedimentos que se produce a nivel de la cuenca, lo que debería reflejarse en el elemento de calidad "continuidad del río". Por lo tanto, es necesario comprender y controlar la dinámica de los sedimentos para poder definir los objetivos de buen estado/potencial tanto para las "condiciones morfológicas" como para la "continuidad del río". Por definición, los elementos de calidad hidromorfológicos tienen como objetivo apoyar los elementos de calidad biológica. Tal y como exige la DMA, los elementos de calidad biológica deben ser objeto de seguimiento y de una clasificación de su estado con el fin de reflejar toda la gama de presiones sobre los ecosistemas acuáticos. En consecuencia, es necesario garantizar que los elementos de calidad biológica reflejen bien la presión hidromorfológica relacionada con los sedimentos. La hidromorfología también puede ser relevante, en diferentes condiciones, para los elementos de calidad físicoquímicos.

El seguimiento de los sedimentos también puede servir para la caracterización de las masas de agua y la evaluación de los riesgos que exige el Anexo II. La comprensión de la dinámica de los sedimentos y su balance a escala de la cuenca puede ser utilizado particularmente para la evaluación de presiones e impactos en los PHC. En este caso, el seguimiento de los sedimentos estaría destinado a proporcionar información para la herramienta de balance de sedimentos descrita en la sección 2.4.

Los siguientes subcapítulos proporcionan asesoramiento técnico y científico, métodos y herramientas para el desarrollo del marco de seguimiento de la cantidad de sedimentos y la recogida de datos. Estos pueden utilizarse en el contexto del seguimiento de los elementos de calidad de la DMA descritos anteriormente, pero también para apoyar el desarrollo y la cuantificación de los balances de sedimentos, tal como se explica en el subcapítulo 2.4.

2.5.2. Establecimiento de un marco de seguimiento de la cantidad de sedimentos en el contexto de la DMA

El establecimiento de un marco de seguimiento empieza por definir cuáles son los objetivos del seguimiento. Una vez fijado esto, el diseño del marco de seguimiento requiere establecer qué es lo que hay que vigilar, cuándo y dónde en relación con los objetivos de seguimiento. Este subcapítulo ofrece apoyo con respecto a estos diferentes aspectos.

Se recomiendan enfoques adecuados basados en la física y el medio ambiente que tengan en cuenta el papel de los distintos tipos de alteraciones de origen humano. Encontrar un equilibrio adecuado entre la solidez de las técnicas y los recursos humanos y materiales necesarios para la recogida de datos resulta relevante a la hora de decidir sobre la recogida de sedimentos, con el fin de evitar campañas ineficaces o de alto coste.

Los gestores del agua y las autoridades de las cuencas hidrográficas que elaboran los PHC y sus expertos de apoyo deberían centrarse preferentemente en esquemas de seguimiento que sean realistas y se adapten bien a sus objetivos, y que puedan adoptarse durante horizontes temporales amplios para garantizar la

coherencia de las series de datos temporales. Los esquemas de seguimiento también deben ser coherentes con otras iniciativas de recogida de datos en todo el sistema fluvial, o en la cuenca, para garantizar la adopción de enfoques estratégicos.

La recogida y el análisis de datos deben basarse en un conocimiento profundo de los lugares de muestreo. A pesar de que los cauces fluviales muestran patrones generales de suministro, transporte y retención de sedimentos a lo largo de su curso, suele observarse una variabilidad local, relacionada con los cambios en la anchura del cauce, la pendiente, la sinuosidad, la geología, la confluencia con afluentes, la extracción de agua, la conexión con las aguas subterráneas y la estructura de los rodales de vegetación ribereña. Así, el entorno local y el más amplio deben evaluarse en paralelo, considerando también la trayectoria temporal del agua y los sedimentos. Podrían darse muchos ejemplos que corroboren este enfoque (por ejemplo, en ríos regulados o en cauces/llanuras de inundación modificados). Esto subraya la importancia de realizar evaluaciones y auditorías hidrogeomorfológicas antes de seleccionar cualquier esquema de sedimentos. El éxito del diseño del esquema es muy dependiente de la comprensión completa del patrón hidrogeomorfológico del río, de modo que debería recomendarse el estudio de este último en todos los casos, siendo su alcance dependiente de los problemas espacio temporales.

Objetivos del seguimiento

El seguimiento de los sedimentos puede tener como objetivo dar respuestas a los requisitos específicos determinados por la DMA, pero también evaluar diferentes aspectos de la dinámica de los sedimentos para la integración de las directivas sobre el agua y la naturaleza, o para conectar la DMA con otros actos legislativos de la UE (la DMEM, por ejemplo). Como se explica en el capítulo 1 (y más adelante en el capítulo 4), los sedimentos constituyen un valioso aspecto clave para diagnosticar e interpretar las interacciones tierra-agua-biodiversidad, y también para la selección y el diseño de medidas de gestión en el marco de diferentes políticas.

Una evaluación detallada de la cantidad de sedimentos (que puede incluir el análisis de las cargas de sedimentos y de las características físicas de los mismos, como el tamaño de las partículas) puede ser crucial para el desarrollo de medidas locales de restauración/mitigación en masas de agua morfológica o ecológicamente degradadas, ya sean ríos, lagos, de transición o costeras.

Más concretamente, el marco de seguimiento de los sedimentos debe diseñarse para cumplir los requisitos de la DMA para:

- Evaluar el estado/potencial ecológico;
- Designar las masas de agua muy modificadas y definir el buen potencial ecológico;
- Apoyar la evaluación de las presiones y el análisis de las deficiencias proporcionando información inicial sobre la situación actual y la desviación de las condiciones de referencia;
- Facilitar la evaluación de la eficacia del programa de medidas.

El seguimiento debe abordar adecuadamente los procesos particulares que deben comprenderse y gestionarse en el contexto de cada sistema fluvial o costero específico, y sobre la base del análisis de presión.

Qué hay que monitorizar

A pesar del carácter integrado del transporte de sedimentos en las cuencas fluviales, los datos necesarios para comprender las cuestiones relativas a la cantidad de sedimentos dependerán sobre todo de los objetivos específicos que se persigan en el contexto de la DMA (apartado 2.2.1). Las características de los lugares a muestrear y los recursos humanos y materiales disponibles para el análisis también podrían influir, cuando se deban cumplir evaluaciones complementarias. El marco de seguimiento debería incluir los componentes necesarios para caracterizar la dinámica de los sedimentos: la composición, la estructura y la distribución de los sedimentos a lo largo del tiempo. Estas tres características deben evaluarse para tener

una comprensión adecuada de las dimensiones espaciales y temporales del transporte de sedimentos. Estos componentes de la dinámica de los sedimentos pueden utilizarse, en particular, para la evaluación de los elementos de calidad hidromorfológica, como la "continuidad del río" en el caso de los ríos (que incluye el "transporte de sedimentos") y las "condiciones morfológicas" en todas las categorías de agua (patrones de los cauces, variaciones de anchura y profundidad, condiciones del sustrato y tanto la estructura como el estado de las zonas ribereñas, de la orilla o intermareales), tal como se definen en el Anexo V de la DMA. Los datos recogidos también pueden utilizarse para establecer el balance de sedimentos, tal y como se describe en el subcapítulo anterior, que puede utilizarse para los diferentes fines descritos anteriormente (incluyendo en particular la evaluación de las presiones).

El seguimiento de los sedimentos debe evaluarse e interpretarse teniendo en cuenta los diferentes tipos de transporte a lo largo de un tramo o sección del río: i) carga de fondo, ii) carga en suspensión y iii) carga disuelta. Estos diferentes modos de transporte, que se describen detalladamente en el capítulo 1.1.1, están determinados por las propiedades físicas (tamaño, forma) de los sedimentos en la cuenca fluvial, que también influyen en sus propiedades bioquímicas. Por lo tanto, es importante vigilar el tamaño de los sedimentos en relación con estos procesos de transporte.

Las condiciones hidromorfológicas, fisicoquímicas y biológicas en toda la cuenca, así como en masas de agua específicas, influirán en gran medida en las posibilidades de recogida de datos sobre el terreno, por lo que deben tenerse en cuenta al diseñar un marco de seguimiento. En términos hidromorfológicos en los ríos, ciertas cuestiones como el carácter vadeable del cauce (es decir, la posibilidad de caminar por el lecho del río), la geometría de los tramos del río, la velocidad del agua, las pendientes locales o la heterogeneidad y complejidad del lecho del río pueden imponer cambios en la forma en que deben recogerse los datos. Existirán limitaciones equivalentes en las masas de agua costeras y de transición. Las características fisicoquímicas, como la turbidez, o la presencia de contaminantes específicos (o sustancias prioritarias) modifican la recogida de datos, de forma directa o indirecta; en el caso de los contaminantes, al dificultar potencialmente el trabajo de los operarios. La biología también puede tener efectos significativos durante los análisis de los sedimentos, especialmente desde la perspectiva de la distribución de las plantas acuáticas y ribereñas. Además, el nivel de formación de los operarios de muestreo también puede influir en el tipo y la calidad de los datos recogidos, así como en el procedimiento aplicado.

Frecuencia y técnica de seguimiento

El diseño experimental del análisis de la cantidad de sedimentos debe tener en cuenta todos los aspectos mencionados anteriormente, así como la solidez estadística del muestreo, que requiere la selección de lugares representativos y la frecuencia de muestreo. La DMA establece frecuencias de seguimiento adecuadas para establecer una evaluación del estado de todas las masas de agua. En el caso del seguimiento de vigilancia, el Anexo V establece que la continuidad morfológica y fluvial debe controlarse al menos una vez cada ciclo (6 años) y, en el caso del seguimiento operativo, los Estados miembros determinarán la frecuencia del seguimiento de manera que se obtengan datos suficientes para una evaluación fiable del estado del elemento de calidad pertinente (y al menos una vez cada 6 años, a menos que se justifiquen intervalos mayores sobre la base de los conocimientos técnicos y la opinión de los expertos).

Cuando se evalúa el balance de sedimentos, la frecuencia debe establecerse en función de las necesidades del problema que se resuelve y de los modelos o métodos que se utilizan. En el caso de los sedimentos en suspensión en medios fluviales, la tabla 2.4 ofrece indicaciones sobre los intervalos mínimos de muestreo en masas de agua interiores para diferentes objetivos de estudio. Las curvas de clasificación de sedimentos (relaciones ajustadas entre el caudal y la concentración de sedimentos en suspensión) son una medida adecuada para producir estimaciones del rendimiento medio de los sedimentos para una sección transversal basada en un conjunto de datos procedentes de un muestreo a largo plazo (varios años), pero la precisión puede mejorarse aún más si los rendimientos anuales se estiman basándose en curvas de clasificación derivadas anualmente (ya que las condiciones de los sedimentos fluviales se alteran año tras año) (Horovitz, 2003; Warrick, 2015). En muchos entornos de transición y en algunos costeros, los cambios netos de la carga

en suspensión son una pequeña fracción de la cantidad total de sedimentos en suspensión que las mareas y las olas mantienen en movimiento. El muestreo de la carga en suspensión para determinar los balances de sedimentos en estos entornos no es factible.

Tabla 2.4. Indicación de los intervalos mínimos de muestreo para diferentes fines en aguas interiores (basado en Horovitz, 2003).

OBJETIVO DE LA MONITORIZACIÓN	BALANCES A LARGO PLAZO (≥ 5 AÑOS)	BALANCES ANUALES	ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE LOS SEDIMENTOS	ESTUDIO DE LA COMPOSICIÓN DE LOS SEDIMENTOS
Frecuencia de muestreo	Bimensual, basado en la hidrología	Muestreo mensual basado en la hidrología; muestreo semanal, quincenal basado en calendario.	Medidas continuas (p. ej. muestreadores automatizados, flujo proporcional, sonda de turbidez, etc.).	Muestreo integrado en el tiempo, flujo proporcional, gran volumen de muestreo.

El muestreo de la carga de fondo se repetirá varias veces al año durante diferentes condiciones de flujo, de manera que se disponga de valores de rendimiento de la carga de fondo para todo el rango de caudales, reduciendo las incertidumbres de extrapolaciones. Al disponer de una cantidad suficiente de datos medidos, se pueden establecer relaciones entre el caudal (Q) y el rendimiento de la carga de fondo (QBL). Estas relaciones deben comprobarse de vez en cuando, ya que los efectos externos (o incluso internos) pueden alterar los patrones de transporte (BMLFUW, 2008; 2017, Danube Sediments, 2019). Hay que tener en cuenta que las mediciones de la carga de fondo pueden ser más complejas y costosas que las mediciones de los sedimentos en suspensión.

El estado de los sedimentos del lecho puede cambiar rápidamente con el tiempo, por ejemplo, durante una inundación que supere la capacidad de transporte de los sedimentos del lecho del cauce. Por lo tanto, los datos de las velocidades del flujo (y, a partir de ellos, de las tensiones por esfuerzo cortante) también deben recogerse e interpretarse al mismo tiempo, para comprender mejor la dinámica pasada y actual de sedimentos en el lugar de muestreo. También puede ser relevante considerar el tiempo transcurrido desde el último evento de inundación y ciertos atributos del hidrograma de inundación. Teniendo en cuenta esta variabilidad, puede ser aconsejable el muestreo estacional.

Dónde monitorizar

Antes de llevar a cabo el muestreo de sedimentos, lo más importante es comprender bien las condiciones físicas y ambientales del lugar de muestreo y sus interacciones con el transporte de sedimentos y las características hidráulicas del cauce. Los factores físicos podrían incluir la pendiente del lecho del cauce, la composición del lecho del cauce, las fuentes de captación, la sinuosidad del cauce (por ejemplo, los meandros), los factores biológicos incluyen la vegetación del lecho del cauce/la orilla y los aspectos antropogénicos relacionados con la biología. Esa información es, igualmente, muy relevante para decidir la modelización física o matemática que se utilizará en la predicción de eventos futuros o las medidas que se deben tomar para mitigar los desequilibrios existentes.

En los ríos, la definición del esquema de seguimiento debe considerar áreas hidrogeomorfológicas para la definición de zonas de procesos funcionales, es decir, segmentos del cauce con historias geológicas, regímenes de flujo y sedimentos similares, así como morfologías del cauce y de la llanura de inundación (Collins et al., 2014). Estas zonas hidrogeomorfológicas únicas representan una importante organización jerárquica de los ecosistemas fluviales, y pueden ser una base sólida para interpretar la trayectoria espacial y temporal de la dinámica de la cantidad de sedimentos. En las aguas de transición y costeras, la zonificación suele tener en cuenta algunos atributos físicos similares a los aplicados en los ríos, pero de una manera adaptada que integra la estructura y el funcionamiento particulares de esas masas de agua.

En lo que respecta a los sedimentos del cauce, el muestreo puede tener que realizarse en una zona amplia del lecho del río, de longitud entre 5 y 7 veces la anchura del cauce (Bunte y Abt, 2001), o concentrarse en una secuencia de formas fluviales (por ejemplo, rápidos y pozas, o un continuo de meso-hábitats). En cuanto a los rendimientos o la carga de sedimentos en suspensión, se requieren mediciones integradas en la sección transversal (Anexo B. Tabla B1).

2.5.3. Recogida de datos: enfoques y protocolos

La recogida de datos depende necesariamente del objetivo del estudio y de las condiciones ambientales específicas del lugar (por ejemplo, la composición de los sedimentos, los procesos específicos y las características del lugar de muestreo), por lo que se basa en una estrategia o esquema de muestreo. La densidad, la frecuencia, la ubicación específica de los lugares de muestreo y los procedimientos decididos para el seguimiento son también de gran relevancia para la recogida de datos. El seguimiento puede desarrollarse en el cauce del río, pero también en la llanura de inundación de este, donde existen alternativas para evaluar la cantidad de sedimentos depositados durante un evento de inundación extrema, y la variabilidad espacial que muestra esa deposición, tales como la aplicación de esteras de césped artificial (Asselman y Middelkoop, 1995).

En algunos casos, las partículas de muestreo serán sólo las expuestas a la superficie del lecho, mientras que en otros será necesario muestrear la capa bajo la superficie hasta una profundidad de 1 o 2 partículas grandes, o hacer comparaciones de sedimentos de diferentes capas dentro del lecho (Bunte & Abt, 2001). El muestreo subsuperficial es especialmente importante en los ríos acorazados con lechos de grava, es decir, en donde la capa superficial está formada por material más grueso que el que está por debajo.

Garantizar un seguimiento representativo y exhaustivo de los sedimentos

A la hora de tomar muestras de material del lecho de un río deben seguirse dos criterios generales: representatividad y exhaustividad. En cuanto a la representatividad, las muestras de sedimentos deben representar la heterogeneidad espacial de los depósitos de los que se recogen. En muchos casos, esto plantea fuertes retos en los diseños de muestreo, debido al gran número de muestras necesarias y a la limitada accesibilidad como lugares de muestreo. Hay que señalar que deben tomarse de 1 a 3 muestras de sustrato en una sección transversal y a lo largo del río en lugares en las que las características estén cambiando (por ejemplo, anchura, pendiente o tamaño del grano), entren afluentes o las estructuras influyan en el proceso de transporte de sedimentos.

En cuanto a la exhaustividad, la recogida de partículas se realizará de forma diferente según el nivel de heterogeneidad del lecho del río. Cuando la composición de los sedimentos presenta multimodalidad (por ejemplo, materiales del lecho compuestos por sedimentos finos entremezclados con material más grueso), el procedimiento de recogida de datos debe diseñarse de forma que permita detectar las particularidades de cada tipo de sedimento. En particular, debe determinarse la superficie cubierta por los diferentes tipos de materiales del lecho para extraer conclusiones relevantes sobre la dinámica de los sedimentos en el tramo del río representado por el lugar de muestreo. En algunos casos, será necesario aplicar diferentes procedimientos de recogida de datos en lugares representativos de cada zona. Por ejemplo, cuando el río o el tramo de muestreo incluya zonas con atributos físicos muy diferentes, o zonas caracterizadas por sufrir presiones antrópicas muy distintas.

Métodos de recogida de sedimentos

Tradicionalmente, el seguimiento de los sedimentos se realizaba mediante un muestreo analógico (de agarre) de muestras de agua o sedimentos, utilizando botellas de agua y diversas formas de muestreadores de sedimentos (Anexo B. Tabla B1). Estos métodos de muestreo tradicionales consumen mucho tiempo y, en su mayoría, se toman a intervalos de muestreo inadecuados y poco frecuentes, dada la gran variabilidad de las cargas de sedimentos. Durante las últimas décadas, se han desarrollado diversos sensores para

obtener mediciones alternativas. Por ejemplo, se han desarrollado sensores ópticos para medir la turbidez de las aguas como sustituto de la concentración de sedimentos en suspensión (por ejemplo, Gippel, 1989). Las mediciones basadas en sensores son capaces de medir a altas frecuencias y, por tanto, de detectar la variabilidad temporal de las propiedades de los sedimentos. Sin embargo, la mayor limitación de los sensores es su necesidad de calibración, que en la mayoría de los casos es específica del lugar y se complica por el control de los parámetros del sedimento. Por ejemplo, la turbidez no sólo depende del sedimento en suspensión, sino que se ve modificada por el tamaño del grano, el color, etc., lo que introduce una cantidad variable de incertidumbre en la calibración de los datos del sensor (Hoffmann et al., 2017).

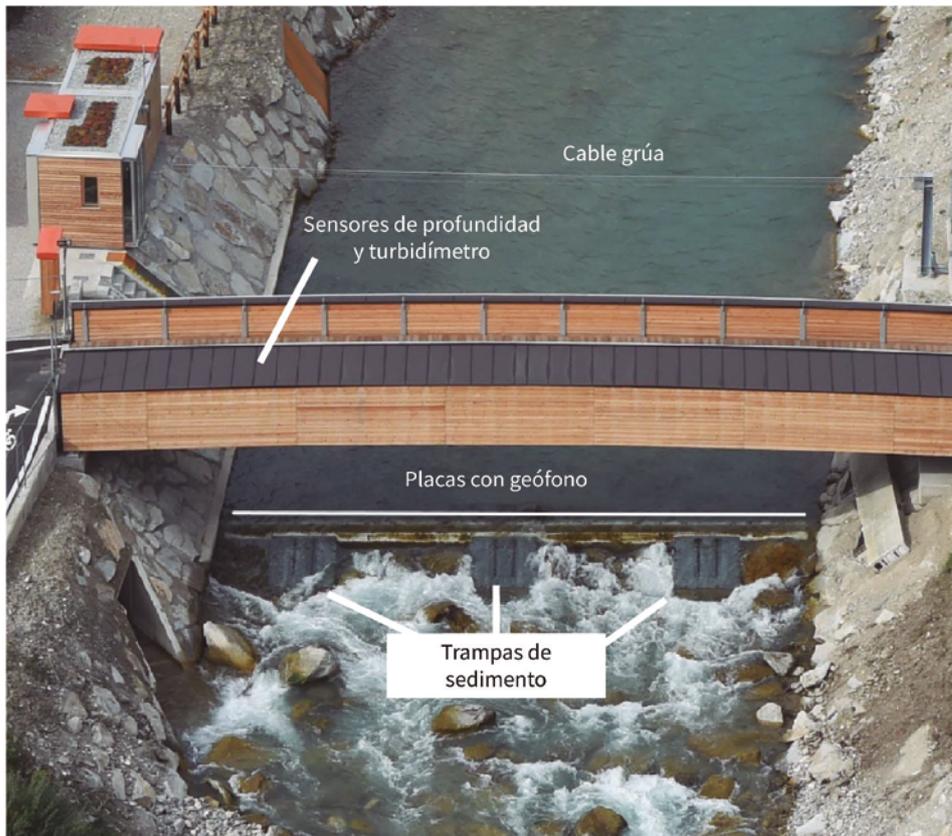


Figura 2.4. Ejemplo de una estación de seguimiento de los flujos de agua y sedimentos, incluyendo el transporte de la carga de fondo y de la carga en suspensión, en un río de montaña. La estación se encuentra en el río Gader/Gadera en Montal/Mantana (Tirol del Sur, Italia). Foto de Luca Messina; estación operada por la Agencia de Protección Civil, Provincia Autónoma de Bolzano - Tirol del Sur.



Figura 2.5. Seguimiento de la carga en suspensión y de la carga de fondo en el Bajo Rin. Fuente, derechos de autor: BAW, Karlsruhe (Instituto Federal de Ingeniería e Investigación de Vías Navegables)

El anexo B (Tabla B1) resume los métodos de recogida y evaluación del sedimento en suspensión y de la carga de fondo, así como de los sedimentos del lecho del cauce. En general, existen métodos directos (por

ejemplo, muestreadores de tipo cesta) y métodos indirectos de seguimiento de la carga de fondo (por ejemplo, geófonos), y una combinación de ellos puede dar lugar a un sistema integrado de seguimiento de la carga de fondo (Habersack et al., 2017). No se incluyen los métodos para la evaluación de la carga disuelta, ya que suelen requerir la combinación de registros detallados de caudal y concentración de solutos (ya que la simple multiplicación del caudal medio y de la concentración media podría dar lugar a estimaciones muy erróneas).

Los métodos enumerados en el anexo B (Tabla B1) se refieren a la medición de los sedimentos en los sistemas acuáticos. En muchos casos se necesita también información sobre las fuentes y el sumidero de estos sedimentos. Debe considerarse una serie de métodos para la estimación de la erosión y la génesis de sedimentos en las cuencas, ya que una buena comprensión de esos procesos de ladera y orillas puede ser crucial para una correcta interpretación de la cantidad de sedimentos en los cauces fluviales y en las costas. Debido a la gran extensión de la erosión de las laderas en las cuencas, este proceso apenas se mide con una cobertura espacial suficiente. En su lugar, en muchos casos la erosión del suelo en la zona de captación contribuyente se modeliza utilizando la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE, Wischmeier & Smith 1962; 1978) y sus actualizaciones, RUSLE y MUSLE. La aplicación de estas ecuaciones suele basarse hoy en día en técnicas de SIG y de teledetección. Otras técnicas desarrolladas más recientemente incluyen la aplicación de trazadores de isótopos radiactivos (Walling et al., 2002), isótopos estables de carbono o nitrógeno, y también la utilización de modelos de erosión del suelo basados en procesos (por ejemplo, SWAT, PESERA, WEPP, LISEM o EUROSEM) (Alewell et al., 2008). También hay muchas técnicas disponibles para estimar las tasas de erosión de las riberas de los ríos. Lawler (1993) ofrece una útil revisión de los métodos apropiados para varias escalas de tiempo, incluyendo pruebas sedimentarias, pruebas botánicas, fuentes históricas, re-exploración planimétrica, repetición de perfiles transversales, marcadores de erosión y fotogrametría terrestre.

Opciones para tratar con la falta de datos

Cuando faltan datos debido a una escasa densidad de puntos de muestreo, lagunas en las series de datos temporales, incertidumbres en la recogida o en el tratamiento de los datos sobre sedimentos, o cualquier otra fuente de error aleatoria o sistemática, pueden surgir nuevos retos para los gestores del agua y las autoridades de las cuencas fluviales que elaboran los PHC. Para minimizarlos, existen diferentes estrategias:

- Aumentar y optimizar el número y la ubicación de los lugares de muestreo mediante nuevas campañas de toma de datos o a través de la aplicación de datos de los sensores.
- Comparar con otros datos recogidos en tramos aguas arriba o aguas abajo, o en cuencas vecinas comparables.
- Realizar operaciones estadísticas para mejorar la calidad de las series de datos (por ejemplo, regresiones simples o múltiples, o con herramientas geoestadísticas), cuando el número y el tamaño de las lagunas existentes lo hagan factible. Estos métodos incluyen las curvas de clasificación de sedimentos basadas en registros plurianuales o la mejora de la precisión de los datos de rendimiento de sedimentos dados por un muestreo infrecuente mediante el uso de datos de descarga diarios (Walling et al., 1992).
- Inferir los datos que faltan a partir de otras fuentes directas o indirectas (cartográficas, de imágenes, ec hidromorfológicas).

La información presentada anteriormente sobre la recogida de datos se centra en el seguimiento de los medios fluviales. El seguimiento de las aguas de transición y de las partes marinas de las masas de agua requerirá, en la mayoría de los casos, estrategias diferentes, ya que el transporte de sedimentos será el resultado de procesos diferentes (mareas y olas frente a flujo fluvial) y las condiciones físicas pueden limitar las opciones de seguimiento (en muchos casos se requiere un buque de vigilancia en alta mar incluso para las mediciones más sencillas). Además, en muchas aguas de transición dominadas por las mareas, pueden producirse transportes de sedimentos diarios muy grandes que acaban dando lugar a un transporte neto de sedimentos limitado. Cuando la información sobre el transporte neto es importante (como es el caso al considerar los balances de sedimentos) el seguimiento de los transportes diarios no suele ser el mejor enfoque. El sitio web 'coastalwiki' ofrece una introducción al seguimiento en entornos costeros y marinos:

http://www.coastalwiki.org/wiki/Category:Coastal_and_marine_observation_and_monitoring

2.5.4. Utilizar el balance de sedimentos cuantificado para identificar medidas

La DMA pretende dar cuenta de cómo se pueden alcanzar los objetivos definidos para la cuenca hidrográfica en el plazo previsto. Los PHC deben incluir medidas capaces de abordar las lagunas en la consecución de esos objetivos. Como se explica en el apartado 2.2.1, la gestión eficaz de la cantidad y la dinámica de los sedimentos es fundamental para alcanzar los objetivos ecológicos de la DMA: por consiguiente, las medidas establecidas en los PHC deben incluir cualquier medida de gestión de los sedimentos necesaria para alcanzar esos objetivos. El siguiente subcapítulo (2.6) describe, de forma sistemática, las medidas más prácticas destinadas a abordar los problemas de suministro de sedimentos, continuidad y modificaciones hidromorfológicas locales.

Tras la identificación de un problema potencial de cantidad de sedimentos (sección 2.1.2) se ha proporcionado apoyo (sección 2.3.1) para obtener una comprensión más completa de la naturaleza del problema. El enfoque del balance de sedimentos, introducido en la sección 2.4, proporciona una forma estructurada de obtener una comprensión detallada del movimiento de los sedimentos en una determinada cuenca. Utilizando los conocimientos obtenidos a partir de la modelización (sección 2.4) y el seguimiento (sección 2.5), el balance de sedimentos puede cuantificarse para identificar o confirmar la naturaleza del problema; centrándose, sobre todo, en la comprensión de las presiones, los riesgos y los impactos. Una vez confirmada la naturaleza del problema, los gestores del agua y las autoridades de las cuencas hidrográficas que elaboran los PHC, con el apoyo de los expertos, pueden identificar de forma general la categoría de medida adecuada (sección 2.6.1) y orientar su ubicación y alcance, considerando también su rentabilidad.

2.6. Medidas para gestionar la cantidad de sedimentos

Mensajes clave

- Las intervenciones pueden ser necesarias para abordar los problemas de cantidad de sedimentos a escala de la cuenca o célula costera, o sólo a nivel local en determinadas masas de agua, o ambas.
- Antes de decidir qué medidas son adecuadas, es esencial comprender tanto el tipo de problema genérico (suministro, continuidad y capacidad de transporte) como la escala a la que el problema se manifiesta/la solución es necesaria.
- Las medidas para gestionar la dinámica y la cantidad de sedimentos pueden adoptar muchas formas. Distintas medidas pueden ser adecuadas para ríos regulados frente a no regulados; para entornos urbanos frente a rurales; para ríos, lagos, costas o aguas de transición; para sedimentos gruesos/carga de fondo o para sedimentos más finos/suspendidos.
- Sin embargo, también hay puntos en común entre los distintos tipos de medidas en cuanto a la finalidad de la intervención. Por lo tanto, los gestores de las cuencas fluviales deberían considerar medidas genéricas y luego medidas específicas que aborden el suministro de sedimentos; la continuidad (interrupción); y la modificación hidromorfológica/capacidad de transporte, a diferentes escalas según convenga.
- Además de las medidas resumidas en este documento, también se puede hacer referencia a la biblioteca de medidas de la Orientación 37 del ECI, así como a las librerías de medidas propias de los Estados miembros.

2.6.1. Necesidad de medidas de gestión de la cantidad de sedimentos

Si el análisis, descrito en las secciones anteriores, identifica que la consecución del buen estado/potencial ecológico o de otros objetivos políticos relevantes, se ve comprometido debido a cuestiones relacionadas con los sedimentos, el PHC deberá incluir las medidas adecuadas. Esto se aplica tanto si los fallos se producen en toda la cuenca/celda costera y/o localmente, o sólo en determinadas masas de agua.

Las intervenciones necesarias para abordar tales problemas podrían incluir algunas o todas de las siguientes medidas: medidas de mitigación en masas de agua muy modificadas o artificiales; medidas destinadas a contribuir al cumplimiento de los objetivos de las zonas protegidas; u otras medidas del programa de medidas del PHC (artículo 11 de la DMA). Las medidas podrían incluirse también en los PGRI, las estrategias marinas, etc. (véase la sección 2.2).

Los subapartados anteriores explican las circunstancias en las que la consecución del buen estado/potencial ecológico de la DMA depende de que se disponga de la cantidad adecuada del tipo correcto (tamaño, forma) de sedimento, en el lugar y momento correcto. Para seleccionar las medidas de mitigación adecuadas a las circunstancias particulares, los gestores del agua y las autoridades de las cuencas fluviales que elaboren los PHC, con el apoyo de los expertos pertinentes, deberán, por tanto, comprender:

1. La magnitud del problema indicado por los indicadores de calidad biológica, los indicadores hidromorfológicos, la evaluación de las presiones de la cuenca, etc. (Sección 2.1)
 - a. ¿Existe un fallo generalizado en la consecución del buen estado o potencial ecológico (GES/GEP) en toda la cuenca o célula sedimentaria costera, o en varios lugares?, o
 - b. ¿Está comprometida la consecución del buen estado o potencial ecológico sólo localmente en un pequeño número de masas de agua o lugares específicos?
2. Los diferentes tipos de problemas de cantidad de sedimentos que pueden encontrarse; la **naturaleza** de tales problemas; y sus vínculos con cuestiones específicas relacionadas con el agua y la biodiversidad a nivel de la cuenca o la masa de agua (por ejemplo, objetivos de biodiversidad, conectividad u otros objetivos de conservación de la naturaleza; objetivos de gestión de los ecosistemas o hábitats protegidos; gestión de riesgos; etc.) (secciones 2.2 y 2.3)
3. Si las investigaciones (secciones 2.4 y 2.5) han confirmado que existen problemas de **suministro** de sedimentos, es decir, de la disponibilidad de sedimentos del tamaño y la forma necesarios para apoyar el elemento o elementos de calidad ecológica en cuestión.
 - a. ¿Existe un excedente o un déficit del tipo de sedimento adecuado?
 - b. En caso afirmativo, ¿hay pruebas de un problema generalizado de cantidad de sedimentos o sólo se manifiesta localmente?
4. Si las investigaciones (secciones 2.4 y 2.5) han confirmado problemas de dinámica, **continuidad** o transporte de sedimentos.
 - a. ¿Se ha interrumpido la continuidad de los sedimentos?
 - b. En caso afirmativo, ¿afecta esto a un área significativa (grandes partes de la cuenca de captación o célula sedimentaria costera o a múltiples masas de agua) o los efectos sólo se manifiestan localmente (un pequeño número de masas de agua o efectos dentro de una masa de agua)?
5. Si las investigaciones (secciones 2.4 y 2.5) han puesto de manifiesto problemas de **capacidad de transporte de sedimentos**, por ejemplo, debido a modificaciones hidromorfológicas locales que afectan a la velocidad del flujo, la profundidad, etc.
 - a. ¿Está comprometida la capacidad de transporte?
 - b. En caso afirmativo, ¿se trata de efectos generalizados (que afectan a grandes partes de la cuenca hidrográfica o a la célula sedimentaria costera o a múltiples masas de agua) o sólo se manifiestan localmente (un pequeño número de masas de agua o efectos dentro de una masa de agua)?
6. Si se necesitan **investigaciones adicionales**, recopilación de datos, seguimiento, etc. (sección 2.5) para aclarar o profundizar en la causa subyacente del problema o problemas, y si se han realizado estas investigaciones.

En términos generales, las medidas relativas a la cantidad de sedimentos necesarias en los PHC para ayudar a cumplir los objetivos ecológicos de la Directiva pueden agruparse en función de su finalidad principal, tal y como se ha comentado en el subcapítulo 2.3. Por lo que puede ser necesario abordar lo siguiente:

1. Entrada desequilibrada de sedimentos en el sistema.
2. Interrupción de la continuidad del transporte de sedimentos.
3. Déficit generalizado de sedimentos.
4. Exceso generalizado de sedimentos.
5. Déficit de deposición de sedimentos a escala local.
6. Exceso de acumulación de sedimentos a escala local.
7. Distribución desequilibrada del tamaño de los sedimentos.

Estas siete categorías no sólo reflejan las tres cuestiones genéricas (suministro, continuidad y capacidad de transporte) sino que tienen en cuenta la escala a la que se manifiestan los problemas o se necesitan soluciones. El diagrama de flujo de la figura 2.6 ilustra cómo estas siete categorías de problemas pueden ser esquematizadas en tres categorías de cuestiones genéricas.

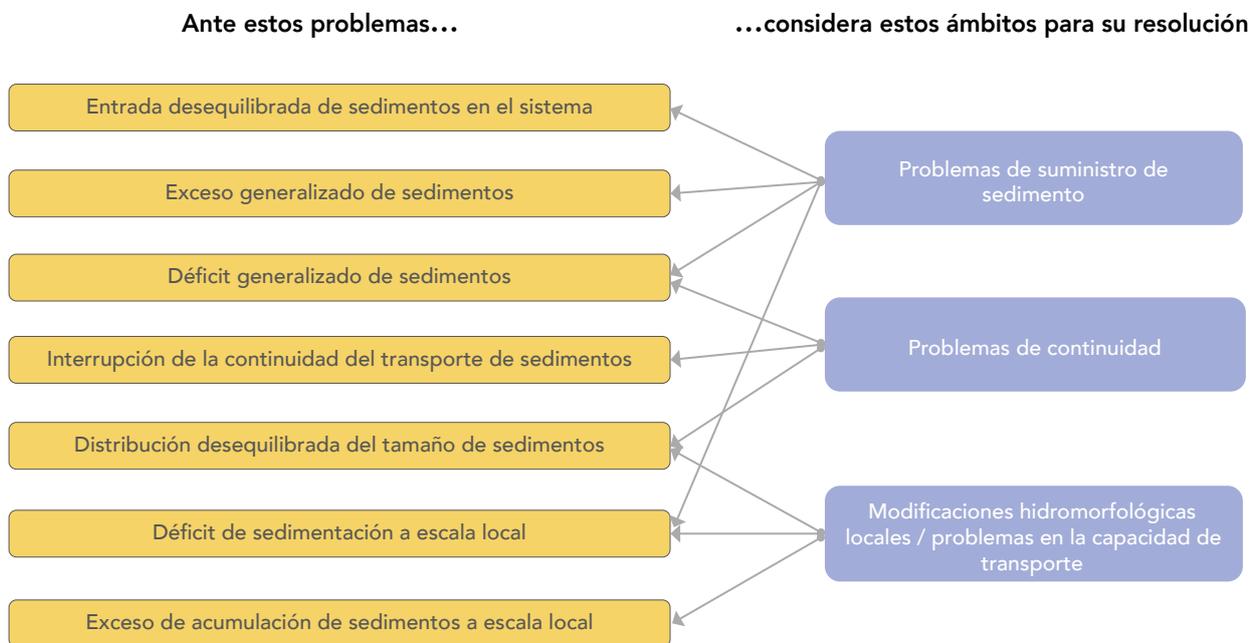


Figura 2.6. Diagrama de flujo que relaciona los tipos de problemas con las categorías de cuestiones más genéricas.

2.6.2. Tipos de medidas

Las medidas para gestionar la dinámica y la cantidad de sedimentos pueden adoptar muchas formas. Pueden aplicarse en diferentes situaciones y a diferentes escalas, desde el nivel de cuenca hasta el local (por ejemplo, a masas de agua individuales o en grupo, o incluso dentro de una masa de agua). Algunas medidas pueden ser más apropiadas para ríos regulados; otras para ríos no regulados. Algunas pueden ser adecuadas para entornos urbanos, otras para rurales. Algunas pueden ser exclusivas de las aguas de transición y costeras, otras de los ríos o de los lagos. Algunas pueden referirse a los sedimentos gruesos o a la carga de fondo; otras a los sedimentos más finos o en suspensión. A nivel genérico, sin embargo, hay muchos puntos en común entre los diferentes tipos de medidas en cuanto a la finalidad de su intervención. La Tabla 2.5 que figura a continuación, ilustra los tipos de medidas genéricas que se utilizan habitualmente para abordar los problemas de cantidad de sedimentos (por ejemplo, suministro, continuidad (interrupción) y modificación hidromorfológica/capacidad de transporte/velocidades de flujo). Tenga en cuenta que siempre que se apliquen estas medidas podrán seguirse las pertinentes indicaciones y directrices de buenas prácticas cuando estén disponibles.

Tabla 2.5. Tipos de medidas utilizadas para abordar los problemas de suministro de sedimentos, continuidad y modificaciones hidromorfológicas locales.

CATEGORÍA DE MEDIDA GENÉRICA Y MEDIDA OBJETIVO	EJEMPLOS DE MEDIDAS*
Tipo de medida: abordar el cambio en el suministro de sedimentos	
<p>Reducir el aporte de sedimentos finos no deseados; gestionar la escorrentía excesiva</p> <p>Objetivo: introducir prácticas de gestión o infraestructuras para reducir el flujo de agua cargada de sedimentos hacia las masas de agua en las zonas con exceso de sedimentos.</p>	<p>Reducción del sellado del suelo. Medidas de control de los caudales máximos. Cuencas de retención, detención o infiltración. Otros sistemas de drenaje (urbano) sostenible (SuDS) Prácticas de conservación de suelos. Franjas de amortiguación ribereñas. Otras medidas naturales de retención de agua (NWRM) Selección de métodos para los trabajos de mantenimiento o actividades de dragado para evitar la alteración innecesaria de los sedimentos.</p> <p>Si es necesario, uso de técnicas de ingeniería blanda para la protección de las orillas del río de la erosión, por ejemplo, restauración de la franja protectora de la vegetación ribereña.</p>
<p>Gestionar el uso del suelo</p> <p>Objetivo: aprovechar la capacidad de sedimentación-fijación de la vegetación y de sus sistemas de raíces en las zonas con exceso de sedimentos.</p>	<p>Reforestación en cabecera. Agricultura sin labranza o de contorno. Cultivos de cobertura. Bandas protectoras de vegetación. Agricultura extensiva sostenible. Corredores fluviales con vegetación. Cobertura vegetal permanente.</p>
<p>Minimizar el flujo de derrubios/movimientos en masa y la erosión del suelo</p> <p>Objetivo: evitar la perturbación de suelos potencialmente vulnerables, el sellado y/o la deforestación.</p>	<p>Reducir al mínimo la urbanización/construcción en terrenos inclinados. Planificación espacial. Protección y gestión de los bosques. Prácticas agrícolas basadas en los ecosistemas.</p>
<p>Restaurar el aporte de sedimentos</p> <p>Objetivo: aumentar el aporte de sedimentos en el sistema cuando exista un déficit aguas abajo en el río y en la región costera.</p>	<p>Eliminar las barreras y los obstáculos artificiales. Restaurar las dimensiones o el patrón alterado del cauce. Establecer corredores fluviales erosionables donde la erosión de las orillas esté permitida. Mejorar la conectividad hidromorfológica dentro de los ríos y ésta con sus márgenes y llanuras de inundación.</p>
<p>Introducir artificialmente el sedimento</p> <p>Objetivo: restablecer el equilibrio de los sedimentos introduciendo materiales procedentes de otros lugares con excedente de sedimentos.</p>	<p>Inyección de sedimentos para complementar el sedimento dentro del sistema. Regenerado de playas y/o costas basado en el ecosistema.</p>
<p>Gestionar las actividades que eliminan físicamente sedimentos</p> <p>Objetivo: mejorar los procesos naturales de suministro de sedimentos y retener los sedimentos en el sistema en las zonas con déficit de suministro.</p>	<p>Impedir la extracción de sedimentos del cauce (minería)*. Modificar la actividad de dragado (por ejemplo, para la navegación, la recreación y/o la conducción de inundaciones) * Retirar o modificar las estructuras de control de la erosión de los acantilados o las orillas (revestimientos, protecciones, etc.) para permitir una erosión controlada. Retención, eliminación, reintroducción o aumento de sedimentos dentro del sistema* (siguiendo directrices adecuadas) (p. ej. SEPA 2010;2012). Reducir la invasión de la vegetación dentro del lecho del río*.</p>

CATEGORÍA DE MEDIDA GENÉRICA Y MEDIDA OBJETIVO	EJEMPLOS DE MEDIDAS*
Tipo de medida: abordar el cambio en la continuidad de los sedimentos	
<p>Retirar, realinear o modificar estructuras de retención</p> <p>Objetivo: modificar las infraestructuras que están atrapando sedimentos y facilitar el movimiento natural de los sedimentos a través del sistema.</p>	<p>Eliminación de estructuras de retención redundantes.</p> <p>Eliminación de presas total o parcial.</p> <p>Sustituir diques de retención impermeables por otros permeables; convertir diques de retención de "cuerpo completo" en diques de retención "abiertos" y/o ampliar las aperturas en los diques de contención.</p> <p>Minimizar la altura del umbral de vertido del azud.</p> <p>Modificar las características de los azudes.</p> <p>Instalación de desagües de fondo/compuertas para la salida (venting), el transporte (sluicing) o el lavado de sedimentos (flushing).</p> <p>Dirigir los sedimentos a través de las turbinas.</p> <p>Realignar los rompeolas, los espigones, etc. para optimizar el transporte.</p>
<p>Gestionar los flujos de sedimentos</p> <p>Objetivo: modificar las medidas y prácticas de gestión que están interfiriendo con las tasas naturales de transporte de sedimentos.</p>	<p>Flujos de sedimentos (flujos s; equivalentes a los flujos e)*</p> <p>Inundaciones controladas y/o artificiales*</p> <p>Apertura frecuente de compuertas durante las crecidas (sluicing).</p> <p>Salida o paso de las corrientes de turbidez (venting).</p> <p>Lavado de sedimentos (flushing) respetuoso con el medio ambiente.</p> <p>Optimizar las estrategias de lavado/apertura de compuertas para las presas en serie</p> <p>Muros de encauzamiento.</p> <p>Inyección de agua o dragado por agitación.</p>
<p>Derivación de sedimentos</p> <p>Objetivo: facilitar el movimiento de sedimentos desde aguas arriba de: una estructura de retención y devolverlo al sistema aguas abajo o a la deriva.</p>	<p>Túnel o canal de derivación de sedimentos.</p> <p>Embalse fuera de la corriente.</p> <p>Transporte físico mediante maquinaria de construcción (p. ej. desde detrás de un espigón de cierre)*</p>
Tipo de medida: abordar la modificación física (por ejemplo, el cambio de la capacidad de transporte)	
<p>Restauración hidromorfológica o diversificación para reducir la erosión o promover la sedimentación sostenible.</p> <p>Objetivo: crear o restaurar zonas con bajas velocidades de flujo y tensiones por esfuerzos cortantes para promover la deposición y retención de sedimentos en zonas deficitarias y para detener la erosión del lecho del río.</p>	<p>Restablecer las zonas de bajo caudal (arroyos, remansos, meandros, cauces secundarios, paleocauces y márgenes del río).</p> <p>Crear islas, barras, arrecifes, rompeolas, etc. para reducir las velocidades del flujo o la acción de las olas.</p> <p>Restaurar las orillas del río y aumentar la anchura del lecho del río.</p> <p>Aumentar la longitud del río para reducir la pendiente (p. ej. reconexión de meandros, reordenación, etc.).</p> <p>Introducir madera de gran tamaño.</p> <p>Otras medidas naturales de retención de agua (NWRM) equivalentes.</p>
<p>Optimizar las estructuras de ingeniería</p> <p>Objetivo: modificar las características del flujo para reducir (o aumentar) la tensión por esfuerzo cortante y la capacidad de transporte y promover la sedimentación (o la erosión).</p>	<p>Reajuste/retroceso/eliminación planificada de las estructuras de defensa contra las inundaciones.</p> <p>Reapertura de pólderes.</p> <p>Optimización de las estructuras de ingeniería fluvial y costera para reducir la erosión, incluyendo el uso de vegetación y técnicas de bioingeniería.</p>

CATEGORÍA DE MEDIDA GENÉRICA Y MEDIDA OBJETIVO	EJEMPLOS DE MEDIDAS*
<p>Utilizar técnicas de ingeniería blanda</p> <p>Objetivo: promover la sedimentación a niveles deseados y sostenibles.</p>	<p>Regeneración de playas o de la costa basado en el ecosistema.</p> <p>Plantar especies pioneras o colocar LWD (residuos leñosos de gran tamaño) para atrapar sedimentos (marismas, dunas y márgenes de ríos)</p> <p>Iniciar/crear parches de vegetación ribereña y acuática.</p>
<p>Medidas para reducir la acumulación excesiva</p> <p>Objetivo: aumentar la tensión por esfuerzo cortante o promover de otro modo la removilización del exceso de sedimentos.</p>	<p>Removilización de barras de grava consolidadas.</p> <p>Removilización de los sedimentos finos acumulados (por ejemplo, en zonas de desove obstruidas).</p> <p>Gestión de la vegetación en las zonas de corriente para aumentar la velocidad del flujo y movilizar los depósitos de sedimentos finos.</p> <p>Gestión de los vertidos/caudales para reducir la sedimentación (p. ej., Bussetini, Vezza, 2019 y De Jalon et al, 2016).</p> <p>Optimización de las estructuras de ingeniería fluvial para reducir la sedimentación (p. ej. Halleraker et al, 2016).</p>

(*las medidas de ejemplo pueden encajar en más de un tipo; eligiéndose la que más se ajusta para el propósito de la tabla)

La tabla agrupa las medidas de gestión de sedimentos en categorías genéricas según su propósito u objetivo principal. En el contexto del entorno natural dinámico en el que se aplican estas medidas, muchas de estas medidas son tipos de soluciones basadas en la naturaleza (véase el cuadro 2.1) o infraestructura verde-azul.

La “infraestructura verde-azul” se refiere a zonas naturales o seminaturales estratégicamente planificadas que representan importantes mejoras de los servicios de los ecosistemas y la biodiversidad tanto en entornos urbanos como rurales. En términos de gestión de los sedimentos, el restablecimiento estratégico de la conectividad hidromorfológica para facilitar un intercambio natural tanto de agua como de sedimentos entre un río y sus márgenes/llanura de inundación es un ejemplo de ello.

La eliminación de una estructura redundante o su rectificación (por ejemplo, de una serie de espigones o rompeolas) para restaurar o mejorar los procesos naturales de transporte de sedimentos puede ser otro. Las soluciones basadas en la naturaleza y las infraestructuras verde-azul no figuran, sin embargo, enumerados por sí mismas como medidas en la Tabla 2.5.

Cuadro 2.1: Soluciones basadas en la naturaleza para abordar los problemas de cantidad de sedimentos

El término “soluciones basadas en la naturaleza” (NBS) se refiere a soluciones “inspiradas en la naturaleza”. Las NBS suelen ser medidas de gestión sostenible o de restauración en ecosistemas naturales o modificados que emulan las funciones naturales. Como tales, pueden dar lugar a importantes co-beneficios, por ejemplo, en términos de gestión del riesgo de inundaciones y de erosión costera, reforzando la resistencia al cambio climático, o garantizando la seguridad de los combustibles, los alimentos o el agua⁴ (https://ec.europa.eu/info/research-and-innovation/research-area/environment/nature-based-solutions_es).

⁴ https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/nature-based-solutions_en

Las medidas de las SBN pueden incluir, entre otras muchas (Agencia de Medio Ambiente, 2021⁵);

- Restaurar la conectividad, entre un río y su llanura de inundación, o entre un estuario y sus hábitats intermareales para facilitar el intercambio natural de agua y sedimentos, y mejorar tanto la biodiversidad como el secuestro de carbono. Ejemplos de este tipo de soluciones son la restauración de la llanura de inundación del río Elbe en Alemania (Deltares, 2021⁶) y el plan de reordenación costera Medmerry⁷ en el Reino Unido, que ha sido reconocido recientemente por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) para soluciones basadas en la naturaleza⁸.
- La restauración o la mejora de los hábitats dependientes de los sedimentos, como las salinas, las marismas, dunas, playas y zonas ribereñas reducen y disipan de forma natural la energía de las olas y las mareas, además de proporcionar beneficios sobre la biodiversidad y otros servicios al ecosistema. Idealmente, esto debería lograrse restableciendo el suministro natural de sedimentos, ya que, de lo contrario, puede ser necesario realizar intervenciones como la sustitución de los revestimientos de hormigón a lo largo de los diques fluviales o costeros por proyectos de plantación cuidadosamente diseñados y gestionados que atrapen los sedimentos para que se conviertan en autosostenibles, por ejemplo, utilizando cañaverales, sauce, barrón o similares (véase el caso de estudio 6. River Monnow Bank and toe protection; en Roca, M. et al., 2017), la regeneración de playas o líneas de costa a través de diseños cuidados y ecológicos (Mickovski, S. y Walvin, S., 2015) o cuando el dragado sea necesario para asegurar la navegación o para conducir las inundaciones, la selección de métodos de dragado sensibles y ambientalmente probados que retengan los sedimentos en el sistema natural en lugar de retirarlos para su eliminación.

La escala de aplicación de las medidas individuales dependerá del tipo de problema que se aborde (es decir, la causa del problema y sus síntomas (SEPA, 2010)). Varias de estas medidas pueden aplicarse a escala de la cuenca (por ejemplo, la gestión del uso del suelo). Otras pueden consistir en una medida aplicada localmente que beneficie a la cuenca más amplia (por ejemplo, la eliminación o la realineación de una estructura para facilitar el flujo de sedimentos). A veces, una medida sólo puede aplicarse, y aportar su beneficio, a nivel local: por ejemplo, una iniciativa de restauración de hábitats o de diversificación hidromorfológica puede estar destinada a reducir la erosión o a promover la sedimentación sostenible en un lugar específico. La mayoría de los planes de gestión de cuencas hidrográficas contendrán una mezcla de medidas estratégicas y locales, según el tipo de problema identificado en los subcapítulos 2.3 a 2.5. Además, es frecuente que las medidas proporcionen beneficios conjuntos al abordar otras presiones medioambientales (por ejemplo, la mayoría de las medidas de gestión de la escorrentía de sedimentos tendrán probablemente efectos positivos en las fugas de nutrientes y en la biodiversidad).

Muchas de las medidas de gestión de los sedimentos enumeradas en la tabla 2.5 implican “trabajar con la naturaleza” (WwN) de alguna manera para restaurar o mejorar los procesos naturales y los hábitats asociados. Como se ha destacado anteriormente, estas medidas son especialmente útiles cuando hay que cumplir múltiples objetivos, por ejemplo, proteger o mejorar la biodiversidad al tiempo que se garantiza la protección contra las inundaciones, el control de la erosión o la seguridad de la navegación. El caso de estudio 2.3 muestra una técnica de permeabilización de masas de sedimentos vegetadas basada en la naturaleza. Además, se muestran tres iniciativas internacionales de “trabajar con la naturaleza”, en donde se señalan diferentes categorías de estudio.

⁵ <https://www.gov.uk/flood-and-coastal-erosion-risk-management-research-reports/working-with-natural-processes-to-reduce-flood-risk>

⁶ Deltares (2021) Economic rationale of NBS in freshwater ecosystems. Bregje van Wesenbeeck, Sien Kok, Camilo Benitez Avila, Robyn Gwee, Ellis Penning. 11206081-002-ZKS-0001, 22 February 2021

⁷ <https://www.ice.org.uk/knowledge-and-resources/case-studies/managed-realignment-at-medmerry-sussex>

⁸ <https://www.dredgingtoday.com/2021/11/11/medmerry-scheme-leading-the-way-on-new-global-standard-for-nature-based-solutions/>

Caso de estudio 2.3: Permeabilización de grandes masas de sedimentos vegetadas (Curage) en el tramo medio del Ebro

La regulación de los ríos en la cuenca alta del Ebro y la construcción de obras de defensa de tipo mota durante las últimas décadas, ha limitado los procesos hidrológicos y los fenómenos naturales de erosión, transporte y sedimentación en el tramo medio del río Ebro; disminuyendo el transporte de los sedimentos dentro del cauce y favoreciendo su acumulación y consolidación por efecto de la vegetación riparia. La permeabilización de estas barreras de sedimentos fuertemente vegetadas y acorazadas en los sotos e islas a través de la apertura de ramales de libre circulación, técnica conocida como curage, permite la movilización del material sedimentario durante los eventos de avenida, mejorando la dinámica fluvial, el comportamiento general del cauce del río y favoreciendo los procesos sedimentarios naturales.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

A continuación, se ofrecen tres ejemplos europeos de “trabajar con la naturaleza”:

Autor: Jan Brooke

Tres iniciativas de “con la naturaleza” son de especial relevancia para los sedimentos acuáticos: Trabajar con la naturaleza (WwN, por sus siglas en inglés) promovida por PIANC, la Asociación Mundial de Infraestructuras de Transporte Acuático (véase <https://www.pianc.org/working-with-nature>); Construir con la naturaleza (BwN), promovida por EcoShape (véase <https://www.ecoshape.org/en/>); e Ingeniería con la Naturaleza (EwN), del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (véase <https://ewn.erd.c.dren.mil>).

El último Atlas “Ingeniería con la Naturaleza” (volúmenes 1 y 2) muestra ejemplos de EwN, WwN y BwN en proyectos de todo el mundo, incluida Europa. Los sedimentos y su gestión ocupan un lugar destacado en toda la publicación. El Atlas, que puede descargarse de https://ewn.erd.c.dren.mil/?page_id=4174, clasifica los casos de estudio de la siguiente manera:

- Playas y dunas: Protección de las costas y mejora de las actividades recreativas.
- Humedales: Creación de defensas naturales y hábitats acuáticos.
- Islas: Descubriendo Soluciones de colocación con múltiples beneficios.
- Arrecifes: Estabilización de las líneas de costa y creación de hábitats.
- Sistemas fluviales: Reforzando y restaurando las vías fluviales naturales.
- Llanuras de inundación: Mitigación del riesgo de inundación mediante procesos naturales.
- Uso de la vegetación y de materiales naturales: Exploración de intervenciones alternativas.
- Mejora medioambiental de las infraestructuras: Estructuras de ingeniería que incluyan beneficios al hábitat.

Aunque no se trata de una lista exhaustiva, la biblioteca de medidas de mitigación asociada al documento de orientación 37 del ECI “Pasos para definir y evaluar el potencial ecológico para mejorar la comparabilidad de las masas de agua muy modificadas” (disponible en el sitio web de la Comisión⁹) también describe varias medidas potenciales para gestionar la cantidad de sedimentos en situaciones en las que una modificación física existente ha repercutido en la hidromorfología y, a su vez, en la ecología de la masa de agua. Esta biblioteca de medidas está ordenada por tipo de masa de agua. En el caso de los ríos, los “impactos típicos

⁹ https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-framework-directive_en

en la ecología original” podrían incluir la interrupción de la continuidad de los sedimentos o el aumento de los sustratos finos. Para las masas de agua de transición y costeras, estos impactos podrían incluir la eliminación o el cambio de naturaleza del sustrato, reubicación o eliminación de sedimentos, modificaciones en el suministro o transporte de sedimentos, cambios en los niveles de sedimentos en suspensión, etc. La Biblioteca ofrece ejemplos de medidas de mitigación que pueden aplicarse para abordar estos y otros impactos similares relacionados con los sedimentos en el estado de la DMA. Algunos Estados miembros también tienen sus propias bibliotecas de medidas potencialmente relevantes. La figura 2.7 ilustra cómo las medidas de mitigación son aplicables en toda una cuenca fluvial.

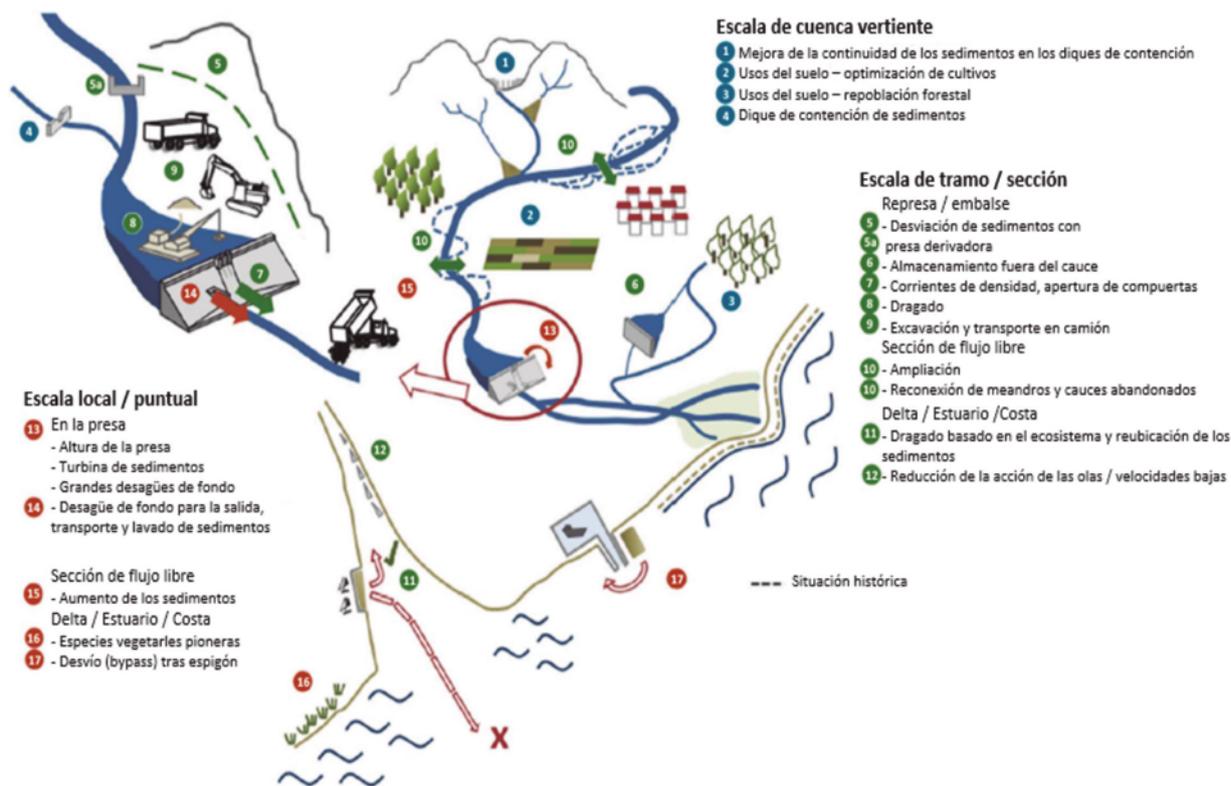


Figura 2.7. Medidas de mitigación para abordar el exceso en la cantidad de sedimentos aplicadas a lo largo de las cuencas fluviales. Fuente: Habersack et al. 2019.

Varios casos de estudio adicionales profundizan en las diferentes medidas seleccionadas para abordar los problemas de cantidad de sedimentos. Varios ejemplos se centran en la restauración de la continuidad.

Caso de estudio 2.4: Restauración de la continuidad longitudinal de un tramo del río Ritort: derribo del azud de la minicentral hidroeléctrica de Molló

Este caso de estudio muestra la mejora y la recuperación de los procesos naturales que se producen en la morfología fluvial del cauce del río Ritort al reactivarse el transporte de sedimentos en un tramo del río con presencia de barreras transversales a la continuidad longitudinal. La eliminación del azud de la minicentral hidroeléctrica de Molló y su posterior monitoreo ha permitido evaluar los impactos positivos que la actuación ha tenido sobre el ecosistema fluvial.

Para una descripción completa del caso de estudio, véase el anexo A.

Caso de estudio 2.5: Demolición de la presa de Inturia en el río Leitzaran, Gipuzkoa

El caso del río Leitzaran explica la demolición de la presa de Inturia con el objetivo de restituir la morfología original del cauce y recuperar los procesos fluviales naturales en ese tramo de río alterado desde el punto de vista ambiental y geomorfológico. El desmantelamiento de la presa fue realizado por fases entre los años 2013 y 2016, estableciéndose un programa de seguimiento de la evolución geomorfológica del río, contribuyendo con esta actuación a la movilización del sedimento hacia aguas abajo de dicha localización y a la mejora de la potencialidad de los hábitats para las especies de interés, tales como el salmón.

Para una descripción completa del caso de estudio, véase el anexo A.

Para conocer otros casos de restauración de la continuidad de los sedimentos (longitudinal, lateral y vertical) en Europa, ver los casos de los ríos Po y Talvera: "Sediment management plans in Italy and river Po sediment management plan" e "Improving connectivity in the Talvera river (Province of Bolzano, Italy)"; ambos en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

Este último caso de estudio se ha incluido en el proyecto HyMoCARES (<https://www.alpine-space.eu/projects/hymocares>). Este proyecto desarrolló un marco conceptual y herramientas operativas para integrar el concepto de servicios ecosistémicos en la planificación y gestión de las cuencas fluviales alpinas, con especial enfoque en los factores que afectan a la hidromorfología de los ríos, incluyendo la continuidad de los sedimentos y asegurando la integración de las escalas local y de cuenca.

Para más información sobre el caso de estudio, consulte:

<https://www.alpine-space.eu/projects/hymocares/en/case-studies/case-studies/talvera>

Varios ejemplos ilustran casos en los que se ha utilizado el aumento de sedimentos en la restauración. Siempre debe darse prioridad a los problemas de sedimentos identificando y abordando el origen del problema a mayor escala. El aumento de sedimentos es una actividad costosa que aborda los impactos aguas abajo de un problema aguas arriba. Sin embargo, en algunas situaciones es la única solución viable que es compatible con los actuales usos del sistema.

Caso de estudio 2.6: Manejo de sedimentos fluviales. Estudio de la sedimentación en el embalse de Villameca, León

El caso de estudio del embalse de Villameca reflexiona sobre la cuestión de los sedimentos en los embalses localizados en los ejes fluviales, en donde la acumulación de los sedimentos almacenados se ha venido considerando hasta hace tan solo unos años en términos de evitar o retrasar su colmatación. En el embalse de Villameca se ha realizado el estudio de los depósitos sedimentarios, permitiendo extraer información tanto de la composición y los volúmenes acumulados como de los cambios en los usos del suelo acaecidos en su cuenca durante las últimas décadas del siglo XX.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Para conocer otros casos de estudio sobre el efecto bloqueo que tienen las presas sobre el transporte de sedimentos y de cómo puede compensarse, ver el caso del Alto Rin (Alemania): "The Upper Rhine (Germany) Sediment Nourishment initiative illustrates how the effect of dams blocking sediment transport may be offset"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

Caso de estudio 2.7: Reinserción de sedimentos en el sistema fluvial

El proyecto de túnel de trasvase de sedimentos en el río Cubillas, Granada

El proyecto de túnel de trasvase de aguas del río Cubillas al río Colomera constituye un caso de estudio histórico de reinserción de sedimentos mediante el empleo de un by-pass de carga en una gran obra hidráulica. En 1953 se hizo necesario el estudio de la corrección de la cuenca vertiente a la presa de Cubillas para evitar el aterramiento del vaso del embalse por la llegada de aportaciones sólidas desde el río Cubillas, el río Blanco y el arroyo Bermejo, consecuencia de la roturación agrícola que afectaba a la cuenca. Estableciéndose como mejor solución la construcción de un túnel de trasvase que desaguase las "aguas turbias" desde la cola del embalse para que fueran transportadas al río Colomera, afluente del río Cubillas aguas abajo.

Como resultado de las obras se obtuvo un túnel o by-pass de carga formado por una presa de derivación a 4.610 m de distancia de la presa del embalse, un canal de derivación y un túnel de sección circular de 5,5 m de diámetro y 3.210 m de longitud, vertiendo las aguas cargadas de sedimento desde el río Cubillas al río Colomera para caudales de hasta 150 m³/s, estimándose que un caudal de 5 m³/s ya produce depósitos sedimentarios en el cauce.

En 2021 la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir tomó muestras de sedimento en el embalse y evaluó el volumen atrapado, obteniendo como resultado que la capacidad del embalse había pasado desde 21 Hm³ en 1956 a 13,5 Hm³, correspondiendo tal diferencia a la deposición de fangos en el vaso.

La construcción de una cámara de sedimentos en cauces torrenciales de Oia, Galicia

Con motivo de las inundaciones sucedidas en el concello de Oia (Galicia), durante el periodo 2006-2014, se realizaron una serie de obras de acondicionamiento en varios de sus ríos y arroyos de marcada dinámica torrencial. Concretamente, en un afluente del río Broi, se localiza un encauzamiento escalonado en escollera que fue dotado de un pozo de retención de acarreos. Esta cámara de carga de pequeñas dimensiones permite el control de avenidas y la disminución del riesgo de inundación de las infraestructuras situadas aguas abajo, al tiempo que minimiza la problemática de obturación de las obras de paso, mediante el mantenimiento, vaciado y retirada periódica de los materiales acumulados, principalmente bolos y cantos, y su posterior restitución al cauce aguas abajo de la infraestructura.

Para conocer otros casos de estudio de reposición de gravas en tramos de ríos, ver el caso de gestión del sedimento en el embalse de Saint-Sauveur: "Restoring sediment continuity in the Buëch river (Southern Alps, France)" y el caso de reinyección de sedimento en el río Drac: "The restoration of the Upper Drac River (Southern Alps, France)"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

Tres casos de estudio en España ilustran cómo el aumento de sedimentos puede combinarse con el incremento de la movilidad lateral de un río en la restauración morfológica y la importancia del papel del caudal generador, además del aumento de sedimentos, en la restauración morfológica de los ríos aguas abajo de las presas.

Caso de estudio 2.8: Restauración hidromorfológica de un brazo secundario del río Ter en la isla de Gombries

El caso de estudio muestra el proyecto de restauración de la conectividad longitudinal, lateral y vertical del río Ter en la comarca de Osona, Barcelona, en un tramo de río con un fuerte desequilibrio morfo-sedimentario provocado por la presencia de azudes en los tramos medio y alto y el dragado del material del lecho del cauce durante la segunda mitad del siglo XX. Situación que ha provocado procesos de incisión y encajonamiento del cauce y un fuerte acorazamiento del lecho. La restauración de este tramo del río Ter ha supuesto la recuperación del espacio fluvial en las islas de Gombries y en la de Sorral a través de la aportación de materiales de diferente granulometría y la reconexión del cauce principal con su brazo secundario. Este caso de estudio cuenta con un plan de seguimiento de la morfología del cauce mediante el empleo de trazadores de sedimento, entre otros, para evaluar la respuesta hidromorfológica y sedimentaria de las actuaciones.

Para una descripción completa del caso de estudio, véase el anexo A.

Caso de estudio 2.9: La restauración del río Aragón (cuenca del Ebro, España)

El río Aragón (cuenca del Ebro, España) ofrece un ejemplo de río degradado (incidido en respuesta al dragado y a la regulación) que se está restaurando mediante una combinación de aporte de sedimentos y reconexión de la llanura de inundación. El seguimiento del esquema ha mostrado la exitosa respuesta del sistema fluvial, en términos ecomorfológicos, y esto ha contribuido a un cambio en sus estrategias de gestión.

Para una descripción completa del caso de estudio, véase el ejemplo 2.2 en el anexo A.

Caso de estudio 2.10: Evaluación del papel del caudal generador en la restauración morfológica (cuencas catalanas, NE de España)

Una evaluación de las descargas experimentales de crecidas aguas abajo de los embalses de los ríos Llobregat y Ter ilustra el importante papel del caudal generador en la dinámica de los sedimentos, especialmente cuando se combinan con inyecciones de sedimentos (se probaron técnicas activas y pasivas). Los caudales liberados mostraron una gran capacidad para movilizar y transportar los volúmenes de sedimento inyectados, contribuyendo a la restauración morfológica de estos ríos regulados. Se están diseñando nuevos experimentos para optimizar tales acciones combinadas, en esos y en otros sistemas fluviales cercanos.

Para una descripción completa del caso de estudio, véase el anexo A.

2.6.3. Principios rectores para la selección y evaluación de medidas

Teniendo en cuenta el contexto específico de la cuenca/celda o del lugar (es decir, tal y como se ha comentado en las secciones anteriores), puede generarse una lista de medidas genéricas o específicas potencialmente adecuadas para cada cuenca o masa de agua en la que se hayan confirmado fallos de estado relacionados con la cantidad de sedimentos.

El razonamiento utilizado en el documento de orientación 37 del ECI para apoyar la identificación de las medidas de mitigación para las masas de agua muy modificadas ofrece un ejemplo de cómo enfocar la selección de las medidas potencialmente adecuadas para gestionar los problemas relacionados con la cantidad y la dinámica de los sedimentos, de la siguiente manera:

- confirmar la naturaleza y la escala de la **presión** [véase la sección 2.2 y 2.3]
- comprender el estado actual de los elementos de apoyo hidromorfológicos en comparación con el **estado** natural de la cuenca o de la masa de agua; considerar si el estado actual de cualquier elemento de apoyo físico-químico es también relevante y, en caso afirmativo, comparar el estado actual con el estado natural de la cuenca o masa de agua [véanse los apartados 2.4 y 2.5]
- establecer qué elementos de calidad biológica se han visto **afectados** negativamente (directa o indirectamente) por el problema de suministro de sedimentos, continuidad o capacidad de transporte, y cómo se ven afectados; tener en cuenta cualquier implicación mayor en cuanto al funcionamiento ecológico y/o (por ejemplo, cuando lo requieran otros instrumentos políticos) el suministro de bienes o servicios de los ecosistemas [véase la Sección 2.2]
- identificar una serie de medidas genéricas o específicas que puedan contribuir, solas o en combinación, a mejorar la cantidad/dinámica de los sedimentos y, por tanto, el estado/potencial ecológico (**respuesta**) [véase la sección 2.6]

- utilizar la previsión (modelización numérica o física, juicio de expertos, etc. [véase la sección 2.4]) para comprender el alcance acumulativo de las mejoras previstas en el estado y evaluarlo en relación con los respectivos objetivos ecológicos de la DMA ([respuesta](#)).

Estos principios pueden aplicarse para seleccionar una lista de medidas u “opciones de gestión” para abordar las presiones sobre la cantidad de sedimentos. Al planificar las medidas hay que tener en cuenta otras consideraciones para seleccionar las medidas que se aplicarán en función de las opciones de gestión. Éstas se describen en el capítulo 4.6, como parte de los diferentes pasos para desarrollar planes de gestión integrada de los sedimentos.

CAPÍTULO 3: CONTAMINACIÓN DE LOS SEDIMENTOS

Mensajes clave

- Varios de los contaminantes que entran en las aguas superficiales tienen preferencia por asociarse y acumularse en los sedimentos.
- La contaminación asociada a los sedimentos puede afectar negativamente al estado DMA de las masas de agua.
- La contaminación por sedimentos puede gestionarse adoptando medidas de prevención, mitigación o remediación.
- Siempre debe darse prioridad a las soluciones destinadas a abordar la contaminación en su origen.
- Las medidas de remediación pueden ser necesarias, pero son menos eficaces y pueden ser muy costosas.

3.1. Introducción

3.1.1. Objetivo y enfoque de este capítulo

La contaminación asociada a los sedimentos puede afectar negativamente al estado de las masas de agua. Este capítulo describe cómo puede abordarse dicha contaminación en el contexto de la DMA y se centra en cómo evaluar el impacto de los contaminantes y cómo gestionarlo. En los casos en los que se sospeche que existe un problema debido a la contaminación asociada a los sedimentos, este capítulo ofrece orientación para comprender y confirmar la naturaleza del problema y seleccionar las medidas de mitigación adecuadas. En cuanto a los contaminantes, se abordan tanto las sustancias tóxicas convencionales como los contaminantes de interés emergente. También se describe el papel de los sedimentos en la determinación del impacto del exceso de nutrientes. Para más detalles, se hace referencia a otras publicaciones y algunos aspectos se ilustran también con casos de estudio. Además, se hace referencia a varios documentos de orientación del CIS¹.

3.1.2. Problemas causados por la contaminación de los sedimentos

Como ya se ha explicado en el apartado 1.5, los contaminantes asociados a los sedimentos pueden afectar al estado químico y ecológico de una masa de agua o a ambos. En el caso de los Estados miembros que han establecido NCA de sedimentos para sustancias prioritarias y/o contaminantes específicos de la cuenca hidrográfica, la superación de dicha norma implica que el estado químico debe clasificarse como no bueno y/o el estado ecológico como moderado. El estado ecológico también puede verse perjudicado (clasificado como moderado, malo o deficiente en función de la gravedad de las alteraciones) por la presencia de una contaminación de los sedimentos (incluido el exceso de nutrientes) que ejerza impactos cuantificables sobre uno o varios de los elementos de calidad biológica de la DMA, como la fauna invertebrada bentónica.

La Directiva 2008/105/CE permite a los Estados miembros aplicar NCA de sedimentos para sustancias prioritarias y de otro tipo (Anexo 1 de la 2008/105/CE, modificada por la Directiva 2013/39/UE), por lo que es posible incluir la contaminación de los sedimentos directamente en la evaluación del buen estado químico. Así lo han hecho hasta ahora algunos Estados miembros, como Italia, Noruega y Suecia. Las NCA

¹ https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-framework-directive_en

de los sedimentos también han sido establecidas para sustancias específicas de las cuencas fluviales, por ejemplo, Alemania. Sin embargo, cabe señalar que en el momento de redactar este informe aún no se habían definido NCA para los sedimentos en la directiva sobre NCA, por lo que es probable que en varios Estados miembros la contaminación de los sedimentos no sea un elemento explícito de la evaluación del estado químico. No obstante, los sedimentos contaminados podrían, en determinadas condiciones, actuar como fuente de contaminación para otros compartimentos (columna de agua y/o absorción en la biota). Por lo tanto, los sedimentos contribuyen al riesgo de que las concentraciones en el agua y/o la biota superen las NCA establecidas para estos compartimentos y además impiden el objetivo de la DMA de reducir progresivamente la contaminación por sustancias prioritarias y la eliminación de las sustancias peligrosas prioritarias. También se requiere (Art. 3.6 de la Directiva NCA) que se controle la tendencia de acumulación de sustancias prioritarias en los sedimentos y/o en la biota. En caso de que se vigile la contaminación asociada a los sedimentos y se observe una tendencia significativa al aumento de la concentración de estos, deberán adoptarse medidas.

Dependiendo del tipo de datos disponibles, un problema derivado de la contaminación de los sedimentos podría identificarse, en el contexto de la DMA, a través de uno o varios de los siguientes indicadores:

1. Elementos de calidad biológica (estado ecológico);
2. NCA de sedimentos para contaminantes específicos fijados por los Estados miembros según el Anexo V 1.2.6 y/o para contaminantes prioritarios fijados por los Estados miembros según la Directiva NCA;
3. Evidencia de determinadas presiones dentro de la cuenca fluvial.

Impactos en el estado ecológico

El capítulo 1 explica cómo los sedimentos desempeñan un papel fundamental en el apoyo a muchos de los elementos de calidad biológica utilizados en la evaluación del estado ecológico. El hecho de no alcanzar un buen estado/potencial para los peces, los invertebrados, los macrófitos y/o el fitoplancton puede deberse a la presencia de contaminación en el sedimento y, por tanto, ser indicativo de ello. Esto puede aplicarse incluso si se alcanza un buen estado químico. Sin embargo, dado que el deterioro del estado ecológico puede deberse a (una combinación de) muchas y diversas presiones de la cuenca fluvial, es necesario reunir pruebas de los vínculos directos entre la contaminación asociada a los sedimentos y el deterioro ecológico. Este capítulo expone un enfoque en dos fases para diagnosticar la presencia de contaminación asociada a los sedimentos y para establecer los riesgos de impacto ecológico debidos a esa contaminación:

1. Comparación de las concentraciones de contaminantes medidos en los sedimentos con los Valores Guía de Calidad de los sedimentos (Sección 3.5.3, Evaluación de los riesgos y del impacto potencial de los contaminantes individuales en los sedimentos). Este enfoque examina las mediciones de contaminación de los sedimentos frente a los umbrales definidos, lo que permite un primer paso de identificación y priorización de las áreas de contaminación de los sedimentos;
2. Un enfoque basado en la evidencia para evaluar los impactos reales de la contaminación (Sección 3.5.3, Evaluación del impacto real y combinado de todos los contaminantes en los sedimentos).

Evaluación de la presión de la cuenca fluvial

Otro indicador de posibles problemas de contaminación asociada a los sedimentos es la presencia dentro de la cuenca fluvial de ciertos tipos de presión(es) asociadas a fuentes de contaminación, incluidas las fuentes históricas que pueden haber dejado un legado de contaminación en los sedimentos. Estas presiones pueden resumirse como actuales, o bien, estar causadas por actividades históricas y ser una fuente potencial de contaminante(s) asociado(s) a la materia sólida, que pueden ser erosionados hacia las aguas superficiales, o contaminante(s) que puede(n) asociarse ampliamente a los sedimentos dentro de la columna de agua. En la siguiente tabla (Tabla 3.1) se incluyen ejemplos de dichas actividades y sus posibles consecuencias.

Tabla 3.1. Ejemplos de presiones relacionadas con la contaminación y consecuencias para los sedimentos (no pretende ser exhaustivo).

PRESIÓN RELACIONADA CON LA CONTAMINACIÓN	CONSECUENCIAS PARA LOS SEDIMENTOS
Contaminación resultante de la producción industrial.	Vertido de contaminantes en aguas superficiales con potencial de asociación y, por tanto, contaminación de los sedimentos. En fuentes históricas, vertido directo de residuos sólidos.
Contaminación resultante de la gestión (intensificación agrícola)	Aumento de las concentraciones de nutrientes en partículas, pesticidas y potencialmente otros contaminantes, por ejemplo, los metales en las aguas de escorrentía pueden provocar la contaminación de los sedimentos al entrar en las aguas superficiales.
Contaminación liberada desde las llanuras de inundación o terrenos, incluidas las instalaciones de residuos no gestionadas adecuadamente (por ejemplo, vertederos y balsas de residuos mineros) adyacentes a las aguas superficiales.	Lixiviación de contaminantes, erosión de suelos contaminados/partículas de residuos sólidos en las aguas superficiales -directamente y/o a través de las aguas subterráneas- con lo que el suelo contaminado contamina los sedimentos. Un evento de inundación severo puede remobilizar la contaminación y llevarla de vuelta a las aguas superficiales donde puede contaminar los sedimentos.
Contaminación resultante de las actividades urbanas.	Contaminación urbana, por ejemplo, aguas residuales urbanas tratadas unido al desbordamiento del alcantarillado o a la escorrentía urbana con polvo contaminado procedente de la lluvia, pueden entrar en las aguas superficiales con potencial de asociación, y, por lo tanto, contaminar los sedimentos.
Contaminación resultante de las actividades portuarias y de las actividades de los puertos deportivos.	El mantenimiento de los barcos puede contaminar los sedimentos, por ejemplo, repostaje de combustible, limpieza inadecuada de bodegas o entrada de pinturas anti-incrustantes en las aguas superficiales con potencial de asociación.

3.1.3. Estructura del capítulo

Este capítulo sigue a partir de ahora una estructura sencilla y directa. La sección 3.2 describe cómo la contaminación de los sedimentos es relevante para la DMA. La sección 3.3 explica cómo los sedimentos se contaminan y cómo los contaminantes asociados a los sedimentos se transportan aguas abajo (secciones 3.3.1-3.3.3). En la sección 3.4 se describe cómo los contaminantes asociados a los sedimentos pueden causar impactos que dificulten la consecución de los objetivos de la DMA. La sección 3.5, relativa a la evaluación de la contaminación de los sedimentos, comienza describiendo el enfoque general que debe adoptarse para la evaluación (sección 3.5.1), seguido de una explicación sobre cómo identificar y priorizar las fuentes de contaminación (sección 3.5.2) y cómo evaluar si la contaminación de los sedimentos tiene un impacto en el estado ecológico y químico, y de qué manera (sección 3.5.3). La sección 3.6 describe el enfoque general que se debe adoptar para gestionar la contaminación asociada a los sedimentos (sección 3.6.1), es decir, un enfoque de tres pasos: 1) cómo prevenir la contaminación de los sedimentos (sección 3.6.2); 2) cómo mitigar el transporte aguas abajo de la contaminación asociada a los sedimentos (sección 3.6.3); y 3) qué técnicas de mitigación o remediación aplicar (sección 3.6.4).

3.2. La contaminación de los sedimentos en un contexto político

Mensajes clave

- La DMA incluye algunos vínculos explícitos y varios implícitos con la contaminación asociada a los sedimentos. Por lo tanto, la gestión de la contaminación asociada a los sedimentos es parte inherente de la DMA.
- Diversas directivas medioambientales de la UE también abordan la cuestión de la contaminación asociada a los sedimentos, ya que tratan directa o indirectamente la gestión de estos: la Directiva sobre Inundaciones, la Directiva sobre Hábitats, la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y también la Directiva Marco de Residuos (véase el capítulo 1, sección 1.5.2).

La DMA tiene como objetivo mantener y mejorar el medio acuático en los Estados miembros de la UE. El objetivo general de la DMA es que todas las aguas europeas alcancen un buen estado o potencial para las masas de agua muy modificadas y las masas de agua artificiales (HMWB/AWB). La DMA también pretende conseguir que no se deteriore más el estado y mejorar el medio acuático mediante la reducción progresiva o la eliminación de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias prioritarias y peligrosas. Además, es necesario gestionar los contaminantes específicos de las cuencas fluviales y los nutrientes como contaminantes de interés para alcanzar los objetivos de la DMA.

La gestión por parte de los Estados miembros para alcanzar el objetivo de la DMA y su directiva de desarrollo sobre sustancias prioritarias (2008/105/CE, modificada por 2013/39/UE) es un proceso iterativo: cada 6 años debe actualizarse el plan de gestión de la cuenca fluvial. La contaminación asociada a los sedimentos debe considerarse en este contexto, lo que da lugar a varias cuestiones que se describirán con más detalle en diferentes apartados de este capítulo:

1. Las demarcaciones hidrográficas deben caracterizarse en términos de presiones e impactos (art. 5 y Anexo II de la DMA; orientación nº 3 del ECI). También hay que informar sobre los impulsores y las presiones significativas (Anexo 1a y 1c en la guía nº 35 del ECI, es decir, la guía para la elaboración de informes de la DMA).
 - a. ¿Cuáles son las fuentes y vías de entrada de contaminantes al medio acuático? (sección 3.3.1)
 - b. ¿Cuáles de estos contaminantes están asociados a los sedimentos? (sección 3.3.2)
 - c. ¿Cuándo, dónde y cómo se transportan los contaminantes asociados a los sedimentos a las masas de agua o al mar? (sección 3.3.3)
2. Inventario de vertidos, emisiones y pérdidas de sustancias prioritarias que debe realizarse (art. 5 2008/105/CE; orientación del ECI nº 28) y notificarse (Anexo 7 de la orientación para la presentación de informes). El inventario también puede incluir los datos de las emisiones en los sedimentos, si están disponibles.
 - a. ¿Cuáles son las fuentes, las vías y los tipos de presión de las emisiones de sustancias prioritarias que contribuyen a la contaminación de los sedimentos? (sección 3.3.1-3.3.3)
 - b. ¿Existe una tendencia significativa de sustancias prioritarias en el sedimento? (sección 3.3.3)
3. Establecer e informar de los programas de vigilancia química y seguimiento operativo tanto de las sustancias prioritarias como de los contaminantes específicos de la cuenca hidrográfica, así como del seguimiento de la tendencia de acumulación de sustancias prioritarias en los sedimentos y/o en la biota (DMA art. 8 y Anexo V; 2008/105/CE art. 3; orientaciones nº 25 del ECI; sección 4 y Anexo 8 de las orientaciones para la presentación de informes)
 - a. ¿Cuándo y dónde es pertinente controlar las sustancias en los sedimentos? ¿Cómo hacer el seguimiento? (sección 3.5.1 & 3.5.2)

4. Pueden establecerse NCA para compartimentos adicionales, es decir, distintos del agua o la biota (incluidos los sedimentos), tanto para las sustancias prioritarias como para los contaminantes específicos de la cuenca hidrográfica (EQSD, artículo 3, DMA, Anexo V; sección 1; orientación n° 27 del ECI; sección 4 y Anexo 8 de la orientación para la presentación de informes)
 - a. ¿Cómo establecer las NCA de los sedimentos y tener en cuenta la biodisponibilidad cuando se utiliza el sedimento para evaluar el estado? (Guía del ECI n° 27)
 - b. ¿Cómo manejar las concentraciones naturales de fondo si interfieren con la posibilidad de alcanzar los objetivos (no superar las NCA)? (sección 3.5.3)
 - c. ¿Cómo comprobar si un fallo de las NCA para la biota o el agua puede estar relacionado con la dispersión de contaminantes en los sedimentos? (sección 3.5.3)
5. Establecer programas de seguimiento biológico (DMA art 2 Anexo V, Decisión 2018/229/UE)
 - a. ¿Cómo evaluar los efectos (el impacto) de los contaminantes en los sedimentos sobre la flora y la fauna bentónicas, como los macroinvertebrados, así como sobre los organismos situados más arriba en la cadena alimentaria? (sección 3.5.3)
6. En determinadas circunstancias puede ser necesario establecer excepciones a los objetivos de la DMA (artículo 4; orientaciones sobre exenciones).
 - a. ¿Cuándo sería pertinente una prórroga y/o unos objetivos menos estrictos debido a la contaminación en los sedimentos? (sección 3.4)
7. Desarrollar y aplicar un Programa de Medidas (PdM o PoM, por sus siglas en inglés) basado en los resultados del seguimiento y en la caracterización inicial de la cuenca hidrográfica (art. 11, Anexo III).
 - a. ¿Cómo vincular la causa y el efecto, es decir, comprobar que cualquier medida para reducir la contaminación también mejorará el estado (reducirá el impacto)? (sección 3.5.3)
 - b. ¿Cómo aplicar las medidas necesarias para evitar el deterioro debido a la contaminación de los sedimentos? (sección 3.6.2)
 - c. ¿Cuáles son las medidas coste-beneficio para contrarrestar el incumplimiento de los objetivos de la DMA debido a la contaminación asociada a los sedimentos? (sección 3.6.3 y 3.6.4)

3.3. Fuentes y transporte de los contaminantes asociados a los sedimentos

Mensajes clave

- Los contaminantes, incluidos los nutrientes, pueden llegar a las aguas superficiales a través de fuentes puntuales y difusas, mediante la deposición aérea, a través de las aguas subterráneas y, potencialmente, en forma de vertidos involuntarios.
- Muchos de estos contaminantes están en la lista de sustancias prioritarias de la DMA (2000/60/CE). Además, existen contaminantes específicos de las cuencas fluviales y otros contaminantes potencialmente relevantes de interés emergente que también deben ser abordados.
- Los sedimentos pueden actuar como sumidero o fuente de contaminantes y nutrientes, dependiendo de las condiciones hidrológicas y químicas.
- Los contaminantes persistentes que están fuertemente asociados a los sedimentos pueden permanecer en la cuenca durante largos períodos tras el cese de los aportes activos.
- Los sedimentos contaminados removilizados, especialmente los finos que contienen la mayor parte de los contaminantes, pueden dispersarse, lo que da lugar a un transporte incontrolado del material contaminado aguas abajo. Este proceso puede repetirse a lo largo de cientos de kilómetros (en las cuencas fluviales más grandes), dando lugar a una acumulación de contaminantes en los sedimentos al pasar por otras fuentes de contaminación.

3.3.1. Fuentes y vías de entrada de contaminantes al medio acuático

Las demarcaciones hidrográficas deben caracterizarse en términos de presiones e impactos (art. 5 de la DMA y Anexo II; descrito con más detalle en la guía nº 3 del ECI). También hay que informar sobre los impulsores y las presiones significativas (Anexos 1a y 1c de las orientaciones para la presentación de informes de la DMA). Los Estados miembros también deben realizar un inventario de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias prioritarias (art. 5 de la Directiva 2008/105/CE; descrito con más detalle en la orientación nº 28 del ECI) e informar de ellos (Anexo 7 de la orientación para la presentación de informes). Además, los Estados miembros deben identificar los contaminantes específicos de las cuencas fluviales y generar normas de calidad ambiental, planes de seguimiento y medidas de regulación para dichos contaminantes.

El papel de los sedimentos en el control de la distribución y los impactos de los contaminantes dentro de una cuenca hidrográfica debe comprenderse de la forma más completa posible, con el fin de diagnosticar las situaciones en las que los contaminantes asociados a los sedimentos pueden obstaculizar la consecución del Buen Estado Químico y/o el Buen Estado Ecológico, y diseñar medidas óptimas para aliviar y/o mitigar los impactos de dicha contaminación. Por lo tanto, es clave establecer qué contaminantes entran en la fase acuática y cabe esperar que se asocien a las partículas y acaben en los sedimentos (véase la siguiente sección), y, cómo y desde dónde, se emiten al medio acuático; así como los impulsores de estos procesos.

Los contaminantes persistentes que están fuertemente asociados a los sedimentos pueden permanecer en la cuenca fluvial durante largos periodos tras el cese de los aportes activos. Por lo tanto, la caracterización de los impulsores y las presiones con respecto a la contaminación debe incluir el análisis de las presiones históricas y actuales.

Los contaminantes, incluidos los nutrientes, pueden llegar a las aguas superficiales a través de fuentes puntuales y difusas, por deposición aérea y, potencialmente, en forma de vertidos involuntarios (Fig. 3.1) (Salomons y Brils, 2004; Kowalewska et al., 2011). La guía nº 35 del ECI (guía de información de la DMA) enumera los principales impulsores (Anexo 1c, guía nº 35 del ECI) y las presiones relacionadas (Anexo 1a, guía nº 35 del ECI) que se diferencian en fuentes puntuales y difusas.

Las fuentes puntuales incluyen: aguas residuales urbanas, desbordamientos de aguas pluviales, emisiones industriales (incluidas las de las plantas cubiertas y no cubiertas por la Directiva de Emisiones Industriales), emisiones desde emplazamientos contaminados o desde lugares industriales abandonados, vertederos de residuos, aguas de minas o navegación. Las fuentes difusas incluyen: escorrentía urbana y agrícola, silvicultura, transporte, erosión de terrenos contaminados o emplazamientos industriales abandonados, vertidos no conectados a una red de alcantarillado, deposición atmosférica o acuicultura.

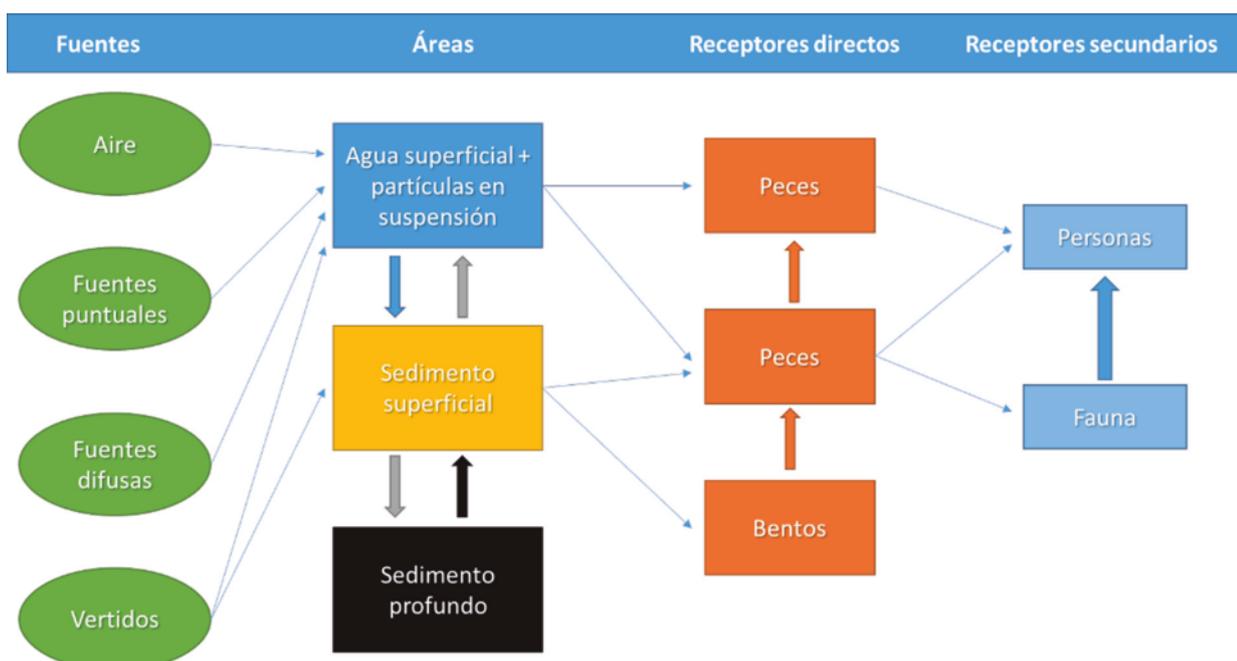


Figura 3.1. Vías de los contaminantes desde la fuente hasta los receptores (SPM = Materia Particulada en Suspensión) Nota: Relación directa de los vertidos con los sedimentos superficiales en caso de vertidos de dragado.

Caso de estudio 3.1: Descontaminación de sedimentos en el embalse de Flix

Los vertidos procedentes de la actividad industrial de Flix, Tarragona, durante décadas produjeron la contaminación del sedimento del río Ebro y su acumulación en el embalse de Flix, provocando una situación de riesgo ante su potencial movilización o difusión. Este caso de estudio ofrece una visión de la contaminación del sedimento fluvial por contaminantes tales como el mercurio, DDTs, PCBs, HCHs y otros compuestos organoclorados procedentes de fuentes históricas; y el conjunto de actuaciones iniciadas en 2012 que han conducido al confinamiento, dragado, transporte y eliminación de los lodos contaminados del vaso del embalse de Flix tras casi 15 años de trabajos de descontaminación.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Caso de estudio 3.2: Acumulación de sedimentos en el río Guadiana a su paso por la ciudad de Badajoz

El río Guadiana en la ciudad de Badajoz acumula una elevada carga de nutrientes en su sedimento procedentes principalmente de las zonas regables de su cuenca situadas aguas arriba. Los nutrientes almacenados en los lodos y la disminución de la profundidad de la lámina de agua por el elevado volumen de sedimentos acumulados en el cauce propician la proliferación de dos especies exóticas invasoras, el nenúfar mejicano (*Nymphaea mexicana*) y el camalote (*Eichhornia crassipes*). Este ejemplo muestra el potencial impacto que tiene la contaminación del sedimento sobre los ecosistemas fluviales y las actuaciones que se están llevando a cabo para su adecuada gestión.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Para conocer dos ejemplos europeos en los que la contaminación del sedimento procede de fuentes históricas, ver los casos de estudio de las cuencas del Elba y del Rin: "Elbe basin: Identification of source of sediment contamination" y "Sources of sediment contamination in the Rhine river basin"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

3.3.2. Asociación de contaminantes a los sedimentos

Los contaminantes y nutrientes que entran en las aguas superficiales pueden asociarse a las partículas y, por lo tanto, pueden encontrarse en los sedimentos en suspensión y en el lecho (capítulo 1, sección 1.4). Esta asociación significa que los sedimentos pueden actuar como un sumidero o como una fuente de contaminantes y nutrientes, dependiendo de las condiciones hidrológicas y químicas. La forma en la que los contaminantes están, o llegan a estar, asociados a los sedimentos puede influir de forma importante en su posterior destino e impacto. Los contaminantes pueden estar adsorbidos de forma reversible a la superficie de las partículas de los sedimentos, estar ocluidos en el interior de las partículas o estar presentes como fases minerales (por ejemplo, en el caso de los metales que entran en las aguas superficiales procedentes de emplazamientos mineros históricos). Es más probable que los contaminantes que se adsorben de forma reversible supongan una amenaza para la biota en la columna de agua, ya que son susceptibles de volver a liberarse en la fase acuática si cambian las condiciones hidrológicas y/o químicas. La forma del contaminante también puede cambiar dentro de los sedimentos del lecho. El ejemplo más estudiado y pertinente de esto es la formación de precipitados de sulfuro por parte de muchos metales, incluidos el cadmio, el cobre, el plomo y el zinc, en sedimentos anóxicos. Este cambio de forma influye significativamente en la biodisponibilidad de estos metales, pero, como ocurre con muchos cambios de forma, es al menos parcialmente reversible si cambian las condiciones, por ejemplo, por la exposición de los sedimentos anóxicos a aguas oxigenadas durante el dragado.

Los contaminantes que se sabe que se asocian a los sedimentos y que, por tanto, suelen encontrarse en ellos son: metales como el cadmio, el cobre, el cromo, el mercurio, el plomo y el zinc, así como contaminantes orgánicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), los bifenilos policlorados (BPC o PCB, por

sus siglas en inglés), los plaguicidas organoclorados, las dioxinas y los furanos (PCDD/F), y compuestos organometálicos como el tributilo de estaño (TBT). Los nutrientes, especialmente el fósforo, los contaminantes emergentes (por ejemplo, PFAS, drogas y alquiflenoles) y los (micro) plásticos también pueden asociarse a los sedimentos (véase, por ejemplo, Thiebault et al. 2021, Fenet et al. 2003). Además, puede haber problemas regionales específicos que conduzcan a la contaminación de las masas de agua, como la acumulación de sedimentos de fibras que contienen mercurio, dioxinas y PCB cerca de las fábricas de papel; véase el caso de estudio de Fiberbanks en la sección 4.6 y en “The Fiberbank projects – identifying and assessing the risks from highly contaminated fiber sediment hot spots near pulp and paper factories”; en “Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022”.

Muchos de estos contaminantes están en la lista de sustancias prioritarias de la DMA (2000/60/CE). Además, existen contaminantes específicos de las cuencas fluviales y otros contaminantes de interés emergente potencialmente relevantes, que también deben ser abordados. En el caso de esos contaminantes, los Estados miembros de la UE y las autoridades de las cuencas fluviales son responsables de su evaluación y denominación de relevancia, pero en la mayoría de los casos se aplican los mismos mecanismos de efecto y las mismas medidas potenciales.

La guía nº 25 del ECI analiza los detalles del seguimiento de los contaminantes en los sedimentos. Una propiedad importante de muchas sustancias químicas es su preferencia por la fase sólida. Un compuesto poco soluble tiene más probabilidades de adsorberse a las partículas del sedimento. El coeficiente de partición (log) octanol-agua (K_{ow}) es un buen indicador del potencial de partición de los contaminantes orgánicos entre el agua y la fase sólida. Las sustancias con un log K_{ow} relativamente alto (es decir, > 3) son hidrofóbicas y, por tanto, pueden concentrarse en los sedimentos (Guía del ECI nº 27). En consecuencia, se utiliza un log K_{oc} (coeficiente de partición carbono orgánico-agua) o log K_{ow} de ≥ 3 como valor de activación para la evaluación de los efectos en los sedimentos. Algunas sustancias pueden aparecer en los sedimentos, aunque no cumplan estos criterios, por lo que, además, la evidencia de una alta toxicidad para los organismos acuáticos o para los organismos que habitan en los sedimentos, o la evidencia de acumulación en los sedimentos a partir del seguimiento, también desencadenaría la derivación de una NCA de sedimentos. En el caso de los entornos de agua salada, debe reconocerse que se ha informado de que la salinidad influye en la solubilidad en agua de las sustancias químicas orgánicas que entran en los ecosistemas marinos. La salinidad parece disminuir generalmente la solubilidad en el agua y aumentar el potencial de asociación con los sedimentos (Saranjampour et al., 2017). La tabla 1 de la guía nº 25 del ECI enumera las sustancias prioritarias enumeradas en la versión de 2008 de la Directiva NCA y ofrece una indicación de la matriz de seguimiento preferida, diferenciando entre sedimentos, biota y agua. Asimismo, la versión de 2013 de la Directiva sobre NCA incluye una lista de sustancias relevantes para los sedimentos y la biota.

En la contaminación de los sedimentos intervienen varios tipos de procesos, desde la asociación a la materia orgánica en las partículas en suspensión (SPM, por sus siglas en inglés) hasta la adsorción por los minerales de la arcilla, así como en su redistribución, a través de procesos de intercambio biótico y abiótico en la interfaz con la columna de agua (Li et al., 2000; Santschi et al., 2001; Spencer y Macleod, 2002). Los contaminantes del agua entran en el compartimento de los sedimentos por deposición o adsorción, a menudo en asociación con la materia orgánica. Pueden volver a entrar en la columna de agua por desorción o resuspensión. Las fuerzas motrices de estos procesos son la bioturbación², la socavación y los movimientos de transporte. Parte del material sólido permanece en la columna de agua como SPM. En general, cuanto más finas son las partículas, mayor es la superficie activa y, por tanto, mayor es la concentración de contaminantes específicos que se asocian a dicha superficie, como los metales. Estas partículas más finas también permanecen más tiempo en la columna de agua, se depositan con menos facilidad y, por lo tanto, son más fácilmente transportadas por la corriente de agua.

Los sedimentos del lecho se consideran a menudo como sumideros de contaminantes. Es más probable que los contaminantes permanezcan asociados a los sedimentos del lecho con el paso del tiempo si éstos permanecen inalterados. En las zonas de deposición neta de sedimentos, los sedimentos históricamente contaminados pueden quedar “enterrados” por la deposición de sedimentos no contaminados, lo que

² Alteración de los depósitos sedimentarios por la actividad de los seres vivos.

reduce el riesgo de removilización química o física y de impactos sobre los organismos acuáticos. Sin embargo, los cambios en las condiciones hidrológicas y/o químicas de la columna de agua pueden inducir la removilización física y/o química de los contaminantes. Algunos ejemplos incluyen la resuspensión de los sedimentos del lecho debido al dragado o a las condiciones de alto flujo durante las tormentas, o a los procesos de intercambio biótico y abiótico en la interfaz sedimento-agua en respuesta a un cambio químico en la columna de agua (Li et al., 2000; Santschi et al., 2001; Spencer y Macleod, 2002).

En varios casos de Europa en los que el suministro de contaminantes a las aguas superficiales ha cesado debido a la reducción o al cese total de las emisiones, la contaminación en los sedimentos del lecho puede persistir como legado (Croudace et al., 2015). Por lo tanto, en lugares con un largo registro de sedimentación, los testigos de sedimentos reflejan la historia de la contaminación en una cuenca fluvial determinada. Este "legado del pasado" se esconde en el fondo de los ríos, detrás de las presas, en los lagos, estuarios, mares y en las llanuras de inundación de muchas cuencas fluviales europeas (Salomons y Brils, 2004). En otros casos, el suministro sigue activo tanto por la continuación de las actividades contaminantes como por la presencia de materiales de desecho como fuentes secundarias, por ejemplo, en los emplazamientos mineros en desuso, donde grandes cantidades de residuos mineros siguen sometidos a la meteorización.

Muchas de las consideraciones ya señaladas se aplican a la asociación de contaminantes con los sedimentos en las aguas de transición y costeras. Los contaminantes asociados a los sedimentos en estos entornos se transportarán según la dinámica específica de los sedimentos finos del entorno (sección 1.3.1). En el caso de los entornos de agua salada, se acepta que las características fisicoquímicas del agua salada presentan importantes diferencias en comparación con los entornos de agua dulce. Por ejemplo, el agua de mar se caracteriza por una mayor fuerza iónica y los gradientes observados en los factores abióticos, como el contenido de cloro, por ejemplo, tienen consecuencias para la especiación y, por tanto, la biodisponibilidad de los metales (MERAG, 2016). Por ejemplo, el cadmio adsorbido puede pasar a la fase disuelta debido a su fuerte asociación con el ion cloruro, mientras que muchos compuestos orgánicos neutros están sujetos a procesos de "salinización" (precipitación salina), que aumenta su adsorción en los sedimentos (Turner, 2003).

3.3.3. Transporte aguas abajo de los contaminantes asociados a los sedimentos

La mayor parte del tiempo el grueso de los sedimentos permanece en el lecho del río o depositado en las llanuras de inundación. Sin embargo, las condiciones en el mismo lugar pueden a su vez variar con el tiempo. Los procesos subyacentes se explican en las secciones 1.2 y 1.3. Los procesos de bioturbación y difusión pueden provocar la liberación de contaminantes en el agua suprayacente.

El sedimento contaminado removilizado, especialmente el sedimento fino que contiene la mayor parte de los contaminantes, puede dispersarse dando lugar a un transporte incontrolado del material contaminado aguas abajo. Este proceso puede repetirse a lo largo de cientos de kilómetros (en las cuencas fluviales más grandes), dando lugar a una acumulación de contaminantes en los sedimentos al pasar por otras fuentes de contaminación. Con el tiempo, una proporción significativa de la carga de contaminantes fluviales puede entrar en las aguas de transición y, en última instancia, en los entornos costeros y marinos. Sin embargo, los patrones de flujo de los sedimentos, y por lo tanto de la contaminación asociada a los sedimentos, dentro de los estuarios son complejos y específicos de cada lugar (capítulo 1, sección 1.3.2), por lo que siempre es importante identificar las características específicas del lugar y utilizar estos resultados para apoyar la toma de decisiones a nivel local.

Caso de estudio 3.3: Cuenca del Elba: el transporte de PCB aguas abajo ofrece un ejemplo de transporte a larga distancia de contaminación asociada a sedimentos dentro de una importante cuenca fluvial de la UE. Las concentraciones de PCB en los sedimentos en suspensión alcanzaron hasta 6.000 µg/kg (suma de 6 isómeros), lo que constituye el valor más alto jamás medido en la frontera checo-alemana del Elba. Hasta 500 km aguas abajo y durante largos periodos de tiempo se produjeron superaciones críticas de la norma de calidad ambiental alemana (NCA) para los PCB.

Puede encontrarse una descripción completa de este caso de estudio: "Elbe basin: downstream transport of PCBs", en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

3.4. Contaminantes asociados a los sedimentos que afectan a la consecución de los objetivos de la DMA

Mensajes clave

- Los contaminantes asociados a los sedimentos pueden tener efectos adversos en los organismos acuáticos y, por lo tanto, impactar potencialmente en la consecución del Buen Estado Ecológico en las masas de agua. La (bio)disponibilidad juega un papel clave en este caso y la contaminación es sólo uno de los muchos factores que afectan a estos organismos.
- La atribución del impacto a la contaminación de los sedimentos debe basarse en análisis/pruebas.
- La contaminación asociada a los sedimentos también puede afectar a la consecución del Buen Estado/Potencial Químico en las masas de agua, pero la relación entre el estado químico de la masa de agua y la contaminación de los sedimentos suele ser compleja.

La investigación en ríos europeos y mundiales, y los estudios ecotoxicológicos relacionados con los sedimentos en general, han demostrado que los contaminantes asociados a los sedimentos pueden tener efectos adversos en los organismos que viven en, o sobre los sedimentos y, por lo tanto, pueden impactar en la ecología bentónica, así como en los organismos que se encuentran más arriba en la cadena alimentaria. La exposición depende de la magnitud de las concentraciones de contaminantes, de las mezclas de contaminantes y de sus interacciones (sinergia, antagonismo y aditividad), de la biodisponibilidad específica de cada especie, así como de la toxicidad (Figura 3.2) y, por lo tanto, impactan potencialmente en la consecución del Buen Estado Ecológico de las masas de agua.

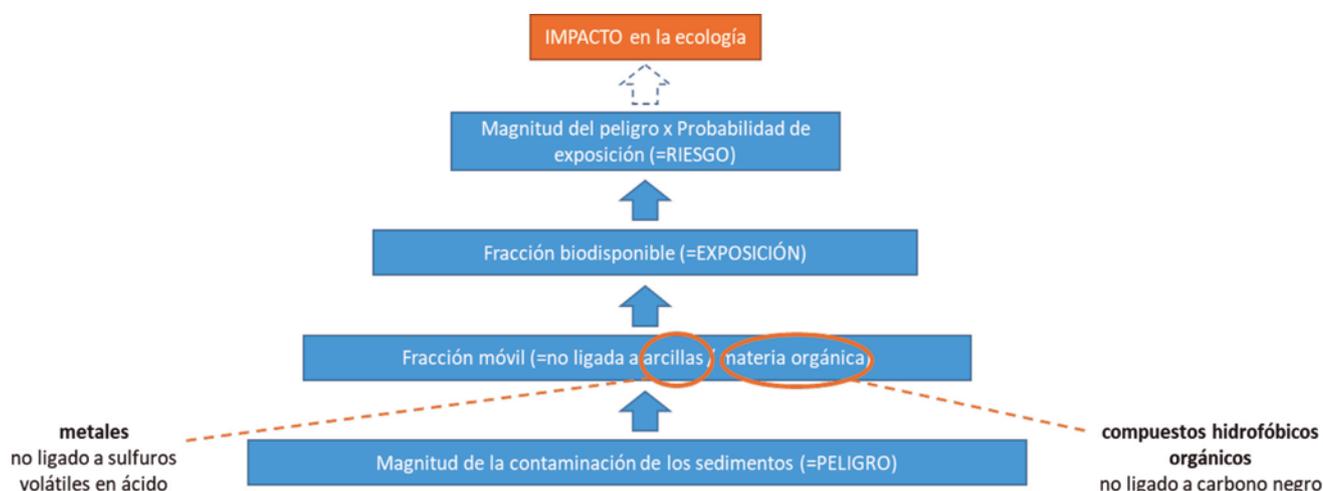


Figura 3.2. De la contaminación en los sedimentos al impacto real en la ecología (Adaptado de Brils 2019).

El impacto potencial de la contaminación asociada a los sedimentos no es el único factor que afecta a la integridad biótica (véase la Figura 3.3). Esa integridad se ve afectada por una serie de variables ambientales, tanto naturales como antropogénicas, o influenciadas. Las variables que definen la existencia y el funcionamiento de una masa de agua en sí misma (por ejemplo, la hidromorfología y la hidrología) y que, por tanto, forman los hábitats de los organismos bentónicos, se describen en el capítulo 2, incluidas las alteraciones provocadas por el hombre. Por lo tanto, la atribución del impacto a la contaminación de los sedimentos debe estar respaldada por pruebas, como se describe en este capítulo.

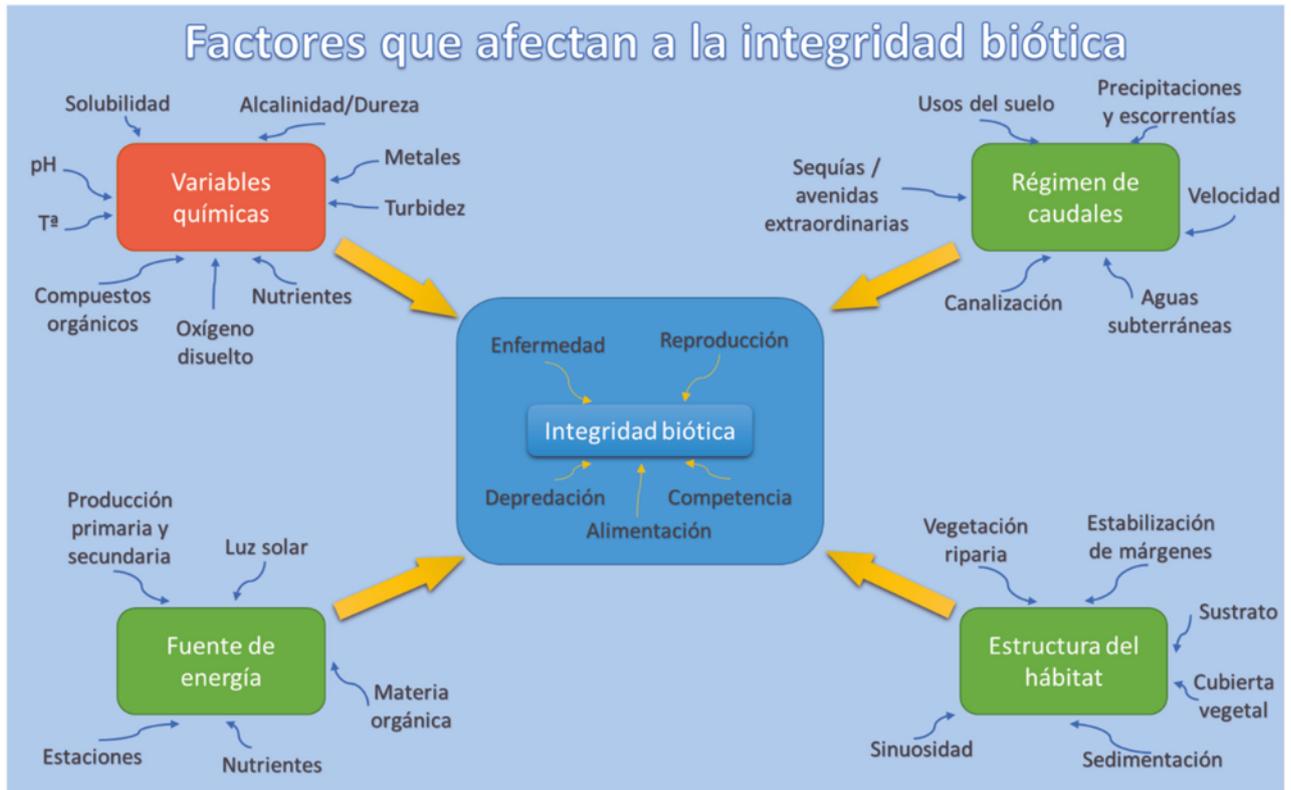


Figura 3.3. Además de las variables químicas (como los contaminantes), muchos otros factores afectan a la integridad biótica (Posthuma et al., 2016 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.242).

Por ejemplo, la abundancia de ciertas especies puede disminuir mientras que otras, más susceptibles, pueden desaparecer por completo, lo que en última instancia da lugar a una disminución de la biodiversidad. Estos cambios en las poblaciones de especies también provocan efectos indirectos en la red alimentaria. La disminución de la abundancia de las especies de presa se traduce en una disminución de la disponibilidad de alimentos para los respectivos depredadores, que pueden ser especies pelágicas que viven en la columna de agua.

Si las sustancias se liberan de los sedimentos a la columna de agua pueden afectar a los peces y a los organismos pelágicos, como el zoo y el fitoplancton. Además, la absorción directa de sustancias químicas a través del agua intersticial o la ingestión de partículas de sedimentos contaminados puede conducir a la bioacumulación de las sustancias químicas dentro del organismo, lo que puede provocar impactos tóxicos. Los contaminantes altamente bioacumulables pueden mostrar un aumento de las concentraciones tisulares a través de las cadenas alimentarias, como resultado de la absorción tisular esencialmente irreversible del contaminante a través del consumo de "organismos contaminados". Esta transferencia de contaminantes a través de la cadena alimentaria (biomagnificación) puede, en última instancia, provocar efectos en la reproducción o la salud de los principales depredadores, por ejemplo, las aves que se alimentan de peces y los mamíferos, como los cormoranes y las nutrias. Por lo tanto, debido a la bioacumulación de los contaminantes en los organismos que habitan en los sedimentos y a sus efectos sobre ellos, la contaminación asociada a los sedimentos puede contribuir a perturbar todo el ecosistema acuático debido al acoplamiento de la red alimentaria bentónica-pelágica. Además, el consumo de pescado muy contaminado (por ejemplo, la anguila), o el consumo de carne o leche de ganado criado en llanuras de inundación contaminadas por la deposición de sedimentos durante las inundaciones, también podría tener un impacto en la salud humana (véase la sección 1.4). Hay ejemplos de llanuras de inundación en las que se ha restringido el uso del ganado debido a la contaminación (Salomons y Brils, 2004).

Los nutrientes son importantes variables naturales intrínsecas de los ecosistemas y se encuentran tanto en la fase acuática como en los sedimentos. Sin embargo, el exceso inducido por el hombre, que supera la variabilidad natural y que provoca la eutrofización, es una de las principales presiones que afectan a los

ecosistemas acuáticos en la UE. Al igual que las sustancias peligrosas, los sedimentos actúan como sumidero y fuente de nutrientes. Esto es especialmente relevante en el caso del fósforo, que tiende a unirse a los sedimentos y que se ha acumulado a lo largo del tiempo en los sedimentos de varias aguas costeras y lagos de la UE en particular, causando importantes problemas de eutrofización. Este acoplamiento sedimento-agua es un componente natural de los ciclos de nutrientes que influyen en las redes alimentarias bentónicas y pelágicas y, por tanto, en el estado ecológico.

El estado ecológico

Los elementos de calidad biológica con mayor probabilidad de verse directamente afectados por la contaminación de los sedimentos del lecho son los relativos a los grupos de organismos que viven sobre o dentro del sedimento: la comunidad de invertebrados bentónicos y posiblemente también el fitobentos y los macrófitos. Como se ha explicado anteriormente, los impactos en cualquiera de estos grupos pueden afectar indirectamente a otros grupos y, por tanto, a la integridad del ecosistema en su conjunto. Cuando tanto el sedimento del lecho como la columna de agua están contaminados (lo que conduce al incumplimiento del buen estado químico, véase la sección siguiente), es muy difícil atribuir el grado de efecto que se debe a la contaminación asociada al sedimento, incluso si se abordan los contaminantes específicos de la cuenca fluvial. Es clave considerar que cuando los sedimentos y la columna de agua están contaminados debido a los aportes desde aguas arriba, es probable que la reducción de dichos aportes reduzca la contaminación de la columna de agua más rápidamente que la contaminación del lecho sedimentario, ya que las concentraciones de los contaminantes asociados a los sedimentos sólo se reducen lentamente (por ejemplo, debido al enterramiento por sedimento fresco y por la liberación gradual del contaminante de nuevo en la columna de agua). Por lo tanto, los impactos ecológicos debidos a los sedimentos contaminados sólo pueden quedar bien definidos tras la limpieza de la columna de agua.

Estado químico

El buen estado químico de las masas de agua significa que las concentraciones no superan ninguna de las Normas de Calidad Ambiental (NCA) incluidas en la Directiva 2008/105/CE (revisada por la Directiva 2013/39/UE). Las concentraciones tampoco pueden superar las NCA nacionales establecidas para estas sustancias en compartimentos adicionales, si los hay.

La Directiva 2013/39/UE prescribe NCA para las aguas superficiales (aguas interiores y otras aguas) y/o la biota para las sustancias prioritarias y otras sustancias enumeradas (Anexo II). No se prescriben NCA de sedimentos, aunque los Estados miembros pueden optar por derivar y utilizar NCA de sedimentos para estas sustancias (art. 3). En la actualidad no existen NCA de sedimentos a nivel de la UE, aunque se han establecido algunas NCA de sedimentos a nivel nacional. Por lo tanto, es posible que una masa de agua logre un buen estado químico basándose únicamente en las NCA de las aguas superficiales y/o de la biota.

La relación entre el estado químico de la masa de agua y la contaminación de los sedimentos suele ser compleja. La superación de las NCA de las aguas superficiales o de la biota podría producirse debido a la liberación de contaminación desde los sedimentos del lecho, o desde las partículas en suspensión, a la columna de agua, o a través de la transferencia en la cadena alimentaria. Sin embargo, la liberación desde los sedimentos del lecho es sólo una de las posibles fuentes de contaminación de la columna de agua. La relación entre los sedimentos del lecho y la contaminación de la columna de agua es compleja y depende de las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes. Una masa de agua puede tener un buen estado químico, pero presentar elevadas concentraciones de contaminantes en el sedimento del lecho. Los contaminantes asociados a los sedimentos pueden no liberarse debido a las condiciones ambientales actuales (por ejemplo, el potencial redox, el pH, la temperatura, la alcalinidad o la salinidad), o pueden liberarse a una velocidad que no dé lugar a concentraciones detectables en la biota o en la columna de agua. También puede ocurrir lo contrario: la masa de agua puede contener niveles elevados de sustancias prioritarias disueltas que no se asocian a los sedimentos. Así, mientras que la masa de agua no cumple las normas de calidad química, el sedimento puede estar relativamente limpio.

3.5. Evaluación de la contaminación de los sedimentos

Mensajes clave

- Según la DMA, los Estados miembros deben establecer un inventario de emisiones, vertidos y pérdidas de todas las Sustancias Prioritarias y Sustancias Peligrosas Prioritarias y también disponer el análisis de la tendencia a largo plazo de las concentraciones de las sustancias prioritarias que tienden a acumularse en los sedimentos y/o en la biota.
- Los Estados miembros adoptarán medidas destinadas a garantizar que dichas concentraciones no aumenten significativamente en los sedimentos y/o en la biota correspondiente. Además de la lista de sustancias prioritarias, otras sustancias pueden plantear problemas de contaminación de los sedimentos, en particular los "contaminantes específicos de las cuencas fluviales". La DMA exige evaluar los contaminantes prioritarios y los contaminantes específicos de las cuencas fluviales con normas de calidad ambiental (NCA). La superación de las NCA indica un peligro y, por tanto, un impacto potencial sobre la salud humana y el medio ambiente.
- Los Estados miembros pueden establecer, para las sustancias prioritarias, NCA para los sedimentos a nivel nacional y aplicar esas NCA en lugar de las NCA para el agua establecidas en la Directiva si ofrece al menos el mismo nivel de protección. No es una obligación establecer NCA para los sedimentos, pero una vez establecidas y aplicadas a nivel nacional, es una obligación que los niveles de contaminación de los sedimentos se ajusten a estas NCA. Para evaluar el impacto real de la contaminación asociada a los sedimentos, se pueden utilizar métodos basados en los efectos, como los bioensayos y los índices sensibles a la contaminación (ecológicos) obtenidos mediante inventario de campo.

3.5.1. Enfoque general

El enfoque global y genérico de evaluación para conocer el riesgo de los contaminantes asociados a los sedimentos, y alcanzar los objetivos de la DMA, consiste básicamente en evaluar sus fuentes, vías y receptores en toda la cuenca fluvial (Figuras 3.1 y 3.4). En cualquier cuenca fluvial existen numerosas fuentes de contaminación (sección 3.3.1) y vías de estos contaminantes hacia y desde los sedimentos (sección 3.3.2 y 3.3.3). A través de estas vías, el riesgo de estos contaminantes puede propagarse por la cuenca hacia los (potencialmente) impactados receptores (Brils and Harris, 2009).

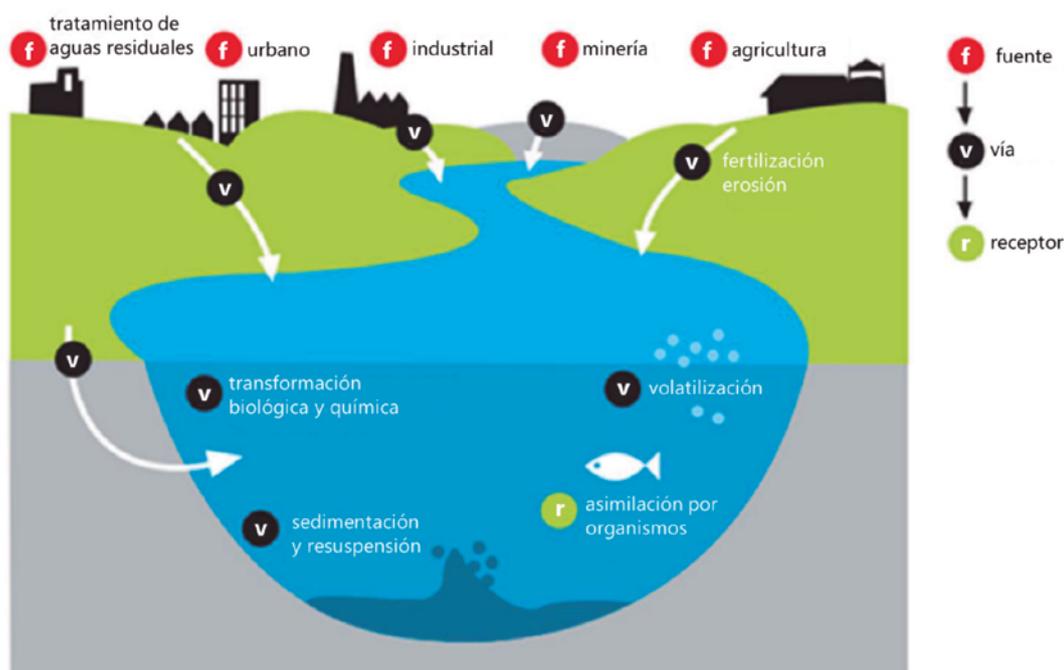


Figura 3.4. Fuentes de contaminación asociadas a los sedimentos (f), vías (v) y receptores (r) (Brils and Harris, 2009).

3.5.2. Identificación y priorización de las fuentes y vías de contaminación

De acuerdo con el artículo 5 de la Directiva sobre Normas de Calidad Ambiental (NCA), los Estados miembros deben establecer un inventario de emisiones, vertidos y pérdidas de todas las sustancias prioritarias (SP) y sustancias peligrosas prioritarias (SPP). La Directiva sobre Normas de Calidad Ambiental (NCA) de 2008, revisada en 2013³, enumera todas las sustancias prioritarias utilizadas para determinar el estado químico, así como sus normas de calidad ambiental (NCA). El enfoque para la identificación y priorización de las fuentes y vías de esas sustancias incluye un inventario, un seguimiento (incluido el muestreo), un análisis y una evaluación de riesgos, aspectos que se describen en las guías nº 3, 25 y 28 del ECI. El inventario puede tener que complementarse con los Contaminantes de interés emergente (CECs, por sus siglas en inglés) y los contaminantes específicos de las cuencas fluviales. En el momento de redactar este documento, el grupo de trabajo sobre sustancias químicas de la DMA está trabajando para apoyar la cuantificación de las fuentes puntuales y las emisiones difusas. Se están redactando documentos en el marco de la actividad del grupo ECI sobre sustancias químicas, subgrupo de emisiones (octubre de 2020).

Según el apartado 6 del artículo 3 de la Directiva NCA, los Estados miembros también dispondrán el análisis de la tendencia a largo plazo de las concentraciones de las sustancias prioritarias enumeradas en la parte A del Anexo I que tienden a acumularse en los sedimentos y/o la biota. Además, los Estados miembros adoptarán medidas destinadas a garantizar, sin perjuicio del artículo 4 de la Directiva 2000/60/CE, que dichas concentraciones no aumenten significativamente en los sedimentos y/o en la biota correspondiente. Los Estados miembros determinarán la frecuencia del seguimiento en los sedimentos y/o la biota de manera que se obtengan datos suficientes para un análisis fiable de la tendencia a largo plazo. A título orientativo, la vigilancia deberá tener lugar cada tres años, a menos que los conocimientos técnicos y el juicio de los expertos justifiquen otro intervalo.

Además de la lista de sustancias prioritarias, otras sustancias pueden plantear problemas de contaminación de los sedimentos. Entre ellas se encuentran, en particular, los "contaminantes específicos de las cuencas fluviales", que son otros contaminantes que pueden suponer un riesgo para la consecución del buen estado ecológico en una cuenca fluvial concreta y que, por tanto, deben ser incluidos por los Estados miembros en los planes de gestión de las cuencas fluviales correspondientes, y sometidos a umbrales nacionales. También hay otras sustancias de interés emergente que pueden requerir consideración. El instrumento que se utiliza para identificar otras sustancias preocupantes en toda la UE es la "lista de vigilancia" de las aguas superficiales. Las categorías de preocupación son: ciertos pesticidas, productos farmacéuticos de uso generalizado, otros metales y contaminantes orgánicos persistentes (COP). Algunas de estas sustancias químicas pueden ser ya preocupantes en cuencas fluviales concretas y, por tanto, deberían haber sido ya identificadas como contaminantes específicos de la cuenca fluvial por las autoridades competentes. Estos temas entran en el ámbito de trabajo del grupo sobre sustancias químicas del ECI.

La guía nº 25 del ECI analiza los detalles del comportamiento de los contaminantes en los sedimentos y el papel del control de los sedimentos para cumplir los objetivos de la DMA. Incluye orientaciones para la realización del seguimiento químico de los sedimentos, con recomendaciones de los requisitos generales para garantizar la adecuación a los fines, es decir, la toma de decisiones (consideraciones estadísticas, análisis de datos, control/garantía de calidad, etc.), aspectos generales y técnicos para la preparación de estrategias de muestreo y procedimientos analíticos (capítulo 5 de dicha guía), y recomendaciones sobre el seguimiento de tendencias espaciales y temporales, incluido el análisis de tendencias.

La guía nº 25 del ECI también incluye recomendaciones para la selección de los contaminantes químicos preferidos para la vigilancia de los sedimentos o de las partículas en suspensión (SPM). Las SPM se consideran parte de la masa de agua y la DMA exige analizar el "agua total", es decir, el agua más las SPM. En el caso de los contaminantes orgánicos, se trata de compuestos hidrofóbicos con un $\log K_{ow} > 5$ (véase también el apartado 3.3.2). En el caso de los compuestos orgánicos con un $\log K_{ow}$ entre 3 y 5, la elección del control en el sedimento o en el SPM dependerá del grado de contaminación.

³ Modificado por la Directiva 2013/39/EU

La guía del ECI n° 25 distingue claramente entre el seguimiento operativo (destinado a la evaluación del estado) y el de vigilancia (destinado a la evaluación de los cambios a largo plazo). En cuanto al *programa de control operativo*, el sedimento es una matriz recomendada para la evaluación del estado químico de algunos metales y compuestos hidrofóbicos en masas de agua marinas y lénticas tranquilas, siempre que se disponga de una NCA de sedimentos. En las masas de agua dinámicas y lólicas, sin embargo, los sedimentos no suelen proporcionar una matriz adecuada para la evaluación del estado debido a su gran variabilidad. A efectos del programa *de control de vigilancia*, los sedimentos o, alternativamente la SPM y la biota, son las matrices de métodos más adecuadas para muchas sustancias ya que integran en el tiempo y en el espacio la contaminación en una masa de agua específica; los cambios de contaminación en estos compartimentos no son tan rápidos como en la columna de agua y se pueden realizar comparaciones a largo plazo.

En última instancia, la identificación y priorización de las fuentes y vías de contaminación debe dar lugar a una estimación de la entrada total de contaminantes, al desglose en clases de sustancias y, específicamente en el caso de los sedimentos, a la identificación de aquellas sustancias que son de naturaleza hidrofóbica y tienden a concentrarse en los sedimentos.

Para la evaluación de las vías también se necesitan modelos de transporte de sedimentos aplicables a toda la cuenca fluvial, que apoyen la investigación y priorización de los puntos calientes de contaminación de los sedimentos. Esta fase de evaluación debería dar lugar a:

- La identificación en la cuenca fluvial de las sustancias preocupantes, es decir, que contaminan los sedimentos;
- La identificación de las zonas en las que se espera una contaminación significativa y/o que pueden convertirse en una fuente secundaria de contaminación si se remobilizan y se transportan río abajo;
- Un listado de las zonas contaminadas preocupantes con un volumen de sedimentos que supere un determinado nivel umbral, por ejemplo, 1.000 m³, tal y como se aplicó en el caso del Rin (ICPR, 2009), así como en el del Elba (IKSE, 2014). Estas zonas suponen posiblemente un riesgo para el estado ecológico y/o químico.

3.5.3. Evaluación del impacto de la contaminación en el estado de la DMA, incluido el uso de las NCA

Esta sección trata de los métodos de evaluación de la contaminación de los sedimentos que ya se aplican o pueden aplicarse fácilmente en los planes de gestión de las cuencas fluviales. Además, aborda los métodos de evaluación que podrían integrarse y desarrollarse adicionalmente.

Evaluación de los riesgos y del impacto potencial de los contaminantes individuales en los sedimentos

Actualmente, la DMA exige medir los contaminantes prioritarios y los contaminantes específicos de las cuencas fluviales y evaluarlos con normas de calidad ambiental (NCA), en base a sus efectos, de acuerdo a la guía n° 27 del ECI. La DMA define las NCA como "la concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o la biota que no debe superarse para proteger la salud humana y el medio ambiente". Esto significa que la superación de la NCA indica un peligro (Figura 3.2) y, por tanto, un impacto potencial sobre la salud humana y el medio ambiente.

El enfoque de la evaluación del riesgo de los contaminantes asociados a los sedimentos sigue el enfoque general adoptado para la evaluación de otros compartimentos ambientales. Se trata de comparar las mediciones de la concentración del contaminante en el compartimento con una o varias concentraciones "umbral" que indican un cambio en el estado de riesgo (véase también la Figura 3.2 del sistema). Cuando una concentración ambiental supera una concentración umbral, esto debería desencadenar una acción posterior. El grado de riesgo, expresado como la relación entre la concentración medida y el umbral (la relación de caracterización del riesgo, RCR), puede utilizarse, por ejemplo, para priorizar los lugares para un análisis más detallado. Cabe señalar aquí que "riesgo" no equivale a "impacto", ya que la biodisponibilidad puede reducirse sobre el terreno en comparación con las condiciones en las que se generaron los datos

de toxicidad utilizados para obtener el umbral. Las NCA de los sedimentos para los compuestos orgánicos deben expresarse, según el ECI 27, generalmente para un determinado nivel de carbón orgánico total (TOC, por sus siglas en inglés) (5%), pero también otros factores pueden influir en la biodisponibilidad. Se necesitan más investigaciones para evaluar si la superación de un valor umbral causa impactos reales. No obstante, cuanto mayor sea el riesgo, mayor será la probabilidad de impacto.

La guía técnica 27 describe cómo se puede derivar una norma de calidad (QS) de los sedimentos y tenerla en cuenta a la hora de establecer normas de calidad ambiental (NCA) para un contaminante. La guía técnica 27 también describe otros enfoques comunes para derivar las normas de calidad para los sedimentos.

Existen diferentes enfoques para derivar las concentraciones umbral (véase la guía nº 27 del ECI). En general, los enfoques tienen en común que se basan en los efectos, es decir, que los valores derivados están relacionados con los efectos sobre la biota. Además, muchos permiten derivar dos valores de concentración para cada sustancia y hacen hincapié en que éstos indican las probabilidades de impacto.

1. La Concentración Umbral de Efecto (TEC, por sus siglas en inglés) como una concentración por debajo de la cual es improbable que se observen efectos adversos en los invertebrados bentónicos; y
2. Concentración de Efecto Probable (PEC, por sus siglas en inglés) como concentración por encima de la cual es probable que se observen efectos nocivos sobre los invertebrados bentónicos.

Pueden existir restricciones y reservas a la hora de definir NCA jurídicamente vinculantes debido a la falta o a la incertidumbre de los datos para su derivación. No obstante, las Directrices de Calidad de los Sedimentos (SQG, por sus siglas en inglés) pueden seguir definiéndose, a menos que exista una falta total de datos de ecotoxicidad para su derivación. Las SQG pueden utilizarse para identificar áreas de preocupación y para priorizar las opciones de gestión en los PHC. En Europa, por ejemplo, Deckere et al. (2011) y MacDonald et al. (2000) derivaron los valores TEC y PEC de los sedimentos para varias sustancias (metales, HAP, PCB, diclorodifenildicloroetano (DDD), diclorodifenildicloroetileno (DDE) y hexaclorobenceno (HCB)), como valores de consenso (medias geométricas) de dos enfoques, el Screening Level Concentration Approach (SLCA) y el Effects Level Approach (ELA). Los valores se han incorporado parcialmente a la legislación flamenca y los valores de algunas sustancias se incluyeron en la lista de Valores Umbral (VU o TVs, por sus siglas en inglés) para el esquema de gestión de sedimentos del Elba (ICPER 2014; la lista se actualizó parcialmente en 2018).

Caso de estudio 3.4: Cuenca del Rin: identificación de lugares sensibles, ofrece un ejemplo de Directrices de Calidad de los Sedimentos (SQG) en la cuenca del Rin. Para la identificación de los puntos problemáticos se siguieron tres pasos de evaluación: 1) Verificación de la contaminación aplicando las SQG basadas en los valores objetivo del ICRP; 2) Verificación de la cantidad; y 3) Evaluación del riesgo de removilización.

Caso de estudio 3.5: Cuenca del Elba: Valores Umbral, ofrece un ejemplo del uso de los VU (Elba) en la cuenca del Elba. Se realizó un análisis de riesgo para 29 contaminantes inorgánicos, orgánicos y grupos de contaminantes relevantes. Los valores inferiores y Valores Umbral Superiores (VUs) fueron definidos y asignados a estos contaminantes. El análisis de riesgos se realizó en dos etapas: 1) Evaluación a nivel de subcuenca para identificar las principales zonas de origen de los contaminantes ligados a partículas; y 2) Evaluación a nivel de fuente dentro de las áreas fuente identificadas en la etapa 1.

Para una descripción completa de estos dos casos de estudio ver: "Contamination of Sediments in the Rhine basin: identification and prioritisation of hotspots" y "Elbe basin: risk analysis and threshold values", en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

En la evaluación del estado medioambiental del medio marino por parte de la DMEM es habitual el uso de diferentes tipos de SQG. Los valores umbral expresados para los sedimentos han sido establecidos, por ejemplo, por Alemania, Dinamarca, España, Finlandia, Francia, Italia, Malta, Países Bajos, Polonia, Rumanía, Suecia y el

Reino Unido; véase el resumen del JRC (Tornerio et al, 2019). Los valores umbral utilizados se basan en estándares de calidad (QS, por sus siglas en inglés) de los expedientes de las NCA, en los valores ERL (Rango de Efectos Bajo) de EE.UU., en los valores BAC (Concentración de evaluación de fondo), en los EACs (Criterios de evaluación ambiental) de OSPAR (Outsourced Service Provider's Audit Report) o se han desarrollado a nivel nacional.

En cumplimiento de la Directiva sobre NCA, los Estados miembros pueden establecer, para las sustancias prioritarias, NCA para los sedimentos a nivel nacional y aplicar esas NCA en lugar de las NCA para el agua establecidas en la Directiva, si ofrece al menos el mismo nivel de protección. No es una obligación establecer NCA para los sedimentos, pero una vez establecidas y aplicadas a nivel nacional, es una obligación que los niveles de contaminación de los sedimentos se ajusten a estas NCA.

Las NCA deben establecerse mediante un procedimiento transparente (véase el artículo 3.2 (d) de la DMA y la guía nº 27 del ECI) que incluya notificaciones a la Comisión y a los demás Estados miembros a través del Comité mencionado en el artículo 21 de la DMA, con el fin de garantizar un nivel de protección al menos equivalente a las NCA establecidas a escala comunitaria. En el caso de los contaminantes específicos de las cuencas fluviales, la DMA, en su Anexo V.1.3.6, permite a los Estados miembros elegir el medio para aplicar las NCA, es decir, el agua, los sedimentos o la biota. Los criterios para activar una evaluación son coherentes con los del Reglamento REACH. Se utiliza un $\log K_{oc}$ o $\log K_{ow}$ de ≥ 3 como valor de activación para la evaluación de los efectos en los sedimentos de los compuestos orgánicos (véase también el apartado 3.3.2). Sin embargo, algunas sustancias pueden aparecer en los sedimentos y no cumplir con estos criterios. Por lo tanto, la evidencia de una alta toxicidad para los organismos acuáticos o para los organismos que habitan en los sedimentos, o la evidencia de acumulación en los sedimentos obtenida a partir del seguimiento, también puede desencadenar el requisito de derivar una NCA para los sedimentos. El procedimiento para derivar las NCA de los sedimentos se describe en el capítulo 5 de la guía nº 27 del ECI y también puede utilizarse para derivar las NCA de los sedimentos para los contaminantes específicos de las cuencas fluviales. En principio, existen dos procedimientos diferentes: las NCA de los sedimentos pueden basarse en los datos de las pruebas de toxicidad de los sedimentos o, si tales datos faltan o son insuficientes, en los datos de las pruebas de toxicidad realizadas con organismos pelágicos (suponiendo una sensibilidad igual). En este último caso, se realiza nuevamente el cálculo del agua al sedimento (basado en la teoría de la partición del equilibrio). Se reconoce que las NCA de los sedimentos elaboradas con esta última metodología suelen conllevar mayores incertidumbres y deben considerarse preliminares.

Además, esta guía describe cómo utilizar estos valores. Si las concentraciones de contaminantes están por debajo de la NCA de sedimentos, el estado es bueno. Si las concentraciones están por encima de una NCA de sedimentos que se considera incierta, se necesita más información sobre el riesgo real antes de concluir que el estado no es bueno. Los ejemplos que se dan son una extracción de Tenax y/o bioensayos para tener en cuenta la biodisponibilidad y el enfoque de la Tríada (véase la Figura 3.5).

En algunos casos, hay que tener en cuenta que las concentraciones de sustancias orgánicas muy hidrofóbicas, como los PCB, PCDD/F y el mercurio, pueden ser demasiado bajas para afectar a los organismos que habitan en los sedimentos, pero debido a la biomagnificación⁴ pueden impactar en los depredadores (véase también la sección 3.4). Cuando el sedimento es la principal fuente de exposición para las especies objetivo (macrófitos, peces o mamíferos), se puede derivar una norma de calidad para el contaminante en el sedimento para dichas sustancias a partir de la norma de calidad para el contaminante en la biota, si existen pruebas del potencial de adsorción o de la alta toxicidad para los organismos que habitan en el sedimento (véase la guía nº 27 del ECI para obtener detalles para su evaluación). Los modelos de exposición disponibles van desde los muy sencillos, basados en los factores de acumulación del sedimento a la biota, hasta los modelos de redes alimentarias.

Es necesario evaluar el estado químico de las masas de agua en condiciones representativas. Evidentemente, en condiciones extremas de bajo caudal de agua, las concentraciones de contaminantes pueden aumentar debido a la falta de dilución. Del mismo modo, las aguas extremadamente altas y las inundaciones pueden dar lugar a un exceso de deposición de contaminantes en los sedimentos del lecho y/o en las llanuras de inundación. La DMA permite no considerar el deterioro temporal como una infracción de la directiva si éste

⁴ Proceso por el cual un contaminante aumenta su concentración en los tejidos de los organismos vivos a través de los diferentes eslabones de la cadena trófica.

es el resultado de accidentes o circunstancias de causa natural o de fuerza mayor que sean excepcionales o que no hayan podido preverse razonablemente, con sujeción a los estrictos criterios establecidos en su artículo 4, apartado 6. No se considerará que ninguno de estos sucesos dé lugar a una infracción de la DMA, aunque la contaminación provoque temporalmente una clasificación inferior (art. 4(6) de la DMA). En el caso de los vertidos accidentales, la cuestión es si las sustancias químicas del vertido son hidrófobas o reaccionan de alguna manera con las partículas (por ejemplo, los metales). Si tal es el caso, la situación podría conducir a un deterioro a largo plazo del estado químico debido a la contaminación de los sedimentos.

Evaluación del impacto real y combinado de todos los contaminantes en el sedimento

Para evaluar el efecto real de la fracción biodisponible de todos los contaminantes combinados en los sedimentos pueden utilizarse métodos basados en el efecto, como los bioensayos y los índices (ecológicos) sensibles a la contaminación obtenidos mediante inventario de campo. Esto último ya se considera en parte, pero de forma menos explícita, en algunas métricas de evaluación de los elementos de calidad biológica (EC-BIO) para el estado ecológico. Sin embargo, las evaluaciones de impacto específicas de sedimentos no suelen llevarse a cabo, mientras que la necesidad de una evaluación integrada de los sedimentos contaminados se ha reconocido desde la década de 1980, con el desarrollo del enfoque de la Tríada (Long y Chapman, 1985; Chapman, 1990). No obstante, se está trabajando para abordar esta cuestión.

El enfoque de la Tríada consta de tres líneas de evidencia: la química de los sedimentos para determinar la contaminación química, los bioensayos de los sedimentos para determinar la toxicidad y los estudios ecológicos (inventario de campo) para detectar la alteración de las comunidades bentónicas (Figura 3.5). La química de los sedimentos ya se ha tratado en la sección 3.3.2. Los métodos basados en los efectos (bioensayos *in vitro* e *in vivo* y biomarcadores) pueden utilizarse para evaluar el efecto combinado de todos los contaminantes biodisponibles en los sedimentos, incluyendo en muchos casos la mayoría de los contaminantes no analizados. Esto también se describe en el informe técnico sobre las herramientas basadas en los efectos acuáticos (EC, 2014). Además, como se describe en la sección 5.3 de la guía nº 27 del ECI, esto puede ser relevante en la evaluación por niveles cuando existe una incertidumbre relacionada con la derivación de una NCA (véase más arriba). Sin embargo, la realización de métodos basados en los efectos tiene un coste (financiero y biológico) y debe ser desencadenada por un conjunto de señales de toxicidad (contaminación histórica conocida, datos de la química del sedimento, etc.). Un inventario de campo evalúa la composición taxonómica y la abundancia de la fauna de invertebrados bentónicos *in situ* en un momento determinado. Esto se relaciona con la evaluación del estado ecológico de la DMA. En esa evaluación, algunos impactos de los sedimentos contaminados sobre la biota se captan por completo, por ejemplo, mediante algunas métricas aplicadas sobre los datos de los macroinvertebrados. Sin embargo, faltan métricas específicas sensibles a la contaminación, y muchos macroinvertebrados en los datos de la DMA no son exclusivamente endobentónicos y están en gran medida expuestos más bien a la contaminación en la fase acuática. Al definir las NCA específicas de las cuencas fluviales para los sedimentos a nivel nacional, lo que han hecho algunos Estados miembros de la UE, la probabilidad de impacto de contaminantes específicos de los sedimentos se ha integrado también en la evaluación del estado ecológico.

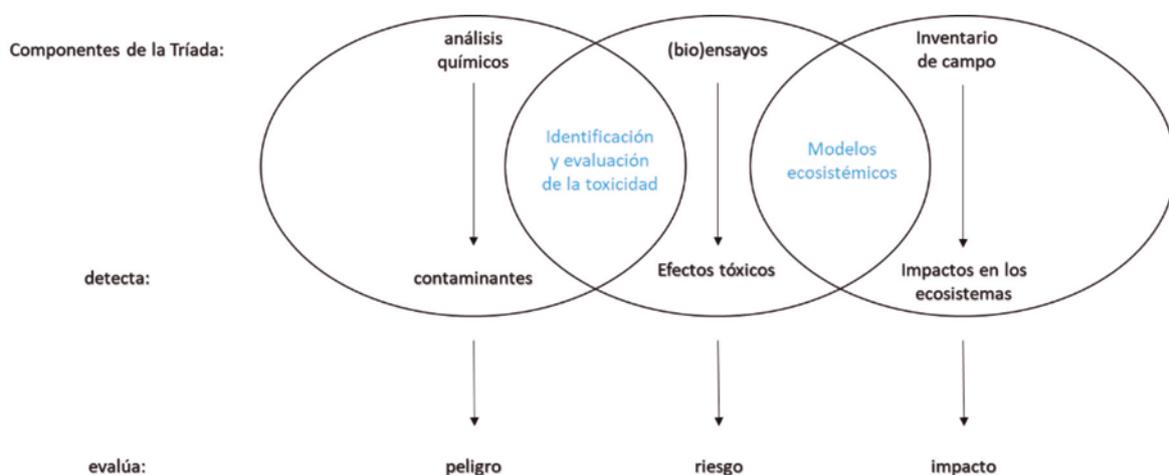


Figura 3.5. El enfoque de la Tríada (Salomons y Brils, 2004).

3.6. Gestión de la contaminación asociada a los sedimentos

Mensajes clave

La contaminación por sedimentos puede gestionarse adoptando medidas específicas de prevención, mitigación y/o remediación:

- 1) **Prevención:** Es fácil contaminar los sedimentos, pero una vez en ellos, suele ser difícil y costoso revertir la situación. Por lo tanto, es de sentido común esforzarse para que no se deteriore más su estado de contaminación y, cuando los sedimentos se encuentren todavía en un estado (relativamente) prístino, aspirar a la contaminación cero, ya que la prevención es más eficaz que la remediación.
- 2) **Mitigación:** Se pueden tomar medidas específicas centradas en la vía de exposición para reducir la movilidad y, por tanto, la biodisponibilidad de la contaminación asociada a los sedimentos. Así, también para mitigar el transporte aguas abajo de la contaminación asociada a los sedimentos.
- 3) **Remediación:** Las técnicas de remediación pueden aplicarse en el lugar (*in situ*), o bien, el sedimento contaminado puede retirarse y transportarse a otro lugar (*ex situ*), en donde se apliquen técnicas de remediación para su tratamiento. Las técnicas de remediación reducen la concentración de la contaminación asociada a los sedimentos o reducen el impacto de esa contaminación.

Los costes de mitigación y remediación dependen en gran medida de las circunstancias específicas del lugar.

3.6.1. Enfoque general

El enfoque general para la gestión de la contaminación asociada a los sedimentos con el fin de alcanzar los objetivos de la DMA consiste en comenzar con un inventario exhaustivo y una evaluación de la situación real, tal y como se describe en el apartado 3.5. Si la evaluación sugiere la necesidad de medidas de intervención para gestionar la contaminación, pueden aplicarse tres tipos de medidas:

1. *Prevención:* tomar medidas específicas en la fuente para evitar la contaminación de los sedimentos;
2. *Mitigación:* tomar medidas específicas centradas en la vía de exposición, para reducir la movilidad y, por tanto, la biodisponibilidad de la contaminación asociada a los sedimentos. Esto reducirá el impacto en los receptores de riesgo;
3. *Remediación:* tomar medidas específicas para reducir la concentración de la contaminación asociada a los sedimentos, o para reducir la eficacia de impacto de esa contaminación. Las técnicas de remediación pueden aplicarse en el lugar (*in situ*), o el sedimento contaminado puede retirarse y transportarse a otro lugar (*ex situ*) donde se apliquen las técnicas de remediación. Si se aplican *in situ* se reducirá allí el impacto sobre los receptores de riesgo.

3.6.2. Prevención de la contaminación de los sedimentos

Es fácil contaminar los sedimentos, pero una vez en ellos, suele ser difícil y costoso revertir la situación mediante la remediación (véase la sección 3.6.4). Por consiguiente, el principio de "pollution prevention pays" (Royston, 1979); entendido como, "la prevención de la contaminación vale la pena", aplica, sin duda, a los sedimentos. Además, al dragar y eliminar así el sedimento contaminado del sistema acuático, también se eliminan el hábitat y las fuentes de alimento para los organismos (bentónicos). Por estas razones, es de sentido común, no sólo para el aire, el agua y el suelo, sino también para los sedimentos, esforzarse por que no se deteriore más el estado asociado a la contaminación y, cuando los sedimentos tengan todavía un estado (relativamente) prístino, aspirar a la contaminación cero (EC, 2021), ya que la prevención es más eficaz que la remediación.

La prevención de la contaminación de los sedimentos requiere la reducción o la eliminación de las fuentes, o el bloqueo de las vías de acceso de los contaminantes a las aguas superficiales (sección 3.3.1). La terminología

utilizada por la DMA y otros documentos de orientación para abordar la entrada de contaminantes es: emisiones, vertidos y pérdidas. Las principales fuentes de contaminación puntual suelen estar sujetas a permisos específicos que fijan normas de emisión más altas, las cuales están sujetas a una revisión continua y a modificaciones en función de la evolución de los conocimientos a lo largo del tiempo.

Las fuentes de contaminación puntual más pequeñas pueden haber escapado a inspecciones previas y ser detectadas mediante muestreos y análisis específicos. En relación con la prevención de la contaminación de las fuentes puntuales también es pertinente mencionar que la Directiva de Responsabilidad Medioambiental (DRM o ELD, por sus siglas en inglés) puede aplicarse (EC, 2004), por ejemplo, en caso de rotura de una presa de residuos mineros (véase el ejemplo en EC, 2013).

Las fuentes de contaminación difusa son más difíciles de cuantificar, pero el Grupo de Trabajo sobre Productos Químicos está apoyando los trabajos para desarrollar algoritmos que proporcionen estimaciones más específicas. La reducción de la entrada de contaminantes difusos en el medio acuático puede implicar la necesidad de remediar el suelo y las aguas subterráneas contaminadas, cambiar el uso del suelo, la eliminación progresiva del uso de sustancias específicas como plaguicidas y biocidas o identificar y gestionar fuentes secundarias, como productos y mercancías de las que las sustancias peligrosas (prohibidas) pueden seguir entrando en el medio ambiente acuático mientras siguen en uso.

Caso de estudio 3.6: Caso sueco de TBT, pone de manifiesto el reto, pero también la importancia de identificar y gestionar las fuentes secundarias para evitar una nueva contaminación de los sedimentos, a pesar de la prohibición del TBT desde hace varias décadas. Los sedimentos de los puertos deportivos suecos son puntos calientes de TBT (las concentraciones en los sedimentos son de varios órdenes de magnitud superiores a las NCA de los sedimentos), el estado químico es en general "no bueno", se observan efectos y no hay ninguna recuperación a la vista; todo ello en conjunto, sugiere que se necesitan medidas de remediación en estos lugares. Sin embargo, hasta ahora sólo se han llevado a cabo medidas de remediación en unos pocos lugares de Suecia.

Caso de estudio 3.7: La cooperación internacional condujo a una drástica reducción de la carga contaminante en el Elba, ilustrando que las medidas de descontaminación y protección del medio ambiente en el sector industrial y el desmantelamiento de las industrias en el centro de Alemania y en la República Checa, redujeron las cargas de contaminación de muchas sustancias a menos de una décima parte de sus antiguos valores máximos.

Caso de estudio 3.8: Prohibición del tributilo, ofrece un ejemplo de la reducción progresiva de la carga de TBT en los sedimentos en el puerto de Hamburgo. Esta reducción se debe a la prohibición del uso de TBT, combinada con el tratamiento de las aguas residuales del muelle y con la eliminación de sedimentos antiguos altamente contaminados con TBT.

Para una descripción completa de estos tres casos de estudio ver: "On the case of tributyltin (TBT) within Swedish Coastal waters", "Contaminant load reduction in the Elbe via international cooperation" y "The effect of substance use bans on contaminant sediment loadings in the Elbe: tributyltin", en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

3.6.3. Mitigación del transporte aguas abajo de la contaminación asociada a los sedimentos

Las características de transporte y destino de la contaminación asociada a los sedimentos están controladas por el transporte y destino del propio sedimento (secciones 1.2 y 1.3). Gran parte de la carga de fondo y de la carga en suspensión se depositará en los tramos inferiores de los sistemas fluviales (incluidas las llanuras de inundación) debido a las velocidades relativamente bajas del agua. Por lo tanto, la carga de contaminantes también se concentra aquí, y por ello no es de extrañar que las concentraciones de contaminantes en los sedimentos sean más altas aquí que en los tramos de aguas arriba.

A la hora de desarrollar estrategias específicas para gestionar los sedimentos contaminados en la cuenca del río, se pueden utilizar tres criterios para decidir la gestión de las zonas de deposición (áreas de preocupación):

1. Los contaminantes amenazan la calidad de las aguas subterráneas o del agua potable o tienen un impacto ecológico.
2. El depósito de sedimentos obstaculiza otros usos (por ejemplo, control de inundaciones o navegación).
3. Es probable que se produzcan alteraciones (por ejemplo, la navegación o las inundaciones) que provoquen una gran removilización y resuspensión.

La estrategia de mitigación recomendada depende de cuál de estos criterios se aplique, quedando descritos en la tabla 3.2. A la hora de considerar qué estrategia aplicar, hay que distinguir entre aquellos lugares con problemas específicos que se sitúan aguas arriba de la cuenca del río y en la deposición de sedimentos en la desembocadura o cerca de ella. Las preocupaciones son diferentes para las dos categorías: cerca de la desembocadura del río, o del estuario, se encuentran a menudo puertos que deben retirar regularmente grandes cantidades de sedimentos (contaminados o no) por razones de navegación.

Tabla 3.2 Estrategias para mitigar el transporte aguas abajo de la contaminación asociada a los sedimentos (para los criterios véase el texto, * en la tabla 3.3 y 3.4 se ofrecen más detalles sobre las técnicas de mitigación o remediación mencionadas).

NÚMERO DE CRITERIOS QUE SE APLICAN	DESCRIPCIÓN DE LA SITUACIÓN	ESTRATEGIA DE MITIGACIÓN RECOMENDADA*
Ninguno de los tres	Los sedimentos contaminados no suponen una amenaza para las aguas subterráneas, el agua potable o la ecología, ni para la salud humana; no constituye un obstáculo para otros usos y no es probable que se produzcan alteraciones que removilicen y vuelvan a suspender el sedimento.	Los sedimentos pueden permanecer en el lugar. El sedimento más limpio acabará por asentarse sobre el sedimento contaminado. El seguimiento y la reevaluación de los riesgos puede ser necesaria para garantizar la ausencia de efectos o cambios a largo plazo.
Uno	El riesgo de liberación de contaminantes es muy alto (navegación, inundaciones y/o perturbaciones locales), pero los demás criterios sobre la obstaculización y la amenaza para las aguas subterráneas no aplican.	Encapsulado local (véase la Tabla 3.3)
Dos	Hay riesgo de resuspensión y existe una amenaza para las aguas subterráneas o constituye un obstáculo.	La eliminación de sedimentos con técnicas de dragado ambiental son una opción. El dragado ambiental es una forma de dragado de precisión en el que se toman medidas específicas para evitar la propagación de material en suspensión. Dependiendo del grado de contaminación, el material debe ser desplazado bajo el agua, depositado en tierra firme o eliminado en una instalación confinada.
Los tres	Los sedimentos muy contaminados suponen una amenaza para las aguas subterráneas, el agua potable o la ecología, constituye un obstáculo para otros usos y es probable que se produzcan alteraciones que removerán y resuspenderán el sedimento.	El material debe ser eliminado, y dado que supone una amenaza para el medio ambiente y la salud, será necesaria la eliminación confinada. Queda aún la elección entre proporcionar una zona de eliminación confinada bajo el agua o una instalación de eliminación en tierra firme.

3.6.4. Elección de la(s) técnica(s) de mitigación o remediación

Las técnicas de mitigación o remediación que pueden aplicarse para gestionar los sedimentos contaminados se enumeran y caracterizan en las tablas 3.3 y 3.4, respectivamente. Son de gran importancia los costes de las diferentes opciones de tratamiento. Las tecnologías sencillas, como la separación de la arena y el cultivo de la tierra o la maduración, suelen ser ligeramente más caras que la eliminación, mientras que los costes de las tecnologías de estabilización e inmovilización térmica son sustancialmente más elevados. Sin embargo, los costes dependen en gran medida de las circunstancias específicas del lugar, como las características del material dragado, la cantidad de sedimentos, la capacidad de un lugar para su eliminación, el rendimiento de las instalaciones de tratamiento, el transporte y los ingresos o costes por el uso beneficioso, el tipo de contrato y la legislación (véase, por ejemplo, Netzband et al., 2002). Según estas condiciones específicas del lugar se producen grandes variaciones en los costes, como se ilustra en la Figura 3.6 (Salomons y Brils, 2004).

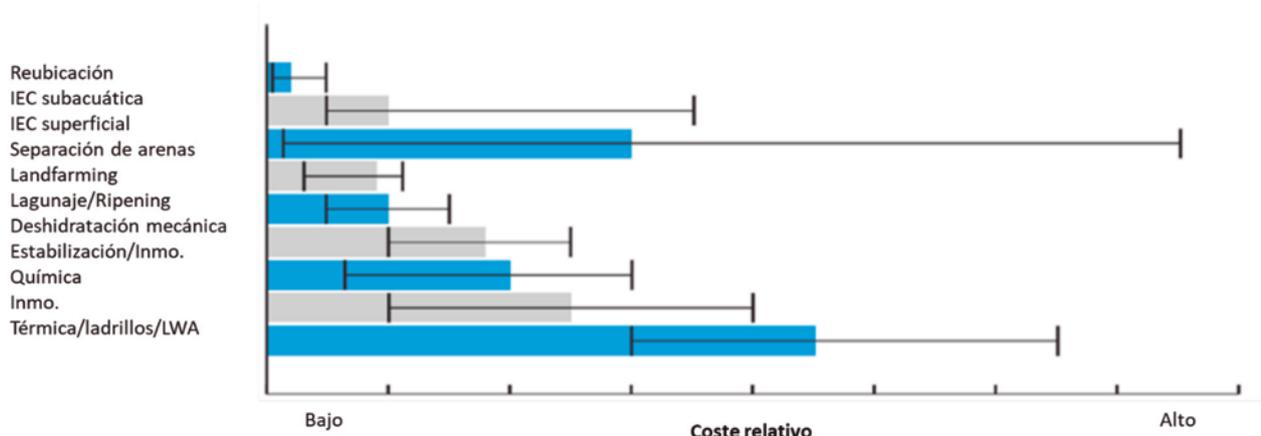


Figura 3.6. Costes de tratamiento y eliminación (Salomons y Brils, 2004). La altura de las columnas representa la media y la barra muestra el rango de costes (Netzband et al., 2002). Las opciones de eliminación se encuentran a la izquierda de la horquilla de costes, mientras que a la derecha están las opciones de tratamiento, la amplia variación es debido a las diferentes condiciones de contorno. (Nota: No se incluyen los ingresos ni los costes de aplicación de los productos. Los costes de la separación de la arena no incluyen la deshidratación y/o la eliminación; IEC = Instalación de eliminación confinada; LWA = Agregado ligero de arcilla expandida; chem = química; Inmo = inmovilización).

Tabla 3.3 Técnicas de mitigación de sedimentos contaminados. Estimación indicativa de los costes (véase el texto) y la eficacia: + = bajo, ++ = medio, +++ alto (* las estimaciones son indicativas, ya que los costes y la eficacia dependen en gran medida de las circunstancias específicas del lugar. Fuentes de información utilizadas y recomendadas para su lectura: PIANC, 1998; Netzband et al., 2002; Bortone et al., 2004; Bortone & Palumbo 2007; Spadaro, 2011; CEDA 2019a y 2019b).

TÉCNICA	IN-SITU	EX-SITU	EFFECTIVIDAD	COSTES	BREVE DESCRIPCIÓN
Captura de sedimentos	X		++	+ / +++	La materia en suspensión puede ser detenida por estructuras especializadas preparadas para este propósito; o bien, como efecto secundario en estructuras existentes, tales como las estructuras de control de flujo, los grupos de espigones o las estructuras laterales (brazos muertos). Con ambas opciones, los sedimentos y, por tanto, el transporte de contaminantes puede controlarse parcialmente.

TÉCNICA	IN-SITU	EX-SITU	EFFECTIVIDAD	COSTES	BREVE DESCRIPCIÓN
Encapsulado (Capping)	X		+++	+	Cobertura (aislamiento) de los puntos con problemas de contaminación mediante el empleo de una capa de sedimento limpio. Esta técnica puede combinarse con el tratamiento físico del sedimento limpio (por ejemplo, mezclándolo con carbón activado, arcilla o zeolitas), para hacer la capa (re)activa, y que sea capaz de retirar los contaminantes que puedan difundirse desde el sedimento contaminado hasta el encapsulado.
Barreras	X		+++	++	Construcción de una estructura de aislamiento alrededor del punto que presenta problemas para evitar la dispersión.
Dragado ambiental y eliminación subacuática	X		++	+	Dragado de precisión en combinación con medidas para evitar la propagación de material en suspensión (turbidez), como pantallas de suspensión alrededor del lugar dragado. Dragado seguido de la colocación bajo el agua en un lugar sin dispersión, por ejemplo, en una fosa profunda o en un fiordo. Esta técnica puede combinarse con el encapsulado.
Dragado ambiental y eliminación en tierra firme	X	X	++	+++	Dragado de precisión en combinación con medidas para evitar la propagación de material en suspensión (turbidez), como pantallas de suspensión alrededor del lugar de dragado. Dragado seguido de una remediación posterior (tratamiento) y posterior eliminación en tierra firme. Nota: la eliminación en tierra firme, especialmente en el contexto del uso agrícola y forestal, debe llevarse a cabo respetando la protección preventiva del suelo.
Dragado ambiental y eliminación confinada	X	X	++	++	Dragado de precisión en combinación con medidas para evitar la propagación de material en suspensión (turbidez); p. ej. pantallas de suspensión alrededor del lugar de dragado. Dragado seguido de almacenamiento en una instalación de eliminación confinada (IEC).

Tabla 3.4. Técnicas de remediación de sedimentos contaminados. Estimación indicativa de los costes (véase el texto) y de la eficacia: + = baja, ++ = media, +++ alta. (Las estimaciones son indicativas, ya que los costes y la eficacia dependen en gran medida de las circunstancias específicas del emplazamiento. Fuentes de información utilizadas y recomendadas para su lectura: PIANC, 1998; Netzband et al., 2002; Bortone et al., 2004; Bortone & Palumbo, 2007; Spadaro, 2011; CEDA 2019a y 2019b.)

TÉCNICA	IN-SITU	EX-SITU	EFFECTIVIDAD	COSTES	BREVE DESCRIPCIÓN
Atenuación natural	x		+	+	Los microorganismos naturales degradan los compuestos orgánicos y/o el envejecimiento de la contaminación reduce su biodisponibilidad. La eficacia de este proceso puede ser monitorizada y por ello la técnica se denomina Monitoreo de la atenuación natural (Monitored Natural Attenuation - MNA). Esta técnica también puede ser combinada con un tratamiento biológico y/o químico.
Tratamiento biológico	x	x	++	++	Se añaden aditivos específicos a los sedimentos para estimular a los microorganismos que contribuyen a la (bio) degradación de los compuestos orgánicos. Sin embargo, si se aplican <i>in situ</i> , debe evaluarse si estos aditivos no tienen efectos negativos para la biota.
Tratamiento químico	x	x	++	++	Se añaden mezclas específicas a los sedimentos, dirigidas a potenciar la degradación de las sustancias preocupantes. Sin embargo, si se aplican <i>in situ</i> debe evaluarse si estas mezclas no tienen efectos negativos para la biota.
Tratamiento físico	x	x	++	++	<i>In situ</i> : El objetivo del tratamiento físico puede ser fijar los contaminantes y/o reducir su biodisponibilidad. Esto puede lograrse mezclando carbón activado, arcilla o zeolitas. La elección del aditivo depende del tipo de contaminante. El método puede ser útil para inmovilizar una serie de contaminantes, como los PCB, los HAP, el TBT, el Hg, las dioxinas, bencenos clorados u otros (<i>in situ</i>). Sin embargo, debe evaluarse si estos aditivos no tienen efectos negativos para la biota. <i>Ex situ</i> : Se añaden aglutinantes para reforzar físicamente el sedimento y mejorar su idoneidad para el uso estructural o no estructural en ingeniería (como el relleno para la recuperación de tierras), al tiempo que se reduce la movilidad y la solubilidad de los contaminantes. Entre los aglutinantes adecuados se encuentran los cementos hidráulicos GGBS (escoria granulada de alto horno), cenizas volantes, cal, bentonita, aluminato de calcio, cemento supersulfatado, óxidos de magnesio y de hierro y carbón activado.

TÉCNICA	IN-SITU	EX-SITU	EFFECTIVIDAD	COSTES	BREVE DESCRIPCIÓN
Fitorremediación	X	X	+	+	Plantas como el cáñamo, el amaranto y la mostaza se utilizan para bioacumular metales y degradar los contaminantes orgánicos. Es una solución de coste relativamente bajo y tiene el valor añadido de la recuperación potencial de metales valiosos de las plantas. Este método requiere el compromiso de seguimiento a largo plazo para garantizar que las plantas sigan prosperando.
Landfarming		x	+	++	Los sedimentos dragados contaminados se eliminan en tierra firme para su tratamiento, es decir, para su secado y arado, favoreciendo la degradación de los compuestos orgánicos.
Desorción térmica		x	+++	++	En este proceso especializado <i>ex-situ</i> el sedimento contaminado se calienta indirectamente en un horno rotatorio para volatilizar los contaminantes. El gas residual se trata entonces por separado y es descargado, recogido o destruido térmicamente.
Lavado de sedimentos y separación de arena		X	+++	+	El lavado de sedimentos separa la fracción gruesa no contaminada (arena y grava), de los limos y arcillas, que contienen las mayores capacidades de absorción de contaminantes. La arena y la grava pueden reutilizarse, mientras que las fracciones más finas pueden ser tratadas adicionalmente mediante: destrucción de la materia orgánica, oxidantes, separación líquido-sólido y deshidratación posterior, para producir un producto final (torta filtrante de sedimentos) que puede ser de utilidad.
Procesamiento de alta temperatura		X	+++	+++	Los hornos rotativos de alta temperatura, o los sistemas de plasma que funcionan a 1400 °C, pueden ser usados de forma beneficiosa en el tratamiento de los sedimentos a escala comercial. Cuando se calienta a temperaturas lo suficientemente altas como para fundir los sedimentos, la adición de modificadores y/o de minerales crea una puzolana. Los orgánicos se disocian o se destruyen y los metales se inmovilizan en una escoria vítrea, que puede ser pulverizada para producir cementos constructivos de estabilización de distintas categorías.

CAPÍTULO 4: PLANIFICACIÓN DE LA GESTIÓN INTEGRADA DE LOS SEDIMENTOS

4.1. Introducción

La gestión de los sedimentos en las cuencas fluviales europeas adopta muchas formas diferentes, desde las medidas locales de emergencia que no se basan en ninguna planificación, hasta los planes de gestión de los sedimentos a nivel regional o de cuenca, que sirven para varios objetivos diferentes. Muchas de estas medidas y planes están directamente relacionadas con los planes de gestión de las cuencas fluviales, pero también existe una amplia gama de medidas y planes sectoriales que se activan por usos como la navegación, la protección contra las inundaciones, la protección de las costas, la gestión de los embalses, el agua potable o la energía hidroeléctrica. Todas estas medidas y planes pueden afectar a las condiciones de las masas de agua y, por lo general, deben integrarse en el marco de la DMA (y/o de la DMEM, en su caso).

A modo de ejemplo, un plan de gestión de sedimentos en embalses suele centrarse en permitir el funcionamiento seguro y eficaz de las presas y de sus embalses correspondientes. Un plan de dragado para permitir la navegación es también un plan sectorial centrado en garantizar unas buenas condiciones para la navegación. En ambos casos, dependiendo de cómo se gestionen los sedimentos, estos planes pueden tener efectos significativos en el estado ecológico y químico de las masas de agua, que deben ser abordados. Por lo tanto, estos planes sectoriales deben ser contextualizados en el marco de la DMA. Una solución para integrar usos diferentes y alcanzar al mismo tiempo los objetivos de la DMA, es planificar una gestión integrada de los sedimentos.

En el contexto de este documento, el término “planificación de la gestión integrada de los sedimentos” se utiliza en el sentido de un proceso de gestión que promueve un enfoque holístico para establecer objetivos y medidas para la gestión de los sedimentos, coherentes con la DMA, teniendo en cuenta todas las diferentes necesidades, usos u objetivos relacionados con la política. También promueve la participación de todos los actores¹ y partes interesadas² afectados por los procesos de planificación de la gestión de los sedimentos. Este principio está en plena consonancia con el concepto de protección integrada y gestión sostenible del agua de la DMA.

En los capítulos 1 al 3 se han descrito los diferentes conceptos y metodologías asociados a la gestión de la cantidad de sedimentos y la contaminación a escala de cuenca fluvial o de célula costera, así como a escala de masa de agua. Este capítulo (4) se basa en esos conceptos y se centra en cómo aplicarlos en un proceso de planificación de la gestión integrada de los sedimentos, con el fin de alcanzar los objetivos de la DMA. Ofrece recomendaciones y las mejores prácticas basadas en experiencias recogidas en distintas partes de Europa.

Las primeras secciones de este capítulo se centran en los aspectos generales y transversales que son importantes para la planificación integrada de los sedimentos:

- Sección 4.2 - define el concepto de “planificación de la gestión integrada de los sedimentos” y describe sus principales beneficios;
- Las secciones 4.3 y 4.4 - ofrecen orientación sobre cómo integrar la planificación de la gestión de los sedimentos en el marco jurídico de la DMA, para tener en cuenta otra legislación pertinente y las mejores prácticas para garantizar la coherencia de la planificación de los sedimentos entre los planes sectoriales;
- Sección 4.5 - se centra en la gobernanza, la participación de las partes interesadas y la cooperación transfronteriza, que son aspectos cruciales de la planificación de la gestión integrada de los sedimentos.

¹ Actores: institución u organización involucrada activamente en los procesos o medidas de gestión del sedimento.

² Partes interesadas: actores y otras personas afectadas o que influyen en las medidas de gestión del sedimento.

La última y principal sección de este capítulo (sección 4.6) ofrece indicaciones y recomendaciones prácticas sobre el desarrollo de un “Plan de gestión integrada de sedimentos” (PGIS), que se define en el contexto de este documento como la “herramienta” para aplicar el concepto de planificación de la gestión integrada de sedimentos. La sección 4.6 propone el enfoque ideal para elaborar un PGIS “estándar”, pero no debe considerarse como un marco rígido ya que puede adaptarse a los problemas específicos y al contexto de las cuencas hidrográficas en cuestión. En particular, la lógica y los conceptos presentados en la sección 4.6 también son pertinentes cuando los sedimentos se abordan como parte de los PHC y no como PGIS específicos (véanse los diferentes enfoques posibles en la figura 4.2). Dado que un plan de gestión integrada de los sedimentos sólo puede tener éxito si está bien diseñado, aplicado, supervisado y evaluado, estos aspectos se abordan en esta sección.

El principio de la gestión adaptativa también se aborda en este capítulo, ya que se considera especialmente relevante en el contexto de la gestión de los sedimentos, como forma de abordar la incertidumbre y la complejidad de los procesos de sedimentación, garantizar la participación de las partes interesadas y evaluar los avances en la aplicación de las medidas y la consecución de los objetivos.

Las preguntas clave que se abordan en este capítulo son:

- ¿Cuáles son los beneficios de desarrollar un plan de gestión integrada de sedimentos (PGIS) en el contexto del plan de gestión de la cuenca hidrográfica?
- ¿Cuáles son los pasos clave para desarrollar un PGIS?
- ¿Cuáles son los principales retos a los que se enfrenta el desarrollo y la aplicación de la planificación integrada de los sedimentos? ¿Cómo abordarlos?

Mensajes clave:

- La planificación de la gestión de los sedimentos es un proceso fundamental que debe aplicarse como una tarea a largo plazo, con el fin de minimizar los impactos ambientales asociados a las presiones antrópicas sobre las cuencas fluviales y las costas.
- La gestión adaptativa de los sedimentos es una forma eficaz de hacer frente a la incertidumbre y la complejidad asociadas a los procesos sedimentarios.
- El éxito de la gestión de los sedimentos requiere un marco de gobernanza adecuado y el apoyo de las partes interesadas pertinentes.
- Establecer un marco formal o una base legal asociada al plan ayudará a asegurar su aplicación, así como la asignación de fondos suficientes y recursos humanos especializados.

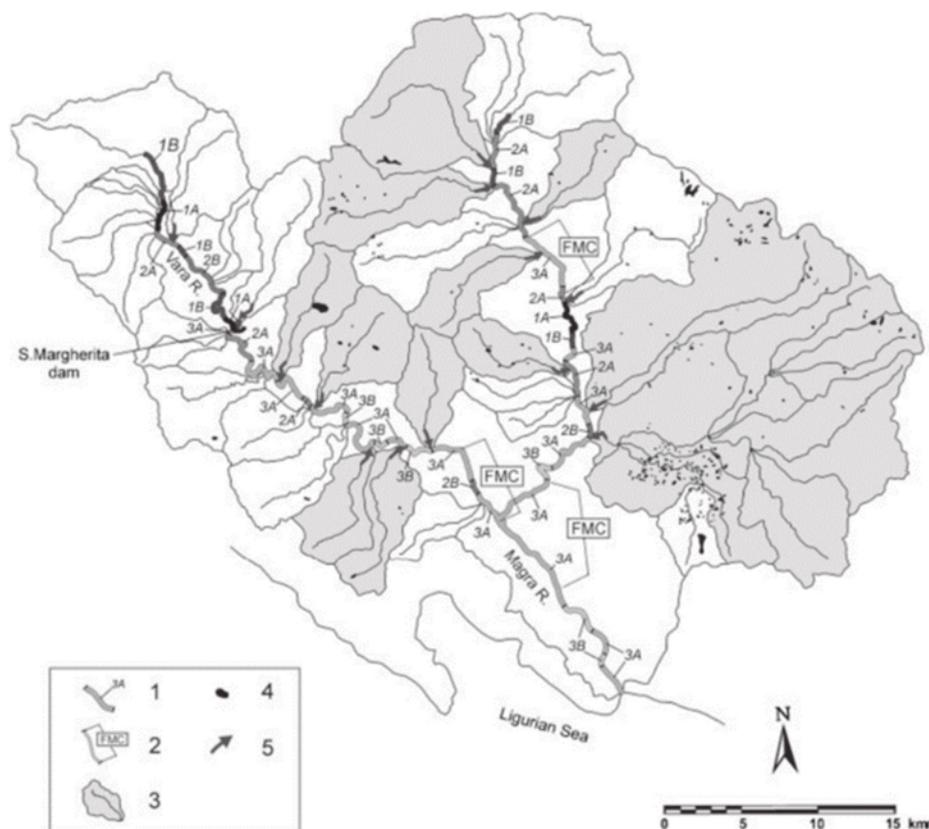
4.2. Definición y beneficios de la planificación de la gestión integrada de los sedimentos

¿Qué es la planificación de la gestión integrada de los sedimentos?

Como se ha mencionado anteriormente, la planificación de la gestión integrada de los sedimentos es un proceso que permite integrar en un “plan de gestión de los sedimentos” coherente, los objetivos de las políticas medioambientales con los derivados de las actividades socioeconómicas (por ejemplo, la navegación, la mitigación del riesgo de inundaciones, la producción de energía hidroeléctrica o el riego) que tienen lugar a escala de la cuenca fluvial o de la célula costera. Una planificación de la gestión integrada de los sedimentos requiere el conocimiento de la dinámica sedimentaria específica de la cuenca y/o de la célula costera, tanto en términos cuantitativos como cualitativos, para permitir a los gestores una rápida comprensión de los desequilibrios que deben abordarse y fijarse para alcanzar los objetivos medioambientales de la DMA, y/o de la dinámica de los sedimentos contaminados, integrándolos al mismo tiempo con los de otras directivas medioambientales pertinentes (por ejemplo, Inundaciones o Hábitat) y con las actividades socioeconómicas.

En concreto, el proceso de planificación de la gestión integrada de los sedimentos significa establecer objetivos para los principales problemas relacionados con los sedimentos que han sido identificados en una cuenca hidrográfica y definir las medidas integradas necesarias para alcanzar múltiples objetivos. Sorprendentemente, la misma base de conocimientos sobre la transferencia de sedimentos a escala de cuenca es necesaria para desarrollar una estrategia de restauración para los objetivos de la DMA, o de un programa de infraestructuras, un plan de navegación o para la gestión del riesgo de inundación (véanse los apartados 4.3 y 4.4). De este modo, es posible cumplir con la DMA y los objetivos de los diferentes planes sectoriales (por ejemplo, los planes de gestión del riesgo de inundación o de navegación) y las medidas previstas sobre los sedimentos en un contexto a escala de cuenca. Esta información es especialmente importante para comprender los impactos de las actividades/acontecimientos de gestión a escala de la cuenca hidrográfica y adaptarlos en función de ello. La siguiente figura (Figura 4.1) muestra un mapa que ilustra los posibles resultados de un plan de gestión integrada de los sedimentos.

Figura 4.1. Mapa de estrategias para la gestión de los sedimentos. (1) Clasificación de los segmentos del río. (2) Tramos en los que se puede promover el Corredor de Movilidad Funcional (FMC). (3) Subcuencas seleccionadas para la recarga potencial de sedimentos. (4) Desprendimiento de tierras seleccionados para la recarga potencial de sedimentos y (5) Afluentes principales con alta entrega de sedimentos. Fuente: Rinaldi et al., 2009.



¿Cómo aplicar la planificación de la gestión integrada de los sedimentos?

Este documento define como plan de gestión integrada de sedimentos la "herramienta" real resultante del proceso de planificación de la gestión integrada de sedimentos. Dicho plan puede adoptar diferentes formas, desde un conjunto de medidas integradas relacionadas con los sedimentos, agrupadas e incluidas en los Planes hidrológicos de cuenca (PHC), hasta un documento individual, separado, pero totalmente coherente con los PHC. Sea cual sea la forma que se le dé, es crucial que los objetivos y las medidas de los planes sean coherentes y estén completamente alineados con los PHC, y que todas las medidas contenidas en ellos consideren explícitamente los posibles efectos en/de las masas de agua aguas arriba y aguas abajo. La figura 4.2 que aparece a continuación ofrece una visión general de los diferentes enfoques posibles para aplicar el plan de gestión integrada de sedimentos en relación con los PHC.

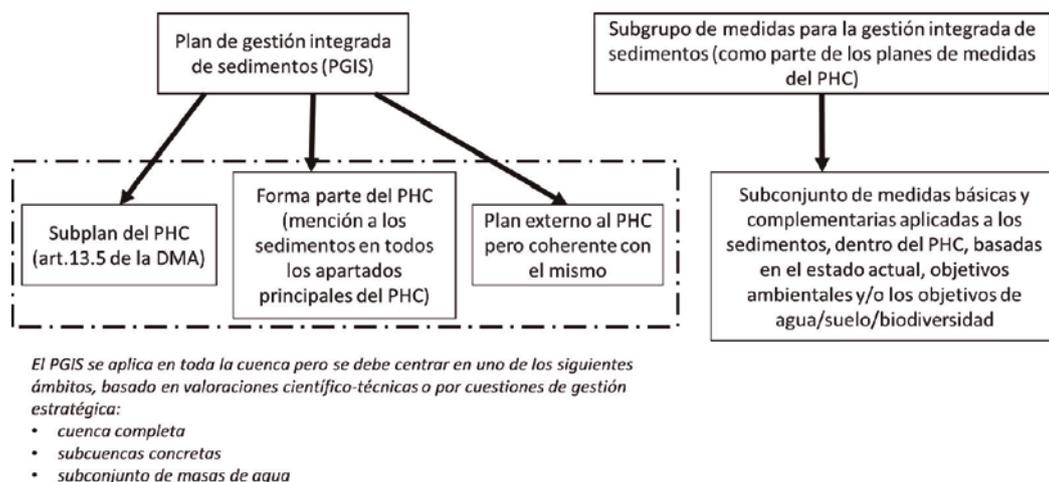


Figura 4.2. Diferentes enfoques para la aplicación de planes y medidas de gestión de sedimentos en coherencia con los PHC.

Cabe destacar que en muchas cuencas fluviales europeas los planes de gestión de los sedimentos ya se aplican de facto como parte de los protocolos de las comisiones de cuenca fluvial internacionales (por ejemplo, en el Rin y en el Elba) en el marco de la DMA. En algunos países, están previstos legalmente como parte de los PHC. Es el caso, por ejemplo, de Italia, donde la legislación nacional prevé la elaboración de planes de gestión de los sedimentos como medio para alcanzar los objetivos de la DMA y la DMR (véase el caso de estudio "Sediment management plans in Italy and river Po sediment management plan" en la versión original de esta guía "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022"). Los distintos ejemplos y casos de estudio presentados en este documento ilustran estas situaciones. La sección 4.3 ofrece más detalles sobre la integración del PGIS en el contexto de la DMA. Cabe señalar que se han elaborado algunas directrices o documentos de orientación en Estados miembros o cuencas fluviales específicos sobre el desarrollo de estrategias integradas para la gestión de los sedimentos (por ejemplo; Danube Sediment Management Guidance (Habersack et al., 2019a.), Guidance on sediment management in the Sava ("Towards the sustainable management in the Sava River Basin"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022") o LAWA position paper on integrated sediment management in Germany (LAWA, 2019)).

¿Cuáles son los beneficios de la planificación de la gestión integrada de los sedimentos?

Una de las primeras preguntas que pueden surgir antes de aplicar la planificación de la gestión integrada de los sedimentos es: ¿cuáles son los beneficios de este enfoque? Son muchos los beneficios que cabe esperar: mejora del estado medioambiental, adaptación al cambio climático, ahorro de recursos financieros, integración de los distintos usos de forma sostenible a escala de la cuenca hidrográfica, etc. Uno de los aspectos clave es que ayuda a los planificadores y gestores de las masas de agua a compartir la misma base de conocimientos e información con todos los agentes y partes interesadas pertinentes, y a desarrollar escenarios de gestión de los sedimentos cuya coherencia con los objetivos de la DMA pueda verificarse rápidamente. A largo plazo (a escala multi decenal), este enfoque permitirá ahorrar recursos, ya que se habrán anticipado los problemas relacionados con los sedimentos y se evitarán posibles daños, también en relación con los impactos del cambio climático.

La tabla 4.1 pretende ofrecer, sin ser exhaustiva, algunos ejemplos de presiones antrópicas típicas relacionadas con los sedimentos, los beneficios de abordarlas de forma integrada, así como las consecuencias de no actuar para gestionar los problemas adecuadamente. La tabla también enumera los retos asociados a un tratamiento integrado de cada presión. Es importante destacar una vez más cómo la falta de este enfoque integrado plantea los riesgos de: i) que las medidas de planificación no puedan conducir a los efectos esperados (especialmente si no se investigan/comprenden los impactos a gran escala), ii) que no se llegue a un acuerdo sobre las medidas, y iii) en consecuencia, a una falta de aplicación e ineficacia en el uso de los recursos financieros.

Tabla 4.1. Ejemplos de la necesidad de un enfoque holístico para identificar los beneficios a nivel estratégico de las medidas de gestión de los sedimentos.

EJEMPLO DE CUESTIONES RELACIONADAS CON LOS SEDIMENTOS.	CONSECUENCIAS DE NO ACTUAR	BENEFICIOS DE ABORDAR EL PROBLEMA DE FORMA INTEGRADA	RETOS ASOCIADOS	EJEMPLOS DE POSIBLES MEDIDAS COMO PARTE DE UN PGIS (VÉANSE LOS CAPÍTULOS 2 Y 3 PARA OBTENER LISTAS MÁS COMPLETAS DE MEDIDAS)
Ejemplos de cantidad de sedimentos				
Erosión del lecho debido al déficit de sedimentos disponibles (por ejemplo, estructuras en zonas situadas aguas arriba que atrapan los sedimentos; espigones o infraestructuras de encauzamiento que facilitan el transporte rápido de los sedimentos a través del sistema)	Erosión/incisión aguas abajo o de deriva y descenso del nivel del agua. Pérdida de conectividad (por ejemplo, desecación de la llanura de inundación o desconexión de la capa freática) Deterioro del estado ecológico y de la calidad de las aguas subterráneas. Pérdida de servicios ecosistémicos (por ejemplo, reducción de almacenamiento de carbono) Impactos económicos (por ejemplo, reducción del alcance del transporte fluvial)	Mejorar o mantener el estado ecológico y las condiciones de las llanuras de inundación. Evitar los daños o la interrupción de los usos del agua y los costes asociados (por ejemplo, manteniendo o mejorando el transporte por vías navegables interiores) Evitar los daños (y los costes asociados) protegiendo la llanura de inundación y/o el acuífero.	Aceptación social y/o económica en la eliminación o modificación de estructuras situadas aguas arriba y en los afluentes para la mejora de la continuidad (especialmente cuando los beneficios se producen en otra demarcación hidrográfica o Estado miembro) Relación coste-beneficio rentable para las fuentes/transporte de los materiales desde las graveras. Aplicar soluciones beneficiosas para todas las partes.	En origen: eliminar o modificar estructuras para restaurar la continuidad de los sedimentos en zonas situadas aguas arriba y en afluentes. Mitigar: derivación de sedimentos; adaptar los espigones u otras estructuras para ayudar a estabilizar el lecho del río. Compensar: suplemento de sedimentos.
Presencia de estructuras destinadas a controlar la erosión costera que reducen el aporte de sedimentos al sistema.	Escasez de sedimentos en zonas intermareales y deterioro ecológico. Necesidad de nuevas intervenciones estructurales para la protección de bienes.	Mejora en el estado ecológico en las zonas de deriva. Reducción de costes por daños que, de otro modo, serían gastos de restauración de hábitats o de estructuras de defensa contra las inundaciones.	Aceptación social y/o económica por eliminar o reajustar las estructuras de control de la erosión (especialmente si los beneficios se producen en otra demarcación hidrográfica o Estado miembro).	En origen: eliminar o reajustar las estructuras de control de la erosión. Mitigar: introducir medidas de derivación de sedimentos.

EJEMPLO DE CUESTIONES RELACIONADAS CON LOS SEDIMENTOS.	CONSECUENCIAS DE NO ACTUAR	BENEFICIOS DE ABORDAR EL PROBLEMA DE FORMA INTEGRADA	RETOS ASOCIADOS	EJEMPLOS DE POSIBLES MEDIDAS COMO PARTE DE UN PGIS (VÉANSE LOS CAPÍTULOS 2 Y 3 PARA OBTENER LISTAS MÁS COMPLETAS DE MEDIDAS)
Exceso de extracción de sedimentos histórica y/o actual (para su uso en la industria de la construcción, mitigación del riesgo de inundación o navegación)	Deterioro ecológico local o de toda la cuenca. Erosión/incisión aguas abajo (o en zonas de deriva) y descenso del nivel del agua, con los correspondientes impactos ambientales y económicos asociados.	Mejora del estado ecológico en las zonas situadas aguas abajo o en las zonas de deriva. Reducción de costes por daños (por ejemplo, ahorro de costes relacionados con los gastos en medidas de control de la erosión).	Asegurar una fuente alternativa de áridos para sostener la construcción. Incluir la reducción de costes por daños (es decir, los costes de aplicación de las medidas de control de la erosión aguas abajo) en la evaluación del coste-beneficio. Aceptación social y/o económica si los beneficios se acumulan en otra demarcación hidrográfica o Estado miembro.	En origen: extracción restringida. Mitigar: reducir la extracción a un nivel sostenible.
Contaminación de sedimentos actual o potencial/futura.	Transporte de contaminantes río abajo con consecuencias ecológicas y económicas en las zonas donde se depositan. Impacto en la ecología (por ejemplo, reducción de la abundancia y la composición de los invertebrados bentónicos o reducción del éxito reproductivo de ciertas especies). Aumento de los costes en el tratamiento del agua potable. Restricciones en el dragado y la eliminación de sedimentos (por ejemplo, para garantizar la seguridad de la navegación). Restricciones al consumo de pescado. Reducción de los ingresos procedentes del turismo y las actividades recreativas.	Mejora del estado ecológico en las zonas situadas aguas abajo. Reducción de costes (por ejemplo, costes relacionados con los gastos que serían necesarios para el dragado y la eliminación o el tratamiento de los sedimentos contaminados; o el tratamiento del agua potable). Mejora de las opciones de uso del material dragado (por ejemplo, empleo para la mejora ecológica). Reducción de las pérdidas o la interrupción de los negocios (por ejemplo, turismo y actividades recreativas, flotas pesqueras y pesca deportiva) en la zona afectada.	Aplicar el principio de quien contamina paga. Incluir la reducción de costes por daños (por ejemplo, los costes de las obras de tratamiento del agua o del dragado y la eliminación o el tratamiento de los sedimentos contaminados en zonas aguas arriba) u otros ahorros de costes en la evaluación de los costes y beneficios si éstos se producen en otra demarcación hidrográfica o Estado miembro.	En origen: restringir la actividad contaminante (por ejemplo, exigir medidas anticontaminantes o revocar el permiso), encapsular <i>in situ</i> o eliminar/rehabilitar los sedimentos contaminados.

EJEMPLO DE CUESTIONES RELACIONADAS CON LOS SEDIMENTOS.	CONSECUENCIAS DE NO ACTUAR	BENEFICIOS DE ABORDAR EL PROBLEMA DE FORMA INTEGRADA	RETOS ASOCIADOS	EJEMPLOS DE POSIBLES MEDIDAS COMO PARTE DE UN PGIS (VÉANSE LOS CAPÍTULO 2 Y 3 PARA OBTENER LISTAS MÁS COMPLETAS DE MEDIDAS)
Sedimentos contaminados por fuentes históricas (minas, vertederos, etc.)	Deterioro del estado químico. Transporte de sedimentos contaminados aguas abajo con consecuencias ecológicas y económicas en las zonas donde se depositan.	Mejora del estado químico; también del estado ecológico de las zonas situadas aguas abajo. Reducción de costes por daños (por ejemplo, aquellos relacionados con los gastos de dragado y tratamiento de sedimentos contaminados; recuperación del suelo tras las inundaciones, etc.)	Identificar al contaminador para aplicar el principio de "quien contamina paga". Tratar los costes derivados de aspectos legales. Incluir la reducción de costes por daños (por ejemplo, costes de las obras físicas o del tratamiento del agua) en la evaluación de coste-beneficio si éstos se producen en otra demarcación hidrográfica o Estado miembro.	En origen: obras físicas para evitar lixiviados. Mitigar: instalar un sistema de tratamiento del agua.

4.3. Requisitos de la DMA ligados a la gestión integrada de los sedimentos

Mensajes clave

- Los planes de gestión integrada de los sedimentos (PGIS) y las medidas relacionadas deben incluirse en PHC.
- Los objetivos de los PGIS deben ser alcanzar y mantener el buen estado/potencial de la DMA al tiempo que proporcionar un uso sostenible de las masas de agua.
- Aplicar el concepto descrito en la guía 37 del ECI en caso de conflicto entre alcanzar el buen estado y el mantenimiento de los usos específicos del agua en lo que respecta a la gestión de los sedimentos.
- Asegurar la financiación y aplicar el principio de recuperación de costes para financiar las medidas relacionadas con los sedimentos.

En los capítulos anteriores se han descrito los requisitos de la DMA relativos a la cantidad de sedimentos y a la contaminación. Esta sección los complementa proporcionando una visión general de los requisitos de la DMA que son relevantes en el contexto de los procesos de gestión de los sedimentos.

Una dinámica adecuada de los sedimentos es importante para alcanzar los objetivos de gestión de los PHC. Por lo tanto, aunque se pueden seguir diferentes enfoques (Figura 4.2), es crucial integrar las medidas y la planificación de la gestión de los sedimentos como parte del plan de gestión de la cuenca hidrográfica (PHC) (art. 13 de la DMA, Anexo VII). Los objetivos y las medidas para la gestión de los sedimentos deben integrarse en los PHC y en los programas de medidas correspondientes y, a la inversa, todas las medidas y los objetivos de los PHC deben tenerse en cuenta al planificar las medidas relacionadas con los sedimentos. En caso de que los impactos sobre la contaminación o la cantidad de sedimentos se identifiquen como presiones significativas que obstaculizan la consecución de los objetivos de la DMA, esto debería incluirse y abordarse como tal en los PHC (Anexo VII, A.2 de la DMA). Reconocer los impactos sobre los sedimentos como una presión significativa para los ecosistemas es crucial para activar la aplicación de medidas adecuadas y la asignación de fondos. Los capítulos 2 y 3 proporcionan información y métodos pertinentes para evaluar las presiones sobre la cantidad de sedimentos y la contaminación.

Caso de estudio 4.1: Evaluación de crecidas controladas para la movilización de sedimentos en el bajo Ebro

Desde el año 2003 se han realizado crecidas controladas desde los embalses de Mequinenza, Ribarroja y Flix en el cauce del río Ebro. El régimen de caudales ecológicos establecido en el Plan Hidrológico (2015-2021) contempló la realización de estas crecidas dos veces al año, una en primavera y otra en otoño. Actualmente, el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Ebro (2022-2027) incorpora la "Estrategia para la gestión integral de sedimentos en la demarcación hidrográfica del Ebro", en conexión con el Plan de Protección del Delta del Ebro. Este ejemplo ofrece una visión consolidada de la gestión de las crecidas y su empleo en la movilización de los sedimentos.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

En el entorno europeo, la alteración del balance de sedimentos se convierte en una cuestión de importancia en la gestión del agua, tal y como se recoge en el Tercer Plan de Gestión de la Cuenca del Danubio (DRBMP) (2022-2027).

La cantidad de sedimentos en la cuenca del Danubio ya se mencionó en el 1er Plan de Gestión de la Cuenca del Danubio en 2009 y fue considerado un problema potencial de gran importancia en la gestión del agua en el año 2013. En el año 2019, el proyecto Danubio Sediment (<http://www.interreg-danube.eu/approved-projects/danubisediment>) produjo dos resultados base para el desarrollo del 3er DRBMP (Habersack et al., 2019a,b): (i) El Danubio Sediment Management Guidance, que ofrece recomendaciones para mejorar el balance de sedimentos en la cuenca del Danubio, y (ii) El Manual para las partes interesadas, que ofrece asistencia para las acciones relacionadas con los sedimentos en la cuenca del río Danubio y los futuros programas de medidas. Sobre la base de las principales conclusiones de este proyecto, la alteración del equilibrio de los sedimentos ha sido identificada como un nuevo subtema de la Gestión del Agua "Alteraciones hidromorfológicas" en la 3ª DRBMP.

La visión de la Comisión Internacional para la Protección del Danubio (ICPDR) tiene como objetivo alcanzar un régimen sedimentario equilibrado, continuo e inalterado en la cuenca, formas del lecho y materiales naturales y conseguir el equilibrio dinámico entre sedimentación y erosión. Un régimen sedimentario equilibrado debería, además, originar hábitats adecuados a las comunidades acuáticas específicas y los ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas.

Un hito importante será el debate sobre el establecimiento de una red armonizada de vigilancia de la cantidad de sedimentos con el fin de conocer mejor sus problemas asociados.

Más información en los siguientes enlaces:

http://www.icpdr.org/main/sites/default/files/nodes/documents/ic231_drbmp_update_2021_draft_v10.pdf

<https://www.interreg-danube.eu/approved-projects/danubisediment/outputs>

En cuanto a la gobernanza, la DMA exige a los Estados miembros la participación del público y de todas las partes interesadas en su aplicación (art. 14 de la DMA). Este principio debe seguirse en el contexto de la planificación de los sedimentos, como se describe en la sección 4.6. La DMA también exige a los Estados miembros que establezcan una cooperación transfronteriza (art. 13, 2. DMA), lo que es especialmente relevante para la gestión de los sedimentos y debería abordarse en la planificación de estos (véase la sección 4.5.3). Se recomienda integrar el PGIS en el marco de gobernanza existente de la DMA en la medida de lo posible y en los organismos transfronterizos cuando sea pertinente.

En general, es crucial garantizar que los objetivos y las medidas del PGIS apunten a la consecución de los objetivos de buen estado/potencial de la DMA (art. 4 de la DMA), integrando al mismo tiempo los objetivos de otras políticas (por ejemplo, la DMEM, la Directiva sobre Inundaciones y la Directiva sobre Hábitats). En el apartado 4.4 se ofrecen orientaciones para fijar los objetivos del PGIS en consonancia con las políticas pertinentes. Para ello es necesario un buen sistema de seguimiento, tal y como se ha descrito en los capítulos anteriores, que esté en consonancia con el marco de seguimiento establecido para la DMA (art. 8 de la DMA, Anexo V) y otras políticas, cuando sea pertinente, y capaz de sustentar evaluaciones actualizadas sobre la dinámica de los sedimentos en la cuenca.

Uno de los principales retos a la hora de definir los objetivos y las medidas de la planificación integrada de los sedimentos es integrar todos los usos socioeconómicos que interactúan con la dinámica natural de los mismos y encontrar soluciones para reducir sus impactos, con el fin de garantizar la sostenibilidad de los diferentes usos de las masas de agua. Este concepto pretende garantizar el uso sostenible de todas las masas de agua, naturales o muy modificadas, protegiendo al mismo tiempo los recursos naturales a largo plazo (art.1(b)). La planificación de la gestión de los sedimentos debe realizarse de acuerdo con este principio.

Este concepto está también en el centro de la definición de Buen Potencial Ecológico (GEP), que es el objetivo que debe fijarse en las masas de agua (muy) modificadas físicamente en las que no puede alcanzarse el buen estado sin afectar significativamente a los usos existentes o al medio ambiente en general, denominadas masas de agua muy modificadas (art. 4.3 de la DMA). Esto significa que, en primer lugar, deben identificarse y evaluarse los diferentes usos que afectan a los sedimentos. Los objetivos fijados deben seguir los requisitos del art. 4.3 y los principios establecidos en la guía n° 37 del ECI, que proporciona una metodología y orientación para definir el buen potencial ecológico³. A la hora de desarrollar los objetivos de un PGIS, si ya se han desarrollado criterios/métodos a escala nacional/local para definir el GEP, éstos pueden ser la base para el desarrollo de los objetivos de los sedimentos. Esos criterios/métodos pueden adaptarse o mejorarse en función de los conocimientos adquiridos durante el proceso del PGIS. Si esos criterios o métodos no existen todavía y se desarrollan en el contexto del PGIS, pueden ser la base para desarrollar una metodología/criterios para los GEP y aplicarse posteriormente a otras masas de agua. A la hora de definir tales objetivos es crucial asegurarse de no comprometer la consecución de los objetivos de la DMA o de otra legislación medioambiental en las masas de agua situadas aguas arriba o abajo, tal y como exige la DMA (art.4(8)).

La planificación de las medidas también debe seguir los principios y requisitos de la DMA. En particular, es importante evaluar tanto la funcionalidad basada en el proceso como la rentabilidad de las medidas, como forma de seleccionar las medidas más apropiadas en el PGIS (véase el apartado 4.6).

La financiación de las medidas del PGIS debería estar garantizada y, en su caso, seguir los principios de recuperación de costes y del principio de que quien contamina paga, tal y como exige la DMA (art. 9 de la DMA).

Cabe mencionar que los PGIS pueden contribuir a mejorar el cumplimiento de los requisitos de la DMA en el caso de nuevos proyectos (por ejemplo, en aquellos relacionados con la extracción de agua o la mitigación del riesgo de inundación) que puedan deteriorar el estado de las masas de agua (art. 4(7)) de la DMA). En concreto, los PGIS pueden mejorar la integración de las consideraciones relacionadas con los sedimentos en otros instrumentos de planificación con el fin de minimizar los impactos de dichos proyectos. La guía del ECI n°36 ofrece orientaciones sobre cómo aplicar el art. 4(7)⁴.

4.4. Otra legislación relevante: cómo integrar diferentes políticas en la planificación de la gestión de los sedimentos

Como ya se dijo en el capítulo 1, la gestión de los sedimentos es una cuestión transversal y debe abordarse de forma armonizada en todas las políticas. Diversas políticas medioambientales de la UE abordan la cuestión de la gestión de los sedimentos directa o indirectamente, entre ellas la Directiva sobre Inundaciones, la Directiva sobre Hábitats y Aves, la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM), así como la Directiva Marco sobre Residuos (véase el capítulo 1, sección 1.5.2). Varias políticas sectoriales, tanto a nivel de la UE, como nacional o local, también abordan los diferentes usos asociados a la gestión de los sedimentos, como la navegación, el suministro de agua, la generación de energía, el riego, la explotación del nivel de las aguas, la protección contra las inundaciones, el drenaje del terreno, la planificación urbana, la silvicultura y otras actividades de desarrollo humano sostenible igualmente importantes. La DMA exige explícitamente la integración de los usos del agua que puedan influir en los procesos de sedimentación y, por consiguiente, en el estado del agua (véase la sección anterior).

Debido al papel central que desempeñan los sedimentos en la conformación de las masas de agua y en el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos, el PGIS es la herramienta más adecuada con la que abordar explícitamente los objetivos conflictivos de las diferentes políticas y en donde proponer los mejores enfoques para resolver dichos conflictos. La integración de estas políticas en el proceso de planificación requiere integrar el valor de los ecosistemas acuáticos funcionales con los requisitos técnicos asociados a los usos específicos de las masas de agua, y seleccionar medidas rentables teniendo en cuenta los impactos socioeconómicos. Es probable que una buena planificación de la gestión de los sedimentos aporte importantes beneficios conjuntos, al mejorar las condiciones de los sedimentos para los ecosistemas

³ <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/d1d6c347-b528-4819-aa10-6819e6b80876/details>

⁴ https://circabc.europa.eu/sd/a/e0352ec3-9f3b-4d91-bdbb-939185be3e89/CIS_Guidance_Article_4_7_FINAL.PDF

acuáticos y reducir al mismo tiempo los costes de mantenimiento asociados a las diferentes actividades de la cuenca.

A continuación, se enumeran algunos principios generales clave para una integración satisfactoria:

- Durante las primeras fases del proceso de planificación, identificar todas las políticas y la legislación que interactúen con la gestión de los sedimentos o que sean relevantes para ella.
- Integrar todas las políticas pertinentes lo antes posible en el proceso de planificación, primero a nivel estratégico y luego en las diferentes escalas.
- Involucrar a las autoridades y garantizar que todos los sectores relevantes y las partes interesadas participen desde los primeros pasos y a lo largo del proceso de planificación.
- Considerar los requisitos, objetivos y limitaciones de las diferentes políticas y legislaciones al desarrollar objetivos y medidas en los planes de gestión de sedimentos.
- Implementar en la medida de lo posible soluciones “win-win” que permitan alcanzar múltiples objetivos y, en particular, soluciones basadas en la naturaleza (por ejemplo, la restauración de las llanuras de inundación como forma de reducir los riesgos de inundación al tiempo que se restablece el transporte lateral de sedimentos).
- Alinear todos los instrumentos de las políticas pertinentes con los objetivos y medidas establecidos en el plan de gestión de sedimentos para evitar incoherencias.
- Establecer como prerrequisito que las autorizaciones de proyectos individuales, o las decisiones de financiación, relacionadas con los usos que puedan impactar en los sedimentos, estén en consonancia con los objetivos y las medidas establecidas en el plan de gestión de sedimentos.
- Comunicar bien los objetivos y medidas del PGIS y, en particular, sus beneficios, tanto al público como a las partes interesadas.
- Tener en cuenta los plazos de otras políticas al establecer las medidas.

Uno de los pasos clave es identificar otros instrumentos de planificación que puedan existir ya en la cuenca hidrográfica y asegurarse de que son coherentes con el PGIS o, en caso contrario, alinearlos con éste. A continuación, se enumeran algunos ejemplos de buenas prácticas en cuanto a la integración de los instrumentos de planificación:

- En las ciudades, la planificación urbana debería considerar adecuadamente los efectos hidromorfológicos de la expansión de las parcelas urbanas (por ejemplo, el aumento de las áreas que aportan escorrentía carente de sedimentos, lo que provoca la erosión de los ríos en los cauces urbanos y periurbanos), y los beneficios derivados de la adopción de nuevos enfoques de diseño y mantenimiento urbano (Sistemas de Drenaje Sostenible (SuDS), Medidas Naturales de Retención de Agua (NWRM) urbanas, ciudades esponja, entre muchos otros). A la inversa, si un PGIS define, por ejemplo, un corredor erosionable, esto debe reflejarse en la planificación urbana (es decir, la actualización de los planes/cartografía del desarrollo urbanístico debería ser obligatoria).
- Los planes de infraestructuras también pueden tener efectos relevantes en la dinámica de los sedimentos, al crear condiciones específicas y desconexiones que pueden modificar los procesos relacionados con el agua y los sedimentos al inducir la fragmentación del terreno, los cambios en la dirección de la escorrentía y la acumulación o las modificaciones en la infiltración del suelo.
- El diseño de las redes de infraestructuras debería tener en cuenta la vulnerabilidad de la tierra y los efectos sinérgicos, adoptando enfoques menos invasivos y considerando la tierra y el agua.
- La planificación forestal debería abordar los efectos directos e indirectos sobre los sedimentos asociados a las diferentes estrategias de planificación. Los diferentes tipos de paisajes agroforestales en mosaico inducen distintos patrones de escorrentía espacio-temporal y procesos de génesis de sedimentos. Por ello, los planes y programas forestales y agrícolas nacionales, y de toda la UE, deberían dar prioridad a aquellos esquemas territoriales que armonicen la producción agroforestal con la aparición de escenarios óptimos basados en objetivos para la producción y el transporte de sedimentos.

- Los planes de protección de nutrientes y plantas deberían considerar los riesgos asociados a la contaminación por sedimentos e incluir medidas adecuadas para minimizarlos (por ejemplo, cultivos intermedios, humedales, agricultura ecológica o agroecología).
- Las estrategias y medidas nacionales y regionales para la aplicación de la Política Agraria Común deberían considerar las presiones relacionadas con los sedimentos y abordarlas. En particular, debería asignarse un apoyo específico suficiente a las medidas destinadas a reducir las presiones sobre los sedimentos debidas a las actividades agrícolas (tanto desde una perspectiva cuantitativa como cualitativa) y, por otro lado, no deberían apoyarse las prácticas que puedan aumentar dichas presiones. Para ello, es especialmente importante alinear estas estrategias y medidas con los PHC y/o PGIS, e implicar adecuadamente a las autoridades medioambientales.
- Los planes de navegación en los grandes sistemas fluviales exigen un régimen de sedimentos equilibrado, sin una erosión/acreción sustancial del lecho del cauce. Ambos efectos pueden amenazar la navegabilidad de las vías fluviales a través de cambios en el nivel o la disminución de la profundidad del agua, lo que generalmente desencadena trabajos de mantenimiento o estructuras hidráulicas para regularla. Sin embargo, esta regulación puede ser perjudicial para la consecución de un buen estado ecológico al perturbar los procesos naturales de sedimentación. Por lo tanto, es importante que, al planificar los proyectos de navegación o de mantenimiento, se tenga en cuenta la dinámica natural de los sedimentos y se minimicen en lo posible los impactos sobre ellos. Para abordar estos objetivos contradictorios de forma integrada, en la cuenca del Danubio se adoptó una “Declaración conjunta sobre la navegación interior y la sostenibilidad medioambiental” con el fin de desarrollar principios rectores y buenas prácticas para hacer que la navegación interior sea más sostenible⁵.
- Los planes en energía renovable también deben considerar los patrones de transporte de sedimentos, tanto en relación con las centrales hidroeléctricas nuevas como en las existentes, y proporcionar soluciones y medidas adecuadas para garantizar la continuidad de los sedimentos, tal y como exige la DMA. Esto beneficiará no sólo a los ecosistemas sino también a la propia central hidroeléctrica, ya que la acumulación de sedimentos aguas arriba de las presas puede tener impactos negativos en la generación de energía.
- La integración de los objetivos de la DMA en los planes de gestión del riesgo de inundación (PGRI para la Directiva de Inundaciones) ya está prevista. Sin embargo, en estos últimos debería dedicarse una atención específica a la evaluación de la dinámica de los sedimentos y al establecimiento de corredores erosionables, ya que son vitales para desarrollar un PGRI eficaz y medidas integradas basadas en los procesos naturales. La reconexión de los ríos permite la disipación natural de las inundaciones y de las cargas de sedimentos, permitiendo la recuperación de los hábitats y la ecología.

Caso de estudio 4.2: Plan Piloto de Gestión del sedimento en el tramo bajo del Río Nalón, Asturias

Los reajustes hidromorfológicos y la progresión acelerada de la erosión en las orillas del tramo bajo del río Nalón, producido principalmente por la disminución de la cantidad de material debido a las actividades antrópicas y al aumento de la superficie arbórea experimentado en la cuenca, ha motivado el conjunto de actuaciones mostradas en este ejemplo. Dentro del conjunto de iniciativas se plantea la redistribución y monitorización de varias toneladas de sedimento y el empleo de técnicas novedosas de medición del transporte de la carga de fondo a través de trazadores y dispositivos geofísicos en varios ríos de la cuenca.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Para conocer otros ejemplos de gestión sostenible de los sedimentos y del cauce del río y abordar la evolución del canal fluvial hacia configuraciones morfológicas de mayor equilibrio y valor ecológico de forma sostenible con los usos de las masas de agua, consultar el ya mencionado Plan de Gestión de Sedimentos del río Po: “Sediment management plans in Italy and river Po sediment management plan”; ambos en “Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022”.

⁵ <https://www.icpdr.org/main/activities-projects/joint-statement-navigationenvironment#:~:text=The%20Joint%20Statement%20summarises%20principles%20and%20criteria%20for,infrastructure.%20The%20%60Joint%20Statement%20C2%B4%20is%20a%20gui ding%20document>

4.5. Gobernanza: responsabilidades y participación de los actores y las partes interesadas

Mensajes clave:

- Involucrar a todas las partes interesadas lo antes posible en el proceso, tanto durante el desarrollo del plan de gestión como durante su aplicación.
- Asegurarse de que todas las partes interesadas pertinentes participen y sean activas.
- Garantizar una buena comunicación, un diálogo entre las partes interesadas.
- Identificar las responsabilidades y los intereses de las diferentes partes interesadas.

4.5.1. Funciones y responsabilidades de los diferentes actores implicados

Uno de los primeros pasos en el desarrollo de un PGIS es la identificación de las funciones y responsabilidades de los diferentes actores que participan directa o indirectamente de forma activa en la gestión de los sedimentos en la cuenca hidrográfica. La elaboración de los planes de gestión de las cuencas fluviales es principalmente responsabilidad de los gestores del agua y de las autoridades de las cuencas fluviales, lo que incluye, en particular, la planificación de todas las medidas para alcanzar un buen estado y garantizar el cumplimiento de los requisitos legales. Por lo general, serán los “impulsores” del proceso de los PGIS. Sin embargo, las responsabilidades asociadas a la gestión de los sedimentos en una cuenca hidrográfica deben integrarse en la aplicación de la DMA, en la que deben participar varios actores. Las principales responsabilidades asociadas a los problemas de sedimento más comunes pueden enumerarse como sigue (no es una lista exhaustiva):

- En relación con el **transporte y la integridad de los sedimentos**: el mantenimiento del transporte de sedimentos puede ser compartido por las autoridades y administraciones en materia de agua y navegación (en relación con los trabajos de mantenimiento del calado), y posiblemente con otros usuarios.
- La **gestión de presas y azudes**, incluida la derivación de sedimentos, es responsabilidad del propietario o del operador de las estructuras, por ejemplo, autoridades y administraciones en materia del agua y navegación o las empresas hidroeléctricas.
- En relación con la **falta o el exceso de suministro de sedimentos a los ríos por parte del hombre**: los diferentes usos del suelo son relevantes, por lo que las partes interesadas pueden incluir a las autoridades en planificación urbana, organismos de protección civil, autoridades agrícolas y forestales y/o organizaciones de agricultores.
- En cuanto a la **contaminación por sedimentos**: las organizaciones pertinentes que deben participar son la industria (incluida la minería), las organizaciones de agricultores, las compañías de agua (vertidos de aguas residuales), las autoridades urbanas (vertidos de aguas superficiales) y las autoridades competentes en carreteras (vertidos de las carreteras), entre otras.

4.5.2. Participación de las partes interesadas

La gestión de los sedimentos está asociada a muchos y diferentes usos. Por lo tanto, es crucial garantizar la participación de las principales partes interesadas a través del diálogo y la interacción entre ellas. El compromiso y la participación de las partes interesadas en el proceso del PGIS pueden aportar beneficios, tales como el enriquecimiento del proceso con diferentes perspectivas y objetivos, información y datos; así como el apoyo y el compromiso con las medidas de gestión de sedimentos propuestas. Por lo tanto, es importante garantizar un buen diálogo y comunicación con todas las partes interesadas. En particular,

esto puede ayudar a encontrar soluciones en el caso de objetivos divergentes. Las partes interesadas deben participar con la suficiente antelación para contribuir al desarrollo del PGIS de forma significativa. La implicación de las partes interesadas también puede considerarse un instrumento para abrir el proceso de elaboración de políticas, haciéndolo más transparente y comprensible para todos (más ideas, más soluciones, uso de un lenguaje común, comunicación, aprobación de las consideraciones locales, etc.), o para ayudar a desarrollar la propiedad o autoría de los resultados del proceso.

Por lo tanto, es importante identificar a todas las partes interesadas y su papel/responsabilidad en relación con el PGIS. Estas partes interesadas pueden clasificarse en 3 categorías principales, según la escala espacial:

1. **Responsables políticos y autoridades**, incluyendo: políticos (nacionales y locales), autoridades y agencias públicas del agua, entre otros reguladores relevantes.
2. **Agentes económicos** de los distintos **sectores usuarios del agua**: energía hidroeléctrica, otras fuentes de energía, dragados, extracción de arena y grava, navegación, agricultura, agua potable, turismo/ actividades de ocio, pesca e industrias.
3. **Ciudadanos** (miembros de la comunidad, etc.), y **ONG** (por ejemplo, medioambientales, sociales y culturales).

Una vez identificados, hay que involucrar a las partes interesadas pertinentes. No existe una solución única para dicha implicación y debe abordarse caso por caso teniendo en cuenta el contexto y las limitaciones locales. Involucrar a todas las partes interesadas puede no ser factible siempre, en particular en la planificación estratégica o a gran escala, ya que pueden ser demasiadas las partes interesadas, y no todas tienen por qué participar necesariamente al mismo grado en este paso. La implicación de las partes interesadas puede realizarse con diferentes grados de participación, según la escala espacial: informados, consultados, con un papel de asesor o incluso coproductores del plan. Para apoyar el proceso, se recomienda identificar y aprovechar las estructuras o comités de consulta existentes, si es que existen a la escala adecuada, en particular, aquellas estructuras de gobernanza existentes para la DMA.

La participación de las partes interesadas puede ser más difícil en las cuencas fluviales transfronterizas. En este caso, habría que implicar a las comisiones internacionales de las cuencas fluviales o crearlas, si aún no existen (véase el apartado 4.5.3). Las partes interesadas deben participar en todas las etapas del PGIS: desde su elaboración hasta su aplicación. El objetivo es, en última instancia, ponerse de acuerdo sobre el diagnóstico y desarrollar soluciones integradas, a veces multiorganizativas, teniendo en cuenta los diferentes intereses. Esta implicación debe ser adaptativa en función de la evolución de las condiciones y de los cambios de las partes interesadas (por ejemplo, en el caso de nuevas actividades). Deben establecerse funciones y responsabilidades claras para todas las partes interesadas durante todas las fases.

Caso de estudio 4.3: Manejo de sedimentos fluviales. El ejemplo de los ríos Valderaduey y Sequillo

La recuperación del espacio fluvial es uno de los objetivos básicos en la gestión de los cauces de dominio público, de conformidad en los artículos 126 bis y 126 ter del Reglamento del Dominio Público Hidráulico. Las actuaciones proyectadas en los ríos Valderaduey y Sequillo ilustran la recuperación de parte del cauce a la morfología anterior a su rectificación y la reconexión con la llanura aluvial, mejorando la capacidad de laminación y la disminución del riesgo de afección a las Áreas de Riesgo Potencial Significativo de Inundación, 10 (Zamora-Esla) y 11 Bajo Duero, del Plan de Gestión del Riesgo de Inundación del segundo ciclo de planificación en vigor.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

En el ámbito europeo son varios los casos de participación de las partes interesadas en la gestión fluvial, sirviendo de ejemplo la creación de estructuras específicas para la gestión integrada del río Elba en Alemania:

- El concepto global del Elba⁶ es un proyecto en el que participan autoridades y partes interesadas para establecer los principios y objetivos de la gestión integrada del río Elba, aguas arriba de la presa de Geesthacht, centrándose en la gestión de los sedimentos para mitigar la erosión e integrar los diferentes usos con la necesidad de proteger los espacios naturales, en consonancia con la DMA y las Directivas de Hábitats y de Aves. De este modo, se han elaborado reglamentos y órganos vinculantes de cooperación a nivel ejecutivo y de trabajo.
- El Foro Tideelbe⁷, es una estructura de cooperación entre estados, gobierno, autoridades y organizaciones públicas relevantes, para organizar un diálogo estructurado y técnicamente orientado para promover el desarrollo sostenible de la parte del río Elba sujeta a la influencia de las mareas, teniendo en cuenta la navegación y la protección de la naturaleza.

Para conocer más detalles ver: "Sediment management concepts, governance and cooperation structures in the Elbe River Basin"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

4.5.3. Cooperación transfronteriza

La cooperación transfronteriza, tal como se define en la DMA (art. 13), está generalmente bien establecida en el marco de las comisiones internacionales de cuenca. La cooperación transfronteriza es importante para las cuencas internacionales, ya que el transporte de sedimentos y contaminantes debe abordarse a escala de toda la cuenca. En lo que respecta a la gestión de los sedimentos, existen varios ejemplos de cooperación transfronteriza ya establecidos en varias cuencas fluviales de la UE (véase el cuadro resumen más abajo). En el contexto de estos marcos de cooperación, se han adoptado acuerdos sobre objetivos de gestión y/o medidas para la gestión de los sedimentos en varias cuencas fluviales (por ejemplo, Danubio, Rin o Elba). Esto ha llevado a una mayor cooperación en este tema y a la aplicación de una serie de medidas.

Todavía hay algunas dificultades que deben abordarse a escala transfronteriza para alcanzar los objetivos de la gestión integrada de los sedimentos, tanto en relación con la entrada de contaminantes y la contaminación transfronteriza de los sedimentos, como con cuestiones relativas a la cantidad de sedimentos y contaminantes de interés emergente. Estos retos incluyen, en particular, hacer frente a las presiones procedentes de otros países (por ejemplo, aguas arriba en la cuenca hidrográfica). En particular, esto puede resultar más difícil por el hecho de que identificar el origen de una presión puede ser a veces un reto. Los acuerdos y la cooperación transfronterizos pueden ayudar en este contexto (véase el cuadro 4.1), así como los planes internacionales de gestión de cuencas fluviales (art. 13 de la DMA).

⁶ https://www.gesamtkonzept-elbe.bund.de/Webs/GkElbe/DE/Home/home_node.html; https://www.iksemkol.org/fileadmin/media/user_upload/D/05_EU-Richtlinien/IEF/2019/WFD/IEF_20190409_04_Gabriel.pdf

⁷ <https://www.forum-tideelbe.de>

Cuadro 4.1: La planificación de la gestión de los sedimentos en el contexto de las comisiones internacionales de cuenca hidrográfica

Danubio: En los últimos años se han realizado muchas investigaciones y planificaciones sobre la cantidad de sedimentos (proyecto Interreg DTP "DanubeSediment") y la contaminación (proyecto Interreg DTP "SIMONA") a escala de la cuenca del Danubio. Los resultados se aplican para otras actividades en la actualización del plan de gestión de la cuenca del río Danubio de 2021⁸ de la Comisión Internacional para la Protección del Danubio (ICPDR), que incluye la alteración del balance de sedimentos como un importante problema de gestión del agua.

Elba: El concepto de gestión de los sedimentos de la Comisión Internacional para la Protección del Elba (ICPER) (2014)⁹ subraya que los sedimentos contaminados y el desequilibrio de los sedimentos se encuentran entre las principales razones del incumplimiento de los objetivos de gestión. Por primera vez, se desarrolló un concepto de gestión integrada de los sedimentos en apoyo a la planificación de la gestión en una gran cuenca fluvial internacional. En la actualidad, se está trabajando para poner en práctica los conceptos de este plan¹⁰.

(Para más información véase el caso de estudio "Sediment management concepts, governance and cooperation structures in the Elbe River Basin"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022")

Rin: La Comisión Internacional para la Protección del Rin (ICPR) publicó en 2020 un informe sobre la aplicación del plan de gestión de sedimentos adoptado en 2009¹¹ y nuevas zonas de sedimentación relevantes. Además, la 16ª Conferencia de ministros del Rin, celebrada en Ámsterdam el 13 de febrero de 2020, adoptó un nuevo programa prospectivo "Rin 2040"¹², con objetivos específicos para la contaminación y la cantidad de sedimentos:

1. Aplicación de las medidas identificadas en el Plan de Gestión de Sedimentos del ICPR para 2025 y comunicación transparente en caso de problemas de aplicación.
2. Examen de la actualización del Plan de Gestión de Sedimentos en estrecha coordinación con los trabajos sobre el balance de sedimentos específico del tipo de agua.

Sava: Un programa para el desarrollo de un plan de gestión de sedimentos en la cuenca del río Sava fue aceptado en la 55ª sesión de la Comisión Internacional de la Cuenca del Río Sava (ISRBC) (29-30 de septiembre de 2020)¹³. El protocolo adoptado subraya la importancia de la gestión sostenible de los sedimentos para mantener el régimen hídrico. Promueve una activa cooperación internacional para mejorar las políticas y para coordinar y reforzar de forma apropiada la acción a todos los niveles. El objetivo es promover la gestión sostenible de los sedimentos en relación con la calidad y la cantidad, y promover soluciones que equilibren cuidadosamente los objetivos socioeconómicos y medioambientales en toda la cuenca del río Sava.

(Para más información véase el caso de estudio "Towards the sustainable management in the Sava River Basin"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022")

⁸ http://www.icpdr.org/main/sites/default/files/nodes/documents/ic231_drbmp_update_2021_draft_v10.pdf

⁹ mkol.org/fileadmin/media/user_upload/E/06_Publikationen/01_Wasserrahmenrichtlinie/2015_ICPER-InformationSheet_Sediment.pdf

¹⁰ <https://www.ikse-mkol.org/extranet/arbeitsgruppen/wasserrahmenrichtlinie-wfd/sedimentmanagement/workshop-2021>

¹¹ https://www.iksr.org/en/public-relations/documents/archive/technical-reports/reports-and-brochures-individualpresentation?tx_news_pi1%5Baction%5D=detail&tx_news_pi1%5Bcontroller%5D=News&tx_news_pi1%5Bnews%5D=637&cHash=a5e69425f182761ca-f76e17e7c0c9f3d

¹² https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/DKDM/Dokumente/Sonstiges/EN/ot_En_Rhine_2040.pdf

¹³ http://www.savacommission.org/dms/docs/dokumenti/documents_publications/basic_documents/protocols/program_sava_sediment_management_plan_final.pdf

Caso de estudio 4.4: Manejo de sedimentos fluviales. Los estudios en el río Tormes

Este caso de estudio muestra cómo se está llevando a cabo el estudio de una cuenca piloto con un transporte de sedimentos en su cabecera de gran magnitud a través de estudios específicos sobre el manejo de sedimentos, aplicando metodologías existentes y modelos específicos de transporte de sedimentos a lo largo de un eje fluvial de gran recorrido, 247 km, que discurre a través de tres provincias.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Caso de estudio 4.5: La estrategia de gestión de sedimentos en el estuario del río Escalda, un ejemplo de Cooperación

Autor: Volker Steege y Frederik Roose

La estrategia de sedimentos a largo plazo en el estuario del río Escalda que está desarrollando la Comisión del Escalda (VNSC)¹⁴, es un ejemplo de cooperación transfronteriza en zonas costeras y de transición. Esta estrategia se centra en el mantenimiento de una línea de costa de referencia y de su base (regenerado de playas) y el mantenimiento del canal de navegación (dragado y depósito), en el marco de la adaptación al cambio climático (subida del nivel del mar) y la mejora de los hábitats (Directiva de Hábitats), de acuerdo con los requisitos de la DMA y la DMEM. El programa incluye proyectos piloto, seguimiento e investigación.

4.6. Desarrollo y aplicación del plan de gestión integrada de sedimentos

Mensajes clave:

- Los objetivos generales relacionados con la cantidad de sedimentos y la contaminación de estos a escala de la cuenca fluvial deben definirse en primer lugar; los objetivos a escalas más pequeñas siguen un enfoque de escala, reflejando la dependencia jerárquica de las escalas más pequeñas con respecto de las más grandes (incluidas las masas de agua individuales).
- Considerar conjuntamente los objetivos de cantidad de sedimentos y de contaminación de forma coherente.
- La caracterización y el análisis del sistema constituyen los cimientos de un PGIS. Los objetivos y medidas deben basarse en una buena comprensión de los procesos a escala de la cuenca fluvial, así como en un análisis de los problemas y de las relaciones causa/efecto.
- Las medidas identificadas para gestionar los sedimentos deben cumplir y referirse explícitamente a los objetivos definidos para la cuenca fluvial y para cada masa de agua individual.
- Al diseñar y seleccionar las medidas se deben abordar los problemas en el origen y emplear el uso de la jerarquía de mitigación (evitar, mitigar y compensar).
- Un PGIS sólo puede tener éxito si está bien implementado, supervisado y evaluado. Asignar y asegurar suficientes recursos humanos y financieros a largo plazo al PGIS, un marco formal o "base legal" para asegurar su aplicación, y garantizar que sus objetivos/medidas están plenamente integrados y alineados con todas las legislaciones e instrumentos de planificación (incluidos los medioambientales y sectoriales).
- Alinear el PGIS con el calendario legal de la DMA y establecer objetivos y procesos a largo plazo.
- Identificar las responsabilidades e implicar a las partes interesadas y al público en las primeras fases del proceso.
- Aplicar los principios de la "gestión adaptativa".

¹⁴ <https://www.vnsc.eu/agenda-voor-de-toekomst/sediment>

Esta sección presenta y describe un marco conceptual para ayudar a los gestores de las cuencas fluviales a elaborar y aplicar “Planes de gestión integrada de los sedimentos” (PGIS) en el contexto de la DMA (véase la sección 4.2 para la definición de PGIS).

El marco propuesto, descrito en la siguiente figura (Figura 4.3), se elaboró a partir de experiencias anteriores de desarrollo de planes de gestión de sedimentos. En él se enumeran los principales pasos que se suelen seguir en la elaboración de un plan de este tipo. En este capítulo se describe cada uno de estos pasos y se ofrecen referencias de buenas prácticas y orientaciones para aplicarlos. Hay que tener en cuenta que, según el contexto y la escala del problema, los pasos pueden aplicarse de forma/orden diferente. No debe considerarse como un marco rígido, sino más bien como una “caja de herramientas” que pueda adaptarse a los contextos específicos.

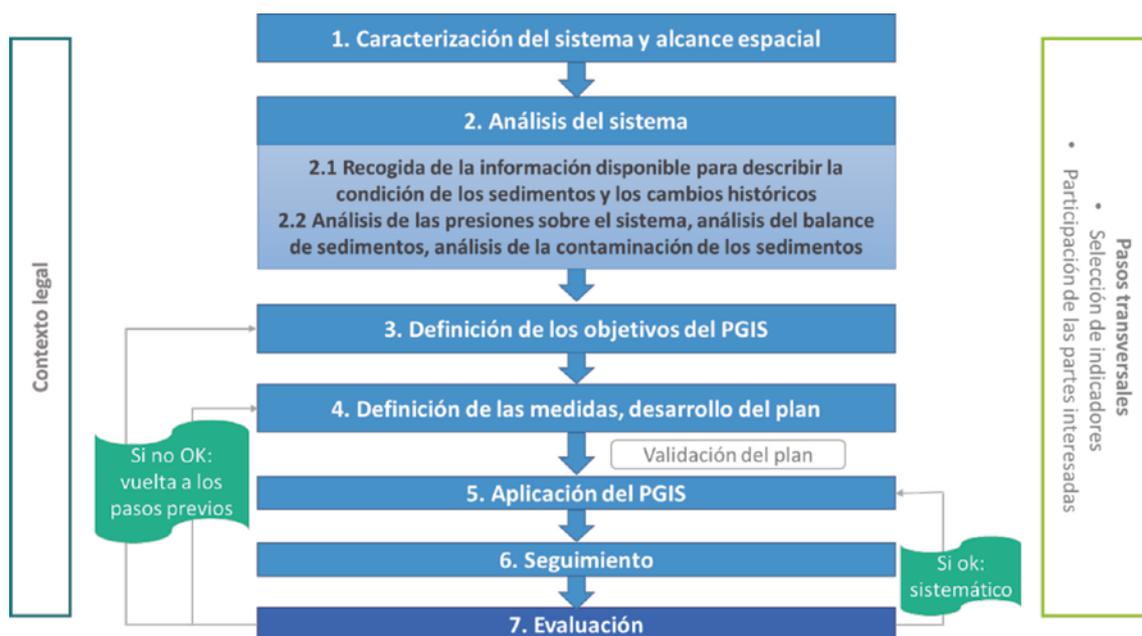


Figura 4.3. Proceso de elaboración y aplicación de un PGIS. Adaptable en función del contexto específico de cada proceso de planificación (A partir de Loire et al., 2020).

Para abordar la complejidad y la incertidumbre inherentes a los procesos de sedimentación este marco se basa en el concepto de “gestión adaptativa”, que proporciona herramientas y métodos para tomar decisiones en este contexto, ofreciendo al mismo tiempo la posibilidad de adaptar los objetivos y las medidas, si fuera necesario, en etapas posteriores del proceso. Es importante tener en cuenta que, como se explicó en el capítulo 1, los procesos de sedimentación dependen de muchos parámetros y condiciones, incluyendo el entorno geológico, las características geomorfológicas actuales, así como de las presiones humanas actuales y pasadas presentes en la cuenca fluvial o en las masas de agua costeras. Todos estos aspectos hacen que las características reales de los sedimentos y los regímenes de transporte sean muy específicos. Por lo tanto, el objetivo de esta sección es ayudar a los gestores fluviales a abordar estas especificidades, proporcionando un enfoque general, ejemplos de métodos y herramientas, pero sin ofrecer soluciones únicas.

Cuadro 4.2: Contexto legal

El contexto legal se define en este documento como las diferentes legislaciones que desencadenan, influyen o pueden impactar en el PGIS. Esto incluye tanto las políticas medioambientales como las sectoriales. Comprender y describir el contexto legal es crucial antes de empezar a desarrollar un PGIS, ya que determinará los objetivos y las medidas de gestión de sedimentos pertinentes, así como el contexto legal en el que se sitúa el PGIS. El contexto legal también determina qué información sectorial de tipo general se necesita para desarrollar el plan y las autoridades competentes y las partes interesadas que participarán, cada uno en su papel, a lo largo del ciclo de planificación. Las secciones 4.3 y 4.4 proporcionan más información específica sobre los requisitos de la DMA en relación con el PGIS y sobre la interacción entre la planificación de los sedimentos y las políticas sectoriales.

Pasos transversales

Selección de indicadores

La selección de indicadores es un aspecto importante de las diferentes etapas de un PGIS. El término "indicadores" se utiliza en su sentido amplio y, por tanto, incluye no sólo los indicadores utilizados para el seguimiento/evaluación de la DMA, sino también, más ampliamente, otros tipos de indicadores que pueden ser útiles en este contexto. En particular, incluye:

- Indicadores centrados en la cantidad de sedimentos, el transporte y la contaminación y sus impactos: parámetros hidromorfológicos, déficit/excedente, contaminación de sedimentos y agua, respuestas biológicas (por ejemplo, éxito de desove en los bancos de grava), etc.
- Indicadores centrados en los usos y las actividades de gestión (por ejemplo, lavado de sedimentos en embalses (flushing), prácticas agrícolas, actividades de dragado, cantidad de carga de fondo reinyectada, aportes de contaminantes, etc.)

Los indicadores pueden servir para los siguientes propósitos:

- Caracterizar el sistema/la masa de agua: déficit/excedente de sedimentos, composición, contaminación, impactos en la biología o en la calidad del agua (pasos 1 y 2);
- Establecer objetivos y metas para las medidas, que deben asociarse a un calendario y a unos objetivos intermedios (paso 3);
- Supervisar los avances en la aplicación de las medidas y en la consecución de los objetivos del PGIS (pasos 5 y 6);
- Evaluar la eficacia de las medidas y adaptar el plan si fuera necesario (paso 7)

En este marco, así como en los capítulos 2 y 3, se ofrecen recomendaciones específicas y ejemplos de indicadores, además de algunos principios generales para seleccionar y establecerlos; quedando enumerados a continuación:

- Empezar por enumerar los indicadores ya utilizados en la cuenca hidrográfica, la célula costera o la masa de agua en cuestión, en el contexto de la DMA y de otra legislación o planes pertinentes. Se recomienda utilizar prioritariamente éstos en la medida en que sean pertinentes en este contexto, y en caso de que se necesiten tipos de indicadores adicionales necesarios, alinearlos con los indicadores existentes.
- Por razones prácticas, los indicadores deben ser medibles con un esfuerzo razonable y durante toda la duración del PGIS, incluso durante las fases de seguimiento y evaluación.
- Las metodologías y las bases de datos pueden desarrollarse como parte del PGIS. Las responsabilidades para el seguimiento y para la gestión de las bases de datos deben estar claramente definidas. Esto implica que se asignen recursos suficientes en el PGIS.

Participación de las partes interesadas

Aclarar responsabilidades y asociarse con las partes interesadas adecuadas es un aspecto importante del PGIS. Todas las partes interesadas relevantes tienen que participar, como mínimo, en la definición de los objetivos y las medidas, aunque es muy recomendable involucrarlas ya en las fases de diagnóstico, ya que pueden proporcionar información valiosa y datos. Implicar a las partes interesadas en las primeras fases del desarrollo del plan también puede ayudar a abordar los posibles conflictos en las primeras fases del proceso, desarrollar la autoría del PGIS y en acordar medidas adecuadas. Establecer una gobernanza formal para el PGIS puede ser beneficioso.

En la sección 4.5 se ofrece información detallada y recomendaciones sobre las responsabilidades y la participación de las partes interesadas.

Etapa 1: caracterización del sistema y ámbito(s) espacial(es)

Preguntas clave para este paso

- ¿Cuáles son las principales características del sistema de cuenca hidrográfica/célula costera?
- ¿Cuál es/son los ámbitos espaciales más adecuados para el PGIS?
- ¿Cuál es/son la(s) escala(s)/ unidades de gestión más adecuadas para abordar los problemas de cantidad de sedimentos y de problemas de contaminación?

Mensajes clave

- La información procedente de diferentes fuentes (por ejemplo, mapas, registros de datos, seguimiento e investigación) es crucial para caracterizar el sistema y definir las unidades espaciales y las condiciones de los sedimentos.
- Utilizar el enfoque de la escala, empezando por la escala de la cuenca fluvial hasta las escalas locales o zonas de celdas costeras, es esencial. Esto es especialmente relevante para la planificación de los sedimentos en cuencas transfronterizas.
- Lo ideal sería desarrollar primero un plan de gestión de sedimentos a escala de cuenca, antes de abordar masas de agua específicas.

La caracterización del sistema es un primer paso importante en el desarrollo de un PGIS, ya que permite comprender los principales problemas que habrá que abordar y, a partir de ahí, definir el alcance y la escala del plan. También será la base para un análisis más profundo y detallado del sistema (paso 2). Un requisito previo para la caracterización del sistema es la disponibilidad de suficiente información sólida, como, por ejemplo, datos geográficos, geológicos, topográficos y aéreos, hidrografía, características morfológicas de los cauces fluviales y características de sus sedimentos.

Como se explica en el capítulo 1 de esta guía, el transporte y los procesos sedimentarios se producen a escala de la cuenca hidrográfica o del río, y dependen de las condiciones naturales, del contexto histórico y de las presiones asociadas a los cambios antropogénicos o climáticos. Estos procesos y condiciones que se producen a escala de la cuenca fluvial determinan las condiciones hidromorfológicas y la calidad de los sedimentos a nivel local. Esta es la razón por la que la DMA exige claramente que se aborde la continuidad de los sedimentos como parte de los elementos hidromorfológicos, lo que implica comprender la influencia de los tramos aguas arriba y los afluentes en los tramos aguas abajo, y abordar estas interacciones. Por lo tanto, es importante, a la hora de gestionar los sedimentos, empezar a comprender y abordar el problema (es decir, el análisis de los procesos, las presiones y el establecimiento de objetivos) a escala de la cuenca hidrográfica (cuando sea pertinente a escala transfronteriza), para posteriormente, a partir de esta base, definir los objetivos y las medidas operativas a escalas más pequeñas (río principal de una cuenca, subcuencas más pequeñas, afluentes más pequeños, unidad hidromorfológica, embalse y su cuenca asociada). Si no se aborda el problema a la escala espacial (y temporal) adecuada y se tratan los problemas relacionados con los sedimentos sólo a nivel local, se corre el riesgo de que sea contraproducente, ya que las medidas pueden no ser eficaces o afectar involuntariamente a otras masas de agua. En muchos casos, los problemas de sedimentos no pueden resolverse con medidas individuales a escala de masa de agua y es necesario planificar medidas a escala de cuenca hidrográfica.

Este es un principio clave que debe tenerse en cuenta a la hora de definir el alcance espacial y la escala del plan. En particular, los PGIS pueden abarcar diferentes escalas. Por ejemplo, en el caso de las grandes cuencas fluviales podemos tener un plan de cuenca principal que defina los objetivos/restricciones que deben cumplir sus principales afluentes (por ejemplo, para aportar más carga de fondo al curso principal del río o para aumentar la capacidad de retención de las crecidas), que luego se traduciría en objetivos

y medidas específicas en aquellos tributarios seleccionados (y que se incluirían en los PHC, los planes sectoriales y/o los PGIS específicos, si procede).

Debe tenerse en cuenta que se trata de un principio general, pero que en casos concretos puede haber problemas locales de sedimentos que pueden abordarse a nivel local. Este enfoque debería adoptarse sólo si dichas soluciones locales resultan no depender de causas de mayor escala y/o no tienen un impacto negativo a mayor escala.

Trabajar a escala de la cuenca hidrográfica puede requerir abordar las especificidades y diferencias entre los distintos tipos de ecosistemas, en particular en las aguas dulces, las aguas de transición y las zonas costeras, teniendo en cuenta las interacciones entre ellos y la continuidad (en particular, en los intercambios entre aguas arriba y aguas abajo). Hay que tener en cuenta que algunas celdas costeras que se incluyen en las cuencas fluviales delimitadas pueden no intercambiar sedimentos con el propio río o con las celdas costeras adyacentes.

La definición del ámbito espacial de un PGIS debe realizarse en estrecha relación con el análisis del sistema (véase el paso 2) y puede adaptarse durante el proceso en función de los resultados de este análisis. Las medidas y el seguimiento del PGIS deben adoptarse a la escala más adecuada y adaptarse a las unidades de gestión, definidas en el marco de la DMA (demarcaciones hidrográficas y masas de agua) y de la DMEM (unidades de información marina). La figura. 4.4 muestra un ejemplo de delimitación de unidades espaciales para una cuenca fluvial en Italia.

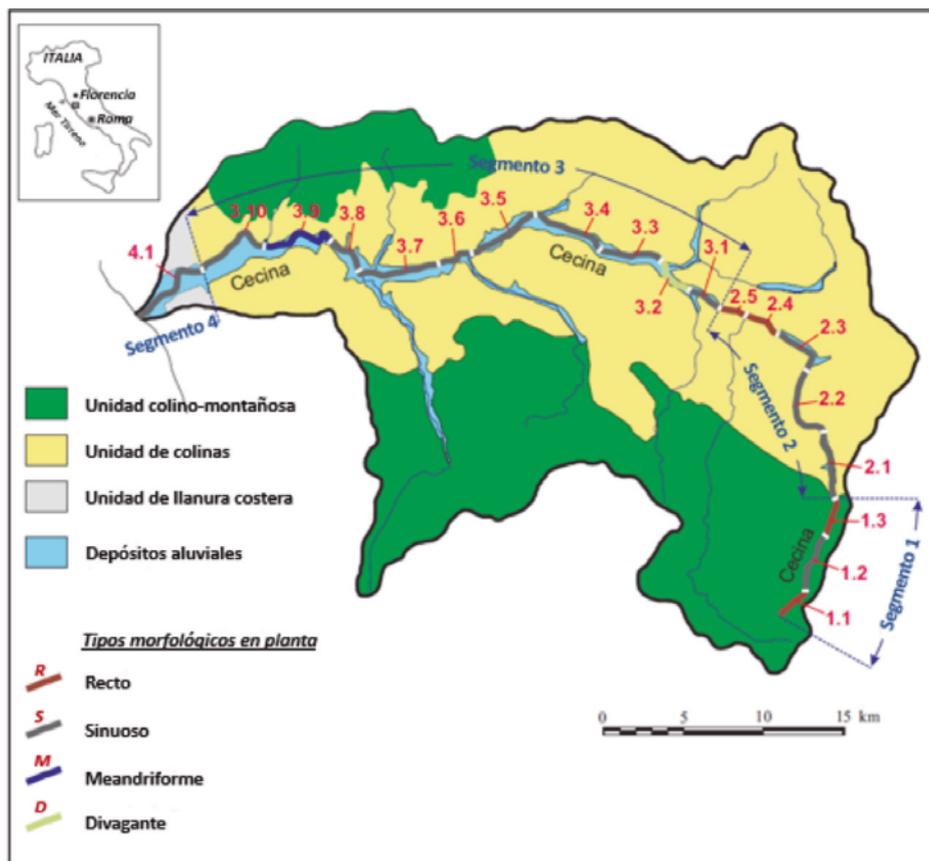


Figura 4.4 Unidades de paisaje (unidades fisiográficas, segmentos y tramos) y clasificación morfológica de los tramos de río en el río Cecina. Modificado de Rinaldi et al., 2011.

Etapa 2: Análisis del sistema

Etapa 2.1 Recogida de información disponible para describir las condiciones de los sedimentos y los cambios históricos.

Etapa 2.2 Análisis del déficit/excedente, análisis de la contaminación y composición de los sedimentos, presiones e impactos, necesidad de actuar..

Preguntas clave que se abordan

- ¿Qué elementos representativos del sistema fluvial o costero hay que analizar?
- ¿Cómo identificar las presiones y sus impulsores, y evaluar la necesidad de actuar?

Mensaje clave:

- Los estudios preparatorios constituyen la base de un PGIS. La planificación de las medidas debe basarse en un análisis de los problemas y de las relaciones causa/efecto.

El análisis del sistema es un paso crucial en el desarrollo de un PGIS, ya que proporciona la información necesaria para establecer los objetivos y las medidas del plan. Las orientaciones y metodologías específicas para el análisis del sistema y para la definición de los indicadores se proporcionan en los capítulos anteriores (capítulo 2 para la cantidad y 3 para la contaminación), pudiéndose encontrar más detalles en las referencias proporcionadas. Este subcapítulo resume los principales aspectos que deben abordarse para este paso, y proporciona algunas orientaciones sobre los parámetros e indicadores pertinentes que pueden utilizarse.

Las acciones previas para un análisis del sistema incluyen:

- **Establecimiento de un flujo de trabajo:** empezando por la historia, la identificación de las fuentes de sedimentos, los sumideros y las vías de transporte a lo largo de la cuenca, las condiciones de contorno, las necesidades de datos, la evaluación de los datos, la evaluación de las presiones, las medidas y los escenarios (empezar de forma sencilla y entrar en más detalles sobre esta base).
- **Establecer una lista de comprobación de las lagunas de información:** ¿Qué datos están ya disponibles? ¿Cuáles son las lagunas de conocimiento que hay que cubrir (por ejemplo, cantidad de sedimentos, hidromorfología, contaminación de sedimentos, nutrientes, etc.)?
- **Recopilación de datos e información** para describir la situación actual y las presiones (por ejemplo, historia, datos, fuentes, usos del suelo, situación de los límites, balance de sedimentos, etc.)

Etapa 2.1: Recogida de información disponible para describir las condiciones de los sedimentos y los cambios históricos

Preguntas clave:

- ¿De qué información se dispone para evaluar las características y la dinámica de los sedimentos?
- ¿Cuál es la situación actual y el camino recorrido en la cuenca fluvial en cuanto a la cantidad de sedimentos y la contaminación? ¿Se refleja en el estado de la DMA (elementos de calidad ecológicos, hidromorfológicos y químicos) y cómo?

La recopilación de información para describir la situación actual y la de los cambios históricos relativos a la morfología de los cauces fluviales, incluidos los sedimentos, es el punto de partida para definir claramente cuál es el problema, con el fin de abordarlo adecuadamente en el PGIS.

La dinámica sedimentaria y las medidas de gestión de estos actúan en varias escalas temporales, lo que provoca cambios rápidos, por un lado, y la evolución a largo plazo de los sistemas acuáticos, por otro. Así, la descripción de la historia del río, y en particular de los cambios que han influido en el estado cualitativo y cuantitativo de los sedimentos, así como en el estado hidromorfológico y ecológico de la masa de agua, puede proporcionar información crucial para evaluar el nivel de perturbación del sistema, en comparación con las condiciones "no perturbadas". También informa sobre las causas de la perturbación. El análisis histórico permite establecer el estado actual de la dinámica de los sedimentos y sus causas, identificar las presiones y fijar los objetivos de gestión. El capítulo 1, secciones 1.2 y 1.3, describe la importancia de la evolución a largo plazo para i) las cuencas fluviales y ii) los sistemas costeros y de transición, respectivamente. El ejemplo de la figura 4.5 muestra los resultados de un análisis de información histórica para evaluar la evolución del río Po (Italia).

Para definir cuál es la situación actual de los procesos de sedimentación, es necesario identificar y cartografiar primero las partes de la cuenca fluvial que se van a considerar (por ejemplo, los tramos del río y sus corredores, las llanuras de inundación o las laderas adyacentes) y caracterizarlas en relación con los procesos de sedimentación (por ejemplo, acrecidas, incididas o en equilibrio;) y si su patrón morfológico ha cambiado en el pasado reciente (por ejemplo, el paso de cauces meandriforme a rectos o de cauces multicanal a monocal) (Figura 4.5). La situación de las fuentes de sedimentos (por ejemplo, los afluentes o los desprendimientos activos), los sumideros y las vías de transporte, así como las principales presiones sobre los sedimentos (por ejemplo, azudes y grandes infraestructuras) deben ser cartografiadas para comprender el funcionamiento del sistema y proporcionar información para calcular el balance de sedimentos (véase el capítulo 2, sección 2.4.1). Los afluentes o subceldas costeras relevantes pueden diferenciarse según sus impactos cuantitativos en el sistema global en función del volumen de sedimentos y/o de las cargas significativas de contaminantes.

También es necesario identificar las posibles fuentes de contaminación, actuales y pasadas, para definir qué contaminantes hay que tener en cuenta de acuerdo con la DMA (basada en la lista de sustancias prioritarias y contaminantes específicos de la cuenca hidrográfica, entre otras) y los requisitos de la DMEM. El capítulo 3 ofrece orientaciones específicas sobre la identificación de los contaminantes de los sedimentos que pueden suponer un riesgo (Véanse las secciones: 3.4 Contaminantes asociados a los sedimentos que afectan a la consecución de los objetivos de la DMA y 3.5 Evaluación de la contaminación de los sedimentos).

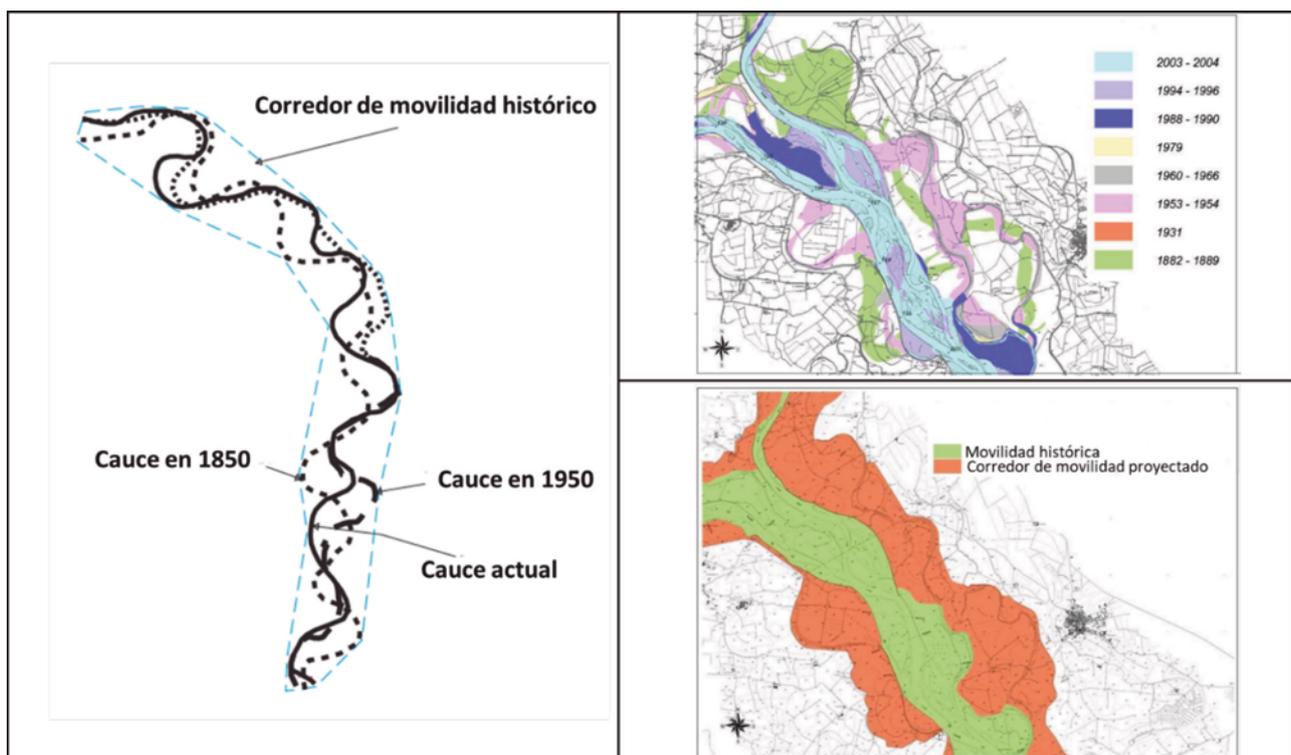


Figura 4.5. Evolución del cauce (a) modificada de Malavoi et al. 1999; (b) evolución del cauce del río Po y c) Cauce histórico del río Po y corredor de movilidad previsto. Modificado de la Confederación Hidrográfica del Po, 2008.



Una vez cartografiado el sistema fluvial o costero debe evaluarse el estado actual de los sedimentos, tanto desde una perspectiva cuantitativa como cualitativa, y siempre en relación con el buen estado/potencial de la DMA. Si el análisis demuestra que, por ejemplo, una masa de agua está sufriendo un grave desequilibrio de sedimentos, deberá verificarse rápidamente la coherencia con la evaluación del estado de la DMA. La primera fuente de datos a tener en cuenta para evaluar el estado actual es recoger y analizar la información y los datos de la evaluación del estado de la DMA.

En cuanto a los aspectos cuantitativos y de hábitat, los elementos de calidad hidromorfológica de la DMA son los parámetros que informan principalmente sobre las posibles alteraciones de la dinámica del transporte de sedimentos (por ejemplo, la acreción o la erosión), ya que reaccionan más directamente a dicha presión, siempre que se utilicen métodos de evaluación hidromorfológica adecuados, es decir, que tengan en cuenta las dimensiones espaciales y temporales de los procesos. El capítulo 2 describe en particular los vínculos entre los elementos de calidad hidromorfológica y las presiones/impactos relacionados con los sedimentos (referencia: 2.2.1 Cantidad de sedimentos en el contexto de la DMA), incluyendo también el balance de sedimentos.

Esta evaluación debe considerarse en el contexto de los efectos de las regulaciones y el control de los ríos (por ejemplo, para la navegación, el control de las inundaciones y la generación de energía), (véase también el capítulo 1). La toma de datos es muy importante para una evaluación adecuada (por ejemplo, el transporte de sedimentos, el lecho del río y las llanuras de inundación; véase el capítulo 2, sección 2.5), así como los métodos que evalúan el estado hidromorfológico en relación con la dinámica de los sedimentos; por ejemplo: el protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos (M-R-HMF-2019) (MITECO, 2019), el índice de calidad morfológica MQI (Rinaldi M. et al., 2013) o las herramientas TraC-MImAS (SEPA, 2012) y Valmorph (Quick I. et al., 2017).

En relación a la **contaminación de los sedimentos**, los datos de seguimiento de la contaminación del agua o de los sedimentos (para las sustancias prioritarias, los contaminantes específicos de las cuencas fluviales o los nutrientes) también pueden informar sobre los problemas potenciales, así como la información de emisiones de contaminantes en el agua, ya que los datos sobre la contaminación de los sedimentos no siempre están disponibles para todos los contaminantes. En el capítulo 3 se indican las diferentes fuentes de información que pueden utilizarse (sección 3.5.2 Identificación y priorización de fuentes y vías de contaminación).

También es importante tener en cuenta los **parámetros biológicos** para detectar si las especies acuáticas se ven afectadas por las alteraciones de las condiciones de los sedimentos. Los parámetros biológicos sensibles a las presiones relacionadas con los sedimentos pueden, en particular, informar sobre dicho impacto. Para más detalles sobre las respuestas biológicas a las presiones relacionadas con los sedimentos consulte las siguientes secciones de este documento: para la cantidad de sedimentos ver la sección 2.2.1 y para la contaminación de los sedimentos la sección 3.1.2.

En esta fase, es necesario realizar un análisis de las lagunas en los datos, con el fin de evaluar si los datos existentes son suficientes o no para el análisis del sistema PGIS. Si se identifican lagunas, puede ser necesario un seguimiento adicional y planificado en este contexto, y la información recogida puede complementar posteriormente el conjunto de datos de la DMA. La tabla 4.2 resume la principal información que puede ser relevante para describir el estado actual de los sedimentos. Tenga en cuenta que esto incluye parámetros o información que son requeridos por la legislación, así como los no requeridos pero que pueden recogerse en el contexto del PGIS, cuando sea pertinente.

Tabla 4.2. Resumen de la información principal, parámetros o indicadores que pueden recogerse para evaluar el estado actual de los sedimentos. Para obtener información más detallada, consulte las secciones pertinentes de los capítulos 2 y 3.

	CANTIDAD DE SEDIMENTOS	CONTAMINACIÓN DE SEDIMENTOS
Impulsores/Presiones	<p>Actividades actuales y pasadas que tienen impacto sobre la cantidad de sedimentos en la masa de agua/cuenca hidrográfica: usos relacionados con el agua (navegación, recreo, generación de energía, control de inundaciones o de la erosión, minería, extracción de sedimentos, conservación de la naturaleza, urbanización, dragado, etc.), actividades en la zona de captación (uso del suelo, cobertura del suelo, etc., ...).</p> <p>Cambios históricos de la morfología del río: cartografía histórica, fotografías, documentos, etc.</p> <p>Cambios en los procesos debidos al cambio climático, demográfico y desarrollos económicos.</p> <p>Estructuras hidráulicas (presas, azudes, diques, etc.)</p>	<p>Contaminantes vertidos en el medio ambiente: lista de la DMA de emisión de contaminantes, otros inventarios de contaminación e identificación de focos de contaminación local o generalizada.</p> <p>Fuente de contaminación en la masa de agua / cuenca hidrográfica: agricultura, plantas de tratamiento de aguas residuales, industria, navegación, etc.; información sobre contaminación histórica y fuentes de contaminación, actuales o pasadas.</p>
Estado: Condiciones de los sedimentos	<p>Estado de las masas de agua: elementos de calidad hidromorfológica de la DMA (morfología, hidrología, continuidad del río y alteración del balance de sedimentos), si son descriptores relevantes de la DMEM.</p> <p>Información adicional si no está ya incluida en los elementos de calidad hidromorfológica: carga del lecho y carga en suspensión, distribuciones granulométricas del lecho y del material transportado, nivel del lecho del río y cambios de anchura (erosión/ sedimentación), cauce del río, sedimentación en la llanura de inundación, etc.</p>	<p>Estado a nivel de masa de agua: lista de contaminantes relevantes, estado químico de la DMA (monitoreo del agua, el sedimento o la biota), estado respecto a los contaminantes específicos de la cuenca hidrográfica, elementos físico-químicos generales (concentración de nutrientes, oxígeno, etc.)</p>
Impacto en la biología	<p>Elementos de calidad biológica de la DMA y la DMEM sensibles a los cambios en las condiciones de los sedimentos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - flora: fitoplancton, fitobentos y macrófitos. - fauna: invertebrados bentónicos, peces y mamíferos marinos. 	<p>Elementos de calidad biológica de la DMA y la DMEM sensibles a la contaminación de los sedimentos y a la eutrofización:</p> <ul style="list-style-type: none"> - flora: fitoplancton y macrófitos. - fauna: invertebrados bentónicos, peces y mamíferos marinos.
Medidas en desarrollo	Políticas existentes, planes de acción u otras medidas para gestionar la cantidad y/o la contaminación de los sedimentos.	

Caso de estudio 4.6: Evaluación del nivel de incisión del lecho en el Bajo Rin, ejemplo de metodología

En el bajo Rin se utilizó un enfoque de clasificación hidromorfológica estandarizado llamado "Valmorph" para evaluar los cambios en el nivel del lecho y valorar los cambios en las tasas de erosión desde principios del siglo XX. Estos resultados se utilizaron para evaluar los efectos de las medidas de gestión y para comprender mejor las respuestas de los ecosistemas.

Puede encontrarse la descripción completa de este caso de estudio: "Assessing the level of bed incision in the Lower Rhine", en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

Etapa 2.2: Análisis del déficit/excedente, análisis de la contaminación y composición de los sedimentos, presiones e impactos, ¿necesidad de actuar?

Preguntas clave

- ¿Cuál es/son los problemas relacionados con la cantidad y la contaminación de los sedimentos (desequilibrio sedimentario, erosión del lecho del río o sedimentación)? ¿Cuáles son las causas de estos cambios y si impiden la consecución de los objetivos de la DMA?
- ¿Existen suficientes conocimientos procedentes de estudios anteriores (véase la información recopilada para las etapas)?
- ¿Cómo evaluar las presiones y los impactos sobre el sistema fluvial y sobre la ecología?
- ¿Se necesitan medidas para hacer frente a esas presiones?

A partir de la información recogida en el paso anterior, puede ser necesaria una evaluación más detallada de las presiones e impactos para caracterizar los déficits o excedentes de sedimentos y/o la contaminación de estos y las vías asociadas que dificultan la consecución de los objetivos de la DMA y la DMEM. Si se confirma la existencia de tales presiones significativas, es necesario investigar cuáles son los factores que las impulsan, con el fin de definir las acciones de gestión y los tipos de medidas necesarias para hacerles frente.

En cuanto a la evaluación de las presiones sobre la cantidad de sedimentos, el capítulo 2 describe los principales tipos de problemas relacionados con la cantidad de sedimentos (referencia: sección 2.3.1. Tipos de problemas relacionados con la cantidad de sedimentos). Esto puede ayudar, en particular, a caracterizar los problemas encontrados para abordarlos mejor.

Para responder a la pregunta “¿hay un déficit o un excedente de sedimentos?”, es necesario realizar un análisis del balance de sedimentos. Este debería conducir a una mejor comprensión sobre si existe un déficit o un excedente en la cantidad de los sedimentos esperados en ese contexto específico (teniendo en cuenta la granulometría), pero también debería informar sobre la escala temporal de los procesos de sedimentación (por ejemplo, la tendencia temporal frente a la continua). En cuanto a este último aspecto, cabe señalar que un déficit puede ser local, aunque en su conjunto exista un suministro suficiente en la cuenca fluvial y un déficit puede ser continuo, aunque sus causas hayan cesado hace décadas. Los principios y metodologías para elaborar el balance de sedimentos se describen detalladamente en el capítulo 2 (referencia: sección 2.4. El enfoque del balance de sedimentos: una herramienta para comprender los sedimentos en el contexto de la DMA).

En cuanto a la contaminación de los sedimentos, el capítulo 3 ofrece una visión general sobre cómo identificar un problema de contaminación de los sedimentos que puede ser la base del análisis del PGIS (referencia: 3.5 Evaluación de la contaminación de los sedimentos).

La tabla 4.3 ofrece una lista no exhaustiva con ejemplos de posibles parámetros o indicadores asociados que pueden utilizarse para el análisis de déficit/excedente sedimentario y el análisis de la contaminación y composición de los sedimentos. En los capítulos 2 y 3 se ofrece información más detallada sobre las metodologías y los enfoques.

Tabla 4.3. Ejemplos de parámetros o indicadores asociados para el análisis de déficit/superávit y el análisis de contaminación y composición de los sedimentos. Para más detalles, véanse los capítulos 2 y 3.

INDICADOR	POSIBLE USO PARA EVALUAR LAS PRESIONES	EJEMPLO DE METODOLOGÍA, BASE DE DATOS
Cantidad de sedimentos		
Régimen de transporte de sedimentos en suspensión y balance (idealmente calculado para las diferentes fracciones de tamaño de partícula)	Determinación del régimen de transporte de sedimentos en suspensión. Identificación de las principales fuentes de sedimentos finos. Identificación de los principales sumideros de sedimentos finos (contaminados)	Control de los sedimentos en suspensión en un tramo de cauce/entorno de la masa de agua, en caso de que se integre con la modelización numérica de la erosión del suelo y el transporte en suspensión.
Régimen de transporte de la carga de fondo y balance (idealmente calculados para las diferentes fracciones de tamaño de partícula)	Determinación del régimen de transporte de la carga de fondo. Identificación de las principales fuentes y sumideros de sedimentos gruesos.	Seguimiento de la carga de fondo en un tramo de cauce/entorno de la masa de agua, en caso de que se integre con la modelización de la carga de fondo.
Hidromorfología		
Elevación del lecho del río y cambios en la anchura del cauce.	Respuesta geomorfológica a cambios en el suministro de sedimentos frente a las condiciones de capacidad de transporte.	Seguimiento batimétrico, integrado si es necesario por medio de modelos numéricos/físicos. Seguimiento de la anchura del cauce basado en la secuencia multitemporal de fotografías aéreas.
Características de la forma de la planta y las secciones transversales (estructura del lecho, orillas, llanuras de inundación y unidades morfológicas)	Identificación de alteraciones hidromorfológicas con respecto a las condiciones "inalteradas".	Cartografía de campo, cartografía basada en fotografías aéreas e imágenes por satélite y geodatos disponibles en línea.
Continuidad de los sedimentos	Identificación de alteraciones en la conectividad longitudinal y lateral de los sedimentos con respecto a las condiciones "inalteradas".	Cartografía de estructuras transversales y longitudinales que impiden los procesos de transporte de sedimentos.
Sustrato del lecho del río y de la llanura de inundación (idealmente para las capas superficiales y subterráneas)	Cuantificación métrica del sustrato, identificación de problemas de acorazamiento del lecho y/o de colmatación.	Muestreo superficial y volumétrico de sedimentos, uso de métodos fotográficos terrestres o basados en teledetección UAV (p. ej. fotografías aéreas o imágenes de satélite)
Hidrología		
Régimen hidrológico	Extensión, magnitud, tiempo y frecuencia de las inundaciones para evaluar la conectividad lateral entre el cauce y la llanura de inundación y el transporte de sedimentos/contaminantes asociado. Balance hídrico.	Control basado en estaciones de aforo, modelización hidrodinámica y documentación existente sobre inundaciones históricas. Seguimiento mediante estaciones de aforo y modelización del balance hídrico.

INDICADOR	POSIBLE USO PARA EVALUAR LAS PRESIONES	EJEMPLO DE METODOLOGÍA, BASE DE DATOS
Velocidad de la corriente	Evaluación de la velocidad del flujo de corriente (magnitud) como control del hábitat abiótico. Variabilidad espacial de la velocidad del flujo de corriente como indicador visual de diversidad morfológica.	Caudalímetros, sensores de radar y velocimetría de imágenes de partículas a gran escala.
Intercambio de aguas superficiales-aguas subterráneas.	Evaluar las condiciones del lecho del cauce (por ejemplo, colmatación)	Control y modelización de las aguas subterráneas.
Contaminación de los sedimentos		
Contaminantes, actuales y potenciales, asociados a los sedimentos.	Identificación y priorización de opciones y lugares de gestión (véase también sección 3.6).	Seguimiento de los sumideros potenciales (por ejemplo, llanuras de inundación, zonas con aguas de mina, áreas de espigones, presas, esclusas y áreas previamente contaminadas) Evaluación del riesgo mediante el uso de directrices sobre la calidad de los sedimentos (por ejemplo, NCA, TSV y TEC/PEC) Aplicación de métodos basados en los efectos.
	Identificación de fuentes difusas y puntuales (véase también el apartado 3.6).	Evaluación de las fuentes potenciales (p. ej., sedimentos actuales y antiguos, contaminación previa en la masa de agua, plantas de tratamiento de aguas residuales y agricultura; véase la tabla de presiones 3.1).

Una vez caracterizadas las presiones sobre la cantidad o la contaminación de los sedimentos, es necesario analizar si cabe esperar impactos sobre el estado del agua o no, para decidir si es necesario tomar medidas. Este análisis de impacto debe basarse principalmente en la información descrita en la etapa 2.2, pero puede ser necesario recoger datos adicionales, si éstos no son suficientes. Como se ha descrito anteriormente, la dinámica de los sedimentos es un proceso a largo plazo, por lo que es importante considerar el impacto potencial a esta escala. También podría ser útil establecer un seguimiento de referencia en el contexto del PGIS, con el fin de disponer de datos a largo plazo cuando sea necesario.

Para cada presión significativa identificada y en caso de que existan impactos potenciales, es importante evaluar cuáles son los impulsores o factores determinantes de la presión (por ejemplo, tipo de actividad, cambio histórico y/o procesos naturales). Para identificarlas, las siguientes preguntas pueden ser de ayuda:

- ¿Están las presiones asociadas a impulsores naturales o antropogénicos (o a una combinación de ambos)?
- ¿Están las presiones relacionadas con actividades actuales o pasadas?
- En caso de que existan múltiples presiones, ¿es posible caracterizar la importancia o la contribución relativa de cada una de ellas y cómo interactúan?

Los capítulos 2 y 3 ofrecen una orientación más detallada sobre la evaluación de las presiones y los factores impulsores, para caracterizar respectivamente las presiones relacionadas con la cantidad de sedimentos (2.1.2 ¿Tiene la masa de agua de interés un problema de cantidad de sedimentos? y 2.3 Desequilibrio de la cantidad de sedimentos) y las presiones relacionadas con la contaminación de los sedimentos (referencias: 3.1.2 Problemas causados por la contaminación de los sedimentos y 3.3.1 Fuentes y vías de entrada de contaminantes al medio acuático).

Los siguientes casos prácticos ofrecen ejemplos de presiones relacionadas con el desequilibrio y la contaminación de los sedimentos.

Caso de estudio 4.7: Dinámica sedimentaria del estuario del Oka, Bizkaia

El estuario del río Oka es el espacio natural de mayor importancia de la Reserva de la Biosfera de Urbadai. Su existencia depende del equilibrio morfodinámico entre las mareas, el oleaje y la dinámica fluvial, que condicionan la distribución del sedimento y los fenómenos de erosión y sedimentación. El análisis y seguimiento hidromorfológico y sedimentario del estuario ha permitido elaborar un modelo conceptual que describe la distribución espacial y temporal de los principales procesos responsables de la transferencia de sedimento, con el objetivo de mejorar la gestión del sistema ante las alteraciones y cambios antrópicos y el efecto producido por el ascenso del nivel del mar relacionado con el cambio climático.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Para conocer un caso de diagnóstico del desequilibrio sedimentario en la costa de Portugal, ver: "Diagnosis of sediment imbalance in a coastal cell to understand sediment deficits"; en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

Caso de estudio 4.8: Estudio integral de la problemática que afecta al arroyo de la Trofa y propuesta de soluciones a través de la gestión adaptativa

El arroyo de la Trofa, en la Comunidad de Madrid, presenta una problemática de incisión del cauce ocasionada por el incremento del grado de urbanización de su cuenca y agravado por la elevada carga cinegética que soportan sus márgenes y las llanuras aluviales en el Monte de El Pardo. Estas presiones condicionan la escorrentía superficial y alteran la dinámica natural de los procesos de erosión y sedimentación del cauce, provocando la erosión del lecho y las orillas y alterando profundamente el transporte de sedimentos que son arrastrados y depositados en la desembocadura con el río Manzanares. A este problema se le suma el de la contaminación de las aguas por fósforo y nitrógeno, con el potencial efecto de eutrofización de las aguas.

Este ejemplo muestra el conjunto de estudios y actuaciones dirigidas a evaluar y recuperar hidromorfológicamente el arroyo de la Trofa y la búsqueda de soluciones a escala de cuenca con el objetivo de mejorar el desajuste en la cantidad de sedimentos.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

Para conocer el caso de contaminación de los sedimentos por fibra de papel y el impacto sobre los fondos marinos en la provincia sueca de Västernorrland, ver: "The Fiberbank projects – identifying and assessing the risks from highly contaminated fiber sediment hot spots near pulp and paper factories" en "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

Etapa 3: Definición de los objetivos del PGIS

Puntos clave:

- Los objetivos del PGIS deben apuntar a alcanzar los objetivos de buen estado/potencial de la DMA y ser realistas en el plazo (incluyendo objetivos a corto y largo plazo).
- Definir objetivos globales a gran escala y desglosar en cascada los objetivos específicos a menor escala.
- Definir indicadores de éxito adecuados asociados a estos objetivos.
- Describir los riesgos de no alcanzar los objetivos e identificar las medidas para evitar dichos riesgos (gestión adaptativa).
- Tener en cuenta los riesgos asociados al cambio climático.

El análisis del sistema (etapa 2) es la base para definir los objetivos del PGIS y los indicadores asociados. Éstos deben basarse principalmente en los objetivos de la DMA/DMEM (buen estado/potencial según la DMA y buen estado medioambiental según la DMEM). Los objetivos de otras políticas relevantes también deben abordarse de forma integrada (por ejemplo, mediante la Directiva de Hábitats, la Directiva de Inundaciones y las políticas sectoriales).

Los aspectos clave para **determinar los objetivos** son los siguientes:

1. **Identificar las diferentes cuestiones que deben abordarse** sobre la base del diagnóstico previo de las presiones e impactos específicos de la cuenca fluvial o de la célula (contaminación, nutrientes, sedimentos finos, déficit o excedente, etc.). Es importante abordarlos de forma coherente, lo que requiere identificar las interrelaciones entre ellos (por ejemplo, solapamientos en las medidas de retención difusa de inundaciones y la gestión de los sedimentos o el déficit de sedimentos en tramos inferiores del río debido a la retención de los mismos en zonas situadas aguas arriba).
2. **Establecer objetivos específicos a las escalas adecuadas:** en primer lugar, establecer los objetivos de gran escala a nivel de la cuenca hidrográfica y luego traducirlos en objetivos a escala regional y local (véase el paso 1 sobre la definición de la escala del plan). Como se ha explicado anteriormente, la gestión de los sedimentos dentro de una masa de agua está estrechamente vinculada a las masas de agua situadas aguas abajo y aguas arriba de la misma, por lo que, el objetivo y la medida asociada tienen que ser analizados con respecto a sus efectos regionales y supra-regionales, tal y como exige la DMA.

Cuadro 4.3: Ejemplo metodológico: el enfoque de escala fluvial

El concepto de escala fluvial RSC (Habersack, 2000) propone un enfoque de dos escalas:

- (I) Reducción de la escala desde el nivel de cuenca hasta el local/puntual. Es importante analizar los cambios que se producen en los procesos sedimentarios de producción, erosión, transporte, transferencia, continuidad, sedimentación y removilización a escala de cuenca; mientras que, a escala regional y local, se deben realizar análisis más detallados a nivel local o puntual, incluyendo el análisis de la granulometría y la investigación de los procesos.
- (II) Fase de ampliación de la escala. En donde se realiza una agregación de la información derivada de las escalas más pequeñas para obtener los déficits y alteraciones, que posteriormente, determinará las medidas: por ejemplo, aplicando este tipo de metodología se puede llegar a concluir la importancia de aplicar medidas en la cuenca para mejorar el balance general de los sedimentos y, con ello, mejorar las condiciones de contorno a escalas más pequeñas.

El siguiente mapa (Figura 4.6) informa de los objetivos generales establecidos a escala de cuenca para la cuenca del río Magra, que pueden traducirse posteriormente en objetivos más locales.

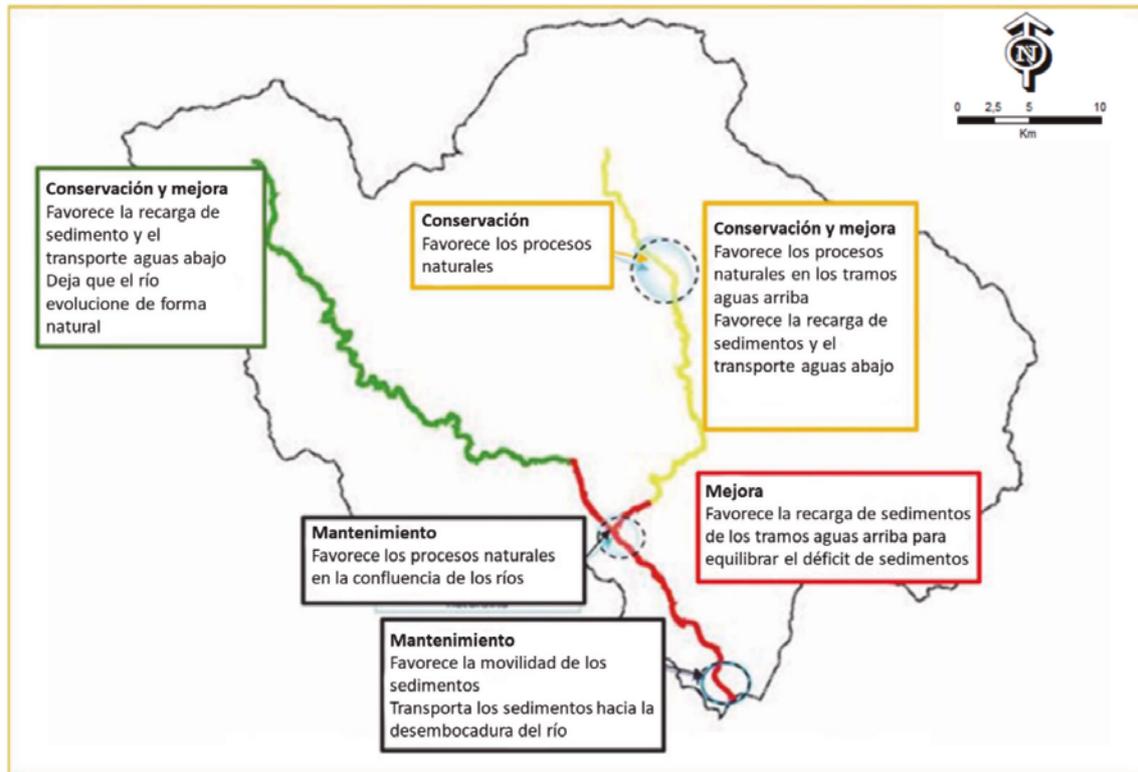


Figura 4.6. Mapa de objetivos generales (río Magra, Italia). Fuente: Rinaldi 2009.

3. **Considerar y abordar de forma coherente todos los usos actuales y los cambios históricos que han afectado y seguirán afectando a los procesos de sedimentación.** Esta información debe ser proporcionada por el paso anterior, el "análisis del sistema". La presencia de usos importantes y, en consecuencia, de masas de agua y paisajes muy modificados en una cuenca hidrográfica, puede afectar a los sedimentos y crear perturbaciones. Por ejemplo, la agricultura y la silvicultura pueden provocar un exceso de sedimentos finos en algunas masas de agua y la entrada de contaminantes, mientras que las presas o los azudes pueden afectar al balance de sedimentos. A menudo no es posible restablecer un estado químico de los sedimentos completamente natural (es decir, una ausencia total de contaminación), ni un transporte de sedimentos sin perturbaciones a escala de cuenca fluvial; además, en la mayoría de los casos, siempre será necesario realizar algún tipo de gestión de los sedimentos. Por lo tanto, los objetivos deben establecerse con el fin de restaurar los procesos y las condiciones de los sedimentos de tal forma que se aproximen lo más posible a su estado natural, con el fin de alcanzar los objetivos de la DMA, manteniendo al mismo tiempo los usos necesarios en la cuenca fluvial de forma sostenible.

Para definir estos objetivos teniendo en cuenta estos usos, se recomienda aplicar los principios desarrollados en la guía 37 del ECI sobre el establecimiento de objetivos de Buen Potencial Ecológico en las HMWB¹⁵. La dimensión a largo plazo de los procesos sedimentarios también debe quedar bien reflejada en el PGIS, lo que implica que los objetivos de gestión también deben fijarse a largo plazo.

4. **Implicar a todas las partes interesadas en la definición de los objetivos e identificar claramente las responsabilidades** (véase el paso 2). Esto ayudará, en particular, a definir cuáles son las necesidades y limitaciones en relación con los usos importantes que afectan a los sedimentos, y ayudará a seleccionar la solución más adecuada.

5. **Establecer indicadores adecuados asociados a los objetivos.** Un marco temporal para las evaluaciones periódicas del PGIS es también importante para poder reajustar, si es necesario, los objetivos y las medidas del plan, de acuerdo con los principios de la gestión adaptativa. Una cuestión crítica a la hora de definir los indicadores y el marco temporal es el intervalo de tiempo entre la aplicación de las medidas y la reacción del

¹⁵ <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/d1d6c347-b528-4819-aa10-6819e6b80876/details>

sistema. En la actualidad aún existe incertidumbre científica sobre esta cuestión, por lo que se recomienda seleccionar los indicadores que se espera reaccionen de forma más directa a las medidas, caso de los indicadores hidromorfológicos en combinación con los indicadores biológicos más relevantes.

Etapa 4: Definición de las medidas y desarrollo del plan

Etapa 4.1: definición de las medidas

Etapa 4.2: desarrollo y aprobación del plan

Paso 4.1: Definición de las medidas

Mensajes clave

- Establecer opciones de gestión basadas en el análisis del sistema.
- Priorizar las medidas teniendo en cuenta las consideraciones socioeconómicas.

Una vez fijados los objetivos, un paso clave en el desarrollo del PGIS es la definición y priorización de las medidas y, sobre esta base, la elaboración y aprobación del propio plan. En particular, este último debería establecer un calendario para la aplicación y asignar funciones y responsabilidades para la misma.

El desarrollo del PGIS propiamente dicho requiere definir y seleccionar un conjunto de actuaciones o acciones basadas en el diagnóstico y en los objetivos elaborados en los pasos anteriores. El plan, además, puede enumerar las medidas y las actuaciones que deben aplicarse, su escala (masas de agua/cuenca vertiente), el plazo de tiempo para su ejecución, el marco de gobernanza y los actores implicados.

Para seleccionar las medidas más adecuadas se recomienda desarrollar primero las opciones de gestión, en donde se incluyen la combinación de medidas más rentables en términos de coste-beneficio para alcanzar los objetivos propuestos. También pueden incluirse medidas que ya están en marcha o que está previsto aplicar. La selección de medidas debe basarse principalmente en el resultado medioambiental esperado con tales objetivos. Algunos aspectos adicionales de importancia que deben considerarse son los costes de las medidas, su viabilidad técnica (por ejemplo, las condiciones marco para la reubicación de los sedimentos dentro de la masa de agua o los vertederos para el material contaminado), los impactos potenciales sobre otros componentes del medio ambiente y sobre los usos en la cuenca, los recursos humanos necesarios para la aplicación y el seguimiento, etc. Las diferentes opciones de gestión deben compararse entre sí para seleccionar el conjunto de medidas más adecuado.

Caso de estudio 4.9: Ejemplo de una herramienta para la evaluación socioeconómica de medidas (Alemania)

Se ha desarrollado un método para probar la evaluación socioeconómica de las medidas como parte de la aplicación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM) en Alemania, quedando publicado a modo de documento de referencia dentro de los informes de la DMEM. Este método no es específico para los sedimentos, pero puede aplicarse a las medidas relacionadas con ellos.

https://www.meeresschutz.info/berichte-art13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/MSFD_Art13_PoM_annex_2_socio-economic_assessment.pdf

Dado que la cantidad de sedimentos y la contaminación de estos están estrechamente relacionadas, es muy importante en esta fase abordar ambas cuestiones de forma coherente a la hora de definir las opciones de

gestión. En particular, es necesario considerar siempre los impactos potenciales (positivos o negativos) de las mismas y adaptarlas, en caso de resultados conflictivos. Una situación típica podría ser la removilización de sedimentos contaminados cuando se restablece la continuidad sedimentaria. En algunas situaciones puede ser necesario evaluar diferentes alternativas y valorar su equilibrio entre beneficios e impactos sobre el medio ambiente. A la hora de tomar una decisión de este tipo, es crucial evaluar los beneficios de los impactos a largo plazo y a gran escala, y no sólo a nivel local.

El siguiente cuadro resume las principales categorías de medidas, definidas en los capítulos 2 y 3, en relación con la cantidad y la contaminación de los sedimentos. Con el fin de seleccionar las medidas más adecuadas para las opciones de gestión, los capítulos 2 y 3 proporcionan listas y ejemplos de medidas para abordar las principales presiones sobre la cantidad de sedimentos y su contaminación, incluyendo tablas de medidas genéricas asociadas a las presiones más comunes (referencias: 2.6 Medidas de buenas prácticas para gestionar la cantidad de sedimentos y 3.6 Gestión de la contaminación asociada).

Cuadro 4.4: Principales categorías de medidas que deben considerarse al desarrollar las opciones de gestión de sedimentos (para más detalles consulte los capítulos 2 y 3)

- Principales categorías de medidas para abordar una presión cuantitativa e hidromorfológica:
 - Problemas de suministro de sedimentos.
 - Problemas de continuidad.
 - Modificaciones hidromorfológicas locales/problemas de capacidad de transporte.
- Principales categorías de medidas para abordar la contaminación de los sedimentos:
 - Prevención o reducción de la transferencia de contaminantes a las masas de agua desde fuentes puntuales y difusas.
 - Opciones de gestión de los sedimentos contaminados para minimizar la removilización de contaminantes.
 - Medidas de remediación.

Una vez seleccionado el conjunto de medidas más adecuado, y en caso de que sea necesario priorizar las medidas, esto deberá basarse en consideraciones técnicas, científicas y socioeconómicas, y deberá abordar lo siguiente:

- Análisis de los impactos de las diferentes opciones en la consecución de los objetivos de la DMA, para los parámetros pertinentes en ese contexto.
- Eficiencia de las medidas. En particular, las medidas que no requieren ninguna o pocas acciones de gestión y que se basan en procesos naturales pueden ser muy eficaces (soluciones basadas en la naturaleza, medidas de restauración, etc.).
- Aplicación del principio de jerarquía de mitigación y priorización de las medidas que abordan el problema en su origen.
- Evaluación del coste y los beneficios de las posibles medidas, así como de los posibles costes desproporcionados cuando sea pertinente (de acuerdo con el art. 4-5 de la DMA).

Hay que tener en cuenta que la DMA exige aplicar todas las medidas necesarias para alcanzar los objetivos de buen estado/potencial para el año 2027, y que la exención a este principio sólo puede permitirse en condiciones específicas y debe estar debidamente justificada en los PHC (art. 4.4 - 4.5 de la DMA).

En el caso de las masas de agua muy modificadas, la selección de las medidas está estrechamente vinculada a la definición del objetivo de Buen Potencial Ecológico (GEP). Por lo tanto, es importante garantizar que el PGIS esté bien alineado con el proceso de definición del GEP para las masas de agua pertinentes (véase el apartado 4.3).

Una vez seleccionadas las medidas, se recomienda realizar un análisis de riesgo para evaluar los diferentes tipos de riesgos que pueden afectar a su aplicación y éxito, incluidos los asociados al cambio climático y a los futuros desarrollos desfavorables que se produzcan en la cuenca, y que pueden mermar el efecto de las medidas de restauración. Es necesaria una coordinación adecuada a escala de la cuenca fluvial a la hora de desarrollar y aplicar las medidas. Para hacer frente a ese riesgo, y a la complejidad e incertidumbre inherentes a la gestión de los sedimentos, la gestión adaptativa es una herramienta adecuada y se recomienda aplicar sus conceptos.

Por último, la implicación de todas las partes interesadas es crucial en este paso, ya que las medidas tendrán, por lo general, repercusiones en los diferentes usos de la cuenca fluvial. Por lo tanto, deben implicarse y participar en el proceso de toma de decisiones para garantizar que todos los usos importantes estén bien integrados.

Caso de estudio 4.10: Estudio de la situación actual, diagnóstico y propuesta de mejora de la cuenca del arroyo Culebro

La cuenca del arroyo Culebro, Comunidad de Madrid, sufre desequilibrios en sus procesos erosivos motivados por el desarrollo urbanístico y la presencia de vertidos que deben ser analizados para comprender su origen y encontrar la mejor manera de reconducir el comportamiento hidráulico del río a una situación de equilibrio. Este caso de estudio sirve para ilustrar el análisis de los procesos ligados a las interacciones caudal-sedimento-ecología en cuencas muy antropizadas y fuertemente alteradas, en donde los usos y las infraestructuras asociadas limitan la capacidad de actuación.

Para más detalles, ver el caso de estudio que se presenta en el anexo A.

El siguiente cuadro resume algunos principios clave que pueden seguirse para definir las medidas. El caso de estudio "Recommendations provided by Interreg Danube Sediment Project in the frame o Danube Sediment Management Guidance" descrito en, "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022"; ofrece un ejemplo de las recomendaciones elaboradas en la cuenca del Danubio en el contexto del proyecto Interreg de sedimentos.

Cuadro 4.5: Principios clave para establecer y planificar medidas

- Un enfoque a escala de cuenca hidrográfica/de captación o de célula sedimentaria costera, suele ser preferible a un enfoque basado únicamente en la escala de la masa de agua debido a la dependencia jerárquica de las escalas más pequeñas con respecto a las escalas mayores. Empezar por definir las medidas a una escala mayor y desglosarlas en medidas específicas de cada lugar.
- Establecer una planificación operativa para todas las medidas, definir los hitos y el objetivo final.
- Definir soluciones que también sean eficaces teniendo en cuenta los efectos del cambio climático (se recomienda un enfoque basado en la adaptación al clima).
- Dar prioridad a las medidas con múltiples beneficios y a las situaciones "win-win" en las que todas las partes salen ganando.

- Aplicar la jerarquía de mitigación, lo que significa que se debe dar preferencia a las medidas que eviten impactos adversos. Si no es posible evitar tales impactos, las medidas de mitigación deben tomarse en el origen, o lo más cerca posible de la fuente, del efecto. Si no es posible evitar o minimizar los impactos, se pueden considerar medidas para compensar los efectos adversos.
- Anticipar los posibles conflictos y encontrar soluciones en la fase de planificación, implicando a las partes interesadas.
- Definir estrategias basadas en el principio de “Trabajar con la naturaleza”¹⁶ y “Uso beneficioso de sedimentos”¹⁷.
- Utilizar los principios de la gestión adaptativa como forma de abrir posibilidades de reacción flexibles ante condiciones ambientales cambiantes o efectos secundarios no deseados que puedan producirse durante la aplicación del plan.
- Incluir los servicios del ecosistema y los costes de la no acción en el análisis de costes y beneficios.
- Buscar información sobre experiencias similares, casos de estudio, orientaciones sobre buenas prácticas, saber hacer “know-how’s” y recomendaciones disponibles en Internet.
- En caso de que las medidas para mejorar el transporte de sedimentos puedan afectar negativamente a la contaminación de los sedimentos aguas abajo (por ejemplo, en el caso en que los sedimentos estén contaminados), se pueden investigar posibles alternativas, pudiendo ser útil realizar un análisis de riesgos y beneficios.
- No existe una solución “única” para los problemas relacionados con la cantidad y la dinámica de los sedimentos; por lo que debería revisarse y evaluarse la eficacia de una amplia gama de posibles medidas, tanto por separado como en combinación.

Etapa 4.2: Desarrollo y aprobación del plan

Mensajes clave:

- Establecer un calendario de aplicación, seguimiento y evaluación de las medidas.
- Asignar tareas y responsabilidades claras para la aplicación.
- Resumir los componentes clave del plan en un documento claramente estructurado.
- Garantizar la participación de todos los grupos relevantes, partes interesadas y actores con tareas y responsabilidades claras.

Una vez seleccionadas las medidas se puede redactar el documento o los documentos del PGIS. Debe incluir, en particular, una descripción de los resultados de las etapas anteriores (análisis del sistema, objetivos, etc.).

Es necesario incluir una **planificación operativa** para la aplicación de las medidas, de acuerdo con el calendario de los objetivos definidos en el paso 3. Por lo general, incluye para todas las medidas: un calendario, una descripción clara de las responsabilidades, un plan financiero bien definido y un plan de seguimiento indicando los recursos empleados. Este plan operativo debe asegurarse a largo plazo.

¹⁶ “Working with Nature” es la filosofía que integra los procesos de identificación y búsqueda de soluciones positivas para todo el mundo (win-win) en los proyectos de gestión del agua de un modo respetuoso con la naturaleza. <https://www.pianc.org/uploads/files/EnviCom/WwN/WwN-Position-Paper-English.pdf>

¹⁷ “Beneficial Use of Sediment”, en el marco de este documento, es el empleo de sedimento natural o dragado de un modo beneficioso y en armonía con el desarrollo humano y la naturaleza”. <https://dredging.org/news/381/the-latest-ceda-publications-on-the-beneficial-use-of-sediments>

La **fase de evaluación** también debe planificarse en el PGIS, ya que es un componente crucial de la gestión adaptativa. También deberían asignarse recursos suficientes en esta fase y adoptar indicadores y seguimiento.

El siguiente cuadro describe el contenido de un documento "tipo" de PGIS basado en ejemplos recogidos en planes existentes. Para más información sobre PGIS en el ámbito europeo, véanse los casos de estudio 2.5, 4.3 y 4.4 de la versión europea de la guía de gestión integrada de los sedimentos "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

Cuadro 4.6: Ejemplo del contenido tipo de un plan PGIS

Contexto legal y autoridades competentes

Caracterización del sistema fluvial

- Entorno general (por ejemplo, datos topográficos y aéreos, forma del cauce y caracterización geolitológica y química de los sedimentos).
- Análisis y mapa del transporte de sedimentos (conectividad y balance).
- Evaluación de la conectividad de los sedimentos, incluyendo los principales obstáculos y las fuentes activas de sedimentos.
- Evaluación de las fuentes y vías de contaminación de los sedimentos.

Análisis histórico y condiciones actuales

- Reconstrucción de los cambios históricos en la morfología del cauce y de los principales factores que la afectan.
- Evaluación del estado hidromorfológico.
- Previsión de cambios futuros en el cauce en función de los condicionantes y factores actuales a escala de la cuenca.
- Definición del corredor de movilidad fluvial.

Objetivos del plan (generales y específicos)

- Estado ecológico y objetivos de conservación de la naturaleza vinculados a la morfología/dinámica de los sedimentos.
- Objetivos de mitigación del riesgo de inundación vinculados a la morfología/dinámica de los sedimentos.
- Indicaciones para los planes de gestión de los embalses.
- Vínculos para la gestión de la vegetación y los bosques ribereños.

Programa de medidas de gestión de los sedimentos

- Posibles medidas (categorías).
- Análisis comparativo multicriterio y selección de alternativas de gestión.

Programa de seguimiento

Calendario y proceso de evaluación

Etapa 5: Aplicación del plan de gestión

Mensajes clave

- Definir un marco formal para la aplicación de las medidas y responsabilidades (un marco vinculante puede ser lo apropiado).
- Identificar y asegurar las fuentes de financiación para toda la duración del PGIS.
- Establecer un calendario para la aplicación de las medidas alineado con los ciclos de los PHC y hacer un seguimiento periódico del mismo.
- Asignar responsabilidades claras y garantizar el compromiso para la aplicación, el seguimiento y la evaluación.
- Establecer un apoyo técnico y administrativo.
- Garantizar la participación pública en cada paso, siempre que sea posible.
- Comunicar bien el plan y sus beneficios.

La aplicación del PGIS puede suponer un reto. A continuación, se enumeran buenas prácticas y recomendaciones para superar algunos de los problemas que pueden obstaculizar una correcta aplicación.

Acordar formalmente la asignación de tareas y responsabilidades

Un PGIS sólo puede ser eficaz si existe una clara asignación de responsabilidades con los compromisos asociados a su aplicación, y un posible límite podría ser la insuficiente participación de los actores relevantes. En el paso anterior se recomendó asignar claramente las responsabilidades del PGIS, especialmente en lo que respecta a la aplicación de las medidas. Además, esto puede formalizarse mediante acuerdos vinculantes con los actores relevantes implicados, con el fin de asegurar su aplicación.

Alinear la aplicación del PGIS con los proyectos y/o procesos de planificación existentes

Como se ha mencionado anteriormente, el PGIS debe estar bien integrado y alineado con los PHC y con los proyectos o procesos de planificación existentes relacionados con los sedimentos, implementados o en fase de implementación, e incluidos o alineados con el PGIS:

- proyectos internacionales (en grandes ríos que intensifican las actividades de seguimiento, desarrollan prácticas de gestión de datos, capacitan e intensifican la participación de las partes interesadas).
- buenas prácticas a pequeña escala (por ejemplo, prácticas de dragado y uso de material dragado en tramos bajos).

Se recomienda, por tanto, crear los vínculos necesarios, para que, en la medida de lo posible, se alineen estos objetivos con los del PGIS. En la sección 4.4 se ofrecen orientaciones más detalladas sobre la integración de los procesos de planificación.

Garantizar un apoyo técnico y administrativo suficiente para la implantación durante toda la duración del plan

El éxito de un plan depende de la asignación de recursos suficientes para garantizar el apoyo técnico y administrativo, por lo que esta situación debe estar bien planificada y apoyada durante toda la duración del PGIS.

Asegurar la financiación del PGIS

Para que la aplicación del PGIS tenga éxito debe asegurarse una financiación adecuada durante toda la duración del plan, tanto para todas las medidas, como para la gestión, el seguimiento y la evaluación. Cuando sea apropiado, debería aplicarse el principio de “quien contamina paga”, tal y como exige el artículo 9 de la DMA. Es importante garantizar que los costes de la falta de acción no se externalicen a los usuarios y a las regiones situadas aguas abajo, por el empleo de exenciones o el incumplimiento de los objetivos de calidad de la UE, y se realice un reparto equitativo de las cargas en caso de no actuación por costes desproporcionados (art. 4 de la DMA). Un ejemplo de solución podría ser la puesta en marcha de mecanismos de financiación en las cuencas hidrográficas como un fondo de solidaridad a nivel nacional o internacional.

A este respecto, cabe señalar que la Directiva sobre responsabilidad medioambiental en materia de prevención y reparación de daños medioambientales (Directiva 2004/35/CE) puede ser pertinente en este contexto, en particular cuando los daños se deriven de una de las actividades enumeradas en el Anexo III de dicha Directiva o cuando, además de los daños causados por el agua, se demuestre que se han producido daños a especies protegidas o a hábitats naturales y cuando haya un comportamiento imprudente o negligente. La Comisión publicó en 2021 unas directrices en las que se ofrece una interpretación común del término “daño medioambiental”, tal como se define en esta Directiva (CE, 2021)¹⁸. En ella se aclara, en particular, la noción de daño causado por el agua, que enlaza con la DMA y con la DMEM.

Comunicar sobre el PGIS

Un factor de éxito para la buena aplicación del PGIS es la comunicación y la transparencia sobre el proceso. Se recomienda asegurar la participación del público e informar regularmente sobre el proceso de aplicación y los beneficios del plan, con el fin de obtener la aceptación del público a lo largo del proceso. El uso de medios sociales puede ayudar a apoyar esta parte de la implementación.

Etapa 6: Seguimiento

Mensajes clave:

- El seguimiento y los circuitos de retroalimentación como componente intrínseco clave del PGIS.
- El seguimiento debe planificarse y describirse en un capítulo específico del PGIS.
- Los datos deben ponerse a disposición del público.

Principios generales sobre el seguimiento en el contexto del PGIS

El seguimiento en el contexto del PGIS tiene un doble objetivo:

1. Seguir el estado de aplicación de las medidas, sobre la base de la planificación operativa de las medidas elaborada en el paso 4.
2. Evaluar los impactos de las medidas y su contribución a la consecución de los objetivos del PGIS y de la DMA. En particular, se trata de supervisar los cambios en los procesos sedimentarios (transporte y contaminación), la hidromorfología, los indicadores cualitativos (basados en el estado químico y fisicoquímico de la DMA) y los indicadores biológicos (basados en los indicadores biológicos de la DMA o de la DMEM) a través de lugares de seguimiento representativos.

El seguimiento de las medidas y de sus impactos forma parte del PGIS y debe proporcionar información para la actualización periódica de los indicadores del plan (véase la etapa 3). La interpretación de los datos

¹⁸ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52021XC0407%2801%29&qid=1617956961808>

y de los indicadores de impacto debería hacerse idealmente con suficientes series temporales y tener en cuenta la variabilidad natural asociada a los procesos naturales (por ejemplo, la variación del caudal) que puede ocultar el efecto de las medidas.

Deben cumplirse los requisitos de seguimiento de la DMA, la Directiva sobre Inundaciones y la DMEM, y toda la información recopilada debe utilizarse y notificarse en la medida de lo posible en el contexto del ejercicio de seguimiento e información de la DMA (y de forma similar para otras políticas pertinentes).

El seguimiento periódico será fundamental para evaluar si las medidas muestran los resultados esperados o si es necesario ajustarlas. Esto debería hacerse durante la fase de evaluación descrita en el siguiente paso.

Los capítulos 2 y 3, respectivamente, ofrecen una orientación más detallada y describen las metodologías más adecuadas para supervisar la cantidad y contaminación de los sedimentos, pudiendo servir de base para elaborar el marco de supervisión del PGIS (referencias: 2.5 Datos sobre la cantidad de sedimentos: seguimiento y evaluación en el contexto de la DMA y 3.5 Evaluación de la contaminación de los sedimentos).

¿Quién realiza el seguimiento y los informes?

Es importante definir claramente quién es el responsable del seguimiento y la presentación de informes y proporcionar el apoyo institucional adecuado. Además de las autoridades responsables de la aplicación de la DMA, pueden participar las comunidades fluviales/comisiones fluviales internacionales con sus grupos de trabajo/grupos de expertos. Se recomienda implicar a otras autoridades o instituciones relevantes y a las partes interesadas que puedan contribuir en el ámbito de su experiencia y competencias.

Acceso público a los resultados de seguimiento

En beneficio de las partes interesadas y del público en general, es importante poner a disposición del público todos los datos recogidos que estén disponibles y publicar los resultados del seguimiento de forma regular. Esto puede contribuir, en particular, a apoyar la aplicación del plan descrito en el paso anterior.

Caso de estudio 4.11: Apoyo al establecimiento del programa de control de sedimentos de sustancias peligrosas según los requisitos de la DMA (Hungría)

En Hungría se puso en marcha un programa nacional de 5 años de duración (2018-2022), financiado por el KEHOP (Programa operativo de medio ambiente y eficiencia energética), para desarrollar una metodología y realizar un seguimiento adicional para mejorar los programas de seguimiento de sustancias peligrosas en sedimentos en masas de agua de ríos y lagos húngaros. La metodología se basa en la modelización de sedimentos a gran escala. Los métodos desarrollados se basaron en los requisitos generales de la DMA y siguieron los consejos del documento guía nº 25 del ECI. Esto condujo a la localización de 103 lugares en el programa nacional de seguimiento de los sedimentos a largo plazo. También, dentro del proyecto se creó un documento de orientación nacional para el seguimiento de los sedimentos.

Para más detalles, ver el caso de estudio "Supporting the establishment of the sediment Monitoring programme of hazardous substances according to WFD requirements"; "Integrated Sediment Management. Guidelines and good practices in the context of Water Framework Directive, 2022".

Etapa 7: Evaluación

Mensajes clave:

- La evaluación como componente intrínseco del PGIS permite adaptar las medidas y actuaciones.
- Se recomienda definir el proceso de evaluación al desarrollar el PGIS e incluirlo claramente en los documentos del PGIS.

La evaluación es un paso importante del PGIS. Su objetivo es evaluar periódicamente el estado de aplicación del plan y los avances en la consecución de los objetivos fijados. También puede ser la base para realizar ajustes en el plan. Debido a la complejidad del proceso de sedimentación, y en el contexto de un entorno cambiante, los PGIS deben considerarse como documentos “vivos” que prevén una gestión adaptativa (Cuadro 4.7).

La evaluación debería realizarse de forma periódica y alinearse con los ciclos de gestión de la DMA (de 3 a 6 años) e implicar a todas las partes interesadas. La evaluación debería valorar, en particular, si las medidas aplicadas han conducido a los resultados esperados y si existen efectos secundarios no deseados o inesperados. Los resultados de ese análisis deberían utilizarse para decidir si es necesario adaptar el PGIS (por ejemplo, incluir cambios en determinadas medidas, en el proceso de seguimiento o en el calendario).

Cuadro 4.7: Definición de “gestión adaptativa”

Fuente: CEDA (2015)¹⁹:

La gestión adaptativa es un marco de decisión que facilita una toma de decisiones flexible, que puede refinarse en respuesta a futuras incertidumbres a medida que los resultados de las acciones de gestión actuales y futuras se comprenden mejor. La gestión adaptativa suele implicar el desarrollo y la aplicación de un plan de gestión que defina los objetivos del proyecto, la revisión periódica de los avances hacia esos objetivos y, en respuesta a los resultados del seguimiento (medioambiental), aplicar medidas correctivas (y perfeccionar el plan), según sea necesario, en el futuro.

La gestión adaptativa es un proceso formal, con pasos específicamente acordados para hacer frente a las incertidumbres. Sus pasos básicos, incluidos en Fischenich y Vogt (2012)²⁰, se ilustran en la siguiente figura:



¹⁹ https://dredging.org/media/ceda/org/documents/resources/cedaonline/2015-01-ceda_positionpaper-integrating_adaptive_environmental_management_into_dredging_projects.pdf

²⁰ Fischenich, C. & Vogt, C. (2012) The Application of Adaptive Management to Ecosystem Restoration Project. US Army Corps of Engineers. Technical note: ERDC TN-EMRRP-EBA-10. [Online] Available from: <http://el.ercd.usace.army.mil/elpubs/pdf/eba10.pdf> [Accessed November 2014]

REFERENCIAS

Referencias Capítulo 1

- Aigner, J., Kreisler, A., Rindler, R., Hauer, C., Habersack, H. 2017. Bedload pulses in a hydropower affected alpine gravel bed river. *Geomorphology* 291, 116-127.
- Allan, J.D. 1995) *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall, 388 pp.
- Ancey, C. (2020). Bedload transport: a walk between randomness and determinism. Part 1. The state of the art. *Journal of Hydraulic Research*, 58, 1-17.
- ASCE - American Society of Civil Engineers Task Committee. 1992. Sediment and aquatic habitat in river systems. *Journal of Hydraulic Engineering*. 118, 669-687.
- Belletti, B., Rinaldi, M., Bussettini, M., Comiti, F., Gurnell, A.M., Mao, L., Nardi, L., Vezza, P. 2017. Characterising physical habitats and fluvial hydromorphology: a new system for the survey and classification of river geomorphic units. *Geomorphology*, 283, 143-157.
- Benda, L., Hassan, M. A., Church, M., & May, C. L. (2005). Geomorphology of steepland headwaters: the transition from hillslopes to channels 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 835-851.
- Bierman, P.R., Montgomery, D.R. 2013) *Key Concepts in Geomorphology*. W.H. Freeman, 464 pp.
- Bosworth, W.S., Thibodeaux, L.J. 1990. Bioturbation: A Facilitator of Contamination Transport in Bed Sediment. *Environmental Progress*, 9, 211-217.
- Brookes, A., Shields, F.D. 1996. *River Channel Restoration: Guiding Principles for Sustainable Projects*. J. Wiley & Sons, Chichester, UK, 458 pp.
- Bridges, T. S., J. K. King, J. D. Simm, M. W. Beck, G. Collins, Q. Lodder, and R. K. Mohan, eds. 2021. *International Guidelines on Natural and Nature-Based Features for Flood Risk Management*. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center. <https://issuu.com/poweroferc/docs/nbf-guidelines-2021>.
- Manning, W.D., Scott, C.R and Leegwater. E. (eds.) (2021). *Restoring Estuarine and Coastal Habitats with Dredged Sediment: A Handbook*. Environment Agency, Bristol, UK. <https://catchmentbasedapproach.org/learn/restoring-estuarine-and-coastal-habitats-with-dredgedsediment/>
- Burt, T., Allison, R.J. 2010. *Sediment Cascades: An Integrated Approach*. J. Wiley & Sons, Chichester, UK, 482 pp.
- Bussettini, M., Kling, J., van de Bund, W. Eds: Kampa E & Bussettini M, 2018. Working Group ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies - Part 2: Impacted by flood protection structures, EUR 29131 EN; Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-80290-4,
- Boyd, R., Dalrymple, R., Zaitlin, B.A. 1992. Classification of clastic coastal depositional environments. *Sedimentary Geology*, 80, 139-150.
- Carter, R.W.G., 1988. *Coastal Environments: An Introduction to the Physical, Ecological, and Cultural Systems of Coastlines*. Academic Press, San Diego, 634 pp.
- Coelho C., Silva Afonso A., Bernardes C., Silva P., Baptista P., Roebeling P., Fernández-Fernández S., Abreu T., Oliveira T., Ferreira M., Santos F., Monteiro N., Lima M., Nolasco A., Cardoso A., Rocha B., Narra P., Carvalho R., Afonso C., Figueira P., Pound M. 2021. Estudo de Viabilidade da Transposição Aluvionar das Barras de Aveiro e da Figueira da Foz. Sumário Executivo.
- Costa, J. E., & Wiczorek, G. F. (Eds.). (1987). *Debris flows/avalanches: process, recognition, and mitigation* (Vol. 7). Geological Society of America. Bull, W.B. 1991. Geomorphic responses to climatic change. United States: N. p.

- Church, M. 1999. Sediment sorting in gravel-bed rivers. *Journal of Sedimentary Research*, 69, 20-20.
- Church, M. 2006. Bed material transport and the morphology of alluvial river channels. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 34, 325-354.
- Comiti, F., Mao, L. 2012. Recent advances in the dynamics of steep channels. In: Church M., Biron P.M., Roy A.G. (eds) *Gravel-Bed Rivers: Processes, Tools, Environments*, Wiley-Blackwell, Chichester, UK, pp. 351-377.
- Comiti, F., Scorpio, V. 2019. *Historical Changes in European Rivers*. Oxford Bibliographies. Oxford University Press USA (online).
- Compeau, G.C., Bartha, R. 1985. Sulfate-Reducing Bacteria: Principal Methylators of Mercury in Anoxic Estuarine Sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, 50, 498-502. doi:10.1128/AEM.50.2.498-502.1985.
- Cowell, P.J., Stive, M., Niedoroda, A., de Vriend, H., Swift, D.J.P., Kaminsky, G., Capobianco, M. 2003. The Coastal-Tract (Part 1): A Conceptual Approach to Aggregated Modeling of Low-Order Coastal Change. *Journal of Coastal Research*, 19, 812-827.
- Day, J.W., Kemp W.M., Yáñez-Arancibia, A., Crump, B.C. 2012. *Estuarine Ecology*, 2nd Edition, Wiley–Blackwell, 568 pp.
- Dronkers J. 2005. *Dynamics of Coastal Systems*. Singapore: World Sci.
- Espa P, Batalla RJ, Brignoli ML, Crosa G, Gentili G, Quadroni S. 2019. Tackling reservoir siltation by controlled sediment flushing: Impact on downstream fauna and related management issues. *PLoS ONE* 14(6): e0218822.
- European Environment Agency. 2011. *Hazardous substances in Europe's fresh and marine waters: An overview*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 61 pp.
- EuroSION. *Living with Coastal Erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability*. 2004. Part-1 Major Findings and Policy Recommendations of the EUROSION Project. Guidelines for implementing local information systems dedicated to coastal erosion management. Service contract B4-3301/2001/329175/MAR/B3 "Coastal erosion – Evaluation of the need for action". Directorate General Environment, European Commission, 54 pp.
- Folegot S, Bruno MC., Larsen S, Kaffas K, Pisaturo GR, Andreoli A, Comiti F, Righetti M. 2021. The effects of a sediment flushing on Alpine macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* (in press)
- Fryirs, K. 2013. (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. *Earth Surf. Process. Landf.* 38, 30-46.
- Garcia, M. (Ed.) (2008) *Sedimentation Engineering: Processes, Measurements, Modeling, and Practice*. ASCE library.
- Grabowski, R. C., Gurnell, A. M. 2016. Diagnosing problems of fine sediment delivery and transfer in a lowland catchment. *Aquat Sci* 78, 95-106.
- Guidance document No. 25 on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. DOI 10.2779/43586
- Gurnell AM., Piégay H., Swanson FJ, Gregory SV. 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology* 47, 601-619.
- Gurnell, A. M. 2014. Plants as river system engineers. *Earth Surf. Proc. Landform*, 39, 4-25.
- Gurnell, A. M., Rinaldi M, Belletti B et al. 2016. A multi-scale hierarchical framework for developing understanding of river behaviour to support river management. *Aquat Sci* 78, 1-16.
- Habersack, H.M., Laronne, J.B. 2002. Evaluation and improvement of bed load discharge formulas based on Helley-Smith sampling in an alpine gravel bed river. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, 128, 484-499.
- Habersack, H., Liébault, F., Comiti, F. 2017. Sediment dynamics in Alpine basins. *Geomorphology*, 291, 1-3.

- Habersack, H., Hein, T., Stanica, A., Liska, I., Mair, R., Jäger, E., Hauer, C., Bradley, C. 2016. Challenges of river basin management: Current status of, and prospects for, the River Danube from a river engineering perspective. *Sci Total Environ.*, 543(Pt A), 828-845.
- Haidvogel, G. 2018. Historic Milestones of Human River Uses and Ecological Impacts. In: Schmutz, S., Sendzimir, J. (eds.). *Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series*, vol 8. Springer, Cham.
- Hoffmann, T.O., Baulig, Y., Fischer, H., Blöthe, J., 2020. Scale breaks of suspended sediment rating in large rivers in Germany induced by organic matter. *Earth Surface Dynamics*, 8, 661-678.
- Iverson, R. M. (1997). The physics of debris flows. *Reviews of geophysics*, 35(3), 245-296
- Jakob, M., Hungr, O., & Jakob, D. M. (2005). *Debris-flow hazards and related phenomena* (Vol. 739). Berlin: Springer.
- Krapesch, G., Hauer, C., Habersack, H. 2011. Scale orientated analysis of river width changes due to extreme flood hazards. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 11, 2137-2147.
- Kondolf, G.M., Podolak, K. 2014. Space and Time Scales in Human-Landscape Systems. *Environmental Management* 53, 76-87.
- Kondolf, G.M., Gao, Y., Annandale, G.W., Morris, G.L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.-W., Wang, Z., Wei, Z., Wu, B., Wu, C., Yang, C. T. 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents, *Earth's Future*, 2, 256-280.
- Langston, W.J., Pope, N.D., Jonas, P.J.C., Nikitic, C., Field, M.D.R., Dowell, B., Shillabeer, N., Swarbrick, R.H., Brown, A.R. 2010. Contaminants in fine sediments and their consequences for biota of the Severn Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 61, 68-82.
- Lerat-Hardy, A., Coynel, A., Schäfer, J., Marache, A., Pereto, C., Bossy, C., Capdeville, M.-J., Granger, D. 2021. Impacts of Highway Runoff on Metal Contamination Including Rare Earth Elements in a Small Urban Watershed: Case Study of Bordeaux Metropole (SW France). *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*.
- Mao L, Dell'Agnese A, Huinache C, Penna D, Engel M, Niedrist G, Comiti F. 2014. Bedload hysteresis in a glacier-fed mountain river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(7), 964-976.
- Mao L, Dell'Agnese A, Comiti F. 2017. Sediment motion and velocity in a glacier-fed stream. *Geomorphology*, 291, 69-79.
- Mao L, Comiti F, Carrillo R, Penna D. 2019. Sediment transport in proglacial rivers. In: Heckmann T., Morche. D (eds) *Geomorphology of Proglacial Systems. Landform and Sediment Dynamics in Recently Deglaciated Alpine Landscapes*, Springer International Publishing, Cham, 199-217.
- Marchi L, Comiti F, Crema S, Cavalli M. 2019. Channel control works and sediment connectivity in the European Alps. *Science of the Total Environment* 668, 389-399
- Martin J. Baptist, T. Gerkema, B.C. van Prooijen, D.S. van Maren, M. van Regteren, K. Schulz, I. Colosimo, J. Vroom, T. van Kessel, B. Grasmeyer, P. Willemsen, K. Elschot, A.V. de Groot, J. Cleveringa, E.M.M. van Eekelen, F. Schuurman, H.J. de Lange, M.E.B. van Puijenbroek. 2019. Beneficial use of dredged sediment to enhance salt marsh development by applying a 'Mud Motor', *Ecological Engineering*, Volume 127, Pages 312-323.
- Mazzorana B, Comiti F, Fuchs S. 2013. A structured approach to enhance flood hazard assessment in mountain streams. *Nat Hazards* 67, 991-1009.
- Milner A, Robertson A, McDermott M. et al. 2013. Major flood disturbance alters river ecosystem evolution. *Nature Clim Change* 3, 137-141.
- Nichols, M.M., 1989. Sediment accumulation rates and relative sea-level rise in lagoons. *Marine Geology* Volume 88, Issues 3-4, August 1989, Pages 201-219.

- Petts GE, Möller H, Roux AL (Eds.) 1989. Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe. 355 pp. John Wiley and Sons
- Quadroni S, Brignoli ML, Crosa G, Gentili G, Salmaso F, Zaccara S, Espa P. 2016. Effects of sediment flushing from a small Alpine reservoir on downstream aquatic fauna. *Ecohydrol.*, 9: 1276-1288
- Rainato R, Mao L, García-Rama A, Picco L, Cesca M, Vianello A, Preciso E, Scussel GR, Lenzi MA. 2017. Three decades of monitoring in the Rio Cordon instrumented basin: Sediment budget and temporal trend of sediment yield, *Geomorphology* 291, 45-56.
- Rapp, Anders. Recent development of mountain slopes in Kärkevagge and surroundings, northern Scandinavia. *Geografiska Annaler*, 1960, vol. 42, no 2-3, p. 65-200.
- Rapaglia, J., Zaggia, L., Parnell, K., Lorenzetti, G., Vafeidis, A.T. 2015. Ship-wake induced sediment remobilization: Effects and proposed management strategies for the Venice Lagoon. *Ocean & Coastal Management*, 110, 1-11.
- Rinaldi M., Simoncini C., Piégay H, 2009. Scientific design strategy for promoting sustainable sediment management: the case of the Magra River (Central-Northern Italy). *River Research and Applications*, 25, 607-625.
- Rickenmann, D. 2001. Comparison of bed load transport in torrents and gravel bed streams. *Water Resources Research* 37(12), 3295-3305.
- Rinklebe, J., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Rosche, O., Altermann, M. 2019. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. *Environmental International* 126, 76-88.
- Ruiz-Villanueva, V., Mazzorana, B., Bladé, E., Bürkli, L., Iribarren-Anacona, P., Mao, L., Nakamura, F., Ravazzolo, D., Rickenmann, D., Sanz-Ramos, M., Stoffel, M., and Wohl, E. 2019. Characterization of wood-laden flows in rivers. *Earth Surf. Process. Landforms*, 44: 1694-1709.
- Ruiz-Villanueva, V., Piégay, H., Gurnell, A. M., Marston, R. A., & Stoffel, M. (2016). Recent advances quantifying the large wood dynamics in river basins: New methods and remaining challenges. *Reviews of Geophysics*, 54(3), 611-652.
- Salomons W, Brils J. (Eds.) 2004. Contaminated Sediments in European River Basins. Published by Sed-Net Organization (available online).
- Schleiss AJ, De Cesare G, Franca MJ, Pfister M (eds.). 2014. Reservoir sedimentation. CRC Press.
- Schobesberger, J; Lichtneger, P; Hauer, C; Habersack, H; Sindelar, C. 2020. Three-Dimensional Coherent Flow Structures during Incipient Particle Motion. *J HYDRAUL ENG.* 146(5), 04020027
- Steel, R. & Milliken, K. 2013. Major Advances in siliciclastic sedimentary geology 1960-2012 Geological Society of America Special Paper 500 2013. Special Paper of the Geological Society of America. 500.
- Swart, Huib & Zimmerman, J.T.F. 2009. Morphodynamics of Tidal Inlet Systems. *Annual Review of Fluid Mechanics.* 41. 10.1146/annurev.fluid.010908.165159.
- Syvitski, J.P.M., Kettner, A.J., Overeem, I., Hutton, E.W.H., Hannon, M.T., Brakenridge, G.R., Day, J., Vörösmarty, C., Saito, Y., Giosan, L., Nicholls, R.J., 2009. Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, 2(10), 681-686.
- Tang, Y., Zhang, M., Sun, G., Pan, G. 2019. Impact of eutrophication on arsenic cycling in freshwaters. *Water Research*, 150, 191-199
- Tockner K., Zarfl C., Robinson C.T. (Eds.). 2022. Rivers of Europe (2nd edition), Elsevier, 922 pages.
- Triska, F. J. (1984). Role of wood debris in modifying channel geomorphology and riparian areas of a large lowland river under pristine conditions: A historical case study, *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 22(3), 1876-1892.

- Tsai CW, Huang S-H. 2019. Modeling suspended sediment transport under influence of turbulence ejection and sweep events. *Water Resources Research* 55, 5379-5393.
- Turowski JM, Rickenmann D, Dadson SJ. 2010. The partitioning of the total sediment load of a river into suspended load and bedload: a review of empirical data. *Sedimentology* 57, 1126-1146.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The journal of Geology*, 30(5), 377-392.
- Winterwerp, J.C., Wang, Z.B. 2013. Man-induced regime shifts in small estuaries—I: theory. *Ocean Dynamics* 63, 1279-1292.
- Wohl E, Bledsoe BP, Jacobson RB, LeRoy Poff N, Rathburn SL, Walters DM, Wilcox AC. 2015. The Natural Sediment Regime in Rivers: Broadening the Foundation for Ecosystem Management. *BioScience*, 65 (4), 358-371.
- Wohl, E. 2018. *Sustaining River Ecosystems and Water Resources*. Springer.
- Wohl, E. 2019. *Rivers in the Landscape*, 2nd Edition. Wiley, 512 pp.
- Wohl, E., Kramer, N., Ruiz-Villanueva, V., Scott, D., Comiti, F., Gurnell, A., Piégay, H., Lininger, K., Jaeger, K., Walters, D., Fausch, K. 2019. The natural wood regime in rivers. *Bioscience*, 69, 259-273.
- Wieczorek, G. F., & Naeser, N. D. (2000). Debris-flow hazards mitigation: mechanics, prediction and assessment. *Proceedings of the Second International Conference on Debris-Flow Hazards Mitigation*, Taipei, AA Balkema.
- Wohl, E. (2017). Connectivity in rivers. *Progress in Physical Geography*, 41(3), 345-362.
- Wohl, E., Kramer, N., Ruiz-Villanueva, V., Scott, D. N., Comiti, F., Gurnell, A. M., & Fausch, K. D. (2019). The natural wood regime in rivers. *BioScience*, 69(4), 259-273.
- Woodroffe, C. D. 2003. *Coasts, Form, Process and Evolution*. Cambridge: Cambridge Univ. Press

Referencias Capítulo 2

- Alewell, C., Meusburger, K., Brodbeck, M., & Bänninger, D. 2008. Methods to describe and predict soil erosion in mountain regions. *Landscape and Urban Planning* 88(2-4): 46-53.
- Asselman, N.E., & Middelkoop, H. 1995. Floodplain sedimentation: quantities, patterns and processes. *Earth Surface Processes and Landforms* 20(6): 481-499.
- BMVI 2016. Sedimentdurchgängigkeit der Bundeswasserstraßen im Binnenbereich. Metastudie. Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Karlsruhe und Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz.
- Bogen, J. 1992. Monitoring grain size of suspended sediments in rivers. *Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins*. In: *Proceedings of the Oslo Symposium, August 1992*. IAHS Publ. no. 210, 1992.
- Brown, A. G., et al. 2009. From sedimentary records to sediment budgets: multiple approaches to catchment sediment flux. *Geomorphology* 108(1-2): 35-47.
- Bunte, K. & Abt, S.R. 2001. Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel- and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics, and streambed monitoring. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-74. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 428 p.
- Bussetini M, Vezza P. (2019). Guidance on Environmental Flows. Integrating e-flow science with fluvial geomorphology to maintain ecosystem services. World Meteorological Organization-No. 1235. ISBN 978-92-63-11235-4.
- Chalov, S., Golosov, V., Tsyplenkov, A., Theuring, P., Zakerinejad, R., Märker, M., & Samokhin, M. 2017. A toolbox for sediment budget research in small catchments. *Geography, Environment, Sustainability* 10(4): 43-68.
- Church, M. A., D. G. McLean, and J. F. Wolcott, River bed gravels: sampling and analysis, in *Sediment Transport in Gravel-bed Rivers*, edited by C. R. Thorne, J. C. Bathurst, and R. D. Hey, pp. 43-88, John Wiley & Sons Ltd. Chichester, England, 1987.
- Comiti, F., Scorpio, V. 2019. *Historical Changes in European Rivers*. Oxford Bibliographies. Oxford University Press USA (online).
- Comiti, F., Scorpio, V., Andreoli, A., Coviello, V. 2021. Management of coarse sediment fluxes and morphological dynamics of Alpine rivers: lessons learned from South Tyrol (Eastern Italian Alps). *Proc. International Symposium on Bedload Management, November 8 – 10 2021, Interlaken, Switzerland*
- Chalov, S., Golosov, V., Tsyplenkov, A., Theuring, P., Zakerinejad, R., Märker, M., & Samokhin, M. 2017. A toolbox for sediment budget research in small catchments. *Geography, Environment, Sustainability*, 10(4), 43-68.
- Collins, S. E., Thoms, M. C., & Flotemersch, J. E. 2015. Hydrogeomorphic zones characterize riverbed sediment patterns within a river network. *River Systems*, 21(4), 203-213.
- Cox, J. R., Huismans, Y., Knaake, S. M., Leuven, J. R. F. W., Vellinga, N. E., van der Vegt, M., & Kleinhans, M. G. 2021. Anthropogenic effects on the contemporary sediment budget of the lower Rhine-Meuse Delta channel network. *Earth's Future*, e2020EF001869.
- De Jalon D., Bussetini M., Rinaldi M., Grant G.E., Friberg N., Cowx I.C., Magdaleno F., Bujise A.D. (2016). Linking Environmental Flows to Sediment Dynamics. *Water Policy* 19(2) DOI: 10.2166/wp.2016.106.
- De Jonge, V. N., Schuttelaars, H. M., Van Beusekom, J. E. E., Talke, S. A., & De Swart, H. E. 2014. The influence of channel deepening on estuarine turbidity levels and dynamics, as exemplified by the Ems estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 139, 46-59.
- Dépret, T., Riquier, J., Piegay, H. 2017. Evolution of abandoned channels: Insights on controlling factors in a multi-pressure river system. *Geomorphology*, 294, 99-118

- Dietrich, W. & Dunne, T. 1978. Sediment budget for a small catchment in mountainous terrain. *Zeitschrift für Geomorphologie N.F. Supplement Band 29*: 191-206.
- Folk, R.L. 1954. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. *The Journal of Geology* 62(4): 344-359.
- Gellis, A.C., & Walling, D.E. 2011. Sediment source fingerprinting (tracing) and sediment budgets as tools in targeting river and watershed restoration programs. *Stream restoration in dynamic fluvial systems: scientific approaches, analyses, and tools* 194: 263-291.
- González-Correa, J.M., Fernández-Torquemada, Y., Sánchez-Lizaso, J.L. 2008. Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76.4: 834-844.
- Habersack, H., Aigner, J., Haimann, M., Klösch, M., Liedermann, M., Hauer, C., Piégay, H. 2019. The Sediment Balance of Alpine Rivers - Dynamics of Erosion and Sedimentation. In: Muhar, S; Muhar, A; Egger, G; Siegrist, D (Eds.), *Rivers of the Alps - Diversity in Nature and Culture*, 11; Haupt Verlag, Bern
- Habersack, H; Kreisler, A; Rindler, R; Aigner, J; Seitz, H; Liedermann, M; Laronne, JB. 2017 Integrated automatic and continuous bedload monitoring in gravel bed rivers. *GEOMORPHOLOGY*; 291: 80-93.
- Habersack H., Baranya S., Holubova K., Vartolomei F., Skiba H., Babic-Mladenovic M., Cibilic A., Schwarz U., Krapesch M., Gmeiner Ph., Haimann M. 2019. Danube Sediment Management Guidance. Output 6.1 of the Interreg Danube Transnational Project Danube Sediment co-funded by the European Commission, Vienna. https://www.interregdanube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/39/ee566924f1764d4798dc7bb9b59537ce84d98101.pdf
- Hajigholizadeh, M., Melesse, A. M., & Fuentes, H.R. 2018. Erosion and sediment transport modelling in shallow waters: A review on approaches, models, and applications. *International journal of environmental research and public health* 15(3): 518.
- Halleraker J., Van De Bund W., Bussettini M., Gosling R., Döbbelt-Grüne S., Hensmann J., Köller-Kreimer V., Kling J., Kampa E. (2016). WG ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for Heavily Modified Water Bodies. Part 1: impacted by water storage. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2016, JRC103830, EUR 28413; doi: 10.2760/649695.
- Heininger, P., Keller, I., Quick, I., Schwartz, R., Vollmer, S. 2015. Sediment Management on River-Basinscale: The River Elbe. In: Cullmann/Heininger, *Sediment Matters* pp. 201-247
- Hillebrand, G., & Frings, R. 2017. Von der Quelle zur Mündung: Die Sedimentbilanz des Rheins im Zeitraum 1991 - 2010. Lelystad: Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes. KHR-Bericht I-22. KHR/CHR II-22.
- Hoffmann, T. 2015. Sediment residence time and connectivity in non-equilibrium and transient geomorphic systems. *Earth-Science Reviews* 150: 609-627.
- Hoffmann, T., Hillebrand, G., Schmegg, J., and Vollmer, S. 2017. Monitoring long-term suspended sediment yields in Germany: Quality controls on changing sediment sampling strategies. *Proceedings of the IAHR: HydroSenSoft, International Symposium and Exhibition on Hydro-Environment Sensors and Software*. Madrid, 1-3 March 2017, 1-7.
- Horowitz, A.J. 2003. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. *Hydrol. Process.* 17: 3387-3409.
- Jäckli, H. 1957. *Gegenwartsgeologie des Bündnerischen Rheingebietes. Ein Beitrag zur exogenen Dynamik alpiner Gebirgslandschaften.- Beiträge zur Geologie der Schweiz - Geotechnische Serie 36: 136 S.*

- Kampa, E. & Bussettini, M. 2018. River Hydromorphological Assessment and Monitoring Methodologies – FINAL REPORT. Part 1 – Summary of European country questionnaires.
- Keesstra, S., Nunes, J.P., Saco, P., Parsons, T., Poepl, R., Masselink, R., Cerdà, A. 2018. The way forward: can connectivity be useful to design better measuring and modelling schemes for water and sediment dynamics? *Science of the Total Environment* 644: 1557-1572.
- Kondolf, G.M., Mathews, W.V.G. 1991. Unmeasured residuals in sediment budgets: a cautionary note. *Water Resources Research* 27: 2483-2486.
- LAWA 2017. Bewertung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für Sedimente. LAWA, Jena.
- Llena, M., Vericat, D., Cavalli, M., Crema, S., & Smith, M. W. 2019. The effects of land use and topographic changes on sediment connectivity in mountain catchments. *Science of the Total Environment*, 660, 899-912.
- Roca, M., Escarameia, M., Gimeno O., de Vilder I., Simm J., Horton B. and Thorne C. 2017. Green approaches in river engineering Supporting implementation of Green Infrastructure. HR Wallingford Ltd.
- Merz, J.E., Pasternack, G. B., & Wheaton, J. M. 2006. Sediment budget for salmonid spawning habitat rehabilitation in a regulated river. *Geomorphology* 76(1-2): 207-228.
- Mickovski, S. & Walvin, S. 2015. A comparative study of beach nourishment methods in selected areas of the coasts of the United Kingdom and The Netherlands. In *Coastal Cities 2015: International Conference on Coastal Cities and Their Sustainable Future*. vol. 148, WIT Transactions on The Built Environment, WIT Press, pp. 85-96.
- Naden, P.S.; Murphy, J.F.; Old, G.H., Newman, J., Scarlett, P., Harman, M., Duerdoth, C.P., Hawczak, A., Pretty, J.L., Arnold, A., Laizé, C., Hornby, D.D., Collins, A.L., Sear, D.A. & Jones, J.I. 2016. Understanding the controls on deposited fine sediment in the streams of agricultural catchments. *Sci. Tot. Environ.*, 547: 366-381.
- Notebaert, B., Verstraeten, G., Govers, G., Poesen, J. 2009. Qualitative and quantitative applications of LiDAR imagery in fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 34(2): 217-231.
- Owens, P.N., Batalla, R.J., Collins, A.J., Gomez, B., Hicks, D. M., Horowitz, A. J., Kondolf, G.M., Marden, M., Page, M.J., Peacock, D.H., Petticrew, E.L., Salomons, W., Trustrum, N.A. 2005. Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River Research and Applications* 21(7): 693-717.
- Parsons, A.J. 2011. How useful are catchment sediment budgets? *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 36: 60-71.
- Perks, M.T. 2014. Suspended sediment sampling. *Geomorphological Techniques*, Chap. 3, Sec. 3.6. British Society for Geomorphology.
- Piqué, G., Batalla, R. J., López, R., & Sabater, S. 2017. The fluvial sediment budget of a dammed river (upper Muga, southern Pyrenees). *Geomorphology*, 293, 211-226.
- Quick, I. & Langhammer, J. 2015. Sediment continuity – survey, assessment, and derivation of recommendations for restoring the hydromorphological indicator. 9th Intern. SedNet conference, solving societal challenges: working with sediments, 23-26 Sept. 2015, Kraków
- Quick, I.; König, F.; Baulig, Y.; Borgsmüller, C.; Schriever, S. 2017. The hydromorphological classification tool Valmorph 2 for large and navigable surface waters. BfG-Report No. 1910. Federal Institute of Hydrology. Koblenz
- Quick, I., König, F., Baulig, Y., Schriever, S., & Vollmer, S. 2020. Evaluation of depth erosion as a major issue along regulated rivers using the classification tool Valmorph for the case study of the Lower Rhine. In Habersack, H., Liedermann, M., Tritthart, M., Eder, M. (editors): *International Journal of River Basin Management*, Volume 18, 2020, Issue 2: Major Issues in Large River Basin Management, pp. 191-206.

- Rapp, A., 1960. Recent development of mountain slopes in Karkevagge and surroundings, northern Scandinavia. *Geog. Annal.* 42A: 71-200.
- Reid, I. and Dunne, T. 2016. Sediment budgets as an organizing framework in fluvial geomorphology. In: *Tools in Fluvial Geomorphology*, Kondolf, G. M. and Piegay, H. (Eds.), 2016.
- Rode, M. & Suhr, U. 2006. Uncertainties in selected surface water quality data. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*3: 2991-3021.
- Rollet A.J., Piégay H., Dufour, S., Bornette G., Persat, H. 2013. Assessment of consequences of sediment deficit on a gravel riverbed downstream of dams in restoration perspectives: application of a multicriteria, hierarchical and spatially explicit diagnosis. *River Research and Applications*, 30, 939-953.
- Rosati, J.D. 2005. Concepts in sediment budgets. *Journal of Coastal Research* 21(2 (212)): 307-322.
- Rovira, A., Batalla, R. J., & Sala, M. 2005. Response of a river sediment budget after historical gravel mining (the lower Tordera, NE Spain). *River Research and Applications* 21(7): 829-847.
- Sarretta, A., Pillon, S., Molinaroli, E., Guerzoni, S., & Fontolan, G. 2010. Sediment budget in the Lagoon of Venice, Italy. *Continental Shelf Research* 30(8): 934-949.
- SEPA, 2010. Engineering in the water environment: good practice guide. Sediment management. First edition, June 2010.
- SEPA, 2012. TraC-MImAS Technical report. (Development and Review of a TraC Hydromorfology Decision support Tool for (a) screening proposed new or altered activities / structures for compliance with WFD water body status and (b) classifying TraC waters under the WFD). September 2012.
- Slaymaker, O. 2003. The sediment budget as conceptual framework and management tool. *Hydrobiologia* 494: 71-82.
- Sousa, J.J., Bastos, L. 2013. Multi-temporal SAR interferometry reveals acceleration of bridge sinking before collapse. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 13, 659-667.
- Standing Conference on Problems Associated with the Coastline (2004). SCOPAC Sediment Transport Study. https://www.scopac.org.uk/scopac_sedimentdb/pbay/index.htm
- Udden, J.A. 1914. Mechanical composition of clastic sediments. *Geological Society of America Bulletin* 25(1): 655-744.
- Valentine, P.C. 2019. Sediment classification and the characterization, identification, and mapping of geologic substrates for the glaciated Gulf of Maine seabed and other terrains, providing a physical framework for ecological research and seabed management. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2019-5073, 37 p.
- Vázquez-Tarrío, D., Tal, M., Camenen, B., Piegay, H. 2019. Effects of continuous embankments and successive run-of-the-river dams on bedload transport capacities along the Rhone River, France. *Science of the Total Environment*, 658, 1375-1389.
- Von Züllig, H. Sedimente als Ausdruck des Zustandes eines Gewässers. *Schweiz. Z. Hydrologie* 18, 5-143 (1956).
- Walling, D.E., Collins, A.L., Jones, P.A., Leeks, G.J.L., Old, G. 2006. Establishing fine-grained sediment budgets for the Pang and Lambourn LOCAR catchments, UK. *Journal of Hydrology*, 330(1-2), 126-141.
- Walling, D.E., He, Q., & Appleby, P.G. 2002. Conversion models for use in soil-erosion, soil-redistribution and sedimentation investigations. In *Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides* (pp. 111-164). Springer, Dordrecht.
- Walling, D.E., Owens, P.N., Waterfall, B.D., Leeks, G.J.L., and Wass, P.D. 2000. The particle size characteristics of fluvial suspended sediment in the Humber and Tweed catchments, UK. *Science of the Total Environment* 251: 205-222.

- 
- Walling, D.E., Webb, B.W., Woodward, J.C. 1992. Some sampling considerations in the design of effective strategies for monitoring sediment-associated transport. *Eros. Sediment Monit. Program. River Basins. Proc. Int. Symp. Oslo 1992*, 279-288.
- Warrick, J.A. 2015. Trend analyses with river sediment rating curves, *Hydrological Processes* 29: 936-949.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology* 30(5): 377-392.
- Wilkinson, S.N., Dougall, C., Kinsey-Henderson, A.E., Searle, R.D., Ellis, R.J., & Bartley, R. 2014. Development of a time-stepping sediment budget model for assessing land use impacts in large river basins. *Science of the Total Environment* 468: 1210-1224.
- Wilkinson, S.N., Prosser, I.P., Rustomji, P., Read, A.M. 2009. Modelling and testing spatially distributed sediment budgets to relate erosion processes to sediment yields. *Environmental Modelling & Software* 24(4): 489-501.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. 1962. Soil loss estimation as a tool in soil and water management planning. *Int. Assoc. Scient. Hydrol. Pub.* 59: 148-159.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. *USDA Agr. Res. Serv. Handbook*, 537.
- Zwiers, M., Dales, D. and Hunt, H. 1996. Mablethorpe to Skegness Beach Nourishment: is it working? In *Partnership in Coastal Zone Management*, edited by J. A. Taussik and J. Mitchell, Samara Publishing, Cardiganshire, pp. 631-637

Referencias Capítulo 3

- Bortone G., Arevalo E., Deibel I., Detzner H.D., de Propriis L., Elskens F., Giordano A., Hakstege P., Hamer K., Harmsen J., Hauge A., Palumbo L., van Veen J., 2004. Synthesis of the SedNet work package 4 outcomes. *J Soils & Sediments* 4: 225.
- Bortone G., Palumbo L. (Eds.), 2007. *Sediment and Dredged Material Treatment*. Elsevier. 209 pp.
- Brils J, Harris B (Eds), 2009. *Towards Risk-Based Management of European River Basins – Key-findings and recommendations of the RISKBASE project*. Final deliverable of the European Commission funded project under reference GOCE 036938, December 2009, Utrecht, The Netherlands. Available via: https://www.researchgate.net/publication/236332901_Towards_RiskBased_Management_of_European_River_Basins_-_Keyfindings_and_recommendations_of_the_RISKBASE_project
- Brils J., Barcelo D., Blum W., Brack W., Harris B., Müller D., Négrel P., Ragnarsdottir V., Salomons W., Slob A., Track T., Vegter J., Vermaat J., 2014. *Synthesis and Recommendations towards Risk-Informed River Basin Management*. In: Brils J., Brack W., Müller D., Negrel P., Vermaat J. (Eds) *Risk-Informed Management of European River Basins*. Springer, p367-391
- Brils J., 2019. (Re)mobilization and downstream transport of sediment-associated contaminants: an overview. WFD CIS ECOSTAT Sediment Management workshop, 1-2 April 2019, Dubrovnik.
- CEDA. 2019a. *Sustainable Management of the Beneficial use of Sediments* (info paper). Central Dredging Association, www.dredging.org
- CEDA. 2019b. *Assessing the Benefits of using Contaminated Sediment* (position paper). Central Dredging Association, www.dredging.org
- Chapman P.M., 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Sci Total Environ* 97-98, 815-825.
- CIS guidance no 3, 2003. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Analysis of Pressures and Impacts*. Technical report, 157 pp.
- CIS guidance no 13, 2005. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*. Technical report, 48 pp.
- CIS guidance no 19, 2009. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance on surface water chemical monitoring under the Water Framework Directive*. Technical report, 132 pp.
- CIS guidance no 25, 2010. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive*. Technical report, 82 pp.
- CIS guidance no 27, 2018. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards - version 2018*. Technical report, 210 pp.
- CIS guidance no 28, 2012. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Guidance on the Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances*. Technical report, 69 pp.
- Croudace I.W., Romano E., Ausili A., Bergamin L., Rothwell G., 2015. X-ray core scanners as an environmental forensic tool: a case study of polluted harbor sediment (Augusta Bay, Sicily). In *Micro-XRF Studies of Sediment Core*, eds. I. W. Croudace and R. G. Rothwell (Berlin: Springer), 393-421.
- de Deckere, E., W. de Cooman, V. Leloup, P. Meire, C. Schmitt and P. von der Ohe (2011). Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Journal of Soils and Sediments* 11(3): 504-517

- EC, 2004. Directive 2004/35/CE of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage.
- EC, 2013. Environmental Liability Directive Protecting Europe's Natural Resources. European Union 2013. ISBN 978-92-79-29753-3.
- EC, 2014. Technical report on aquatic effect-based monitoring tools, 83 pp. doi: 10.2779/7260
- EC, 2020. EU Action Plan "Towards a Zero Pollution Ambition for air, water and soil – building a Healthier Planet for Healthier People. European Commission (EC) Directorate General ENV.C - Quality of Life, Ref. Ares (2020)5152184 - 01/10/2020
- EC, 2021. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Pathway to a Healthy Planet for All EU Action Plan: 'Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil, Ref. SWD (2021) 140 final.
- Fenet, H., Gomez, E., Pillon, A., Rosain, D., Nicolas, J. C., Casellas, C., & Balaguer, P. 2003. Estrogenic activity in water and sediments of a French river: contribution of alkylphenols. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 44(1), 0001-0006.
- ICPR, International Commission for the Protection of the Rhine River, 2009, Sediment management plan Rhine, ICPR-report 175, Koblenz. 18 p.
- IKSE, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, 2014. Sedimentmanagementkonzept der IKSE - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele 200 p.
- Kowalewska G., Belzunce-Segarra M. J., Schubert B., Heining P., Heise, S., 2011. The role of sediments in coastal monitoring. In *Chemical marine monitoring: Policy framework and analytical trends*, eds P. Quevauviller, P. Roose, and G. Verreet (Hoboken, NJ: John Wiley & Sons), 377–395. doi: 10.1002/9781119990826.ch12
- Li X., Wai O. W. H., Li Y. S., Coles B. J., Ramsey M. H., Thornton I., 2000. Heavy metal distribution in sediment profiles of the pearl-river estuary, South China. *Appl. Geochem.* 15, 567–581. doi: 10.1016/S0883-2927(99)00072-4
- Long E.R., Chapman P.M., 1985. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Mar Pollut Bull* 16:405 Royston MG (1979) *Pollution Prevention Pays*. Pergamon Press. eBook ISBN: 9781483147109, 214 pages.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 39(1), 20-31
- MERAG (2106) Marine risk assessment. Fact Sheet 04, May 2016. Metals Environmental Risk Assessment Guidance (MERAG)
- Netzband A., Hakstege A.L., Hamer K., 2002. Treatment and confined disposal of dredged material. Report, part two, of Dutch-German exchange on dredged material (DGE). 36 pages, Bonn, Den Haag, <https://sednet.org/download/DGE-Part-II-Treatment.pdf>
- PIANC, 1998. InCom WG 17: Handling and Treatment of Contaminated Dredged Material (CDM) from Ports and Inland Waterways - Volumes 1 and 2 on CD-ROM
- Posthuma L., Dyer S.D., de Zwart D., Kapo K, Holme C.M, Burton Jr GA., 2016. Eco-epidemiology of aquatic ecosystems: Separating chemicals from multiple stressors. *Sci Total Environ*, 573:1303-1319. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.242.
- Salomons W, Brils J (eds), 2004. Contaminated Sediments in European River Basins. Final deliverable of the European Commission (EC) funded project SedNet (2002-2004), EC contract No. EVK-CT-2001-20002, 69 pp. Available via: https://sednet.org/wp-content/uploads/2016/03/Sednet_booklet_final_2.pdf

- Santschi P.H., Presley B.J., Wade T.L., Garcia-Romero B., Baskaran M., 2001. Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores. *Mar. Environ. Res.* 52, 51-79.
- Saranjampour, P., Vebrosky, E. N., Armbrust, K. L. 2017., 2017 Salinity impacts on water solubility and octanol/water partition coefficients of selected pesticides and oil constituents. *Environ Toxicol Chem.* 36(9):2274-2280.
- Spadaro, P. A. 2011. Remediation of Contaminated Sediment: A Worldwide Status Survey of Regulation and Technology. *Terra et Aqua*, 123: 14-23
- Spencer K.L. and Macleod C.L., 2002. Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standards. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 989–998.
- Thiebault, T., Alliot, F., Berthe, T., Blanchoud, H., Petit, F., & Guigon, E. 2021. Record of trace organic contaminants in a river sediment core: from historical wastewater management to historical use. *Science of the Total Environment*, 773, 145694.
- Tornero, V., Hanke, G., and the MSFD Expert Network on Contaminants. 2019. Marine chemical contaminants – support to the harmonization of MSFD D8 methodological standards. Matrices and threshold values/reference levels for relevant substances. JRC technical reports. EUR 29570 EN, Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Turner, A., 2003. Salting out of chemicals in estuaries: implications for contaminant partitioning and modelling. *Science of the Total Environment* 314-316, 599-612.

Referencias Capítulo 4

- EC, 2004. Directive 2004/35/CE of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage.
- EC, 2021. Commission Notice Guidelines providing a common understanding of the term 'environmental damage' as defined in Article 2 of Directive 2004/35/EC of the European Parliament and of the Council on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage 2021/C 118/01
- Habersack H., Baranya S., Holubova K., Vartolomei F., Skiba H., Babic-Mladenovic M., Cibilic A., Schwarz U., Krapesch M., Gmeiner Ph., Haimann M. 2020a. Danube Sediment Management Guidance. Output 6.1 of the Interreg Danube Transnational Project Danube Sediment co-funded by the European Commission, Vienna. https://www.interregdanube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/39/ee566924f1764d4798dc7bb9b59537ce84d98101.pdf
- Habersack H., Baranya S., Holubova K., Vartolomei F., Skiba H., Schwarz U., Krapesch M., Gmeiner Ph., Haimann M. 2020b. Sediment Manual for Stakeholders. Output 6.2 of the Interreg Danube Transnational Project DanubeSediment co-funded by the European Commission, Vienna.
- ICPDR. 2021. Danube River basin Management Plan. Part A – Basin-wide overview. Updates 2021. http://www.icpdr.org/main/sites/default/files/nodes/documents/ic231_dr bmp_update_2021_draft_v10.pdf
- LAWA. 2019. The need for sediment management plans in river basin management, Position paper and General concept for the preparation and contents of an integrating sediment management plan, Jena. https://www.lawa.de/documents/lawa-sedimentmanagment-teil-a-positionspapier_1575971825.pdf https://www.lawa.de/documents/lawa-sedimentmanagment-teil-b-grobkonzept_1575971866.pdf
- Loire R., Piégay H., Malavoi J.-R., Kondolf G.M., Melun G. 2020. Les lâchers morphogènes depuis un barrage justification opérationnelle et protocole d'intervention. *La Houille Blanche*, pp. 66–75
- Malavoi J.R., Bravard J.P., Piegay H., Heroin E., Ramez P., Determination de l'espace de liberte des cours d'eau, Bas-sin Rhone Mediterranee Corse, Guide Technique N°2, 1998, 39 pp.
- MITECO (2019). Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos. M-R-HMF-2019. Ministerio para la Transición Ecológica. 108 pp. https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/protocolocaracterizacion-hmf-abril-2019_tcm30-496596.pdf
- Quick, I. 2012. Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects. In: *Die Elbe und ihre Sedimente. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband*. S. 167-168. Hamburg
- Quick I., König F., Baulig Y., Borgsmüller C.; Schriever S. 2017. The hydromorphological classification tool Valmorph 2 for large and navigable surface waters. BfG-Report No. 1910. Federal Institute of Hydrology. Koblenz.
- Quick I., König F., Baulig Y., Schriever S., Vollmer S. 2020. Evaluation of depth erosion as a major issue along regulated rivers using the classification tool Valmorph for the case study of the Lower Rhine. *International Journal of River Basin Management*, 18(2): 191-20
- Rinaldi M., 2009. Approfondimenti dello studio geomorfologico dei principali alvei fluviali nel bacino del Fiume Magra finalizzato alla definizione di linee guida di gestione dei sedimenti e della fascia di mobilità funzionale. Relazione Finale Convenzione di Ricerca tra Autorità di Bacino del Fiume Magra e Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università di Firenze, 152 pp.
- Rinaldi M., Surian N., Comiti F., Bussettini M. 2011, MANUALE TECNICO – OPERATIVO PER LA VALUTAZIONE ED IL MONITORAGGIO DELLO STATO MORFOLOGICO DEI CORSI D'ACQUA – Versione 1, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, 232 pp.
- Rinaldi M., Simoncini C., Piégay H, 2009. Scientific design strategy for promoting sustainable sediment management: the case of the Magra River (Central-Northern Italy). *River Research and Applications*, 25, 607-625
- Rinaldi M., Surian N., Comiti F., Bussettini M. 2013. A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, Volumes 180-181, 2013, Pages 96-108, ISSN 0169-555X.

ANEXO A: CASOS DE ESTUDIO

CASO DE ESTUDIO 2.1. Soluciones basadas en la naturaleza incluidas en las Actuaciones de Optimización de la Navegación de la Canal de Acceso al Puerto de Sevilla.

AUTOR	ANTONIO BEJARANO MORENO	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	GUADALQUIVIR
-------	-------------------------	------	--------	---------------------	--------------

RESUMEN

El Puerto de Sevilla presenta unas características especiales y únicas en el sistema portuario español. Es el único puerto marítimo de interior y su acceso se realiza remontando el estuario del Guadalquivir a través de un canal de 90 km, la Eurovía E-60.02, que forma parte de la Red Transeuropea de Transporte (TEN-T). Además, es nodo de la Red Básica dentro de la misma (CORE Network).

Es por ello, por lo que la Autoridad Portuaria de Sevilla ejecuta periódicamente dragados de mantenimiento para así conservar la rasante operativa y garantizar el acceso de los buques a la dársena del Puerto de Sevilla en unas condiciones de seguridad óptimas. Los sedimentos extraídos son utilizados y valorizados ofreciéndoles diferentes usos productivos, todos ellos dentro del marco de la economía circular, la sostenibilidad y protección medioambiental o el fomento de la biodiversidad, buscando siempre la posibilidad de aplicar soluciones basadas en la naturaleza.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El estuario del Guadalquivir se extiende por más de 110 km, desde Chipiona y Sanlúcar de Barrameda en la desembocadura hasta la presa de Alcalá del Río en cabecera, más allá de Sevilla. Su desembocadura cuenta con una morfología típica de un estuario dominado por mareas, siendo, por tanto, su geometría en forma de embudo. Tiene unos 500 m de anchura en el punto donde comienza a abrirse y más de 4 km en el sector que conecta con mar abierto. En cuanto a su entorno inmediato, decir que su extremo norte linda con el Parque Nacional de Doñana, un espacio natural de los más importantes de Europa, y su extremo sur con Sanlúcar de Barrameda, población de la provincia de Cádiz.

Por otro lado, este espacio es de gran importancia para la ecología marina del Golfo de Cádiz, lo que se traduce en una influencia directa sobre la actividad pesquera que se desarrolla en el entorno. Las particulares condiciones ambientales del estuario del Guadalquivir hacen de esta zona un lugar privilegiado para la cría y engorde de numerosas especies marinas tanto de peces, como de moluscos o crustáceos, especies, la mayoría de ellas, que poseen un elevado interés comercial dentro de la actividad pesquera y marisquera que soportan los municipios costeros del entorno.

Por último, hacer notar una particularidad que hace del estuario del Guadalquivir un enclave de gran interés para su estudio y conocimiento. Esta particularidad se basa en la multitud de usos y actividades que solapan en el área. A la navegación de embarcaciones que se dirigen al Puerto de Sevilla, único puerto marítimo de interior de España, se le suman los ya referidos como la presencia de espacios naturales de indudable valor ambiental, la actividad pesquera, salinas o naves de acuicultura, la presencia de grandes superficies dedicadas a cultivos agrícolas, como el arroz o productos hortícolas, o el turismo, que aprovecha la presencia de cordones arenosos litorales y el elevado número de horas de sol para albergar playas de gran extensión para ser utilizada como balnearios. Todo ello hace que el estuario del Guadalquivir sea considerado prioritario a escala sociopolítica, económica y ambiental.



Figura A.2.1.1 (a). Mapa de localización y (b) ámbito espacial del Estuario de la ría del Guadalquivir.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

El Puerto de Sevilla presenta unas características especiales y únicas en el sistema portuario español. Es el único puerto marítimo de interior y su acceso se realiza remontando el estuario del Guadalquivir a través de un canal de 90 km, la Eurovía E-60.02, que forma parte de la Red Transeuropea de Transporte (TEN-T). Además, es nodo de la Red Básica dentro de la misma (CORE Network). Los trabajos de optimización de la navegación, donde se incluyen los dragados de mantenimiento de la vía navegable del Guadalquivir, se llevan realizando desde tiempos inmemoriales al objeto de salvaguardar la seguridad en el acceso marítimo a Sevilla, manteniendo una cota de rasante operativa hasta la esclusa 'Puerta del Mar', desde donde se accede a la dársena del Puerto de Sevilla. Estos dragados se realizan periódicamente dado el aterramiento que sufren determinados puntos de la ría del Guadalquivir.

Estudios realizados por el Grupo de Geociencias Aplicadas e Ingeniería Ambiental (GAIA) de la Universidad de Huelva concluyen que la procedencia de parte del material que aterra la canal de navegación proviene de la cuenca media-alta del Guadalquivir, coincidiendo con la zona del cultivo del olivar. La ausencia de una agricultura de conservación, unido a los cada vez más frecuentes episodios de lluvias torrenciales, hace que un aparte del arrastre de este material quede retenido en las infraestructuras hidráulicas que regulan el río (fracción gruesa) y otra llegue al estuario, donde queda sedimentado en las zonas en donde la hidrodinámica lo permite (fracción fina). Sin embargo, en los últimos tramos del estuario, es decir próximo a su zona exterior, en donde domina el ambiente marino, también se produce sedimentación, esta vez dominada por las arenas, más propias del litoral.

Los materiales dragados en estos trabajos son depositados en recintos terrestres localizados en las márgenes de la ría donde, siguiendo la filosofía 'Working with Nature' (WwN), (Trabajar con la Naturaleza), se crean unas condiciones favorables para proporcionar hábitats adecuados para el descanso, reproducción y cría de comunidades de aves acuáticas y otras especies de interés. Sin embargo, aquellos materiales de dragado que son susceptibles de ser utilizados para la alimentación del litoral son depositados en las playas de Sanlúcar de Barrameda (Cádiz), en concreto en las Playas de Bajo de Guía y La Calzada, las cuales presentan problemas de regresión. De igual manera, son restauradas las márgenes del Espacio Natural de Doñana, área natural de especial interés ambiental, a fin de conservar sus infraestructuras (camino, centro de interpretación para visitantes, etc.), algunas de ellas en peligro debido al avance de los frentes erosivos de sus márgenes, o para conservar los valores naturales (como el ecosistema de La Vera, pinares, etc.).

Todo ello, junto a otras actuaciones e iniciativas, se encuentra enmarcado dentro del Proyecto de la Optimización de la Navegación en la Eurovía E.60.02. Guadalquivir.



Figura A.2.1.2 (a) Croquis y características de la Vía Navegable del Puerto de Sevilla y (b) navegación en la Eurovía E-60.02.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

i) Estudios científicos sobre el Estuario del Guadalquivir

En mayo de 2013 la Autoridad Portuaria de Sevilla firmó un convenio de colaboración y cooperación con la Universidad hispalense y el Acuario. En él se sentaban las bases para la puesta en marcha de actividades científicas y docentes vinculadas al estuario del Guadalquivir y a las zonas marinas aledañas, con la finalidad de impulsar el conocimiento sobre el entorno natural y promover soluciones innovadoras que permitan la gestión del estuario en un marco de sostenibilidad ambiental. En el marco de dicho acuerdo se han propiciado subproyectos de investigación con las Universidades de Málaga, Huelva, Cádiz y con el Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Estos estudios surgen de la necesidad de gestionar la Eurovía del Guadalquivir de forma sostenible, de promover la actividad portuaria con las máximas garantías ambientales y del firme compromiso del Puerto de Sevilla por generar conocimiento ambiental que contribuya en el futuro a una mejor gestión integral del estuario del Guadalquivir. Las líneas de trabajo han sido:

- Estudio de las características de los sedimentos y el registro sedimentario reciente del estuario del río Guadalquivir (Universidad de Huelva). Su objetivo es analizar el registro sedimentario reciente del estuario, así como las características de la sedimentación de este sistema. Para ello se caracterizan sedimentológica y geoquímicamente los sedimentos recientes para poder determinar su procedencia y se identifican y caracterizan las unidades sedimentarias para modelar las facies sedimentarias recientes.
- Implementación de medidas de mejora de la sostenibilidad ambiental de las campañas de mantenimiento de calados de la Eurovía E-60.02. Guadalquivir.
 - Proyecto Piloto "Water Injection Dredging". Esta técnica de dragado probada por la Autoridad Portuaria de Sevilla en la zona próxima a la Esclusa "Puerta del Mar" permite restablecer los calados operativos sin extraer sedimentos de la ría. La técnica de Water Injection Dredging se basa en la fluidificación de las capas de sedimentos de granulometría fina con la impulsión de agua a baja presión, de tal manera que las corrientes que se crean con los sedimentos se desplazan hacia otras zonas, siempre a favor de la pendiente. Estas masas, formadas por la mezcla de sedimentos y agua se desplazan horizontalmente, de forma que se depositan a una distancia de la zona de operación. Con esto se consigue dotar a las operaciones de mantenimiento de calados de una mayor sostenibilidad ambiental, al no extraer sedimentos del sistema fluvial, dejando la dinámica sedimentaria inalterada, y al minimizar la generación de residuos objeto de valorización ya que el volumen de material depositado en los vaciaderos será menor.
 - Colocación del material dragado en fosas naturales: A lo largo de la ría del Guadalquivir existen diferentes fosas naturales, siendo la profundidad superior a la del resto del estuario. Se plantea hacer uso de alguna de ellas para depositar el material de dragado mediante la técnica de backfilling (tubería que vierte en fondo). La viabilidad de la utilización de estas fosas depende de que la propia hidrodinámica sea capaz de extraer de nuevo el sedimento depositado y redistribuirlo progresivamente. Se han realizado las modelizaciones oportunas, viéndose la viabilidad de algunas de ellas. De igual manera, con el desarrollo de esta técnica, se consigue lo mismo que con la técnica anterior, no extraer sedimentos del sistema y dejar la dinámica sedimentaria inalterada.
 - Modelización Numérica Hidrodinámica. El conocimiento exhaustivo y de detalle del comportamiento de las mareas en el estuario ha permitido aumentar el calado de navegación sin incrementar el volumen de sedimentos a extraer del fondo del río, pudiendo planificar las operaciones de navegación con detalle de manera que se ajusta, de forma más eficiente, a los calados operativos de la ría. Paralelamente, ha permitido conocer con exactitud la evolución del tapón salino a lo largo del estuario, lo que permitirá la mejora de la calidad de las captaciones aguas de riego para el cultivo de arroz.
- Restauración de las márgenes de la ría del Guadalquivir. El gradiente de presión hidrostática derivada del llenado de las tablas del arroz para su riego, unas márgenes en mal estado debido a la continua pérdida de finos por el lavado que se produce, la eliminación del bosque de ribera por la presión de los cultivos de las márgenes, la navegación o las actuaciones del pasado que modificaron morfológicamente el cauce, son algunas de las causas por las que las márgenes de la ría del Guadalquivir se encuentran en estado de regresión. Para hacer frente a esta situación, la Autoridad Portuaria de Sevilla ha emprendido los estudios necesarios para, en primer lugar, diagnosticar el estado de las mismas y determinar los procesos que dan lugar a la regresión que sufren actualmente, para, posteriormente, plantear las soluciones más adecuadas. El proyecto de estabilización y restauración de las márgenes que se derive de los estudios que se han emprendido deberá ser abordado, de forma conjunta, por las Administraciones con alguna implicación en los procesos detectados y con aquellas con competencia directa en el estuario.

(...)

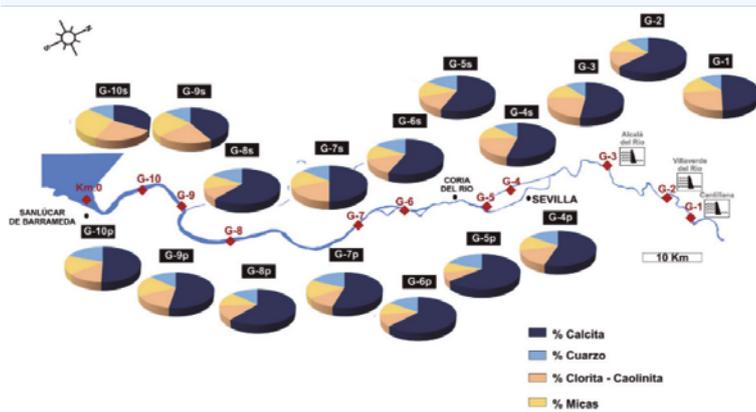


Figura A.2.1.3. (a) Contenido mineralógico de la materia en suspensión de la ría del Guadalquivir y (b) grupo de flamencos en el vaciadero de Butano.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Parte de los resultados procedentes de los estudios y de los proyectos quedan expuestos en los apartados anteriores, si bien, respecto a los estudios de carácter científico se puede concluir que su productividad ha sido y sigue siendo elevada.

A continuación, se relacionan las tareas de monitoreo y seguimiento más significativas:

Se plantearon, según la materia, estaciones de muestreo a fin de obtener las series de datos necesarias para dar respuesta a cada estudio en particular.

Así, se han establecido estaciones de muestreo para la caracterización de los sedimentos y de los sólidos en suspensión, para la caracterización bentónica, fitoplanctónica y zooplanctónica, así como para la obtención de otros parámetros físico-químicos, distribuyéndose las mismas por la totalidad de la extensión del estuario.

Además, se instalaron mareógrafos y sondas multiparamétricas (CTD's) para la calibración de los modelos barotrópico y baroclino; y se establecieron estaciones de observación en los vaciaderos para el seguimiento ornitológico, entre otras.

De igual manera, de las regeneraciones de las playas y del litoral de Doñana se llevan a cabo seguimientos topobatimétricos sistemáticos a fin de obtener las comparativas necesarias para determinar el comportamiento del material vertido y su balance general.

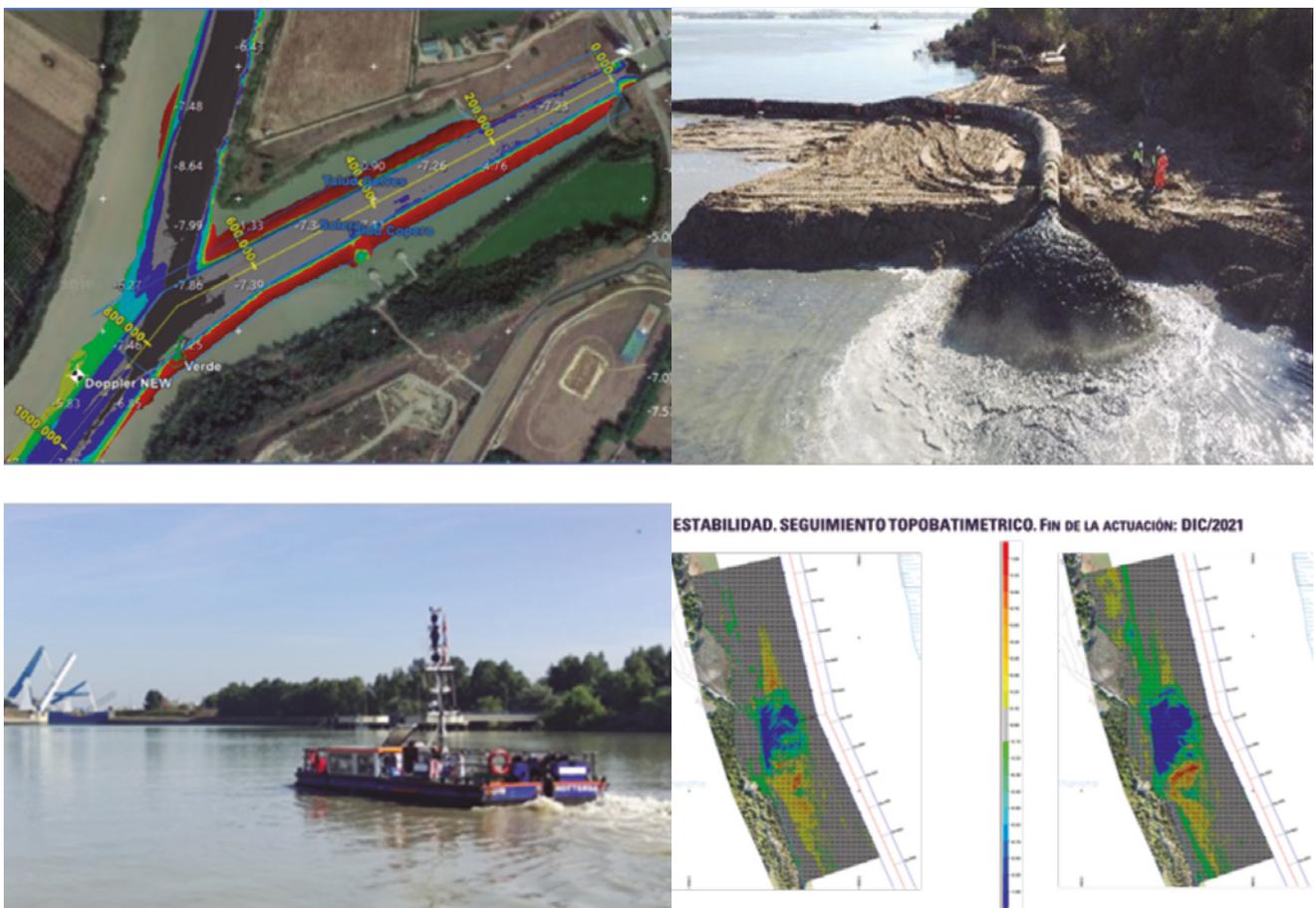


Figura A.2.1.4 Operación y seguimiento de los trabajos. (a) Water Injection Dredging y (b) realización y seguimiento del vertido de material de dragado en las márgenes del Espacio Natural de Doñana.

REFERENCIAS

Publicaciones científicas

Ruiz, J., Polo, MJ, Díez-Minguito, M., Navarro, G., Morris, EP, Huertas, E., Caballero, I., Contreras, E., Losada, MA, 2015. La ría del Guadalquivir: un punto caliente para los conflictos ambientales y humanos. Gestión y Gobernanza Ambiental. Biblioteca de Investigación Costera

Losada, MA, Díez-Minguito, M., Reyes-Merlo, MA, 2017. Interacción marea-fluvial en el estuario del río Guadalquivir: respuesta espacial y frecuencia-dependiente de corrientes y niveles de agua. J. Geophys. Res. Océano.

Donázar-Aramendía, I., Sánchez-Moyano, J. E., García-Asencio, I., Miró, J. M., Megina, C., & García-Gómez, J. C., 2018. Maintenance dredging impacts on a highly stressed estuary (Guadalquivir estuary): A BACI approach through oligohaline and polyhaline habitats. Marine environmental research.

Donázar-Aramendía, I, J.E. Sánchez-Moyano, I. García-Asencio, J.M. Miró, C. Megina, J.C. García-Gómez, 2018. Impact of dredged-material disposal on soft-bottom communities in a recurrent marine dumping area near to Guadalquivir estuary, Spain. Science of The Total Environment.

Miró, JM, Megina, C., Donázar-Aramendía, Í., Reyes-Martínez, MJ, Sánchez-Moyano, E., García- Gómez, J.C., 2020. Factores ambientales que afectan la función de vivero de peces en los principales estuarios de Golfo de Cádiz (suroeste de la Península Ibérica). Ciencia Entorno Total

Donázar-Aramendía, I, J.E. Sánchez-Moyano, I. García-Asencio, J.M. Miró, C. Megina, J.C. García-Gómez, 2020. Environmental consequences of dredged-material disposal in a recurrent marine dumping area near to Guadalquivir estuary, Spain. Science of The Total Environment.

Miró, J. M., Megina, C., Donázar-Aramendía, I., & García-Gómez, J. C., 2022. Effects of maintenance dredging on the macrofauna of the water column in a turbid estuary. Science of The Total Environment.

Miró, J. M., Megina, C., Garel, E., Donázar-Aramendía, I., Olaya-Ponzzone, L., & García-Gómez, J. C., 2022. Mechanisms for longitudinal transport on early life stages in benthic- pelagic fishes within a tide-dominated estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science.

Estudios científicos

Grupo de Oceanografía Física de la Universidad de Málaga (GOFIMA)

- Modelo hidrodinámico numérico tridimensional barotrópico del estuario del Guadalquivir y zonas aledañas.
- Modelo hidrodinámico numérico tridimensional baroclino del estuario del Guadalquivir y zonas aledañas.
- Comportamiento del tapón salino y del prisma marea al realizar dragados de mantenimiento.
- Análisis del comportamiento de la dinámica marea al llevar a cabo inundaciones de llanos mareales.
- Dispersión de contaminantes en el estuario. Módulos de advección-difusión.
- Contribución a estudios de transporte de sedimentos. Implementación de un módulo de erosión/sedimentación. Turbidez generada durante las tareas de dragado de mantenimiento. Comportamiento del material vertido en fosas naturales de la ría.

Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

- Seguimiento de la aplicación del protocolo de manejo integral de los vaciaderos terrestres utilizados en los dragados de mantenimiento de la canal de navegación de la Eurovía E.60.02. Guadalquivir para su uso por la avifauna acuática y de interés.
- Gestión sostenible de los vaciaderos terrestres del río Guadalquivir y su entorno, y evaluación de bioindicadores de ecotoxicidad.
- Seguimiento y evaluación del uso comparativo de los vaciaderos terrestres por la comunidad de aves acuáticas y especies de interés.
- Seguimiento de la recolonización vegetal de los vaciaderos terrestres.
- Seguimiento comparado de parámetros físico-químicos y productividad primaria en vaciaderos terrestres y su entorno.
- Determinación de niveles basales de metales pesados y plaguicidas en agua y sedimentos.
- Biomonitorización comparativa de los niveles de metales pesados y plaguicidas.

Grupo de Geociencias Aplicadas e Ingeniería Ambiental de la Universidad de Huelva (GAIA)

- Estudio de la composición geoquímica, mineralógica y procedencia de los sedimentos superficiales y la materia particulada del sistema estuarino del Río Guadalquivir.
- Estudio de los sedimentos superficiales en las zonas de dragado, sectores de sedimentación anómala y bodes erosivos en el Estuario del Río Guadalquivir.
- Estudio de sedimentos y materia en suspensión en la desembocadura y la franja marina cercana al estuario.
- Estudio de los aportes de sedimentos y materia en suspensión procedentes de la Cuenca Fluvial (Aguas arriba de la Presa de Alcalá).
- Estudio de la erosión en los bordes del canal navegable del estuario del río Guadalquivir.

CASO DE ESTUDIO 2.2. Reinyección de sedimento y reconexión de la llanura de inundación en el río Aragón.

AUTOR	FERNANDO MAGDALENO	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	EBRO
-------	--------------------	------	--------	---------------------	------

RESUMEN

El territorio asociado al curso medio y bajo de los ríos Aragón y Arga (Navarra, norte de España, antes de su confluencia con el río Ebro), ha sufrido numerosos problemas en los últimos años como consecuencia de las inundaciones recurrentes y la incisión. Su degradación histórica tiene su origen en la regulación progresiva de sus caudales, en la ocupación de las llanuras de inundación y en los efectos ecomorfológicos de la rectificación de determinados tramos, llevada a cabo en un intento de reducir los riesgos de inundación y ganar nuevas zonas para la agricultura.

El sistema fluvial se caracteriza por poseer amplias y fértiles llanuras de inundación, con actividad agrícola intensiva, en las que se localizan varios municipios (12) y numerosas infraestructuras lineales. Además, constituye un área que alberga varios espacios naturales protegidos por la normativa regional y por la red europea Natura 2000, con presencia de bosques ribereños y aluviales protegidos por la Directiva de Hábitats (92/43/CEE), albergando especies faunísticas en peligro crítico como el visón europeo (*Mustela lutreola*).

Desde principios del siglo XXI, el Gobierno de Navarra y la empresa pública Gestión Ambiental de Navarra (GAN), con el apoyo de la Confederación Hidrográfica del Ebro y del Ministerio de Transición Ecológica y el Reto Demográfico, han dedicado grandes esfuerzos a la restauración de los ríos Aragón y Arga.

Las iniciativas de restauración se han llevado a cabo desde una perspectiva de integración de las obligaciones en materia de agua, riesgos de inundación y biodiversidad, y se han desarrollado parcialmente mediante diferentes proyectos financiados por la UE.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El caso de estudio se sitúa en la cuenca del Ebro, en el NE de España. El río Aragón es un afluente del río Ebro por su margen izquierda y drena una amplia zona de los Pirineos. El río Arga es un afluente del río Aragón que fluye, entre otros municipios, por la ciudad de Pamplona.

El río Aragón está regulado por el embalse de Yesa (447 hm³, construido en 1959) y el embalse de Itoiz (417 hm³, construido en 2004 en uno de sus principales afluentes), que modifican en gran medida su caudal y los patrones de sedimentación junto a otras presas más pequeñas (por ejemplo, varias centrales hidroeléctricas situadas a lo largo de su curso). La génesis de los sedimentos ha sido también modificada durante las últimas décadas, debido a los cambios en el uso del suelo en la cabecera de la cuenca (abandono rural y reforestación natural). El caudal medio del río Aragón en su curso inferior (estación de aforo de Caparroso) alcanza unos 65 m³/s (serie temporal 1912- 2018).

La masa de agua donde se ha producido la reinyección de los sedimentos (ES091MSPF421), presenta Buen estado ecológico y Buen estado químico, y se ubica por completo en una Zona con Riesgo Potencial Significativo de Inundación (ES091_ARPS_BAR).



Figura A.2.2.1 (a) Mapa de localización del río Aragón; (b) Tramo bajo del río Aragón caracterizado por amplias llanuras de inundación cultivadas y bosques ribereños y aluviales. Fuente: Gobierno de Navarra y MN Consultores.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

El río fue dragado en los años 80 y 90 del siglo pasado para aumentar la conducción del agua durante los eventos de inundación. Los sedimentos dragados (con predominio de gravas) se utilizaron para construir diques en las márgenes con el objetivo de proteger las tierras de cultivo de las inundaciones. Los diques y el déficit de sedimentos (como resultado del dragado, la retención en los embalses situados aguas arriba y la reducción de su génesis por cambios en el uso del suelo en las cabeceras de cuenca) han contribuido a una incisión continua, a la pérdida progresiva de la conectividad ecohidrológica entre el lecho del río y la llanura de inundación y al deterioro de los hábitats acuáticos y ribereños.

Algunos municipios y determinados usuarios del agua siguieron solicitando más dragados y nuevas obras de defensa durante la primera década del nuevo siglo. No obstante, las administraciones regionales y estatales, con el apoyo de diferentes universidades y centros de investigación, llevaron a cabo una evaluación exhaustiva de posibles alternativas para la gestión del sistema fluvial y la dinámica de los sedimentos. Esos estudios incluyeron modelización hidráulica en 2D, análisis hidromorfológicos detallados y estudios ecológicos y de calidad del agua. Frente a una falsa sensación social de elevación de los tramos del río debido a la acumulación de sedimentos, las citadas evaluaciones mostraron que el río Aragón se enfrentaba a una incisión acelerada y a una degradación morfológica, y que el dragado continuado no podía, de ninguna manera, ofrecer más protección a las ciudades, siendo una actividad costosa y ecológicamente perturbadora. Como parte de las alternativas finalmente priorizadas, se seleccionó el incremento de sedimentos en el río Aragón, junto con la reconexión de la llanura de inundación mediante la eliminación o reubicación de las antiguas obras de defensa. Paralelamente, se llevó a cabo la restauración de hábitats asociados a comunidades y especies vulnerables o en peligro, en un intento de armonizar la DMA, la Directiva de evaluación y gestión de los riesgos de inundación y los objetivos de la Directiva de Aves y Hábitats.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

La restauración funcional del sistema fluvial supuso: i. la eliminación de 7,5 km de diques y escolleras (y la reubicación de muchos otros), ii. el aumento de 80 has de espacio fluvial o superficie de territorio con dinámica fluvial, iii. la mejora del hábitat de 128 has (en 25 zonas diferentes), iv. la creación de 13,6 has de humedales (en 14 zonas diferentes), v. la eliminación de 116 has de álamos cultivados, y vi. la repoblación de lugares degradados con propágulos vegetativos y no vegetativos, incluyendo técnicas de bioingeniería en los humedales construidos.

En particular, y con el objetivo de restaurar el patrón hidromorfológico del río y reequilibrar el transporte de sedimentos, 105.000 m³ de sedimentos, originalmente parte de los diques de defensa eliminados, fueron reintroducidos en el río Aragón.

La reintroducción de sedimentos se llevó a cabo siguiendo una planificación prediseñada. Los materiales sedimentarios fueron reincorporados al río en tramos cuya profundidad y anchura permitieran un transporte más fácil hacia aguas abajo, y se ejecutó de forma temporal cuando la afección a los hábitats y a las especies acuáticas (por posible aumento de la turbidez o la colmatación) podía ser menor o no crítica para las poblaciones vulnerables. Gran parte de los volúmenes de sedimento reintroducidos estaban formados por gravas de distintos tamaños. Inicialmente, con el fin de comprender la distribución de los tamaños de grano a lo largo del emplazamiento del proyecto y optimizar las operaciones, se desarrolló una campaña de muestreo de sedimentos; lo que supuso el muestreo sobre el terreno de los clastos más gruesos y la determinación en laboratorio de las fracciones más finas del sedimento. Como se indicó anteriormente, los materiales reintroducidos se originaron en los terraplenes de las obras de defensa eliminadas, pero también procedían de las llanuras de inundación excavadas en las proximidades.



Figura A.2.2.2 (a) Eliminación de obras de defensa frente a inundaciones para reconectar el lecho del río y las llanuras de inundación en los espacios de la Red Natura2000; (b) Eliminación de diques y reintroducción de sedimentos; en algunos casos, realizada por los mismos operadores que hace décadas habían dragado el río y construido las obras de defensa. Fuente: Gobierno de Navarra y MN Consultores.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Hasta el momento, y de acuerdo con el amplio seguimiento realizado (marzo de 2014-julio de 2019), las medidas de restauración desarrolladas han demostrado su eficacia en términos de mejora de la dinámica de los sedimentos y restauración ecológica, en las condiciones impuestas por las numerosas presiones e impactos antropogénicos estudiados durante las etapas iniciales de este gran proceso de restauración funcional.

El seguimiento de los sedimentos consistió en análisis topográficos y batimétricos acoplados en una amplia zona del río (6,3 km), que incluía el emplazamiento del proyecto y los tramos del río situados aguas arriba y aguas abajo del mismo (secciones del río y perfiles longitudinales/pendientes locales), y balances de sedimentos en toda la zona monitorizada.

Los principales resultados del seguimiento son: i. la incisión del río se ha detenido e incluso se ha revertido en la mayor parte de la zona del proyecto, incluyendo zonas situadas aguas arriba, siguiendo un complejo mosaico de parches geomórficos; ii. las inundaciones anuales y los sedimentos reintroducidos han contribuido a una reorganización geomórfica del tramo del río, en el que más formas y procesos naturales están dominando la dinámica del río; iii. los hábitats ribereños recién organizados están contribuyendo a un rico reajuste biogeomórfico que puede mitigar el actual deterioro ecológico que se había detectado antes de las obras (Pérez-Martín et al., 2015).

Además, gracias a la exitosa ejecución de los proyectos de restauración y a su función didáctica sobre las autoridades y la población, no se han aprobado ni ejecutado nuevos dragados extensivos ni nuevas obras de defensa desde las primeras acciones de restauración llevadas a cabo en la zona de estudio, a pesar de las numerosas inundaciones durante este tiempo. El proyecto ha gozado de un amplio reconocimiento nacional e internacional, lo que ha contribuido también a su buena acogida social y a su conversión en una intervención paradigmática en el Ebro y en otras cuencas españolas. La restauración funcional del río Aragón fue finalista en los Premios Europeos de los Ríos 2016. Anteriormente, el río fue rehabilitado en diferentes lugares como parte del Life GERVE (2006-09), que fue seleccionado como uno de los 26 mejores proyectos LIFE Naturaleza en 2007-08.

Este caso de estudio fue realizado por el Gobierno de Navarra. Después de esta iniciativa, la Confederación Hidrográfica del Ebro ha desarrollado otros proyectos destinados a mejorar las interacciones caudal-sedimento-ecología en la zona de estudio. Más recientemente, una iniciativa mayor, que amplía y comparte gran parte de la visión de este caso de estudio, se ha puesto en marcha para mejorar la gestión del sector central del río Ebro (aproximadamente 325 km de longitud): el Proyecto Ebro Resilience (<https://ebroresilience.com/>) se basa en la cooperación interadministrativa entre el organismo de cuenca, 3 gobiernos regionales y 62 municipios.

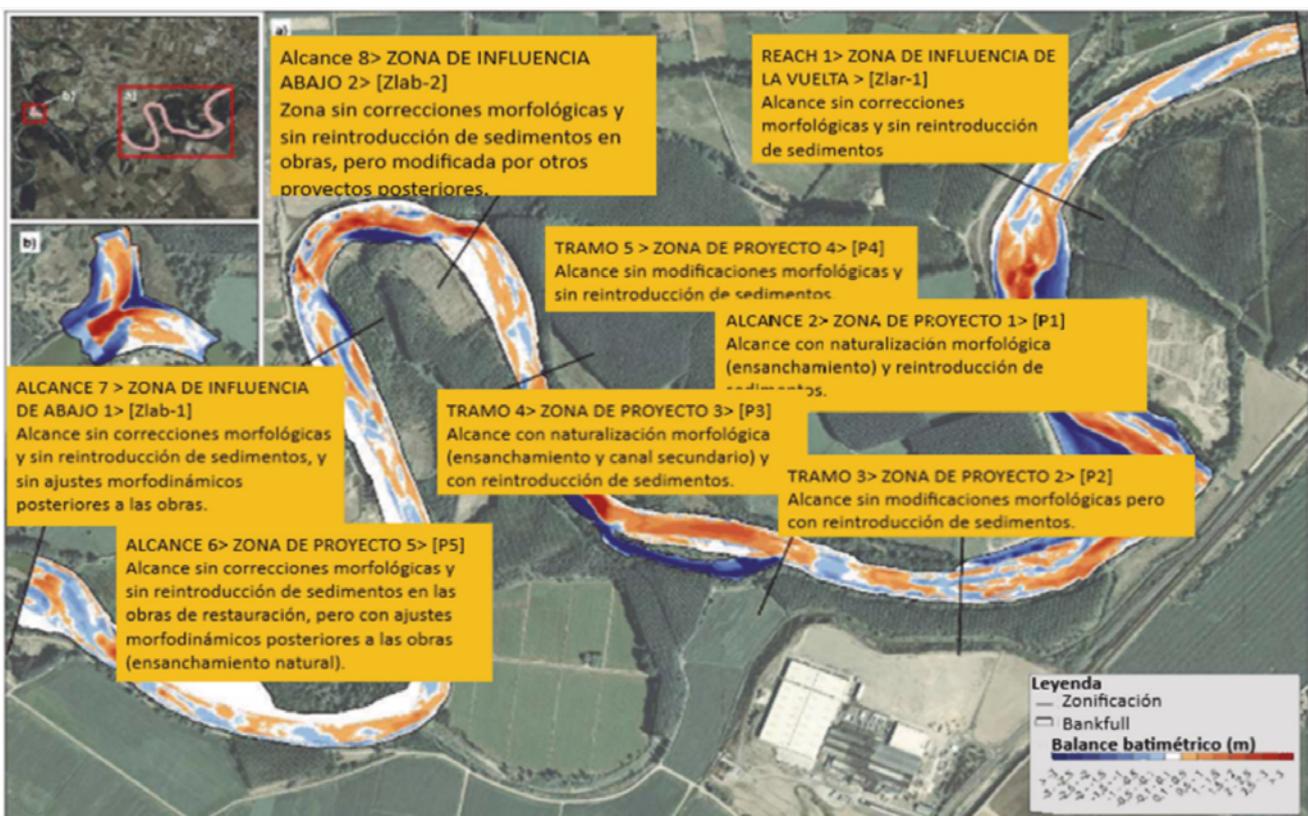


Figura. A.2.2.3. Balance batimétrico interanual (2014-2019) en la zona del proyecto, que muestra las zonas que han descendido durante ese periodo (colores fríos), en su mayoría como resultado de la excavación/reconexión, pero también debido a la reorganización geomórfica posterior a las obras; y las zonas que se han elevado (en colores cálidos), revirtiendo la incisión previamente en curso. Fuente: Gobierno de Navarra & MN Consultores.

REFERENCIAS

Magdaleno, F. 2020. Restauración multifuncional del sistema fluvial Arga-Aragón (Navarra, España). En libro: Buenas prácticas en la evaluación y restauración de ambientes mediterráneos degradados. Monografías do IBADER - Serie Territorio. Ibader. Universidad de Santiago de Compostela. Lugo.

<http://www.ibader.gal/ficha/547/924/Best-Practices-in-Evaluation-and-Restoration-of-Degraded-Entornos-Mediterráneos-2019-.html>

Pérez-Martín, C., Manzano, M., Cadiach, O., Pascual, R., Jaso, C., García, G., Martín-Vide, J.P. 2015. Bases y resultados preliminares del proyecto experimental de restauración y creación de hábitat para el visón (*Mustela lutreola*) en el río Aragón (Navarra). En: Actas del seminario final del proyecto Life + Territorio Visón proyecto LIFE09 NAT/ES/531 9-10-11 de junio de 2015 Pamplona/Iruñea. Capítulo: 3. El Proyecto LIFE TERRITORIO MINK (LIFE09/NAT/ES/531) y el Gobierno de Navarra.

Serra-Llobet, A., Kondolf, G. M., Magdaleno, F., & Keenan-Jones, D. 2022. Flood diversions and bypasses: Benefits and challenges. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 9(1), e1562.

CASO DE ESTUDIO 2.3. Permeabilización de grandes masas de sedimentos vegetadas (Curage) en el tramo medio del Ebro.

AUTOR	LORENZO POLANCO	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	EBRO
-------	-----------------	------	--------	---------------------	------

RESUMEN

La regulación de los ríos en la cuenca alta del Ebro y la construcción de motas durante las últimas décadas, especialmente durante los años 60-70 en el tramo medio, ha limitado los procesos hidrológicos y los fenómenos naturales de erosión, transporte y sedimentación. Esta situación cercena la tendencia natural del cauce a la divagación en los tramos encauzados, fuerza al río a erosionar los taludes de las márgenes contrarias a donde se asientan los sotos, disminuye la energía necesaria para la movilización de los sedimentos dentro del cauce y favorece su fijación y consolidación por medio del crecimiento de la vegetación.

Las partes altas de los sotos se encuentran desconectadas del río habida cuenta de que en los ramales de formación se han depositado grandes cantidades de sedimentos que se han vegetado y sobre esta vegetación incipiente se han acumulado grandes depósitos de vegetación muerta y basuras haciendo inviable su funcionalidad.

Para revertir esta situación la Confederación Hidrográfica del Ebro lleva desde el año 2018 desarrollando actuaciones destinadas a la permeabilización de las masas de sedimentos vegetadas en el Eje medio del río Ebro mediante la apertura de ramales de libre circulación, permitiendo la incorporación eficiente de estas secciones de sotos, mejanas e islas, al desagüe de las avenidas medias y altas; mejorando el comportamiento general del cauce frente a los caudales circulantes y favoreciendo la dinámica natural sedimentaria del río.

Hasta la fecha, en todas las actuaciones de tipo "curage", realizadas se ha observado que los ramales abiertos han funcionado de forma satisfactoria en cuanto a la movilización de los sedimentos labrados.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El río Ebro soporta abundantes presiones humanas en toda su cuenca y ha perdido en buena medida la dinámica natural de su cauce (Horacio et al., 2019; Ollero et al., 2021), pero también, es cierto, que el río es todavía activo hidrogeomorfológicamente en aguas altas y crecidas y desarrolla procesos de erosión, transporte y sedimentación adecuados (Najes et al., 2019).

Las actuaciones descritas en este caso se localizan en el tramo medio del río Ebro, en la localidad de Sobradriel, Zaragoza, en una masa de sedimentos fuertemente vegetada ubicada en la margen derecha del paraje denominado Mejana del Tambor. En este tramo el río tiene un curso meandriforme y discurre entre mejanas (islotos o islas ubicadas en el cauce de un río), actualmente tapizadas por sotos de vegetación con diversos grados de madurez y estado de conservación, conformados por chopos, álamos, sauces, fresnos, tarayales y sargas.

La vegetación natural en este tramo de río ha sido inventariada como Hábitat de Interés Comunitario, concretamente en el ámbito del espacio de la Red Natura 2000 LIC ES2430081 "Sotos y mejanas del Ebro", en donde el patrón río y ribera constituye un ecosistema fluvial río-ribera claramente interrelacionado.

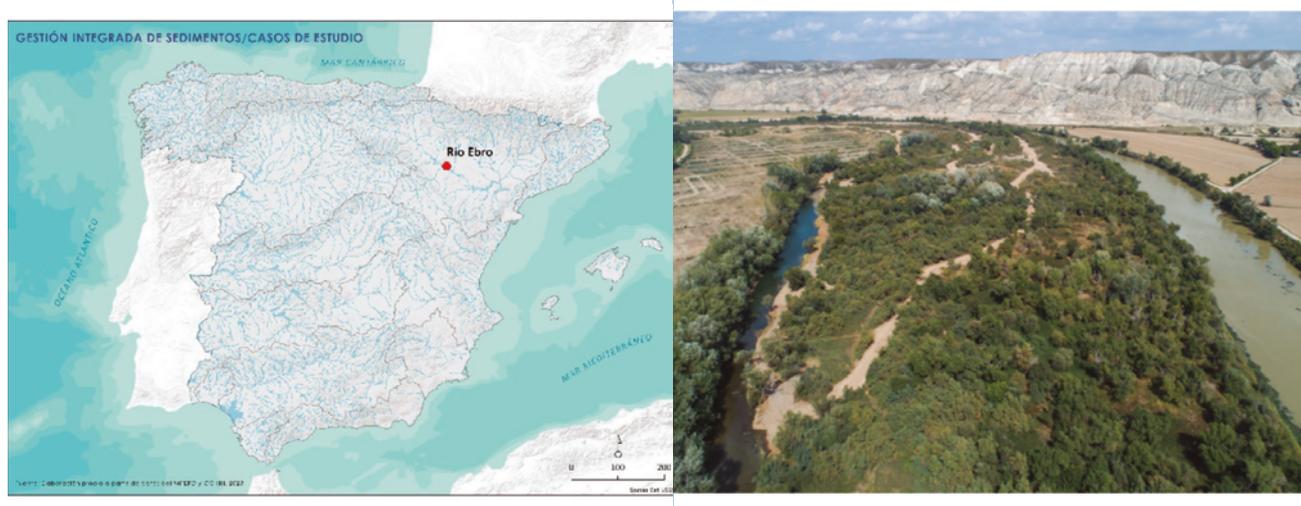


Figura A.2.3.1 (a) Mapa de localización y (b) aspecto del cauce del río Ebro en el paraje de la Mejana del Tambor. Fuente CHE.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

La regulación de los embalses en los ríos de la cuenca alta del Ebro favorece la laminación de los caudales altos durante las avenidas, pero disminuye la frecuencia y caudal circulante por el Eje medio del Ebro, mermando la energía necesaria para la movilización de sedimentos dentro del cauce. La tendencia natural del cauce a la divagación se ve limitada por las motas de defensa situadas en sus límites laterales, forzando el flujo hacia los laterales, llegando en ocasiones a invadir los campos de cultivo cercanos. Esta circunstancia, unida a la rápida aparición de vegetación ribereña, favorece la fijación de los sedimentos y su posterior acorazamiento superficial (consolidación).

Los acúmulos (barras de gravas) vegetados y acorazados superficialmente son resistentes en mayor medida a la erosión y movilización por las avenidas, cuya energía resulta insuficiente para su transporte, constituyendo a corto plazo zonas de acumulación de sedimentos de altura variable y vegetación muerta (flotantes) sobre los sotos e islas, provocando la consecuente erosión y rebaje del lecho del cauce principal en aquellas zonas de estrechamiento de la sección de desagüe y obligando al agua a alcanzar mayores niveles de lámina y velocidad en caudales medios y altos.

Además, las barreras de sedimentos fuertemente vegetadas suponen un importante impedimento para el paso del agua por el interior de los sotos, desviando el flujo y dificultando el tránsito a su través. La vegetación ralentiza el flujo de la corriente mermando notablemente el funcionamiento de los paleocauces existentes, que quedan aislados del cauce principal. La apertura y labrado de las superficies de los ramales de libre circulación, junto con la limpieza de los sotos e islas y la conexión de los paleocauces existentes, permite un aumento de la sección hidráulica de desagüe y la mejora de la fluencia a su través, movilizandolos sedimentos en estas secciones y mejorando la dinámica natural del río.



Figura A.2.3.2 (a) Aspecto de la estructura de la vegetación ribereña en el soto de la Mejana del Tambor, (b) Acumulación de materiales sólidos en forma de barras de gravas en el cauce y (c) erosión de los taludes de las orillas en un tramo del Eje medio del río Ebro. Fuente: CHE

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

La retirada de toda la masa vegetal del interior del cauce (entre motas), la deforestación y el dragado del río es una actuación incompatible con la preservación del espacio natural existente. La permeabilización de las masas de sedimentos vegetadas mediante la apertura de ramales de libre circulación, junto con la limpieza y retirada de obstrucciones, permite la incorporación eficiente de las secciones de los sotos, mejanas e islas al desagüe de avenidas medias y altas, obteniendo una mejora en el comportamiento general del cauce frente a los caudales circulantes.

Como resultado de los cálculos dirigidos a determinar el incremento de la sección efectiva y la disminución de la cota de la lámina de agua en avenida efectuados (distintas alternativas en función del número de ramales para un caudal equivalente a la máxima crecida ordinaria circulante), se propone la apertura de 4 ramales en la Mejana del Tambor. Los ramales proyectados se sitúan sobre la masa de sedimentos localizada en la margen derecha del río, ocupando un área aproximada de 8,72 ha; ubicándose dichas actuaciones, en todos los casos, fuera de los espacios incluidos en la Red Natura 2000.

Con la apertura y posterior labrado de estos ramales, se aumentará la sección hidráulica de desagüe del cauce y se mejorará el flujo de la corriente a su través, permitiendo que las avenidas medias movilicen los sedimentos en estas secciones y mejorando la dinámica natural del río.



Figura A.2.3.3 Ramales de libre circulación. (a) Ubicación en la Mejana del Tambor; (b) desbroce y labrado del lecho y (c) cálculo de la sección efectiva de los ramales y cota de la lámina de agua en avenida. Fuente: CHE

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

La cuantificación de la mejora que las secciones eficaces de paso ejercen sobre la permeabilización de las masas de sedimentos vegetadas es complicada, al tener los ramales secciones, pendientes longitudinales y condiciones al paso del agua variables. Cualitativamente se podría concluir que las secciones de paso mejoran significativamente la permeabilización de las masas de sedimento vegetadas respecto a su estado inicial por varias razones objetivas:

1. Aumento de la sección de desagüe: los ramales practicados suponen un aumento de sección al paso del agua en niveles medios y altos.
2. Mejora del paso de caudales por el soto: la retirada de tapones y vegetación muerta del interior del soto suponen una mayor velocidad de paso del agua a su través.
3. Mejora al transporte de sedimentos: la descompactación (labrado) de la superficie de los ramales practicados permite la movilización de los sedimentos con menores caudales circulantes.
4. Activación de paleocauces: la conexión de los antiguos brazos del río para caudales medios y altos aumenta la sección hidráulica eficaz del cauce.

Como consecuencia de las actuaciones de tipo "curage" realizadas en el Eje medio del río Ebro se han producido modificaciones en la morfología y dinámica del cauce a la altura de las masas de sedimentos permeabilizadas y también, aguas abajo y arriba de las mismas. A nivel teórico, se ha demostrado que con la actuación aumenta la sección hidráulica de desagüe de los caudales circulantes en avenida y mejora la fluencia del agua a través de los ramales al aumentar su sección efectiva y disminuye la altura efectiva de la lámina de agua. Además, al conectar el cauce principal con antiguas madres o paleocauces, a partir de ciertos caudales, se ha producido la irrigación de los sotos y la renovación de aguas estancadas con problemas de eutrofia lo que se considera un efecto positivo derivado de la actuación.

Como resultado de los cálculos efectuados en la Mejana del Tambor, se considera que la altura efectiva final de lámina de agua se reduce en un 7,6% respecto a la altura inicial antes de la actuación, mejorando las condiciones de referencia tras las actuaciones y confirmado los modelos previos realizados en cuanto a los efectos locales de nivel y velocidad del paso de la avenida. La movilización de sedimentos aumenta teóricamente en un 33% después de la actuación, suponiendo (hipótesis) que la movilización de sedimentos se produce con un espesor similar en toda la sección y longitud en la zona del ámbito de trabajo afectada.

Los costes estimados en la ejecución de las actuaciones son el resultado de la experiencia acumulada en el conjunto de actuaciones ya realizadas en el Eje medio del río Ebro. La complejidad de las intervenciones en cuanto al tipo de trabajos a realizar, el orden durante el proceso y la pérdida de productividad que exige la reducción de las afecciones ambientales durante la ejecución, hace necesario actualizar constantemente los datos, estimándose un coste aproximado de 17.000,00 €/ha (1,70 €/m²).

Por último, durante las últimas avenidas de 2021, los efectos beneficiosos de reducción de la altura de lámina de agua en los puntos sensibles (Perímetros de seguridad en Núcleos Urbanos), han sido contrastados con los ribereños, confirmado la variación de los efectos locales del paso de la avenida y una percepción de la mejora de la seguridad al paso de los caudales altos.



Figura A.2.3.4. Mejana del Tambor. (a) Ramales de libre circulación en funcionamiento y (b) simulación de caudal específico, caudal (m³/s) por unidad de ancho (m²). Fuente: CHE

REFERENCIAS

<https://www.chebro.es/-/qu%C3%A9-es-un-curage-permeabilizaci%C3%B3n-de-masas-de-sedimentos-vegetados>

CASO DE ESTUDIO 2.4. Restauración de la continuidad longitudinal de un tramo del Río Ritort: derribo del azud de la minicentral hidroeléctrica de Molló.

AUTOR	MÓNICA BARDINA, ALBERT ROVIRA Y ANTONI MUNNÉ	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
-------	----------------------------------------------	------	--------	---------------------	------------------------------

RESUMEN

El río Ritort, situado en los Pirineos catalanes, es un río típico mediterráneo de montaña de gran importancia por ser reserva genética de la trucha. Sin embargo, su continuidad longitudinal se ve fragmentada por 5 estructuras transversales de baja altura. Entre estas, el azud de Molló, construido en 1990 para la producción hidroeléctrica, con 6 m de altura y 8 m de ancho, siendo esta la de mayor envergadura.

En 2003, la Agencia Catalana del Agua extinguió la concesión de la explotación por incumplimiento de los caudales ecológicos. Desde entonces estaba sin uso y quedó colmatada por unos 6000 m³ de sedimento. En el año 2020 se demolió el azud y las estructuras asociadas, y se llevó a cabo un programa de monitoreo para observar la respuesta morfológica y ecológica.

Tras el primer año de la actuación, el río no mostraba impactos significativos sobre la morfología y el ecosistema fluvial indicando una completa restauración de su dinámica natural. Aguas arriba, la disminución del nivel de base incrementó la pendiente del cauce generando la erosión del depósito que conllevó la formación de un nuevo cauce. Aguas abajo, la recuperación de la dinámica de flujo de agua y la reactivación del transporte de sedimentos resultó en la agradación del lecho fluvial en un tramo más cercano y una mayor diversificación granulométrica general del cauce fluvial.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El río Ritort nace en la vertiente meridional del pico de Costabona, en la cordillera de los Pirineos, y desemboca en el río Ter, justo en el centro de la población de Camprodon, siendo el primer afluente importante del Ter. El Ritort es un río típico de montaña mediterránea con un área de drenaje de 55,7 km² y una longitud total de 13,5 km que dispone de una compleja red hídrica formada por torrentes, rieras y arroyos, todos de régimen torrencial y con un caudal muy incrementado durante las épocas de deshielo.

El río Ritort tiene una gran importancia ecológica, ya que alberga valiosas especies piscícolas, como son el cacho catalán (*Squalius laietanus*) o el barbo catalán (*Barbus haasi*); ambas especies autóctonas. El barbo catalán, además, figura como especie "vulnerable" en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. También se encuentra la trucha común (*Salmon trutta*), siendo el Ritort zona de Reserva cinegética de la Trucha.

En su mayor parte, el río discurre a través de un bosque de ribera bien desarrollado y conservado, con una gran diversidad de especies entre las cuales se encuentran el aliso (*Alnus spp.*), el sauce olivo (*Salix eleagnos*), el fresno (*Fraxinus spp.*) o el mimbre morado (*Salix purpurea*).



Figura A.2.4.1 (a) Mapa de localización de la zona de actuación. (b) Vista de la presa del azud de la CH Molló y estado de colmatación del vaso antes de iniciarse el proyecto de eliminación de las estructuras transversales. Fuente: ACA.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

El río Ritort presenta varias barreras transversales que, a lo largo de su curso, limitan y alteran la continuidad longitudinal del río afectando tanto a la circulación de los caudales líquidos (agua) y sólidos (sedimentos) como a la movilidad de las especies ictícolas, conllevando la fragmentación del curso fluvial. Como consecuencia de estas y otras presiones, la calidad hidromorfológica se ha evaluado como Deficiente.

Entre las distintas barreras transversales se incluía el antiguo azud de la minicentral eléctrica de Ritort o Molló, ubicada en el término municipal de Molló. Dicho azud era el de mayor envergadura de todos los obstáculos existentes en el río con una presa de gravedad de 6 metros de altura y 8 metros de ancho (31,28 m si se tenían en cuenta el conjunto que formaba la presa con el resto de los muros de las estructuras adyacentes). Adosado a la presa, había una cámara de sedimentación (desarenador) y, entre ésta y la estructura de la presa, el canal de desagüe. El azud se localizaba a la salida de una curva.

En 2006 se declaró la extinción de la concesión de explotación de la CH Molló. Sin embargo, el azud seguía representando una barrera infranqueable para las especies piscícolas, a la par que modificaba en gran medida la morfología del cauce al originar una rotura de la pendiente del lecho en la zona de presa y generar, aguas arriba de ésta, un área con un bajo gradiente. En consecuencia, el transporte de sedimentos y la hidráulica del flujo se veían modificados con la consiguiente sedimentación del vaso del azud (hasta llegar a la colmatación total) y la erosión del cauce aguas abajo de la presa. Se estimó que alrededor de 6.000 m³ de sedimento estaban retenidos en el vaso del azud.

En febrero de 2019, se redactó el proyecto de demolición del azud y de las estructuras asociadas y las obras se ejecutaron durante el año 2020.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

La actuación consistió en la eliminación de todas las infraestructuras relacionadas con el aprovechamiento hidroeléctrico de la CH Molló que afectaban a los cauces públicos del río Ritort y el torrente de Fabert. En concreto, se llevó a cabo la eliminación total de la presa, el desarenador y las estructuras de la captación; la tubería de transporte de agua en el tramo de cruce con el torrente de Fabert, la salida de desagüe y la captación secundaria localizada en el torrente de Fabert.

Paralelamente a la retirada de todas estas estructuras se establecieron una serie de medidas de protección ambiental destinadas básicamente a la protección de la fauna piscícola y que incluyeron: retirada inicial (mediante pesca eléctrica) de peces en la zona de trabajo y traslado aguas arriba de la presa; colocación de balas de retención de sedimento fino; control permanente de la turbidez del agua y del oxígeno disuelto (mediante sondas); decantación del agua del subsuelo; retirada mecánica (mediante excavadora) del sedimento anóxico en la zona de presa y retirada parcial del sedimento (mediante excavadora) retenido en el vaso del azud (alrededor del 50% del volumen total).

Tras la retirada final de todas las estructuras y parte del sedimento, se procedió a reperfilear la morfología del cauce. Para ello, se definió un nuevo canal de aguas bajas que circulaba por la margen izquierda y el acopio, en la margen derecha, de parte de los sedimentos retenidos en el antiguo vaso. Así mismo, se estableció una pendiente gradual del cauce desde la cola del antiguo vaso del azud hasta el pie donde se localizaba la antigua presa y, cerca de la cola se construyó una travesía longitudinal como medida preventiva de estabilización del sedimento.

Por otro lado, se llevó a cabo la evaluación de los efectos de la eliminación de la presa tanto sobre la morfología del cauce (geometría hidráulica, pendiente longitudinal y cambios en la textura del lecho fluvial, entre otros), como de la vegetación de ribera, peces y macroinvertebrados. Para ello se realizaron dos campañas de campo (pre-derribo y post-derribo) donde se llevó a cabo el monitoreo de todas estas variables.



Figura A.2.4.2 (a) Trabajos de demolición de la presa y del antiguo desarenador y retirada parcial del sedimento retenido en el vaso del azud; (b) Trabajos de retirada de sedimento anóxico en la zona de presa mediante excavadora. Fuente: ACA.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

La eliminación del azud permitió recuperar la dinámica fluvial natural del río en este tramo. En términos generales, se observó el ajuste progresivo del cauce a las nuevas condiciones de pendiente mediante erosión remontante del depósito fluvial hasta el pie de la traviesa colocada durante las obras. Dicho reajuste del cauce fluvial no conllevó afectaciones al bosque de ribera localizado aguas arriba, fuera de la zona de influencia del antiguo azud, y la zona del antiguo vaso del azud aún se encuentra en una fase muy incipiente de recuperación. Cabe indicar que de no haber sido colocada la traviesa, la erosión del paquete sedimentario hubiera llegado hasta un afloramiento rocoso situado relativamente cerca del final del vaso. Este factor habría permitido restablecer completamente su perfil longitudinal sin una mayor cantidad de material erosionado. En este sentido, habría sido recomendable no construir dicha traviesa, ya que actualmente se ha generado un nuevo salto en este punto.

Aguas abajo, donde se localizaba la presa, se observó la acreción del lecho fluvial en un tramo más cercano. Sin embargo, su impacto fue leve, con mínima afectación al ecosistema tal como indicó la valoración de la comunidad (composición y abundancia) de macroinvertebrados acuáticos. Los datos no reportaron cambios sustanciales que permitieran identificar fenómenos de empobrecimiento (disminución del número de individuos/m²) o sustitución de familias con mayor representación y abundancia (familias dominantes) para todo el conjunto del tramo de actuación, antes y después, de los trabajos de demolición del azud.

En cuanto a la población íctica se mantuvo estable, tanto en composición como en densidad y biomasa. No se observaron cambios después de la demolición de la presa, pero se espera una progresiva recolonización y reestructuración de la población de trucha en el tramo de río recuperado y que anteriormente estaba ocupado por el vaso del azud. Por otro lado, las balas de paja situadas en el cauce durante los trabajos de derribo limitaron la cantidad de material fino (limos y arcillas) así como su transporte evitando afecciones a la fauna. Posteriormente, la propia dinámica fluvial lavó este material que fue sustituido por las arenas y gravas finas conllevando una mayor riqueza granulométrica del lecho fluvial que el río había perdido por la presencia del azud. Así pues, las alteraciones en el cauce fueron de magnitud leve y de corta duración.



Figura. A.2.4.3. Vista del tramo donde se localizaba la presa del azud de la CH Molló en marzo 2021. Fuente: ACA.

REFERENCIAS

Agència Catalana de l'Aigua (ACA). 2022. Avaluació dels efectes de l'eliminació d'estructures transversals. Enderrocament de la resclosa de Ritort a Molló.

CASO DE ESTUDIO 2.5. Demolición de la presa de Inturia en el río Leitzaran, Gipuzkoa

AUTOR	AITZIBER URQUIJO (URA – AGENCIA VASCA DEL AGUA)	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	CANTÁBRICO ORIENTAL
-------	----------------------------------------------------	------	--------	------------------------	------------------------

RESUMEN

El río Leitzaran es uno de los cursos fluviales con un mejor estado ecológico de Navarra y Gipuzkoa. Entre las escasas presiones existentes en este río, destaca la presencia de obstáculos relacionados con aprovechamientos que interrumpen la continuidad longitudinal. De entre todos los obstáculos existentes en el río Leitzaran, hasta hace pocos años destacaba la presa de Inturia, con una longitud de coronación de 60 m y una altura de 12,9 m.

Entre los años 2013 y 2016 se llevó a cabo la demolición de la presa de Inturia con el fin de restituir la morfología original del cauce y recuperar la continuidad longitudinal de este tramo fluvial, contribuyendo así a mejorar el estado ecológico de la masa de agua. La presa de Inturia se encontraba colmatada de sedimento, con un volumen estimado de 240.000 m³; para evitar posibles impactos derivados su removilización, el desmantelamiento de la estructura se realizó por fases y se estableció un programa de seguimiento de la evolución geomorfológica del río.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

La presa de Inturia estaba ubicada en el río Leitzaran, un afluente del río Oria que nace en la Comunidad Foral de Navarra y que discurre en su tramo medio-bajo por el territorio histórico de Gipuzkoa. La cuenca forma parte de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental.

La población del valle es muy escasa, estando formada por caseríos diseminados. Debido fundamentalmente a este factor, el valle ha conservado relativamente bien sus valores naturales originales, en particular los bosques de roble autóctono, que se encuentran entre los mejor conservados de toda Gipuzkoa. Los escasos vertidos y actividades contaminantes en la cuenca han permitido que las aguas del río Leitzaran conserven un buen estado ecológico.

El clima de la cuenca del río Leitzaran es de tipo atlántico, caracterizado por unas temperaturas moderadas y unas lluvias abundantes con una estación seca poco marcada. Su régimen de caudales es relativamente constante a lo largo del año, con un periodo de estiaje en verano poco marcado y dos periodos de aguas altas en primavera y otoño.

El valle del Leitzaran está caracterizado por un relieve abrupto y montañoso. El río desarrolla un cauce encajado en el substrato rocoso, con un escaso desarrollo de llanuras aluviales. El sedimento aluvial del río está formado por material relativamente grueso que se dispone en forma de barras de bloques y grava. En la configuración de estos depósitos aluviales juega un papel importante la vegetación leñosa.



Figura A.2.5.1 (a) Mapa de localización de la presa de Inturia y (b) aspecto de la presa de Inturia antes de su demolición. Fuente: URA.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

La presa de Inturia constituía una alteración morfológica de importancia en el río Leitzaran que interrumpía gravemente su continuidad longitudinal y que tenía diferentes repercusiones desde el punto de vista ambiental y geomorfológico.

Por un lado, la presa interrumpía las funciones ecológicas del río Leitzaran en un tramo especialmente bien conservado. Esta degradación afectaba, de forma muy particular, a la movilidad de las especies migratorias, como el salmón. El obstáculo generado por la presa también producía una alteración artificial del hábitat acuático y del bosque de ribera asociado al río Leitzaran, lo que también influía en la distribución de las especies propias de la zona.

Por otro lado, la presa alteraba de forma muy marcada la dinámica geomorfológica del río Leitzaran. El remanso creado por la presa había dado lugar a una zona de sedimentación y a la colmatación completa del vaso. Como consecuencia de esto, el río Leitzaran había adoptado un perfil longitudinal escalonado que interrumpía el tránsito natural de la carga sólida. Aguas arriba de la presa, las márgenes habían adoptado una configuración en equilibrio con la lámina de agua y con el sedimento acumulado.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

La presa de Inturia fue demolida por la Agencia Vasca del Agua - URA en un proyecto en cuatro fases que se prolongó desde 2013 hasta 2016. Las dos primeras fases se llevaron en el marco de GURATRANS, una iniciativa de cooperación transfronteriza con el objetivo de mejorar la gestión de los ríos del Pirineo Occidental. Las fases 3 y 4 del proyecto contaron con financiación del programa LIFE IREKIBAI de la Unión Europea. Este programa financió también una fase adicional (fase 5) consistente en la estabilización de un camino ubicado aguas arriba de la presa.

La demolición se llevó a cabo en fases con el fin de evitar problemas de inestabilidad en las márgenes y desequilibrios en la carga de sedimento del río Leitzaran. A pesar de la ausencia de elementos vulnerables que pudieran ser afectados por estas inestabilidades, se optó por una demolición en fases con el objeto, por un lado, de favorecer una adaptación gradual del río y su entorno a las nuevas condiciones y, por otro, de evitar imprevistos. Además, la ejecución por fases permitiría un mejor seguimiento de la actuación y de la respuesta geomorfológica del río.

En cada una de las fases de demolición se desmanteló la parte superior de la presa y se consolidó la nueva coronación de la estructura mediante una estructura de hormigón. El volumen total de presa demolido al finalizar la cuarta fase fue de 2.787 m³.

No se llevó a cabo una retirada del sedimento acumulado en la presa, excepto lo necesario para permitir las operaciones de la maquinaria. El sedimento retenido por la presa ha sido evacuado de forma natural y gradual durante los episodios de crecida que se han producido desde el inicio de las obras.

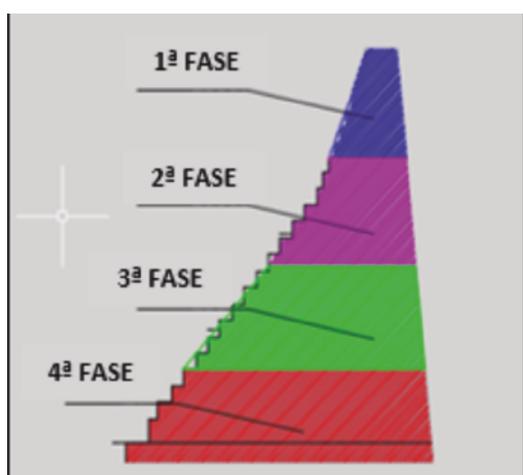


Figura A.2.5.2 (a) Esquema de las fases de demolición de la presa de Inturia. (b) Proceso de demolición de la presa de Inturia durante la segunda fase, en agosto de 2014. Fuente: URA.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Desde el inicio de los trabajos de demolición, el río Leitzaran ha ido recuperando progresivamente su morfología natural y su continuidad longitudinal. Actualmente, el río presenta en la zona de actuación un aspecto completamente natural que, si no fuera por el cartel informativo instalado tras la finalización de las obras, haría muy difícil deducir la existencia de un obstáculo de tal magnitud unos años atrás.

Desde el punto de vista geomorfológico, se ha eliminado completamente el embalsamiento y el obstáculo a la carga sólida.

El río Leitzaran ha desarrollado de forma gradual un nuevo perfil de equilibrio, lo que se ha traducido en fenómenos de sedimentación aguas abajo de la antigua estructura y en incisiones en el tramo de aguas arriba. Sin embargo, ninguna de estas dinámicas ha generado problemas de inestabilidad o ha amenazado a infraestructuras existentes. Se estima que desde el inicio de las obras se han movilizado unos 66.600 m³ de sedimento de los 240.000 m³ acumulados. Un 28 % de este sedimento movilizado ha superado la central hidroeléctrica de Bertxin, emplazada aguas abajo de la antigua presa de Inturia, sin ocasionar daños ni problemas de explotación.

El programa de seguimiento geomorfológico del río Leitzaran se basó en varias campañas de topografía de detalle y cartografía geomorfológica realizadas antes, durante y después de las obras. El análisis comparativo de estas campañas permitió caracterizar la evolución y el ajuste progresivo del río Leitzaran a lo largo del proceso de derribo escalonado de la presa.

Desde el punto de vista ecológico, se ha constatado una mejora sustancial en el hábitat fluvial del río Leitzaran a lo largo de un tramo de unos 4.5 km. Se ha confirmado el aumento del número y longitud de áreas productivas a lo largo de este tramo fluvial. También se ha logrado una mejora de la potencialidad del hábitat para especies tales como el salmón, el martín pescador, el mirlo acuático, el visón europeo y el desmán del Pirineo.

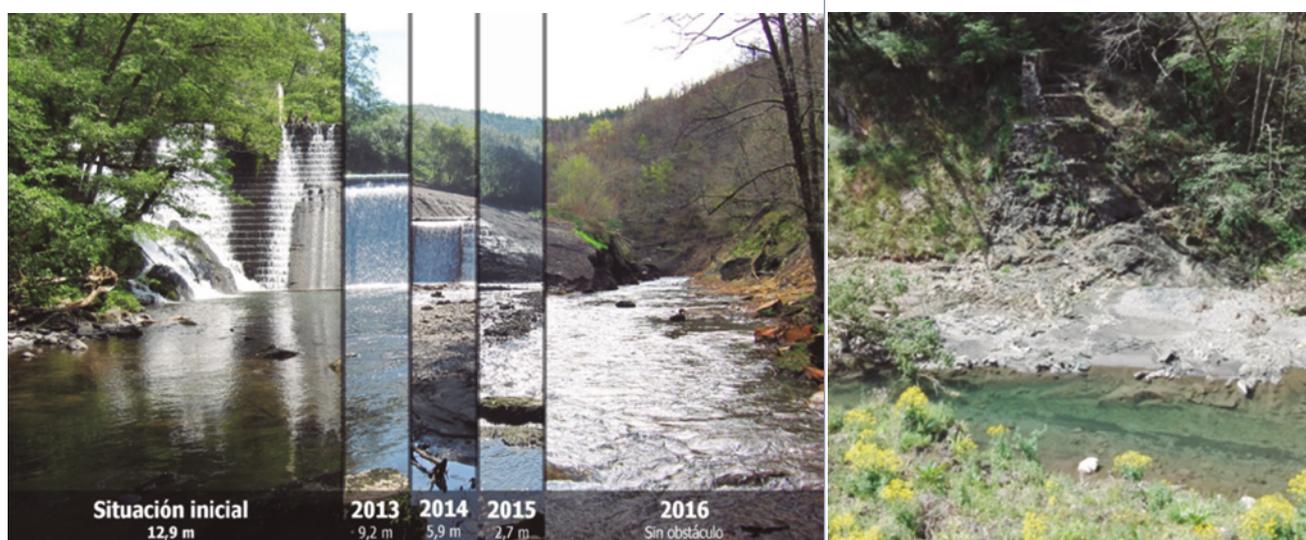


Figura. A.2.5.3. (a) Foto-montaje del proceso de demolición de la presa de Inturia con las diferentes fases. (b) Imagen del cauce del río Leitzaran en el punto donde se encontraba la presa de Inturia, cuyos restos escalonados pueden intuirse en la fotografía, en el talud de la margen izquierda. Fuente: URA.

REFERENCIAS

Ollero, A., Ibisate, A., Acín, V., Ballarín Ferrer, D., Besné, P., Díaz, E., Ferrer-Boix, C., Granado, D., Herrero, X., García, H., Martín-Vide, J.P., Mesanza-Moraza, A., Mora, D. y Sánchez-Pinto, I. (2014). Geomorfología y restauración fluvial: seguimiento del derribo de presas en Gipuzkoa. Cuadernos de Investigación Geográfica. 40. 10.18172/cig.2520.

GURATRANS (2012). La demolición de la presa de Inturia: un paso adelante hacia una nueva relación con nuestros ríos.

CASO DE ESTUDIO 2.6. Manejo de sedimentos fluviales. Estudio de la sedimentación en el embalse de Villameca, León.

AUTOR	ALFONSO PISABARRO PÉREZ IGNACIO RODRÍGUEZ MUÑOZ	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	DUERO
-------	----------------------------------------------------	------	--------	------------------------	-------

RESUMEN

Los sedimentos son la parte más olvidada de la gestión fluvial. A pesar de que un río es un sistema trifásico, integrado por agua, sedimentos y biota, históricamente sólo se ha prestado atención al agua y, más recientemente, a la biota, quedando los sedimentos relegados a ocasionales estudios de erosión de cuencas vertientes y de colmatación de embalses o a actuaciones hidrológico-forestales para evitarlos.

Siguiendo la estela de una tesis doctoral llevada a cabo en el embalse de La Requejada (río Pisuegra, Palencia) en la que se llevaba a cabo, entre otros aspectos, un estudio de los depósitos de material sedimentario, y de un ensayo de caudal generador llevado a cabo en el mismo embalse, la Confederación Hidrográfica del Duero ha aplicado parte de la metodología de estudio empleada al estudio del embalse de Villameca.

En este caso, se estudian los sedimentos con un enfoque cualitativo, viendo cómo se perfilan en diferentes estratos, permitiendo extraer información de los cambios de uso del suelo y de aspectos climáticos acaecidos en la cuenca vertiente.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

Los embalses situados en los afluentes de la margen derecha del Duero se encuentran en la transición entre los relieves más enérgicos de cumbres y crestas con materiales paleozoicos y la llanura. Esta llanura se compone de los páramos o rañas de relleno Mioceno, elevados unos 100 metros respecto a los valles principales formando interfluvios paralelos en dirección Norte-Sur. Así los valles principales, Tuerto, Órbigo, Bernesga, Torío, Curueño, Porma, Esla, Cea, Carrión o Pisuegra presentan una disposición similar separados de los respectivos interfluvios.

La erosión de las cumbres más altas se canaliza siguiendo el esquema de valles mencionado y es retenida en los principales embalses (Villameca, Barrios de Luna, Porma, Riaño, Camporredondo y La Requejada).

El embalse de Villameca, con una altitud media por encima de los 1.000 m, una superficie de 201 ha y una capacidad de 20,11 hm³; se localiza al norte de la provincia de León, en la comarca de La Cepeda, almacenando las aguas del río Tuerto, afluente del Órbigo, y del arroyo Palaciosmil; junto a las aportaciones del río Valdesamario, afluente del río Omaña, recibidas a través de trasvase. El embalse queda rodeado por las alineaciones montañosas pertenecientes a los Montes de León, que apenas alcanzan los 1.400 m hacia el Norte, careciendo de procesos periglaciares de relevancia geomorfológica. La litología es homogénea en pizarras paleozoicas, lo que ha limitado el desarrollo agrícola, careciendo de suelo fértil más allá del fondo del valle del río Tuerto.

Construido en la década de 1930, el embalse de Villameca tiene como uso principal el riego de la Comarca de la Cepeda, quedando toda su cuenca dentro de los términos municipales de Quintana del Castillo y Villagatón. Aunque en la actualidad el proceso de abandono rural es muy intenso, éste quedó forzado y ligado al llenado del embalse en 1947, de modo que los cambios apreciados como resultado de este estudio están mayormente relacionados con las actuaciones repobladoras de pinar en sus inmediaciones, que redujeron la erosión que impera en toda la cuenca desde los años 60 y 70 del pasado siglo.



Figura A.2.6.1. (a) Mapa de localización y (b) Aspecto de la cuenca del embalse de Villameca dominada por brezales, matorrales y por bosques de frondosas junto a repoblaciones de coníferas (*Pinus* sp.). Fuente. CHD.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

La cuestión de los sedimentos en embalses se ha venido considerando hasta ahora como un mero problema de disminución de la capacidad de almacenamiento de agua por la acumulación de sedimentos. Para evitar el entarquinamiento o colmatación de los mismos se han llevado a cabo actuaciones de naturaleza hidrológico-forestal en las cuencas vertientes para disminuir la tasa de erosión y de entrada a los mismos. Por otra parte, existen algunas raras experiencias de sistemas de interceptación y desvío para que no llegue la carga sólida al vaso de los embalses y que se devuelvan al cauce aguas abajo de la presa, evitando así otro fenómeno derivado de la retención de sedimentos en embalses, la incisión progresiva del cauce a partir de la presa.

Adicionalmente, hay que considerar que, en un mundo dónde el desarrollo se asocia a la construcción de estas infraestructuras, su progresivo dominio sobre todos los grandes sistemas fluviales conlleva una profunda alteración de la biota fluvial y de los ciclos biogeoquímicos que tienen que ver con el transporte fluvial de sedimentos y cuyas implicaciones sobre el funcionamiento de las costas marinas ya se empiezan a notar.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

Uno de los objetivos principales de este estudio ha sido el de obtener las tasas de sedimentación en el embalse de Villameca e identificar los posibles cambios en la composición de cada uno de los niveles, tal que permitan conocer los cambios ambientales ocurridos en la cuenca vertiente.

Durante los meses de octubre y diciembre de 2021 se llevaron a cabo las visitas para el reconocimiento y la caracterización *in situ* de los sedimentos depositados en el embalse y se tomaron mediciones para la estimación del volumen sedimentado total. Para la estimación del volumen de sedimentos depositados desde la construcción del embalse se realizó un levantamiento topográfico del talud de ambas márgenes del río Tuerto en siete puntos de control; mientras que para la caracterización físico-química y la datación de los sedimentos ubicados en el vaso se tomaron tres muestras de su brazo Oeste, localizadas en los puntos de mayor espesor (VA, VB y VC), y se realizó el análisis de los perfiles sedimentarios.

En dichos puntos se identificaron visualmente los diferentes niveles o estratos sedimentarios y se tomaron muestras desde su base hasta la superficie, obteniendo un total de 36 muestras que fueron enviadas al laboratorio para su análisis, incluyendo: tamaño de grano, contenido de materia orgánica, contenido de distintos minerales, color, humedad, magnetismo y datación radiactiva.

Adicionalmente, como parte del estudio, se ha realizado un estudio hidrológico y de caudales sólidos, se han reconstruido los caudales generadores y se han analizado los cambios en la cubiertas del suelo de la cuenca vertiente.



Figura A.2.6.2. Puntos de muestreo y perfiles sedimentarios en el embalse de Villameca: Va (izq.), Vb (arriba dcha.) y detalle entre dos niveles en el perfil del punto de muestreo Vb. Fuente CHD.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

El estudio de la granulometría (tamaño y proporción de las partículas) de los distintos estratos ha permitido conocer el modo de transporte de los sedimentos hasta su deposición, reflejando las diferentes condiciones en que se han depositado los sedimentos. Así, se desprende de estos análisis que los sedimentos se han depositado, en general, en condiciones lénticas, aunque algunos análisis denotan condiciones más lóxicas parecidas a las encontradas en los ríos, indicando que la sedimentación en el embalse atiende a condiciones complejas mixtas en donde la acumulación corresponde a distintas causas (aportes de ladera, situación de la lámina de agua en el embalse, etc.).

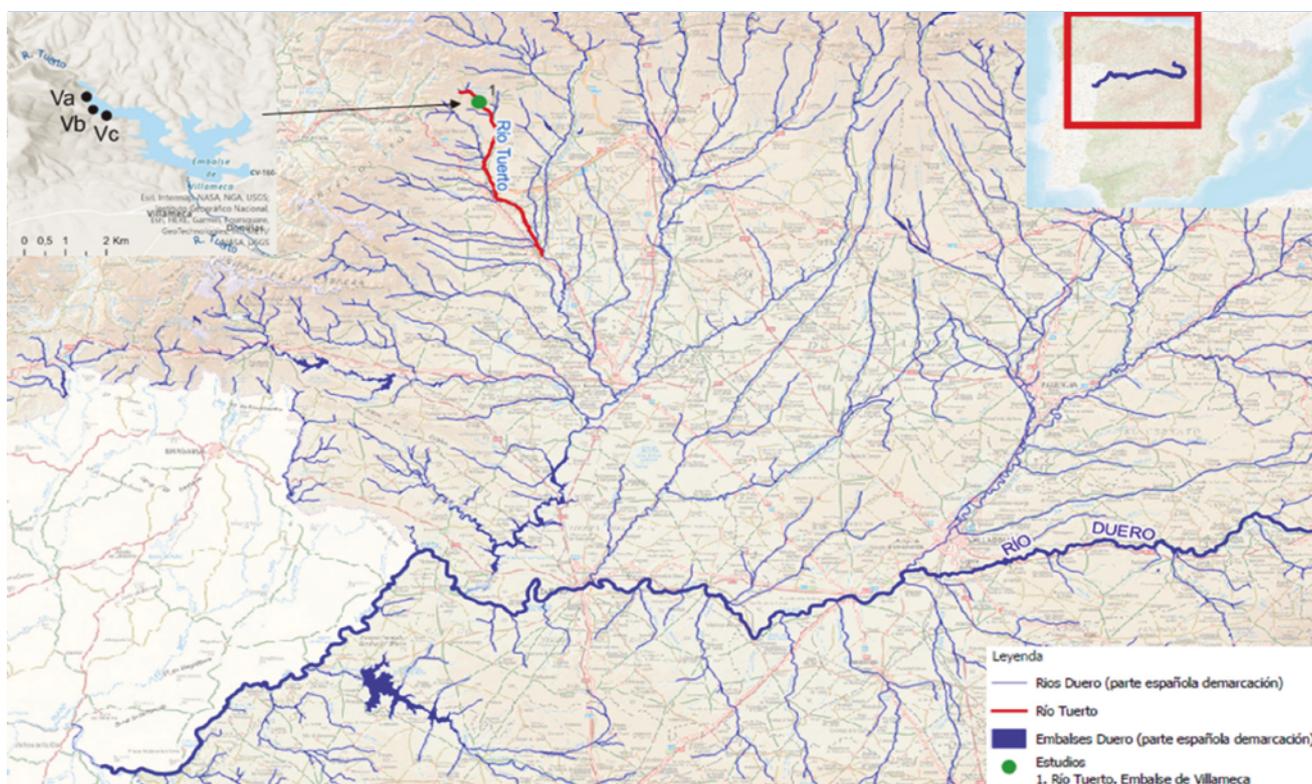
El estudio volumétrico medido en la cola Oeste del embalse se estima en aproximadamente 54.000 m³, medidos sobre una superficie de 20 ha, considerándose que la mayor tasa de sedimentación se produjo en los primeros años de funcionamiento del embalse, la mitad del relleno se produjo durante los primeros 25 años de uso, algo coherente con la pérdida progresiva de la agricultura en las laderas situadas aguas arriba del mismo desde 1970, la reducción de los episodios de avenidas extraordinarias y la repoblación vegetal de las laderas contiguas.

Sobre el transporte de fondo se ha observado que a la entrada del embalse y con crecidas cercanas al caudal generador, se movilizan tamaños de partícula correspondientes a gravillas y, en menor medida, gravas. En el caso de una crecida mayor (50 m³/s), el tamaño de los clastos transportados se eleva hasta casi el doble, quedando depositados en la parte final del embalse.

Además, se aprecia que la escorrentía se ha reducido en paralelo al incremento de la evapotranspiración en las últimas décadas, lo que ha contribuido también a reducir la erosión, el transporte y la sedimentación.

Estas circunstancias han permitido que el volumen de sedimentos retenidos no haya sido tan alto como cabría esperar si se hubieran mantenido las prácticas y usos de suelo previos a 1970 pero también ha hecho que se hayan reducido las aportaciones de sedimentos a otros tramos de la red hidrográfica no regulada.

De este modo, se ha constatado la tendencia a una sedimentación que progresivamente es más fina debido a los cambios de uso en las áreas de montaña de las cuencas vertientes, así como en las laderas contiguas al embalse. El abandono de los últimos cultivos en la década de 1970, unido al resultado de las repoblaciones, ha reducido la erosión y el transporte hacia el interior de los embalses haciendo que se haya reducido el volumen de sedimento aportado a la mitad a partir de los años 80 del pasado siglo, con respecto al período anterior.



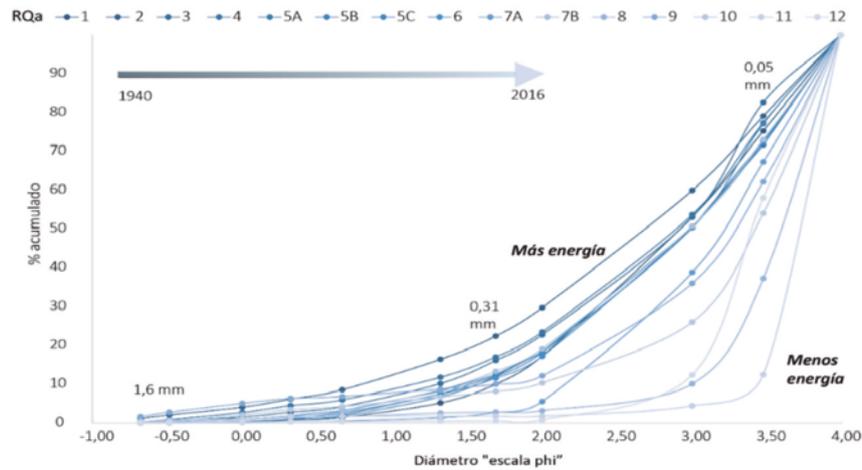


Figura A.2.6.3. (a) Mapa de localización del río Tuerto y del embalse de Villameca en donde sitúan los tres puntos de muestreo. (b) Ejemplo de evolución del tamaño del sedimento en un punto de muestreo (RQa, embalse de Requejada), en donde se ilustra una progresiva tendencia a un grano más fino. La numeración 1 a 12 se corresponde con los diferentes estratos identificados, del más antiguo al más moderno. Fuente. CHD.

REFERENCIAS

- Pisabarro, A., Pellitero, R., Serrano, E., & Lopez-Moreno, J. I. J. I. 2019. Impacts of land abandonment and climate variability on runoff generation and sediment transport in the Pisuerga headwaters (Cantabrian Mountains, Spain). *Geografiska Annaler, Series A: Physical Geography*, 101(3). <https://doi.org/10.1080/04353676.2019.1591042>
- Pisabarro, A. 2019. Cambio Global y respuestas ambientales en la Cordillera Cantábrica: el Alto Pisuerga. <https://doi.org/10.35376/10324/37901>
- Pisabarro, A., Santos-González, J., Serrano, E., Rodríguez-Muñoz, I., Cebrián del Moral, M., Melón-Nava, A., Pérez-Muñoz, S., and González-Gutiérrez, R. B.: Global Change and sediment yield from the study of headwater reservoir sedimentation in the Cantabrian Mountains (Northwest Spain)., 10th International Conference on Geomorphology, Coimbra, Portugal, 12–16 Sep 2022, ICG2022-242, <https://doi.org/10.5194/icg2022-242>, 2022.
- Confederación Hidrográfica del Duero. 2021. Estudio de la sedimentación en el embalse de Villameca. (M 2021-38/611.10). <https://www.chduero.es/embalse-de-villameca>

CASO DE ESTUDIO 2.8. Restauración hidromorfológica de un brazo secundario del río Ter en la Isla de Gambires.

AUTOR	EVELYN GARCIA, MÒNICA BARDINA Y ANTONI MUNNÉ	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
--------------	-----------------------------------------------------	-------------	---------------	----------------------------	-------------------------------------

RESUMEN

Uno de los trabajos más importantes del Proyecto LIFE ALNUS es una propuesta de restauración hidromorfológica técnicamente compleja y altamente innovadora, en una zona que sufría un fuerte desequilibrio morfo-sedimentario. La Agència Catalana de l'Aigua (ACA) ha ejecutado las obras para la restauración del espacio fluvial de la isla de Gambires y de la isla del Sorral, en un tramo de cuatro kilómetros del lecho del río Ter, a su paso por los municipios de Torelló y las Masies de Voltregà, en la comarca de Osona.

Las actuaciones relativas a la isla de las Gambires, donde el Ter se divide de manera natural en dos brazos, han consistido en la aportación de guijarros y bolos al canal principal del río para favorecer la sobreelevación de la lámina de agua, permitiendo que el agua circule también a través del canal secundario. De esta forma se mejoró la conexión hidrológica de la isla favoreciendo la recuperación de alisedas y de hábitat de interés comunitario prioritario, eliminando, además, las especies exóticas presentes en la isla.

Por su parte, las actuaciones previstas en la isla del Sorral consistieron en la demolición de la pasarela y el descompactado del camino de acceso, aportando y distribuyendo gravas aguas arriba y aguas abajo dado el efecto de trampa de sedimentos que producía la pasarela.

Esta actuación en el Ter supone una obra de restauración hidromorfológica de gran envergadura y que genera un precedente muy importante en la replicabilidad de este tipo de actuaciones.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

La zona de actuación se encuentra en el tramo medio del río Ter, cerca de la población de Les Masies de Voltregà, en la comarca de Osona.

El ámbito de la actuación comprende dos tramos: el tramo superior, con una longitud de 1.200 metros, una pendiente media del 0,25% y un desnivel de unos 3 metros, incluye la Isla de Gambires, ubicada aguas arriba del azud de la Gallifa (punto de cierre del tramo). En este sector, el brazo principal del río se sitúa a la derecha de la isla siendo el que aporta una mayor cantidad del caudal mientras que el brazo secundario, que transcurre por la margen izquierda, está altamente desconectado, aislado y por donde únicamente circula agua durante los episodios de crecidas no ordinarias.

El canal principal, de sección trapezoidal, es rectilíneo en su parte inicial para terminar formando una curva que tiende hacia la izquierda. El ancho del canal fluctúa entre los 30 y los 40 metros y la profundidad varía entre 1 m hasta los 2,5 m, aumentando hasta los 3 m a tocar del azud. El brazo secundario envuelve la totalidad de la isla de Gambires. En éste, únicamente se observa agua en los últimos 250 m por el efecto remontante generado por la presencia del azud de la Gallifa.

El tramo inferior, con una longitud aproximada de unos 1.100m, se extiende desde el azud de la Gallifa hasta el final de la Isla del Sorral, por lo que en éste se incluye toda la isla, así como una pasarela construida a principios de la década del siglo XXI para facilitar el paso de camiones hacia una gravera.

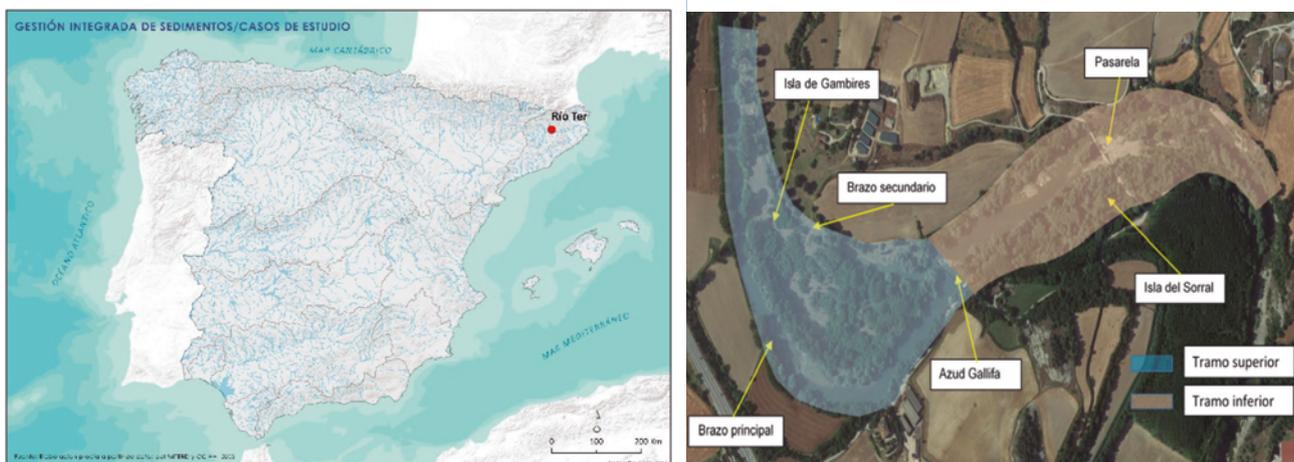


Figura A.2.8.1 (a) Mapa de localización de la zona de actuación; (b) Localización de la zona de actuación, tramos y elementos de interés. Fuente: ACA.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

La zona donde se realizó la actuación presenta un fuerte desequilibrio morfo-sedimentario debido a la presencia de los múltiples azudes de los tramos alto y medio del Ter, que alteran la dinámica del transporte de sedimentos y que generan un déficit sedimentario estructural y crónico.

A este factor cabe añadir que, a partir de la segunda mitad del siglo XX, se realizó el dragado permanente del material del propio cauce, para su uso comercial como árido. En consecuencia, se generaron altas condiciones de estabilidad y falta de movilidad sedimentaria que, en el tramo de la actuación, comportaron la incisión y el encajamiento generalizado del cauce (con la correspondiente pérdida de anchura y de sinuosidad del canal); el acorazamiento del lecho fluvial (hasta el punto de que, en algunos puntos, se produce el afloramiento de la roca madre fruto de la erosión y de la falta de sedimento disponible); la entrada de la vegetación dentro del cauce activo; el descenso del nivel freático y la desconexión de las barras laterales e islas fluviales.

De esta manera, el brazo secundario de la isla de Gambires quedó desconectado del cauce principal con la consiguiente afectación a los hábitats y vegetación de ribera asociada. Tal es así que, en la punta norte de la Isla de Gambires, el freático desaparecía para caudales habituales y periodos de sequía. Cabe recalcar que, en los años 40, el río circulaba principalmente por este brazo.

Por otra parte, a principios de la década del siglo XXI, en la isla del Sorral se construyó una pasarela para facilitar el paso de camiones de tal manera que la incisión del fondo del cauce de aguas altas formó aguas abajo una rotura de pendiente alterando los procesos hidromorfológicos hasta tal punto que amenazaba la estabilidad de la propia estructura. Así mismo, el paso de vehículos compactó el suelo de la isla del Arenal.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

Las actuaciones realizadas en el tramo superior fueron dirigidas a restituir y mejorar la conectividad lateral, vertical y longitudinal del río mediante: 1) la recuperación de la circulación permanente en todo el brazo secundario de la isla; 2) la elevación del nivel del freático y del flujo hiporreico en el cauce principal y en la isla y, 3) la restitución del bosque de ribera y la eliminación de la vegetación exótica presente en la isla.

Para alcanzar estos objetivos:

- 1) Se elevó el nivel de base del lecho fluvial del brazo principal mediante la reintroducción de material grueso (>64mm), que se obtuvo mediante excavación en la isla de Gambires. Se colocaron bloques de grandes dimensiones sobre el lecho, en hilera transversal, pudiendo ser móviles para episodios de crecida con un periodo de retorno superior a los 20-25 años.
- 2) Se rellenó la parte central de la isla excavada con las fracciones menores de 64mm y se reperfiló respetando la topografía del rebaje, con dos grandes depresiones y puntos con cúmulos de troncos. Finalmente, se cubrió la superficie con una capa de tierra vegetal.
- 3) Se eliminó la vegetación alóctona en la parte de la isla afectada por las obras y se plantaron núcleos con especies autóctonas del estrato arbóreo y arbustivo de ribera.
- 4) Se aumentó el cauce principal del río por la margen izquierda. Así se conseguía reducir la velocidad del agua y, por lo tanto, el riesgo de erosión del nuevo lecho de gravas. Paralelamente, se adaptó la entrada del brazo secundario al nuevo ancho del cauce principal del río en la margen izquierda para facilitar la circulación del agua por el brazo.

En el tramo inferior las principales actuaciones fueron dirigidas a mejorar la conectividad longitudinal del río mediante el derribo y retirada de la pasarela de hormigón que cruzaba el cauce del río a la altura de la isla del Sorral. Una vez eliminada la pasarela se descompactó el terreno del camino de la Isla del Sorral y se realizaron plantaciones con especies autóctonas para evitar la colonización por especies exóticas invasoras.



Figura A.2.8.2 (a) Volcado de gravas en el cauce y (b) proceso de eliminación del badén. Fuente: ACA.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Tras estas actuaciones se ha conseguido restaurar el flujo de agua permanente a lo largo de todo el brazo secundario, incluso para valores de caudal muy bajo ($2\text{m}^3/\text{s}$), gracias a la elevación del nivel de base del lecho fluvial del brazo principal y a la adaptación de la entrada del brazo secundario a las nuevas condiciones. Se espera que esta circulación de agua permanente conlleve la restauración del flujo subsuperficial en varias partes de la Isla de Gambires.

El proyecto de restauración incluye un plan de seguimiento de la conectividad y la evolución morfo-sedimentaria, con una duración de 6 meses, tras la finalización de las actuaciones realizadas en la zona de estudio. Dicho plan incluye: i) la toma continua de medidas del nivel de la lámina de agua del río y del nivel piezométrico en la Isla de Gambires y del Sorral con el objetivo de establecer la relación río-freático y permita analizar el grado de conectividad entre los distintos elementos fluviales (canal principal, canales secundarios y acuífero aluvial); ii) medidas directas del caudal (a partir de aforos directos en el río y construcción de curva de gastos), levantamientos topográficos de la geometría del canal principal y secundario, uso de trazadores, realización de granulometrías del lecho fluvial y adquisición de imágenes aéreas digitales con drones. Todos estos trabajos permitirán evaluar el estado actual y la respuesta (hidromorfológica y sedimentaria) de la zona de actuación del proyecto a corto plazo.

Las variaciones en la geometría del canal se analizan a partir de 3 campañas de campo: una primera inicial, tras la finalización de los trabajos de restauración, y dos posteriores, con el paso de dos avenidas hidráulicamente competentes. La misma secuencia temporal es utilizada para la realización de granulometrías (con el objetivo de observar los cambios de magnitud y dirección en la textura del lecho fluvial) así como para los trazadores (que permiten determinar el inicio de movimiento y la trayectoria de las partículas del lecho superficial tras el paso de episodios de crecida competentes). La toma de imágenes con drones se lleva a cabo en dos momentos distintos: tras la finalización de los trabajos de restauración y en la fase final del plan de seguimiento (a los 5 meses). Estos vuelos tienen como objetivo delimitar las unidades morfológicas del canal y su evolución. Paralelamente a estos trabajos, se realiza un seguimiento de elementos de calidad biológica y del estado de conservación de la biodiversidad.



Figura. A.2.8.3. (a) Vista del río después de los trabajos de restauración en la entrada del brazo secundario e islas menores y (b) eliminación de la pasarela en la Isla del Sorral. Fuente: ACA.

REFERENCIAS

<https://lifealnus.eu/es/proyecto/>

CASO DE ESTUDIO 2.10. Liberaciones experimentales de crecidas: una herramienta potencial para restaurar (parcialmente) la dinámica de los sedimentos aguas abajo de las presas.

AUTOR	ALBERT ROVIRA, MÒNICA BARDINA Y ANTONI MUNNÉ	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
--------------	-----------------------------------------------------	-------------	---------------	----------------------------	-------------------------------------

RESUMEN

El caudal generador (Q_g) se define como la crecida ordinaria que condiciona la morfología del cauce, estructura los hábitats fluviales y organiza y limita la distribución del bosque de ribera. En el año 2005, la Agència Catalana de l'Aigua (ACA) definió el caudal generador a ser liberado, al menos, una vez al año, aguas abajo de los embalses situados en las Cuencas Internas de Catalunya (Noreste de España).

Sin embargo, los efectos del caudal generador sobre el sistema morfológico del río no habían sido evaluados por lo que, con tal objetivo, se realizaron tres pruebas piloto, dos aguas abajo de los embalses de la Baells (en el río Llobregat) y una en el Pasteral (en el río Ter). Las pruebas piloto consistieron en la generación artificial de la crecida Q_g desde el embalse, el seguimiento del transporte de sedimentos en suspensión y el análisis de los cambios en la morfología del cauce y la textura del lecho fluvial. Además, durante dos de las pruebas piloto también se llevaron a cabo aportaciones de sedimentos al cauce utilizando dos métodos diferentes (activo y pasivo) con el objetivo de evaluar su viabilidad como una herramienta potencial para restaurar parcialmente el flujo de las fracciones de sedimentos más finas aguas abajo de las presas.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El río Llobregat (con una cuenca hidrográfica de 4.948 km²) y el río Ter (3.010 km²) se encuentran en el noreste de España, siendo las dos principales arterias fluviales de las Cuencas Internas de Catalunya. El área de interés comprende los primeros 8 km del río Llobregat aguas abajo del embalse de la Baells y los primeros 26 km del río Ter por debajo del embalse de Susqueda-Pasteral.

El embalse de la Baells, construido en 1976 para el abastecimiento de agua y la generación de energía hidroeléctrica, se localiza en las partes altas de la cuenca del Llobregat; regulando completamente el régimen de caudales del río en este punto al no existir afluentes significativos en los primeros kilómetros aguas abajo de la presa. En este sector, el río Llobregat presenta dos tramos hidromorfológicos bien diferenciados: en el primer tramo, que abarca los primeros 2 km, el río circula por un valle confinado entre rocas, con una pendiente longitudinal media de 0,0089 y un ancho medio del cauce de 9 m. En el segundo tramo (últimos 5,8 km), el valle del río presenta una llanura de inundación incipiente, estrecha y discontinua, una pendiente longitudinal promedia de 0,0085 y un ancho de cauce activo medio de 17 m.

El embalse de Susqueda-Pasteral se encuentra en la parte media de la cuenca del río Ter, cerca de la ciudad de Girona. La presa fue construida en 1963 con fines de generación de energía hidroeléctrica, suministro de agua y riego. Aguas abajo de la presa, el río Ter presenta dos tramos hidromorfológicos diferenciados: en el primer tramo, con una longitud total de 16 km, el cauce activo tiene una anchura media de 28 m, una llanura de inundación estrecha y una pendiente longitudinal del río de 0,00419, en promedio. En el segundo tramo, el Ter exhibe una amplia llanura de inundación y una pendiente longitudinal media de 0,00347. La longitud total del tramo es de 10 km, y el ancho del cauce activo de 70 m. Aguas abajo del embalse, el río está parcialmente regulado debido a la existencia de importantes tributarios.



Figura A.2.10.1 (a) Mapa de localización de los embalses de La Baells y Susqueda Pasteral; (b) Tramo del río Ter aguas abajo del embalse. Fuente: ACA.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

En 2006, la Agència Catalana de l'Aigua (ACA) aprobó el Plan sectorial de Caudales Ambientales. En él se definía por primera vez el régimen de caudales mínimos objetivo para mantener el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas fluviales, así como el caudal generador (Qg) con el objetivo de mejorar la dinámica morfológica del río y, por lo tanto, minimizar los efectos de la regulación hidrológica y de la retención de sedimentos. El caudal generador se libera desde cada una de las grandes infraestructuras hidráulicas (es decir, aquellas con una capacidad de almacenaje $> 5 \text{ hm}^3$ o con una tasa de regulación $> 0,5$) (Bardina et al. 2016). El Qg se calculó mediante métodos hidrológicos y se definió como la crecida máxima anual más probable para el régimen natural (en el período 1940-2000). Desde entonces, el Qg se libera, al menos, una vez al año por un período de 24 horas y en el mes en que se daba de manera más habitual.

Sin embargo, los efectos sobre la morfología del cauce y el lecho fluvial (así como la capacidad de transporte de sedimentos) nunca habían sido evaluados desde una perspectiva de la dinámica hidromorfológica. Únicamente se había llevado a cabo una primera caracterización de los efectos de la liberación del caudal generador en un tramo de 7 km localizado aguas abajo de la de la Llosa del Cavall, en el río Cardener (Pallarès y Martín-Vide, 2015; Magdaleno 2017), a pesar de que los efectos positivos del Qg ya se habían constatado en algunas cuencas fluviales temporales reguladas por embalses, como era el caso del río Gaià.

La implementación del caudal generador en esta cuenca ha permitido reactivar el transporte de sedimentos aguas abajo del embalse y, juntamente con la implementación del régimen de caudales ambientales, mejorar su estado ecológico (García Burgos et al. 2020, Magand et al. 2020).

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

En conjunto, se realizaron 3 pruebas piloto (2, aguas abajo del embalse de la Baells, y 1, aguas abajo de la presa de los embalses de Susqueda-Pasteral). La primera prueba se realizó el 9 de mayo de 2019, en el tramo inmediato aguas abajo de la presa de La Baells, donde se aportaron artificialmente sedimentos mediante retroexcavadora (método activo). Los sedimentos se ubicaron paralelos a la orilla del río y se inyectaron mecánicamente al flujo de la corriente cuando se alcanzó el caudal máximo de la crecida correspondiente al Qg. La suelta de agua se realizó desde las compuertas superiores del embalse de la Baells descargando agua limpia, es decir, sin sedimentos, para observar la dinámica del transporte de los sedimentos inyectados (tiempo de paso de los sedimentos, concentraciones de la carga transportada en suspensión, volumen de sedimento movilizado, etc.), en dos puntos de monitoreo.

El 26 de noviembre de 2020 se realizó la segunda prueba, también aguas abajo del embalse de La Baells mediante la reproducción del hidrograma de avenida de la primera prueba piloto. En ese caso, no se realizó una aportación artificial de sedimentos, sino que se liberó agua por las compuertas del fondo del embalse con el fin de que el sedimento retenido en la zona más cercana detrás de la presa fuese transferido aguas abajo. De esta manera, se pudo analizar la dinámica hidrosedimentaria del flujo bajo condiciones normales de operatividad del embalse, a la par que comparar la respuesta del sistema frente al caudal generador en ambas pruebas piloto.

El 23 de noviembre de 2020 se realizó la prueba piloto en el río Ter, aguas abajo del sistema de embalses de Susqueda-Pasteral, donde también se aportaron sedimentos. En ese caso, los sedimentos fueron colocados paralelos a la orilla del río y dispuestos formando cordones trapezoidales para que fuese la propia hidráulica de flujo (es decir, la fuerza de arrastre) quien erosionara y movilizara los sedimentos (método pasivo). Al igual que en las otras pruebas piloto, se realizó el monitoreo en dos puntos distintos.

En todos los casos, los trabajos de monitoreo consistieron principalmente en análisis granulométrico de la superficie del lecho, alzamiento de secciones transversales del canal, recolección de muestras de la carga en suspensión y registro del nivel del agua a la entrada y salida del tramo de monitoreo del río. Además, se utilizaron trazadores de sedimentos (partículas de sedimentos marcadas) en barras activas del río.



Figura A.2.10.2 (a) Acopio de los sedimentos a inyectar en el río Llobregat y (b) disposición de los cordones de sedimento paralelos a la orilla del río Ter. Fuente: ACA.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Aguas abajo del embalse de La Baells, el Qg liberado fue lo suficientemente potente como para movilizar parcialmente, en el tramo medio y bajo de estudio, las fracciones finas y medias del lecho fluvial. Sin embargo, el transporte de sedimento fue casi marginal a la entrada del tramo de estudio donde el lecho del río está extremadamente acorazado y donde había pocas áreas activas de sedimento. En ese contexto, aumentar el caudal generador (como medida de restauración) podría resultar contraproducente al acentuar el déficit de sedimentos y extender el acorazamiento del lecho fluvial hacia zonas más alejadas de la presa. En consecuencia, la restauración morfológica (y el transporte del continuo de sedimentos) en esta área solo podría lograrse mediante la aportación artificial de material (o un *bypass* desde el embalse) dado el fuerte déficit sedimentario originado por la presa (ACA, 2021). A pesar de la baja movilidad generalizada del cauce, se validó el Qg.

En el río Ter, el caudal generador liberado desde el sistema Susqueda-Pasteral consiguió movilizar la mayor parte de las fracciones del lecho fluvial (desde las arcillas y limos hasta las gravas más gruesas), por lo que el Qg quedó validado. En el tramo de estudio, el cauce presentaba un bajo grado de acorazamiento relacionado con las aportaciones de sedimento desde los afluentes que, en parte, mitigan el déficit sedimentario generado por los embalses. Sin embargo, los azudes que existen a lo largo del río interfieren en la dinámica natural del transporte de la carga en suspensión al retrasar su paso en relación con el caudal líquido. La aportación artificial de sedimento (mediante el método pasivo) fue parcialmente exitosa porque el caudal generador no logró erosionar por completo los cordones de sedimento.

Para el conjunto de las pruebas se puede establecer que las aportaciones de sedimentos, juntamente con la apertura de las compuertas de fondo del embalse, aparecen como herramientas potenciales para restaurar parcialmente el flujo de las fracciones de sedimentos más finas (es decir, arcillas y arenas).



Figura. A.2.10.3. (a) Imagen de los cordones de sedimento durante la crecida (b) y tras su paso. Únicamente, un tercio del total del sedimento dispuesto en forma de cordones en la margen derecha del río Ter fue movilizado por la crecida. Fuente: ACA.

REFERENCIAS

Agència Catalana de l'Aigua (ACA). 2021: Mejora en la gestión del caudal generador. Pruebas piloto aguas abajo de los embalses de la Baells y de Susqueda-Pasteral.

Bardina M, Honey-Rosés J, Munné A. 2016. Implementation strategies and a cost/benefit comparison for compliance with an environmental flow regime in a Mediterranean river affected by hydropower. *Water Policy* 18 (2016) 197–216. <https://doi.org/10.2166/wp.2015.169>

García Burgos, E., Bardina, M.; Munné, A., Solà, C. 2020. Aproximación multifocal para la recuperación hidromorfológica de la cuenca del río Gaià. *RestauraRios* 2020.03: 10p. <https://doi.org/10.51443/RestauraRios.2020.03>

Magand, C., Alves, M. H., Calleja, E., Datry, T., Dörflinger, G., England, J., Gallart, F., Gómez, R., Jorda-Capdevila, D., Martí, E., Munne, A., Pastor, V. A., Stubbington, R., Tziortzis, I. and Von Schiller, D. 2020. Implementing e-flows in the lower Gaià River (NE Spain) affected by a big dam built for industrial water supply purposes in Intermittent rivers and ephemeral streams: what water managers need to know. Technical report – Cost ACTION CA 15113.10.5281/zenodo.3888474. https://digital.csic.es/bitstream/10261/214789/3/2020_SMIRES_management_handbook_optimitzat.pdf

Magdaleno F. 2017. Experimental floods: A new era for Spanish and Mediterranean rivers? *Environmental Science & Policy* 75:10-18. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.05.011>



Pallares A. 2015. Efectes de l'alliberament de cabal generador a preses de Catalunya. UPC. https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/83798/PallaresGiralAlba_Memoria.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Analysis and proposals for sediment management in dams. Monitoring in the Llobregat river – YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=arGBpXEehVY&list=PL2O8tMC5EiTrjA8Vu5uy7EYZFpfd2n53&index=10>

Análisis y propuestas de gestión de los sedimentos en los embalses. Monitorización en el río Ter – YouTube. https://www.youtube.com/watch?v=u4qf_MYxOdo

CASO DE ESTUDIO 3.1. Descontaminación de sedimentos en el embalse de Flix

AUTOR	JAVIER SAN ROMÁN	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	EBRO
-------	------------------	------	--------	---------------------	------

RESUMEN

Durante más de 100 años los vertidos procedentes de la actividad industrial electroquímica de Flix han producido la contaminación del sedimento fluvial del río Ebro y su posterior acumulación en el embalse de Flix, generando una situación de riesgo económico y de salud pública para las poblaciones situadas aguas abajo ante una eventual situación que permitiera su movilización o difusión, contribuyendo, además, al potencial deterioro de la calidad de las aguas.

Ante esta situación de riesgo, la Agencia Catalana del Agua inició en 2012 el estudio de la composición del sedimento en el embalse de Flix y evaluó la calidad del sistema fluvial situado aguas arriba y abajo del embalse; a partir de lo cual la Confederación Hidrográfica del Ebro y el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino han llevado a cabo desde el año 2016 un conjunto de actuaciones para propiciar su descontaminación. Las actuaciones se han basado en el confinamiento del material contaminado, su dragado, transporte y depósito en vertedero; permitiendo eliminar los volúmenes de lodos contaminados almacenados hasta la fecha en el vaso del embalse de Flix.

En la actualidad, tras casi 15 años de trabajo y gracias a la colaboración interadministrativa del Gobierno central, la Generalitat y los Ayuntamientos, se han dado por finalizados los trabajos de descontaminación de los sedimentos por metales pesados en el embalse de Flix.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El embalse de Flix se sitúa en uno de los meandros del tramo bajo del río Ebro, aguas abajo de los embalses de Mequinenza y Ribarroja, construidos en 1966 y 1969; en los términos municipales de Flix y Campredó, pertenecientes a las Comarcas de la Ribera del Ebro y del Bajo Ebro, en la provincia de Tarragona. La desembocadura del río Ebro se localiza a unos 100 km de distancia.

El embalse, construido en 1948, se asienta sobre depósitos aluviales de gravas, arenas, limos y arcillas; drena una cuenca de 81.274 ha, cuenta con una superficie aproximada de 320 ha, una profundidad máxima de 26 m y una capacidad teórica de 11 hm³, siendo sus principales usos el hidroeléctrico y el abastecimiento.

El meandro de Flix quedó estrangulado de forma artificial a su entrada por la construcción de la presa-puente del embalse y convertido en la práctica en un galacho, es decir, en un humedal originado a partir de un antiguo cauce o paleocauce, contando en su margen izquierda con el PEIN (Espacio de Interés Natural de Cataluña) de la "Ribera de l'Ebre" y con la Reserva Natural de Fauna Salvaje de Sebes y Meandro de Flix, en donde destaca la vegetación de ribera formada por álamos.

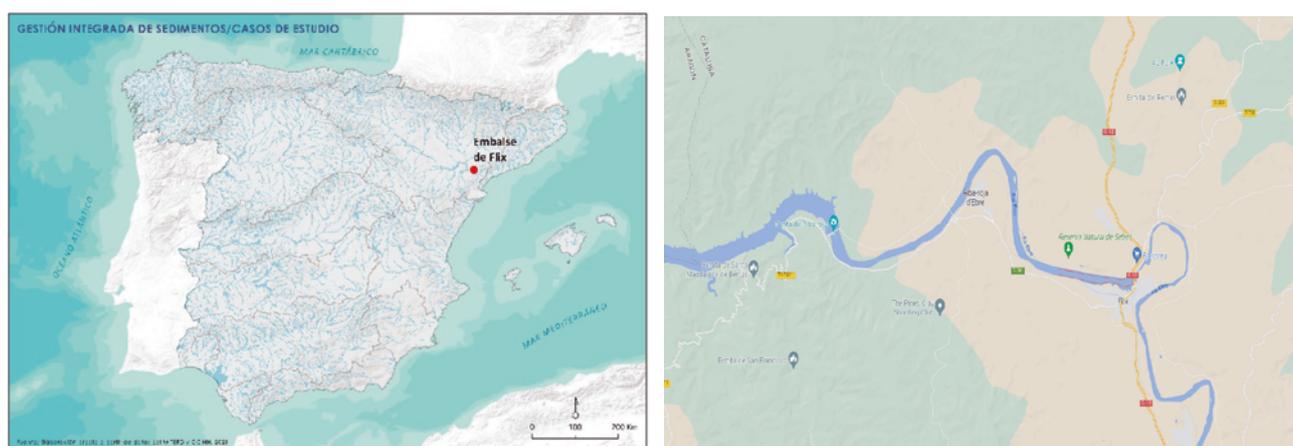


Figura A.3.1.1 (a) Mapa de localización del embalse de Flix y (b) aspecto del meandro y del embalse de Flix en el tramo bajo del río Ebro.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

Los vertidos procedentes de la actividad industrial llevada a cabo en el entorno de Flix durante décadas produjeron la contaminación del sedimento fluvial del río Ebro, su vertido y transporte agua abajo en dirección al Delta y su eventual acumulación en el vaso del embalse de Flix a partir de la construcción de la presa en 1948. El río Ebro ha recibido históricamente los vertidos procedentes de la fábrica de la Sociedad Electro-Química de Flix, localizada en su margen derecha. La actividad industrial de esta empresa, cuyo inicio se remonta a 1900, ha consistido en la producción de cloro y sosa, introduciéndose posteriormente la tecnología del mercurio; siendo el cauce del río Ebro el medio sedimentario natural para el vertido de los residuos procedentes de tales procesos industriales, los cuales han sido transportados aguas abajo de las instalaciones.

Adicionalmente, la construcción de las presas de Mequinenza, Ribarroja y Flix modificaron la dinámica natural del río, favoreciendo la acumulación de los sedimentos fluviales y los residuos arrastrados desde las partes altas del curso del río.

La acumulación de sedimentos, además de suponer una merma en la capacidad del embalse, constituye una fuente de riesgo elevado de contaminación ante la potencial movilización de los volúmenes sedimentarios, poniendo en riesgo a más de un millón de usuarios que se abastecen de las aguas del río Ebro y comprometiendo a decenas de miles de hectáreas de cultivo ubicadas en la zona del Delta, que podrían verse afectadas por un posible vertido incontrolado. Además, la potencial movilización de los materiales contaminados almacenado en el vaso del embalse o su difusión hacia el río pueden conducir a situaciones ecológicas no previstas de alteración del sistema acuático.

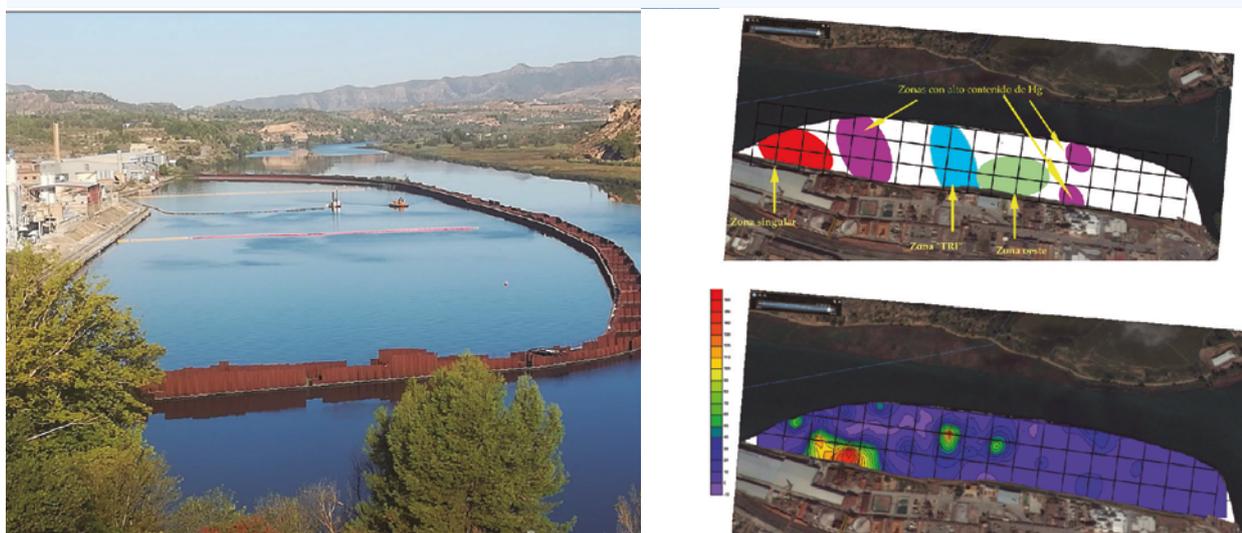


Figura A.3.1.2 Embalse de Flix. (a) Perímetro de la zona confinada, (b) plano de zonas con mayor carga contaminante por mercurio (Hg), zona singular (DDTs, PCBs y HCHs), zona TRI (tricloroetileno y tetracloroetileno) y zona oeste (hexaclorobenceno y tetracloruro de carbono); y (c) distribución de kg totales de mercurio en el recinto.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

El conjunto de actuaciones fue diseñado en varias fases con el objetivo final de suprimir la fuente de contaminación y reducir la contaminación de los sedimentos en el embalse, consistiendo en: i) ejecución de un recinto confinado, ii) dragado del material contaminado, iii) tratamiento del material contaminado y iv) transporte y deposición de los residuos a un vertedero autorizado.

La primera fase de las obras comienza en 2012 con el aislamiento de la zona en la que se ubicaban los suelos contaminados dentro del embalse de Flix. Se emplea una doble línea de tablestacas de cierre situadas en la margen derecha del embalse, ocupando una superficie de 43.456 m².

El grado de contaminación de los materiales del fondo del recinto confinado se evaluó en el año 2016 a partir de la caracterización geológica de 100 puntos de sondeo y la caracterización química de los contaminantes de los materiales depositados en su fondo a partir de 268 muestras.

En 2019 y tras diversas pruebas de dragado, se inicia el plan para la extracción de los materiales del fondo en las zonas propuestas por el CIEMAT (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas). Se empleó el dragado mediante succión, de tal manera que no se incorporara el material superior a 8-10 cm, que quedaría en el fondo del mismo, entendiéndose que tales gravas no se encontraban contaminadas. En total, la superficie de actuación fue de 48.327 m², quedando el material contaminado en 4 zonas bien diferenciadas en donde la carga contaminante era mayor.

El material dragado se cribó por tamaños (gravas, arenas y lodos), se pesó, se trató mediante estabilización u oxidación en una planta de tratamiento (siempre y cuando los materiales presentaban concentraciones de contaminantes) y se depositó en vertedero. En este proceso, el lodo y el agua se transportaron a tanques decantadores para su tratamiento, enviándose el lodo a filtros de prensa para la extracción del agua (deshidratación) y su posterior transporte a una zona de acopios, en donde se procedió a la identificación de sus compuestos mediante su análisis.

La analítica química se realizó a partir de una muestra representativa del lote del material, determinando sus resultados su posterior transporte y deposición en vertedero. El agua sobrante se vertió a un tanque de regulación y fue tratada en una planta de depuración antes de su vertido al río, mientras que las arenas y las gravas no contaminadas se restituyeron al lecho.

En la descontaminación de cada una de las zonas dragadas y en el posterior tratamiento de los residuos sólidos, se aplicaron controles de calidad a través de ensayos de sondeo y el control independiente de las muestras por el método vibrocorte, método por el cual se recogen muestras de fondo sobre la zona previamente dragada, se identifica el material extraído y la profundidad de extracción, y se analizan los resultados. Así, y en caso de resultar positivos (contaminados), se procedió a realizar nuevos repasos a las zonas previamente dragadas.

Además, se realizaron análisis de los vectores agua y aire.

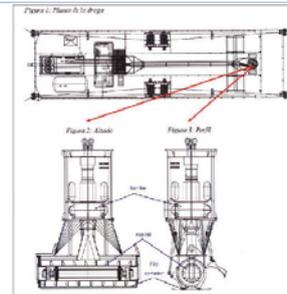
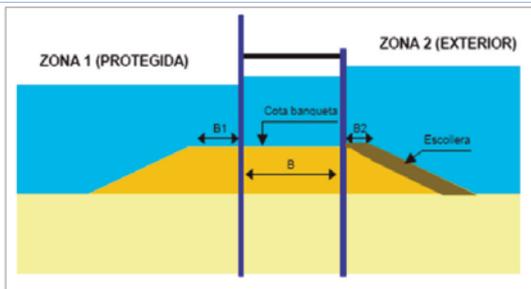
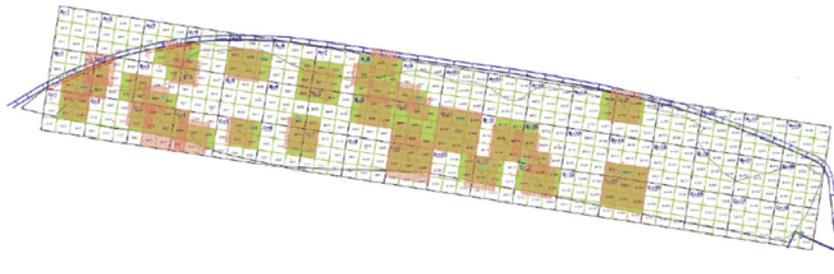


Figura A.3.1.3 Actuaciones de descontaminación en el embalse de Flix: (a) Esquema del plan de dragado en el recinto en que se ubican los sedimentos contaminados, (b) aislamiento y aseguramiento del recinto mediante doble línea de tablaestacas y (c) plano de planos de la draga.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

A partir de los datos del análisis químico obtenidos del dragado y el análisis del material depositado en el fondo del recinto confinado del embalse de Flix (lodos y aluvial contaminado), se advirtió la existencia de varios contaminantes o grupos de contaminantes, destacando: mercurio, DDTs, PCBs, hexaclorohexanos (HCHs), tetracloruro de carbono, hexaclorobenceno, tricloroetileno, tetracloroetileno y otros compuestos organoclorados; quedando dichos contaminantes localizados en el sedimento.

La carga contaminante total cuantificada en el recinto fue de 79.300 m³, en la que el compuesto DDT, correspondía a prácticamente la mitad.

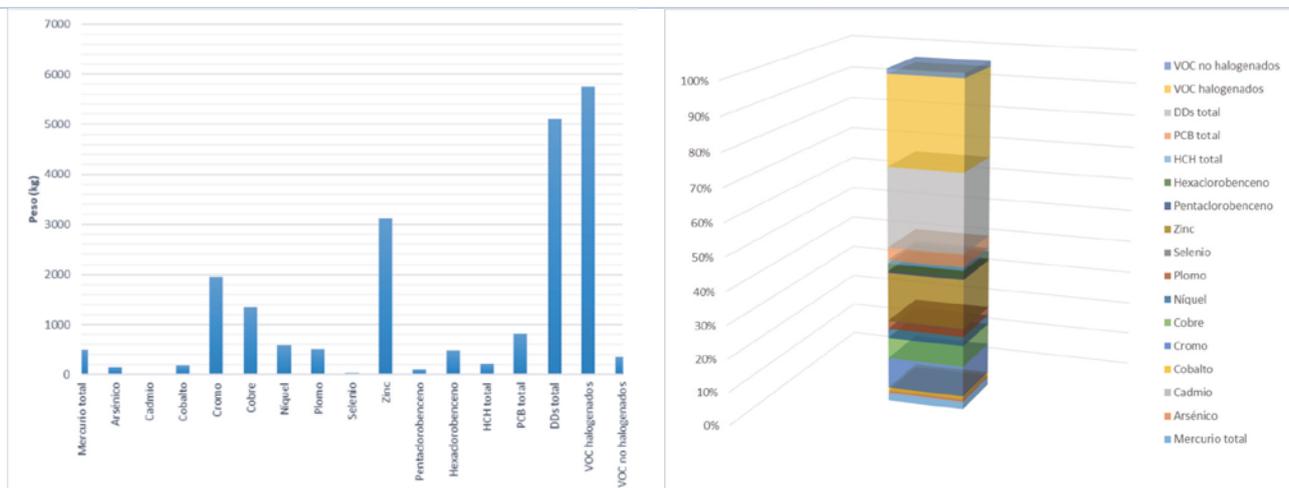


Figura A.3.1.4 Gráficos resumen con los resultados de la cuantificación del material sólido dragado. (a) Peso total de los compuestos contaminantes sólidos extraídos y (b) porcentajes acumulados totales.

Las arenas y los lodos fueron las fracciones con mayor necesidad de tratamiento de estabilización y oxidación previa deposición en vertedero, siendo los lodos la fracción con las mayores concentraciones de contaminantes y las gravas la de menor.

El material dragado y pesado durante el proceso de descontaminación alcanzó la cifra de 93.386,76 kg, siendo de 79.441,49 kg una vez descontada la humedad, y en donde el total de contaminantes obtenido fue de 19.264,82 kg, siendo la suma de los compuestos volátiles halogenados de 5.746,74 kg y la de DDs (pesticidas como el DDT y sus productos de degradación, como el DDE y el DDD) de 5.117,57 kg. Entre los metales destacó el zinc y el cromo, con 3.124,17 kg y 1.955,17 kg, respectivamente.

En la actualidad, queda pendiente la retirada de un perímetro de seguridad de 14 km que se llevará a cabo de forma paulatina para no alterar el cauce del río y comprobar que la calidad del agua cumple con los parámetros exigidos por la normativa.

REFERENCIAS

Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medioambiente. acuaMED, 2017. Estudio del grado de descontaminación del embalse de Flix. Avance de resultados. Enero 2017.

acuaMED, 2020. Informe de finalización de la etapa del dragado para la extracción de contaminantes. Contrato del servicio de dirección de las obras correspondientes a las obras incluidas en la actuación urgente 4.d, "Eliminación de la contaminación química del embalse de Flix", recogida en la Ley 11/2005, correspondientes a l proyecto constructivo para la eliminación de la contaminación química del embalse de Flix (Tarragona).

acuaMED, 2020. Informe de los compuestos extraídos en el material dragado en el recinto del embalse de Flix. Contrato del servicio de dirección de las obras correspondientes a las obras incluidas en la actuación urgente 4.d, "Eliminación de la contaminación química del embalse de Flix", recogida en la Ley 11/2005, correspondientes a l proyecto constructivo para la eliminación de la contaminación química del embalse de Flix (Tarragona).

CASO DE ESTUDIO 3.2. Acumulación de sedimentos en el río Guadiana a su paso por la ciudad de Badajoz.

AUTOR	ÁNGEL NIEVA PÉREZ NICOLÁS CIFUENTES Y DE LA CERRA	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	GUADIANA
-------	------------------------------------------------------	------	--------	------------------------	----------

RESUMEN

El río Guadiana, a su paso por la ciudad de Badajoz, se encuentra compartimentado por dos azudes, el azud de Badajoz y el de la Pesquera. Ambas infraestructuras, con el paso de los años, han ido reteniendo gran cantidad de sedimentos, los cuáles presentan una elevada carga de nutrientes provenientes del retorno de las zonas regables situadas aguas arriba. A este hecho se le une el aporte directo de aguas residuales de parte de la ciudad de Badajoz que ha sufrido durante años este tramo de río.

La elevada concentración de nutrientes presentes en los lodos y la disminución de la profundidad de la lámina de agua por el elevado volumen de sedimento acumulado en el cauce, ha propiciado el asentamiento de una especie exótica invasora, el nenúfar mejicano (*Nymphaea mexicana*), permitiendo su expansión, ya que esta especie puede ocupar zonas de hasta 3 metros de profundidad.

Además del potencial impacto que supone esta especie sobre los ecosistemas acuáticos (ocupación de nichos ecológicos, eutrofización, etc.) la presencia de esta especie en el tramo urbano del río Guadiana genera una gran alarma social por su impacto paisajístico y limita algunos usos comunes, tales como la pesca y el piragüismo.

Uno de los principales objetivos que se plantean para controlar su expansión es la disminución de los lodos acumulados, si bien, su retirada y gestión supone un gran reto.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

Se trata del tramo urbano del río Guadiana, a su paso por la ciudad de Badajoz, en las proximidades de la frontera con Portugal. La longitud total de los tramos fluviales afectados por el nenúfar mejicano es de 38,42 km., siendo el río Guadiana el que presenta la mayor longitud de afección, con aproximadamente unos 30 km., siendo el mencionado tramo urbano el más afectado por la presencia de esta especie.

El río Guadiana en la ciudad de Badajoz está delimitado por los azudes de la Pesquera y por el de Badajoz (también conocido como azud de la Granadilla), situados respectivamente aguas arriba y abajo de la ciudad; siendo precisamente en este tramo urbano, en donde el nenúfar mejicano afecta a más del 30% de la lámina de agua. La construcción de estos dos azudes ha supuesto la modificación de las características geomorfológicas de la masa de agua, provocando la laminación de las aguas, el ensanchamiento del cauce y la reducción de la velocidad del caudal; propiciando la retención de lodos y el desarrollo del nenúfar mejicano.

La geomorfología de la zona se corresponde con una llanura aluvial sobre mantos de arenas, gravas y arcillas, que se encajona a su paso por la capital extremeña.

El río Guadiana a su paso por Badajoz está catalogado como espacio incluido en la Red Natura 2000, concretamente en la ZEPA ES0000393 "Azud de Badajoz".



Figura A.3.2.1 (a) Mapa de localización del río Guadiana a su paso por Badajoz y (b) aspecto del cauce y de la vegetación acuática (*Nymphaea mexicana*) en su tramo urbano.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

El tramo del río Guadiana a su paso por la ciudad de Badajoz presenta una gran acumulación de sedimentos en su lecho, lo que propicia la proliferación del nenúfar mejicano, especie exótica invasora con potenciales impactos negativos sobre el ecosistema acuático, y que causa una gran alarma y presión social y limita los usos socio-recreativos asociados a este tramo de río.

Los azudes de la Pesquera y de Badajoz delimitan el río Guadiana en la ciudad de Badajoz. Ambas infraestructuras, con el paso de los años, han ido reteniendo gran cantidad de sedimentos, los cuáles presentan una elevada carga de nutrientes provenientes del retorno de las zonas regables de la cuenca situadas aguas arriba y del aporte directo de aguas residuales de parte de la ciudad de Badajoz. El volumen de lodos recogidos por el azud de Badajoz, que en algunas zonas llega a tener 4 metros de profundidad, es de más de 660.267 m³. A este volumen hay que sumarle los lodos recogidos por el azud de la Pesquera, cifra aún por determinar.

La presencia del nenúfar mejicano propicia además la germinación de la semilla de otra temida especie exótica invasora, el camalote o jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*). Esta especie vegetal fue detectada por primera vez en el río Guadiana en 2004 y tiene potenciales efectos nocivos sobre la calidad de las aguas y los ecosistemas acuáticos, favoreciendo la eutrofización de las aguas y la competencia con especies nativas; además de conllevar daños económicos por afección a las infraestructuras de riego situadas en las zonas adyacentes. Las hojas del nenúfar mejicano mantienen el cauce del río con una lámina de agua estable y poco profunda, haciendo un "efecto cuna" en donde las semillas de camalote pueden germinar fácilmente.

Además, el tramo urbano de Badajoz está catalogado como espacio incluido en la Red Natura 2000, en concreto en la ZEPA del "Azud de Badajoz", por lo que cualquier actuación que se pretenda realizar debe preservar los valores por los que fue declarado y el proyecto debe ser sometido a evaluación de impacto ambiental.

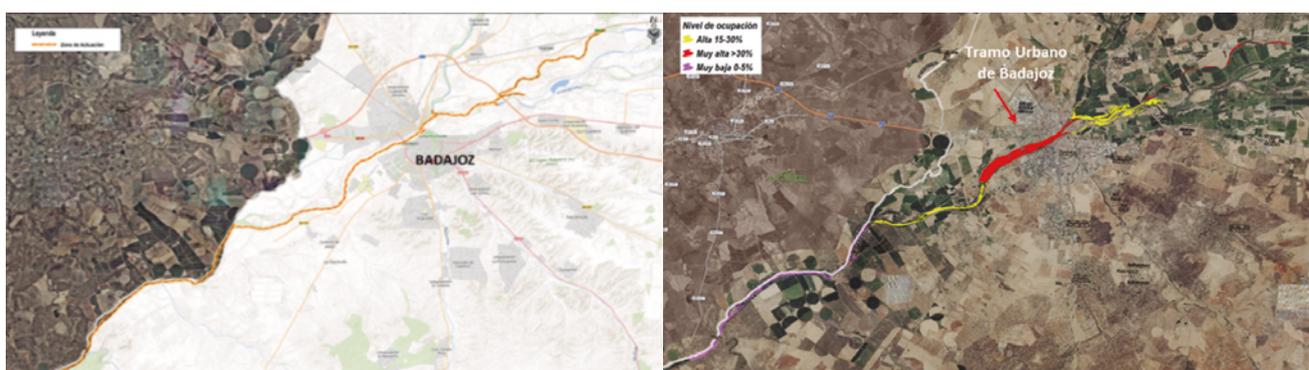


Figura A.3.2.2 (a) Tramos de ríos afectados por la presencia de nenúfar mejicano y (b) detalle del nivel de ocupación de nenúfar mejicano en el río Guadiana a su paso por Badajoz.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

La solución planteada cuenta con dos actuaciones: i) la permeabilización al sedimento de los azudes situados en el tramo urbano del río Guadiana y ii) la eliminación de los lodos y de la especie vegetal invasora.

En primer lugar, se plantea la permeabilización de los dos azudes situados aguas arriba y abajo de la ciudad de Badajoz mediante la instalación de compuertas, de manera que se propicie la movilización de los sedimentos y permita su vaciado total, algo que en la actualidad es técnicamente inviable al carecer de desagües y/o compuertas que lo permitan. La instalación de estos elementos para facilitar el vaciado de los azudes es fundamental para favorecer el paso de los sedimentos a través de estas barreras transversales.

En este sentido, se han iniciado los trabajos de permeabilización del azud de la pesquera de Badajoz, incluidos en el proyecto de "Mejora de la Continuidad fluvial del río Guadiana en el azud de la Pesquera en el T.M. de Badajoz", los cuales permitirán reducir el nivel de la lámina de agua aguas arriba del mismo. Por otro lado, se trabaja en la redacción del proyecto de "Mejora de la continuidad fluvial en el azud de la Granadilla en el T.M. de Badajoz".

En segundo lugar, se pretende realizar la extracción mecánica del nenúfar y de los lodos acumulados en el lecho del cauce del tramo urbano para lo que en 2018 se elaboró el "Estudio de viabilidad de métodos para el control y eliminación del Nenúfar mejicano en el río Guadiana a su paso por Badajoz", y en donde se analizaron un total de 23 posibles actuaciones, de las cuales se seleccionaron finalmente 4 alternativas:

- Desbroce del sistema foliar (sin retirada de lodos).
- Retirada mecánica de lodos con el azud lleno actuándose únicamente en las zonas con nenúfar mejicano.
- Retirada de lodos y sedimentos solo en superficies donde hay nenúfar mejicano.
- Retirada de todos los lodos existentes en toda la superficie del río previo vaciado de los azudes.

En el caso del tramo urbano de Badajoz "a priori" y si el resultado de la declaración de impacto ambiental es positivo, la actuación consistiría en la retirada de los sedimentos acumulados mediante su deslodado y/o excavación en seco de todos los lodos existentes, previo al vaciado de los azudes de la Pesquera y Badajoz.

En cualquier caso, las soluciones técnicas definitivas están actualmente en diseño y dependen de las conclusiones que se establezcan en la Declaración de Impacto Ambiental.



Figura A.3.2.3 Aspecto de los azudes que delimitan el río Guadiana a su paso por Badajoz. (a) Azud de la Pesquera y (b) Azud de Badajoz o de la Granadilla.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

El camalote es una de las especies de plantas invasoras más preocupantes, cuyo control en la cuenca del Guadiana está causando elevados costes económicos, ya que, desde su aparición en verano de 2004, la Confederación Hidrográfica del Guadiana lleva invertidos unos 60 millones euros en su control. A medida que pasan los años la problemática sigue creciendo.

Como resultado de las labores de vigilancia llevadas a cabo por la Confederación hidrográfica del Guadiana se conoce que durante el periodo 2009-2022 el avance del nenúfar mejicano sobre el cauce del tramo urbano del río Guadiana en Badajoz ha experimentado un incremento medio de 5,93 ha/año, estimándose una superficie de afección de 75,95 ha en septiembre de 2022, siendo la tasa media de expansión interanual referida a este periodo de un 30,50%.

En la actualidad no se dispone de resultados de seguimiento ni de datos a la respuesta de la dinámica sedimentaria del río Guadiana al conjunto de actuaciones planificadas, ni de cuál será el comportamiento del nenúfar mejicano a dichas las actuaciones.



Figura A.3.2.4 (a) Imagen de satélite del tramo urbano de Badajoz en donde puede observarse las manchas de nenúfar mejicano (26-09-2022) y (b) labores de vigilancia de camalote en el río Guadiana.

REFERENCIAS

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Confederación Hidrográfica del Guadiana. 2018. Estudio de viabilidad de métodos para el control y eliminación del Nenúfar mejicano en el río Guadiana a su paso por Badajoz.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Confederación Hidrográfica del Guadiana. 2020. Mejora de la Continuidad fluvial del río Guadiana en el azud de la Pesquera en el T.M. de Badajoz.

<https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/estrategia-nacional-restauracion-rios/PRTR-2022-Azud-Pesquera.aspx>

CASO DE ESTUDIO 4.1. Evaluación de crecidas controladas para la movilización de sedimentos en el bajo Ebro.

AUTOR	JAVIER SAN ROMÁN	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	EBRO
-------	------------------	------	--------	---------------------	------

RESUMEN

En el año 2003 se empezaron a realizar crecidas controladas desde los embalses de Mequinenza-Ribarroja-Flix, en el bajo Ebro, para el control de la proliferación de macrófitos en el cauce. Posteriormente, el régimen de caudales ecológicos establecido en el Plan Hidrológico (2015-2021) contempló la realización de estas crecidas dos veces al año: una en primavera y otra en otoño. Así, en la crecida controlada del 5 de mayo de 2022, se llevó a cabo una monitorización del transporte del sedimento en suspensión con mediciones en continuo, toma de muestra por secciones e imágenes satelitales.

Actualmente, dentro del marco de la "Estrategia para la gestión integral de sedimentos en la demarcación hidrográfica del Ebro", incorporada en el Plan Hidrológico del tercer ciclo (2022-2027) y en conexión también con el Plan de Protección del Delta del Ebro, se está trabajando en la adaptación de estas crecidas para el monitoreo y el estudio de la movilización de sedimentos, constituyendo un elemento, ya existente y consolidado, para la gestión, que puede optimizarse para la movilización de los sedimentos.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El tramo bajo del río Ebro se caracteriza por presentar una geometría de tipo meandriforme, una pendiente de $8,5 \times 10^{-4}$ y una anchura del cauce que oscila entre los 50 y los 160 m (Vericat & Batalla, 2006). En este tramo de río se ubican los embalses en cadena del sistema de explotación de Mequinenza (1.530 hm^3), Ribarroja (209 hm^3) y Flix ($4,7 \text{ hm}^3$). Estos embalses reciben los aportes sedimentarios de toda la cuenca, y la construcción de los dos primeros a mediados de los años 60 del siglo pasado, significó una alteración del tránsito sedimentario.

Los principales tributarios del tramo medio en su entorno son los ríos Cinca y Segre, que desembocan en el embalse de Ribarroja; y el río Cidurana, río regulado desde los años 80 del siglo pasado, cuya desembocadura se ubica aguas abajo de la presa de Flix.

En este contexto, es preciso señalar los efectos que el régimen sedimentario ejerce sobre el Delta del Ebro, en especial en su borde litoral, situándose la desembocadura del río Ebro a unos 100 km de distancia de la zona de actuación.



Figura A.4.1.1 (a) Mapa de localización de los embalses de Mequinenza y Ribarroja y (b) Sedimentos acumulados en el embalse de Mequinenza a la altura de Caspe (18 de agosto de 2022). Fuente: CHE.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

Aunque la cuenca del Ebro ya no produce la misma cantidad de sedimentos que en el pasado por el incremento de la cubierta forestal, el flujo de sedimentos aguas abajo del sistema de embalses Mequinenza, Ribarroja y Flix se encuentra muy reducido, en donde una parte importante del sedimento está atrapada desde hace más de 60 años. La circulación de caudales y sedimentos a lo largo del eje del río Ebro está notablemente modificada desde la construcción y puesta en marcha de estos embalses.

El material de arrastre de fondo de la cuenca del Ebro aguas arriba de Mequinenza, y de las cuencas de los ríos Cinca y Segre, queda retenido en la cola de los embalses, siendo el único sedimento con salida, aquel que queda disuelto, y que no tiene influencia en la dinámica sedimentológica del curso bajo del río Ebro, con la importancia que este hecho conlleva sobre los efectos sedimentológicos en el Delta del Ebro, en especial en su borde litoral, en donde es preciso que el sedimento disponible llegue en cantidad y calidad con una granulometría adecuada.

La movilización de sedimentos en los embalses de Mequinenza y Ribarroja presenta una gran complejidad. Mequinenza, situado aguas arriba, tiene una longitud de unos 106 km, localizándose el 80% de los sedimentos acumulados a más de 50 km de la presa. Con los datos de las últimas batimetrías se estima que en Ribarroja se acumulan entre 18-23 hm³ de sedimentos, mientras que en Mequinenza se está terminando una batimetría para precisar la acumulación de sedimentos (enero de 2023), si bien, las últimas estimaciones publicadas lo evalúan en 100-240 hm³. Es constatable la diferencia de aporte de sedimentos entre las entradas y las salidas de estos embalses, estimando los estudios del CEDEX un flujo de sedimentos antes de la construcción de los embalses en 6 Mt/a y de 0,37 Mt/a con posterioridad a la misma.

La cuenca del Ebro cuenta con varias experiencias de movilización de sedimentos en grandes embalses, estos estudios presentan una gran complejidad operacional e implican riesgos en cuanto a potenciales afecciones ambientales. En este sentido, se considera que la única opción realista para la movilización de los sedimentos acumulados en estos embalses consistiría en la retirada mecánica de los mismos mediante excavación en seco, si bien, se considera que su coste la haría inviable. La opción de una retirada hidrodinámica mediante lavado está siendo estudiada en el embalse de Ribarroja debido a sus menores dimensiones, aprovechando para ello los caudales de avenida. Por otro lado, se están evaluando otras técnicas, proyectándose pruebas piloto mediante el uso de dragas de succión.

En este contexto, las crecidas controladas permiten la evaluación y el monitoreo del flujo sedimentario que se produce en estos eventos y permite valorar mejoras en su gestión para incrementar la movilización y evaluar el tránsito sedimentario en el curso bajo, antes de ejecutar otro tipo de acciones.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

El 5 de mayo de 2022 se programó una crecida controlada desde el embalse de Ribarroja con una punta de 1.200 m³/s mantenida durante 5 horas. Bajo la dirección del CEDEX se diseñó una campaña intensiva de monitoreo en el curso bajo del río Ebro para valorar sus efectos (CEDEX 2022-a; 2022-b).

Así, se seleccionaron siete secciones de control coincidiendo con puentes sobre el río Ebro, y cuatro equipos de trabajo aportados por el CEDEX, la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC) y la Universidad de Valencia (UV), que estuvieron tomando muestras durante toda la jornada en diferentes puntos a lo largo de las diversas secciones y a diferentes profundidades con el propósito de obtener datos de turbidez y de sólidos en suspensión. Al mismo tiempo, un quinto equipo de trabajo realizó aforos mediante un sistema "doppler" en las secciones en los momentos de muestreo, y un sexto equipo ejecutó una grabación con dron aéreo. Ambos equipos fueron aportados por la Confederación Hidrográfica del Ebro.

La crecida se hizo coincidir con el tiempo de paso del satélite Sentinel-2 de la Agencia Espacial Europea, cuyas imágenes fueron analizadas por la Universidad de Valencia para obtener valores de turbidez a partir de los sensores satelitales y así poder calibrar con los resultados del muestreo. A todo lo anterior, se sumaron las 4 estaciones de la Red SAICA (Red de alerta de calidad) en el bajo Ebro, que miden entre otros parámetros, el de turbidez en continuo, y que, hasta el momento presente, constituían el único procedimiento utilizado para la evaluación. La información de la Red SAICA, en particular en puntos como Ascó y Xerta resulta básica y de extraordinario valor.

Finalmente, se ha contado también con la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) para analizar las mediciones obtenidas de todo el evento en el marco del proyecto europeo REST-COAST.

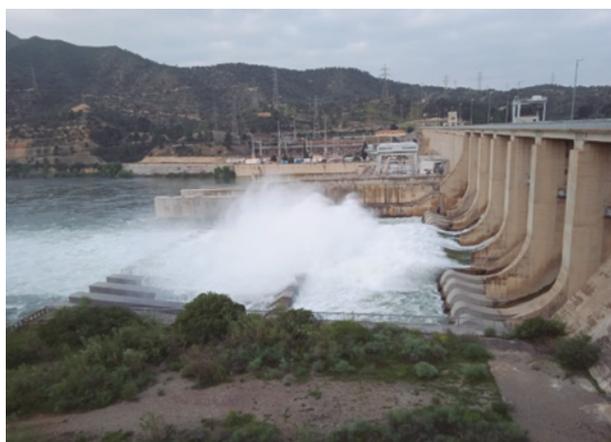


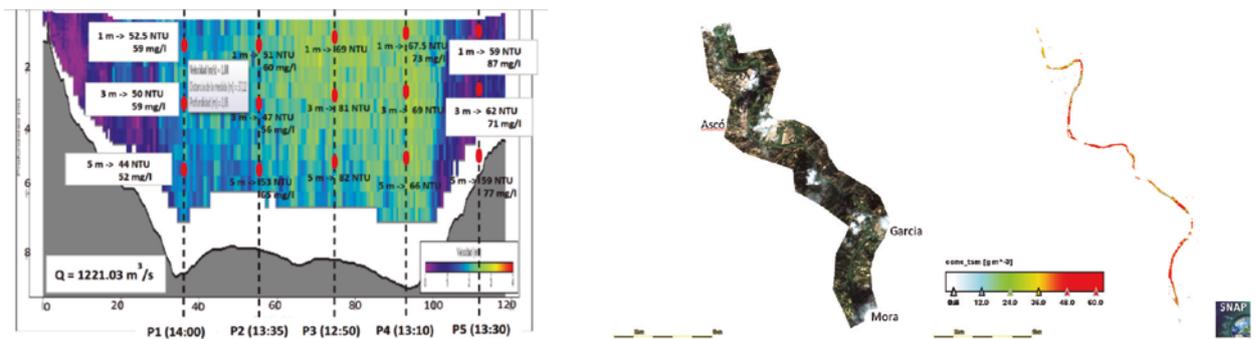
Figura A.4.1.2 (a) Presa de Ribarroja. Apertura de compuertas para el alivio de la crecida controlada (5 de mayo de 2022); (b) Toma de muestras en la Sección 2, puente de Mora de Ebro (5 de mayo de 2022). Fuente: CHE.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

El evento de crecida controlada del 5 de mayo de 2022 movilizó 3.130 toneladas de sedimento en suspensión, multiplicando por 20 la turbidez del caudal base precedente. Las estimaciones menos precisas de otras crecidas previas habían registrado valores de movilización que oscilaban entre las 1.000 y las 10.000 toneladas.

Los resultados obtenidos ayudarán a optimizar la movilización de sedimentos factible mediante estos eventos de crecidas controladas. Aunque, lamentablemente, las condiciones de sequía imperantes en la segunda mitad del año 2022 impidieron que se realizara la crecida de noviembre; en el futuro se seguirán monitorizando estas crecidas para comprender cómo afectan a la exportación de sedimentos las distintas condiciones hidrológicas (crecidas naturales precedentes, nivel de embalse en Ribarroja y Flix en el momento de producirse la crecida controlada, pulsos de caudal generados, etc.).

La gestión de las crecidas controladas es solo una parte dentro de la "Estrategia para la gestión integral de sedimentos en la demarcación hidrográfica del Ebro" y de las acciones encaminadas a la protección del delta del Ebro, constituyendo un elemento ya existente y consolidado en la gestión que puede optimizarse para la movilización de sedimentos.



910 - Ebro en Xerta - Turbidez (NTU)

SAICA-EBRO. Confederación Hidrográfica del Ebro

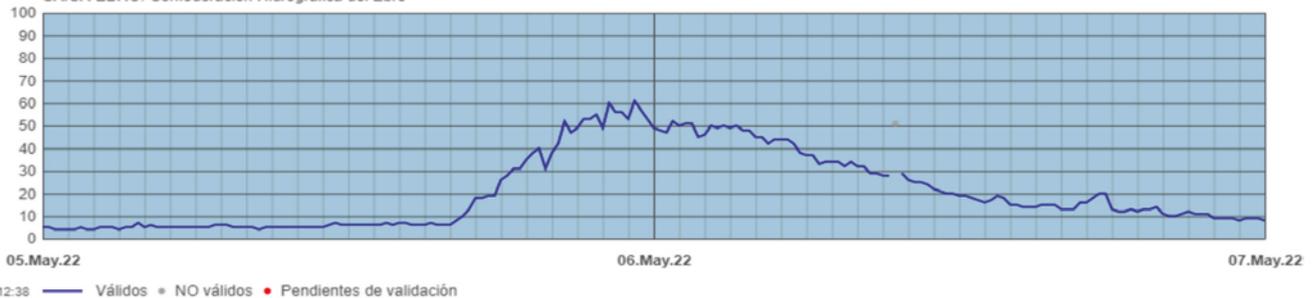


Figura. A.4.1.3. (a) Sección 1, puente de Ascó. Campo de velocidad, turbidez y concentración en los puntos de muestreo; (b) Imágenes Sentinel-2 (5 de mayo de 2022) y total sólidos en suspensión; y (c) Registro en continuo de turbidez en la estación SAICA 910 Ebro en Xerta durante el evento. Fuente: Agencia Espacial Europea - Universidad de Valencia, CEDEX y CHE.

REFERENCIAS

CEDEX. 2022-a. Plan de ensayo para la monitorización del transporte de sedimento en suspensión en el curso bajo del río Ebro durante la avenida controlada desde el embalse de Flix (informe interno).

CEDEX. 2022-b. Campaña de muestreo de sedimentos en suspensión en el curso bajo del río Ebro durante la avenida controlada del 5 de mayo de 2022. Madrid. (borrador de nota técnica).

Analysis and proposals for sediment management in dams. Monitoring in the Llobregat river - YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=arGBpXEhVY&list=PL2O8tMC5EiTrjA8Vu5uy7EYZFpfd2n53&index=10>

Centro de Estudio y Experimentación de Obras Públicas – CEDEX. Centro de Estudios de Puertos y Costas. 2021. Plan para la protección del Delta del Ebro (E.S.T. 2017-2020/95). Madrid.

Vericat D. & Batalla R.J. 2006. Rev. C&C, 20 (1-2).

CASO DE ESTUDIO 4.2. Plan Piloto de Gestión del sedimento en el tramo bajo del Río Nalón (Asturias).

AUTOR	ELENA FERNÁNDEZ IGLESIAS GIL GONZÁLEZ RODRIGUEZ DANIEL VÁZQUEZ TARRÍO GONZALO GUTIÉRREZ DE LA ROZA	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	CANTÁBRICO OCCIDENTAL
-------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------	--------	------------------------	--------------------------

RESUMEN

En el tramo bajo del río Nalón (Asturias) se están produciendo reajustes hidromorfológicos y una progresión creciente de orillas erosivas, cambios que se han acelerado en las últimas décadas. Entre los procesos que pueden estar interviniendo en estos reajustes se encuentra la disminución en el suministro de sedimentos derivado de determinadas actividades antrópicas, tales como la retención provocada por presas y azudes o el aumento de la superficie arbórea en la cuenca hidrográfica.

En relación con esta problemática, en el tramo bajo del río Nalón está previsto realizar un *baipás* (*bypass*) de unos 5.000 m³ de sedimento desde aguas arriba del embalse de El Furacón (T.M. de Oviedo), hacia dos emplazamientos ubicados aguas abajo, en las inmediaciones de Valduno (T.M. de Las Regueras) y Villamarín (T.M. de Grado), cuya redistribución en el cauce será monitorizada. También se contempla la reinyección de varias toneladas de arena en un afluente menor del Nalón para realizar el seguimiento del movimiento de esta fracción más fina. Dichas acciones se complementarán con la implantación de varias técnicas para medir en campo las tasas de transporte, tales como los trazadores marcados o el empleo de dispositivos geofísicos.

Entre los objetivos de estas actuaciones se encuentra desarrollar metodologías y herramientas que contribuyan al seguimiento del transporte de la carga de fondo y configurar un observatorio de sedimento.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

La Cornisa Cantábrica presenta unas características particulares que la diferencian del resto del territorio peninsular, como su clima atlántico o la accidentada configuración orográfica de la cordillera, dando lugar a ríos relativamente caudalosos y de altas pendientes. Estos ríos están caracterizados por una gran capacidad erosiva y sus lechos fluviales están dominados por sedimentos de granulometrías gruesas. La cuenca hidrográfica del río Nalón es la más grande de este ámbito, su sedimento alimenta a los sistemas playa-duna más importantes de la franja litoral asturiana.

El tramo bajo del río Nalón objeto de estudio, con una longitud de unos 35 km, presenta dos sectores hidrológicamente diferentes. Uno superior con una superficie de cuenca de 2.147 km² y una anchura media del cauce de unos 75 m, justo aguas abajo del embalse de El Furacón; y otro inferior, en el que tras la confluencia con el río Narcea, la anchura del cauce asciende a 110 m y a una superficie de cuenca de 4.895 km², de la que el 80% se encuentra afectada por embalses.

La fertilidad de las llanuras aluviales rodeadas de montañas de mediana altitud y las suaves temperaturas a lo largo del todo el año han contribuido a un repunte del uso agrícola durante la última década. En el sector correspondiente al tramo bajo del río Nalón se encuentran canalizaciones de poca extensión y los usos agropecuarios se localizan preferentemente en las márgenes, contando, además, con algunos núcleos rurales y con infraestructuras viarias. Este tramo presenta un trazado de tipo meandriforme que discurre entre llanuras aluviales, con una peligrosidad por inundaciones muy alta.



Figura A.4.2.1 (a) Mapa de localización del río Nalón; (b) Afloramiento rocoso en el lecho del cauce del río Nalón en una zona que hace pocas décadas estaba ocupada por sedimentos. Fuente: CHC.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

Las señales de inestabilidad observadas en el río Nalón en las últimas décadas están representadas por un periodo dominado por procesos de estrechamiento e incisión del cauce, seguida de otro más reciente de ensanchamiento y ligero aumento de la sinuosidad. Se reconocen además abundantes evidencias de incisión, así como un incremento en los afloramientos rocosos dentro del lecho del canal. Actualmente, el cauce presenta unos 8 km de orillas erosivas distribuidas en más de 30 emplazamientos, el valor máximo registrado en las 14 fechas estudiadas desde el año 1945.

En relación con estas erosiones, las alineaciones del bosque de ribera se encuentran fragmentadas en más de 30 zonas, ya que en muchos tramos se desarrolla un contacto directo del cauce con cultivos forestales, con terrenos destinados a la actividad ganadera y con otros cultivos intensivos presentes sobre la llanura aluvial, dejando una franja de bosque autóctono inexistente o demasiado estrecha para que sea un hábitat funcional.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

Los procesos de transporte de sedimento como carga de fondo gruesa adquieren una significativa importancia en la dinámica observada en este tramo. La información sobre este tipo de procesos, especialmente en ríos cantábricos con estas características, es muy escasa, destacando los trabajos desarrollados por Vázquez-Tarrio y Menéndez Duarte (2014 y 2015).

En este sentido, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, dentro de su programa de Restauración y Adaptación al Cambio Climático (PIMA Adapta agua), y bajo la dirección de la Confederación Hidrográfica del Cantábrico, está financiando los trabajos para configurar un observatorio de sedimento en el río Nalón. Estos trabajos son desarrollados por la empresa pública TRAGSA en colaboración del Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT) de la Universidad de Oviedo, durante el periodo 2021-2023.

Se plantea la redistribución y monitorización de aproximadamente 5.000 m³ de sedimento recogidos de una barra fluvial, desde aguas arriba del embalse de El Furacón (T.M. de Oviedo) y hacia dos emplazamientos ubicados aguas abajo en las inmediaciones de Valduno (T.M. de Las Regueras) y Villamarín (T.M. de Grado), respectivamente; y la reinyección de varias toneladas de arenas de magnetita en un afluente menor del Nalón, con el objetivo de realizar el seguimiento del movimiento de esta fracción más fina aplicando medidas de susceptibilidad magnética. Dichas acciones se complementarán con la implantación de varias técnicas para medir en campo las tasas de transporte, tales como son los trazadores marcados o el empleo de dispositivos geofísicos.

Simultáneamente a dichas actuaciones se realizará la implantación de diversas técnicas de medición del transporte de sedimento de la carga de fondo en campo, imprescindibles para complementar los datos obtenidos a partir de las aproximaciones empíricas. Concretamente, se pretende obtener mediciones del transporte de sedimento de fondo a partir del marcaje de unos 1.000 clastos mediante geolocalizadores de tipo RFID, junto con la implantación de varios geófonos o hidrófonos para el registro del ruido generado por el impacto de los clastos contra varias placas instaladas en el lecho del cauce. Además, se realizarán vuelos fotogramétricos y LiDAR antes y después de avenidas para cuantificar los cambios geomorfológicos.

Por último, en el marco del proyecto CANALAB (PID2020-118228RB-C21, Plan I+D+i Retos de la Sociedad), se prevé la instalación de un sismógrafo para profundizar en el registro geofísico de los caudales líquidos y sólidos (Dietze et al., 2019) con el objetivo de identificar un emplazamiento con poco ruido antrópico para minimizar las interferencias en la señal sísmica.

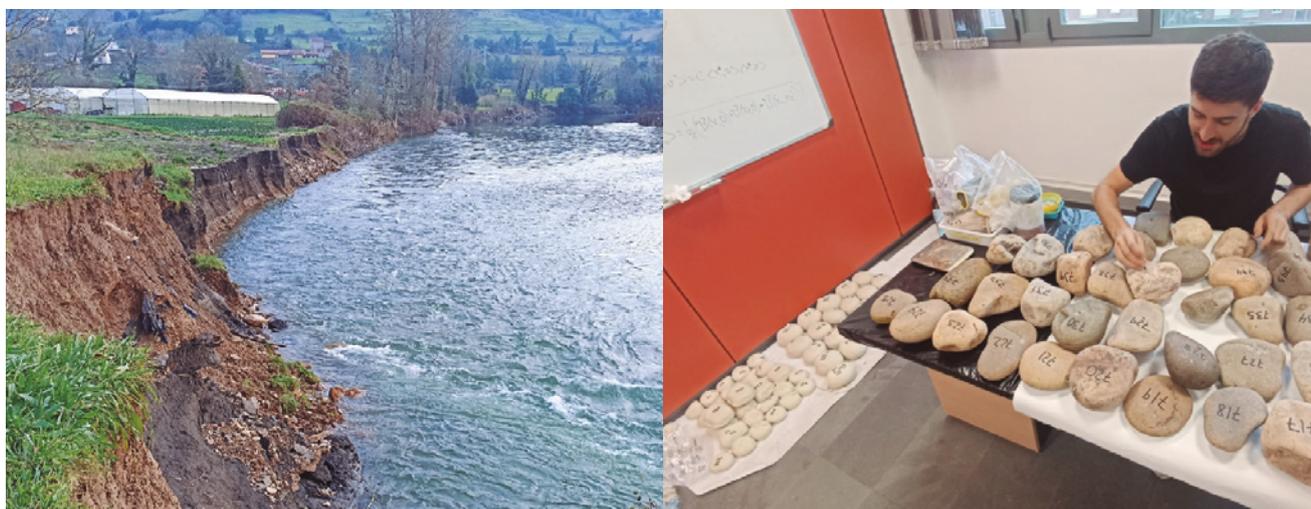


Figura A.4.2.2 (a) Orilla erosiva en las inmediaciones de la localidad de Grullas en el tramo bajo del río Nalón.; (b) Preparación y caracterización de clastos para su posterior colocación en el lecho del río Nalón. Fuente: CHC.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Aunque el proyecto se encuentra actualmente en ejecución, ya se ha realizado la reinyección de arenas de magnetita, se han implantado 4 geófonos comerciales, 700 trazadores de los 1.000 previstos repartidos en 3 emplazamientos y se ha instalado un sismógrafo en un emplazamiento cuya capacidad para detectar la dinámica fluvial ha sido constatada durante una avenida de pequeña envergadura.

Además, con el objetivo de configurar un observatorio del transporte de sedimento de fondo, el equipo científico está trabajando en nuevas técnicas de estudio y monitorización de sedimento, algunas ya en fase de experimentación. Así, y por un lado, se están estudiando técnicas fotogramétricas para agilizar las mediciones granulométricas de la carga de fondo y, por otro, se han diseñado placas de impacto de fabricación propia basadas en hardware libre, contando con dos prototipos ya instalados en el río Nalón.

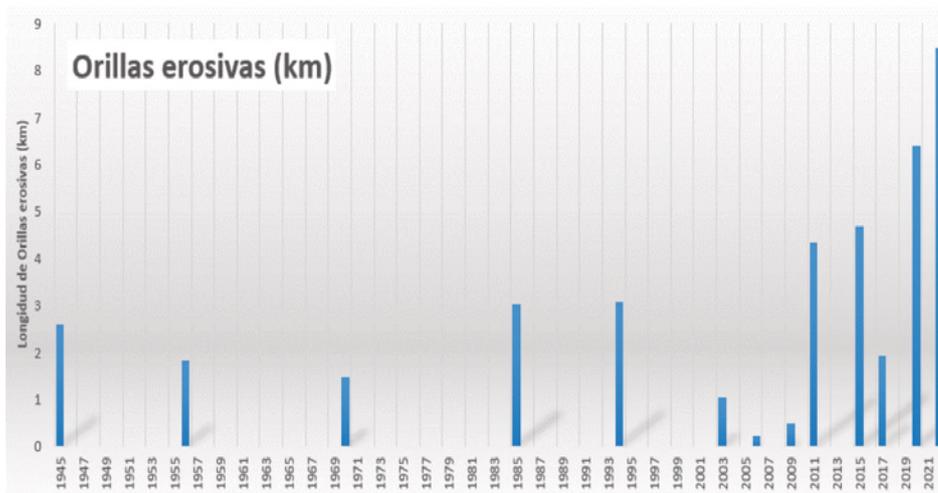


Figura. A.4.2.3. (a) Evolución de la longitud de orillas erosivas en el tramo bajo del río Nalón (Trubia-Peñaullán), según la cartografía realizada en 14 fechas entre 1945 y la actualidad; b) Colocación de cantos marcados con RFID en las inmediaciones de la localidad de Valduno.

REFERENCIAS

Dietze, M., Lagarde, S., Halfi, E., Laronne, J. B., & Turowski, J. M. 2019. Joint sensing of bedload flux and water depth by seismic data inversion. *Water Resources Research*, 55(11), 9892-9904.

Vázquez-Tarrió, D.; Menéndez-Duarte, R. 2014. Bedload transport rates for coarse-bed streams in an Atlantic Region (Narcea River, NW Iberian Peninsula). *Geomorphology*, 217, 1-14

Vázquez-Tarrió, D.; Menéndez-Duarte, R. 2015. Assessment of bedload equations using data obtained with tracers in two coarse-bed mountain streams (Narcea River basin, NW Spain). *Geomorphology*, 238, 78-93.

CASO DE ESTUDIO 4.3. Manejo de sedimentos fluviales. El ejemplo de los ríos Valderaduey y Sequillo.

AUTOR	IGNACIO RODRÍGUEZ MUÑOZ PABLO FERNÁNDEZ ARÉVALO ARTURO PRIETO BLANCO	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	DUERO
--------------	-------------------------------------------------------------------------------------	-------------	---------------	--------------------------------	--------------

RESUMEN

En general, el manejo de los sedimentos fluviales siempre se ha visto como un problema, eliminándose de los lechos y márgenes de los cauces mediante dragado, o autorizándose el uso de la minería, y empleando el material resultante en la construcción de motas de defensa contra inundaciones en núcleos de población y para fines forestales y/o agrícolas.

La recuperación del espacio fluvial es uno de los objetivos básicos en la gestión de los cauces de dominio público, de conformidad en los artículos 126 bis y 126 ter del Reglamento del Dominio Público Hidráulico. En este sentido, la Confederación Hidrográfica del Duero ha planteado un conjunto de actuaciones con un doble objetivo. Por un lado, recuperar parcialmente los cauces antiguos que fueron sometidos en su día a una actuación de canalización y rectificación de su trazado, y por otro, a eliminar parte de las motas para reconectar el cauce rectificado con su llanura de inundación. Adicionalmente, la doble incisión que sufren estos ríos, debida al dragado original de sus cauces más la producida al concentrar mayores caudales que los que habían en su sección original, ha dado lugar a un fenómeno de incisión generalizada.

Por todo lo anterior, se han retirado algunas de las motas existentes en ambas márgenes del río, se ha incorporado parte de este material al lecho y se ha llevado a cabo una recuperación del cauce original en aquellas zonas en las que ha sido posible identificar su antiguo trazado.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

La cuenca del Valderaduey-Sequillo, 5.227 km², nace en el piedemonte de la cordillera cantábrica, en unos depósitos de cantos rodados con matriz arcillosa que se conoce como raña neógena. La cuenca del río Valderaduey, de mayor superficie con respecto a la del río Sequillo, 3.649 km² y 1.578 km², respectivamente; cuenta con una aportación media de 151,6 hm³/año y con una aportación específica de 0,04 hm³/km²/año; mientras que la aportación media y específica del río Sequillo es de 45,6 hm³/año y 0,03 hm³/km²/año.

A lo largo de sus 159 km, el río Valderaduey discurre sobre el relleno terciario de la cuenca del Duero, vertiendo sus aguas en el río Duero, al este de la ciudad de Zamora. En el caso del río Sequillo, con 113 km de longitud, se le asocia un cuaternario muy potente debido a que su cauce fue el de un Paleo-Pisuerga sometido a una captura fluvial, resultando los actuales ríos Pisuerga y Sequillo.

El río Sequillo recorre cuatro provincias castellanoleonesas: Palencia, León, Valladolid y Zamora; vertiendo sus aguas en el Valderaduey por su margen izquierda, entre los municipios zamoranos de Belver de los Montes, Cañizo y Castronuevo.



Figura A.4.3.1 (a) Mapa de localización y (b) Aspecto del cauce rectificado y de su vegetación riparia asociada en un tramo del río Valderaduey entre campos de cultivo.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

El caso que nos ocupa, como en tantos otros de ríos de llanura que atraviesan zonas agrícolas, fue objeto de actuaciones de rectificación del cauce que supusieron la pérdida de al menos la mitad de su longitud, pasándose de ríos muy meandriformes a cauces modificados de menor sinuosidad y mayor sección, al realizarse los dragados cuyos materiales se dispusieron en motas a lo largo del cauce rectificado.

Estas canalizaciones de los ríos producen, entre otros efectos, una generación de fenómenos de incisión o erosión del lecho como consecuencia del aumento de la velocidad de la corriente al tener mayor calado; una simplificación morfológica del río por reducción de las formas naturales del cauce geomorfológico, tanto de los perfiles transversales como de la pendiente longitudinal del lecho; la pérdida de hábitats fluviales debido a la pérdida del espacio fluvial y a la simplificación morfológica e hidráulica; la generación de fenómenos de erosión remontante, aguas arriba de los tramos encauzados por este tipo de infraestructuras, y de sedimentaciones, aguas abajo de las mismas.

Con las actuaciones proyectadas en los ríos Valderaduey y Sequillo se pretende, en la medida de lo posible, la recuperación de parte del cauce anterior a su rectificación y la reconexión con la llanura aluvial, lo que redundará en una mayor capacidad de laminación y en una menor afección a las Áreas de Riesgo Potencial Significativo de Inundación 10 (Zamora-Esla) y 11 Bajo Duero, del Plan de Gestión del Riesgo de Inundación del segundo ciclo de planificación en vigor.

La diversidad morfológica e hidráulica del río, y por consiguiente, la restauración de la hidrodinámica natural de los procesos de erosión-sedimentación generados por el equilibrio entre los caudales líquidos y sólidos, y la recuperación de los hábitats fluviales son una derivada de este tipo de actuaciones.



Figura A.4.3.2 Río Valderaduey. (a) Aspecto de un tramo rectificado; (b) Fenómenos de erosión local en los cimientos de un puente y (c) Mota de defensa frente a inundaciones para la defensa de los cultivos agrícolas ubicados en la llanura aluvial .

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

Son varias las actuaciones que se han llevado a cabo en las zonas de obra con el objetivo de la recuperación del cauce original y la mejora de las condiciones hidromorfológicas:

1) En el río Valderaduey a la altura del término municipal de Cañizo.

Se retiran tres tramos de mota, en un total de 3.900 m, de los cuales, 2.360 m son retirados en dos tramos de la margen izquierda y 1.540 m en la margen derecha. Además, entre los términos municipales de Zamora, Molacillos, Monfarracinos y Benegiles, han sido eliminados 10.500 m de mota.

2) En el río Sequillo en San Pedro de Latarece (Valladolid).

Se ha recuperado un tramo de cauce antiguo conectado con su llanura de inundación, de unos 900 m y se han eliminado otros 400 m de mota aguas arriba de la actuación en la margen izquierda del cauce rectificado. En una segunda fase de la obra (actualmente en ejecución), se llevará a cabo el vertido de los sedimentos en el cauce.

Estas actuaciones representan la continuación de las llevadas a cabo en 2011 en el río Sequillo, en el término de Belver de los Montes, y que supusieron la recuperación de 2.400 m de cauce antiguo perfectamente conectado con su llanura de inundación.

Por último, en el río Sequillo se elimina un tramo de mota localizado en su margen derecha, con una longitud de 3.010 m. La eliminación de la mota se consiguió excavando el material que formaba parte de la misma para posteriormente incorporarlo al lecho, al presentar el cauce una incisión elevada. En aquellas zonas donde las condiciones de vegetación lo permiten, el material de la mota se incorporó directamente sobre el cauce, repartiéndolo en montones alternativos sobre el curso del río.

En aquellos tramos donde la sección del cauce original del río se encontraba colmatada, se excavó para recuperar dicha sección, para acometer después un ligero perfilado del cauce. Una vez realizados estos trabajos será la dinámica natural del río la que distribuya los sedimentos acumulados hasta recuperar el perfil original del cauce.

En cuanto al volumen de sedimentos vertidos al cauce, en el río Valderaduey se introdujeron un total de 114.540 m³, mientras que en el río Sequillo se incorporaron un total de 79.900 m³.

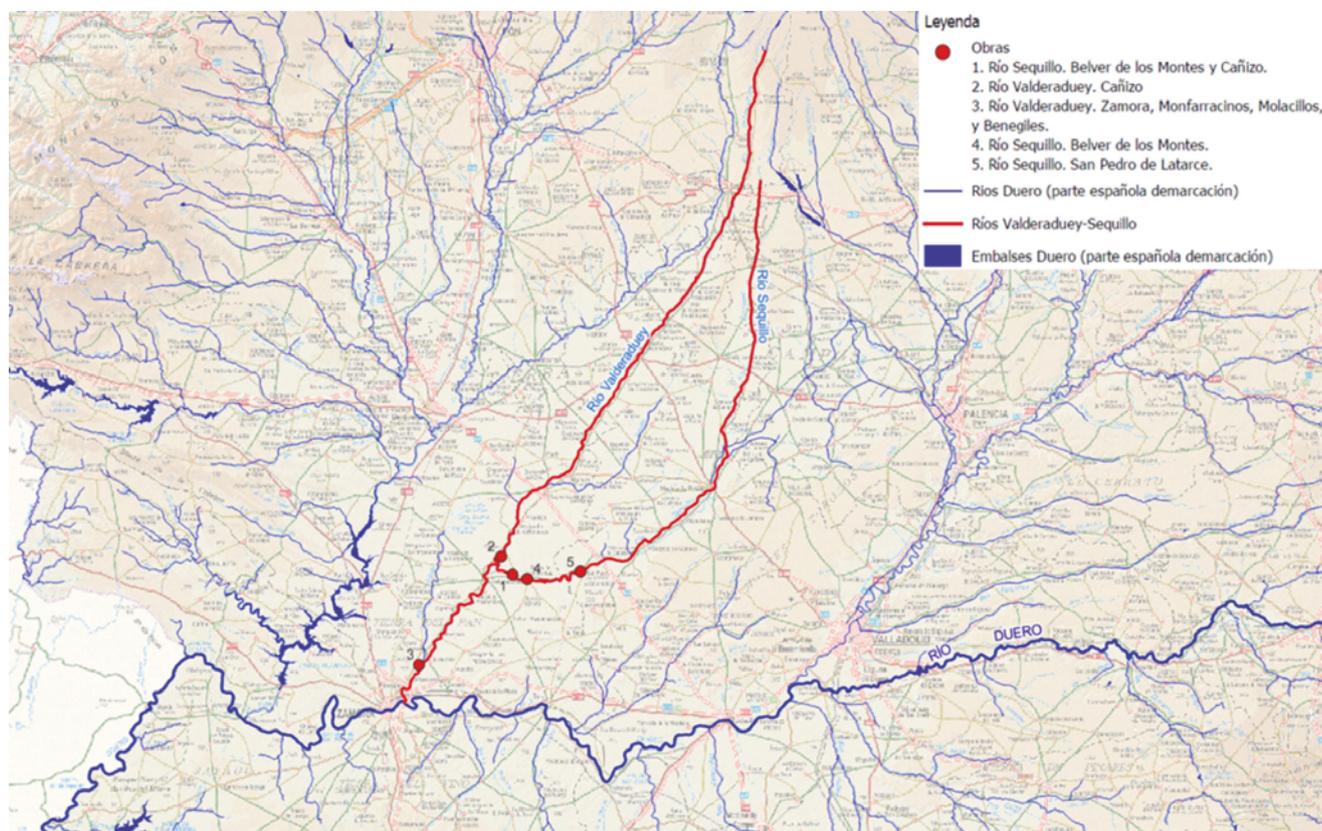


Figura A.4.3.3. Mapa de localización de los diferentes tramos de actuación y localización de las obras. Fuente. CHD.



Figura A.4.3.4. Trabajos de eliminación de una mota en la margen derecha del río Sequillo en Belver de los Montes (Zamora). Todo el material fue vertido al río definido por la hilera de chopos. Fuente: CHD.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

En la actualidad, se está llevando a cabo el conjunto de actuaciones contempladas en la segunda fase del río Sequillo.

El aporte de material incorporado como sedimento al cauce en los ríos Valderaduey y Sequillo en cada una de las actuaciones descritas anteriormente es de 114.540 m³ para el río Valderaduey, mientras que en el río Sequillo se incorporaron un total de 79.900 m³.

A continuación, se presenta en una tabla resumen de los tramos de mota eliminados, la fecha de actuación, la longitud de los tramos eliminados, el volumen de material vertido al cauce y el término municipal:

Tramo	Fecha actuación	Longitud tramo mota eliminada (m)	Volumen material incorporado al cauce (m ³)	TT.MM.
Mota en río Valderaduey (margen derecha)	12/05/2022 – 12/07/2022	1.540	22.021	Cañizo
Mota en río Valderaduey (margen izquierda)	12/05/2022 – 12/07/2022	1.760	50.239	Cañizo
Mota en río Valderaduey (margen izquierda)	12/05/2022 – 12/07/2022	600	12.280	Cañizo
Mota en río Valderaduey	04/07/2022 – 23/12/2022	10.500	30.000	Zamora, Molacillos, Monfarracinos y Benegiles
Mota en río Sequillo	01/03/2022 – 17/06/2022	3.010	79.900	Cañizo y Belver de los Montes
Mota en río Sequillo	01/12/2022 - Actualmente	400	En segunda fase (abril 2023)	San Pedro de Latarce
		TOTAL	194.440	

REFERENCIAS

Pineda, A. 2012. El Pisuerga pasaba también por Palencia. La historia de un cambio de trazado fluvial. Tierra y tecnología, n° 41, 40-44 • Primer semestre de 2012.

Ferrer Boix, C., Martín Vide, J.P., Prats, A. 2021. Metodología general para el desarrollo de una cartografía básica de ríos proclives a la incisión y la acreción.

Confederación Hidrográfica del Duero. 2022. Aplicación de metodologías de desarrollo de cartografía básica de ríos proclives a la incisión y/o acreción. Río Esla (ES020MSPF000000040).

Confederación Hidrográfica del Duero. 2022. Aplicación de metodologías de desarrollo de cartografía básica de ríos proclives a la incisión y/o acreción. Río Tormes 7 (ES020MSPF0000000545) y río Tormes 8 (ES020MSPF0000000546).

CASO DE ESTUDIO 4.4. Manejo de sedimentos fluviales. Los estudios en el río Tormes.

AUTOR	IGNACIO RODRÍGUEZ MUÑOZ JAVIER SANTIAGO MORALES	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	DUERO
-------	----------------------------------------------------	------	--------	------------------------	-------

RESUMEN

El manejo de los sedimentos es un aspecto olvidado dentro de la gestión del agua, si bien estos tienen una relevancia fundamental. Es por esto, por lo que desde la Confederación Hidrográfica del Duero, se está llevando a cabo un estudio de una cuenca piloto, la del Tormes, con un transporte de sedimentos en su cabecera de gran magnitud, aplicando parte de la metodología general para el desarrollo de una cartografía básica de ríos proclives a la incisión/acreción, así como un modelo específico de transporte.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El río Tormes nace en el paraje denominado Prado Tormejón, en la Sierra de Gredos, término municipal de Navarredonda de Gredos, provincia de Ávila. Su cuenca, con una superficie de 7.122,3 km², está dominada en su parte alta por la alta montaña mediterránea, que tiene su máxima expresión en las sierras de Gredos, donde se encuentra el punto más elevado de la cuenca del Duero (pico Almanzor, 2.591 m.s.n.m.) y en la Sierra de Béjar (La Ceja, 2.425 m.s.n.m.).

A lo largo de sus 247 km el río Tormes recorre las provincias de Ávila, Salamanca y Zamora, vertiendo sus aguas en el embalse de Aldeadávila, sobre el río Duero, en el paraje de Ambasaguas (327 m.s.n.m.), Parque Natural de Los Arribes del Duero, dentro del término municipal de Villarino de los Aires (Salamanca). La aportación media de la cuenca es de 1.265 hm³/año, siendo la aportación específica de 0,17 hm³/km²/año.

En el río se diferencian tres tramos: la cabecera, donde dominan los granitoides variscos del batolito de Ávila; una zona media de características detríticas, sobre relleno terciario; y un tramo final, con fuerte desnivel, en el que se rejuvenece al atravesar los granitoides y el complejo esquisto-grauváquico que caracterizan parte del Arribe del Tormes.

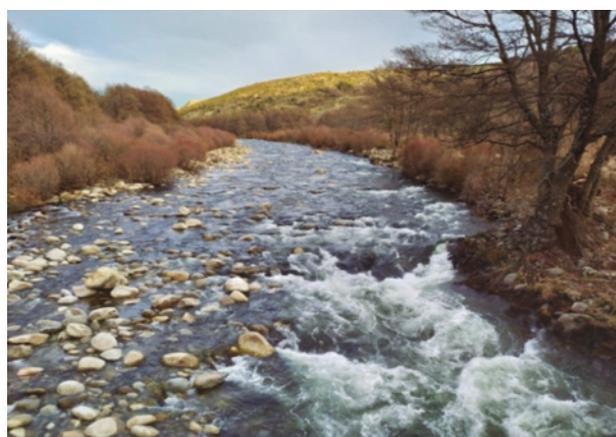


Figura A.4.4.1 (a) Mapa de localización y (b) Aspecto de un rápido del cauce en la cabecera del río Tormes, un río de fuerte dinámica y con un interesante mosaico de vegetación riparia asociada.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

La alteración de la parte media y baja del río Tormes se debe particularmente al efecto que las grandes presas (Santa Teresa y Almendra) vienen ejerciendo desde mediados del siglo XX, y que modifica radicalmente el transporte de sedimento que llega hasta los tramos situados aguas abajo, anulando la morfodinámica natural del río con el consecuente deterioro del ecosistema fluvial natural.

Dentro de la provincia de Salamanca existen un total de 4 embalses: San Fernando, Santa Teresa, Villagonzalo y Almendra. Los citados embalses de Santa Teresa y Almendra son los que mayor superficie ocupan, siendo este último, el embalse que cuenta con la mayor capacidad de almacenamiento, con un total de 2.586,5 hm³.

La puesta en funcionamiento de estas presas ha influido en la reducción del cauce activo o área aluvial, dado que el paso de sedimento por estas se reduce considerablemente, ayudado por motas y ocupaciones del mismo. Aproximadamente un 95% de la cuenca se encuentra dominada, impidiendo el paso de sedimentos hacia aguas abajo.

En la siguiente tabla se pueden observar las características de los embalses:

Embalse	Área (ha)	Capacidad (hm ³)	Aportación media anual (hm ³)
San Fernando	28,1	1,1	670
Santa Teresa	2579	496	769,78
Villagonzalo	208	5,914	867,84
Almendra	7.940	2.586,5	1.265

Calcular cuantitativamente el transporte de sedimentos constituye un gran desafío, pudiendo aplicarse fórmulas empíricas, si bien, estas solo permiten realizar estimaciones debido a la complejidad de los procesos de transporte en corrientes naturales.

Estas deficiencias pueden subsanarse mediante una calibración *ad hoc*, a partir del muestro de transporte sólido en campo, para un amplio espectro de caudales. Si bien, en ríos como el Tormes, con elevadas pendientes y tamaños medios de sedimento en torno a los 100 mm de diámetro medio en su parte alta, el muestro de la carga de fondo conlleva grandes dificultades técnicas y prácticas que lo hacen inviable.



Figura A.4.4.2 Fenómenos de erosión local en dos puntos del tramo medio del río Tormes. (a) Base del pilar derecho del puente viejo de Encinas de abajo y (b) Azud de la Flecha.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

En el río Tormes se están llevando a cabo tres estudios sobre el manejo de sedimentos:

1) Desde cabecera hasta el embalse de San Fernando.

Estos estudios se están llevando a cabo junto con investigadores de la Universidad Politécnica de Cataluña. Se propone una aproximación metodológica alternativa para caracterizar el transporte sólido en la parte alta del Tormes.

Consiste en estimar el caudal sólido de fondo mediante fórmulas de transporte calibradas con la integración temporal del volumen de sólidos transportado. Para esta calibración se propone usar como volumen agregado el volumen de sedimento acumulado en el primer gran embalse de la cuenca del Tormes con capacidad de retener todo el caudal sólido de fondo, el embalse de San Fernando, cuya presa tiene 16 m de altura. Conociendo los caudales circulantes por el río desde la puesta en servicio del embalse en 1990, se puede tratar de estimar el caudal sólido de fondo transportado e, integrando desde 1990, intentar ajustar este volumen con el de los sólidos depositados en el embalse.

2) Desde el embalse de Villagonzalo hasta la ciudad de Salamanca.

Estudio llevado a cabo en 2022 utilizando como guía la desarrollada por la Universidad Politécnica de Cataluña: "Metodología general para el desarrollo de una cartografía básica de ríos proclives a la incisión y la acreción".

Para ello se han visitado y analizado las 8 infraestructuras más importantes que constituyen una barrera transversal en este tramo (5 puentes y 3 azudes), además de otros obstáculos longitudinales.

3) Desde la presa de Almendra hasta la desembocadura.

La presa de Almendra produce una modificación absoluta del régimen de caudales del río, ya que sus aguas se derivan a través de una tubería al salto de Villarino. Aguas abajo de la presa sólo se suelta un caudal de mantenimiento que no llega al 5% de la aportación media interanual. Esto implica convertir un río poderoso desde el punto de vista de avenidas en un simple arroyo de montaña sin apenas actividad fluvial. La existencia de grandes depósitos de bolos dispuestos en barras en lo que fuera el cauce original nos anima a plantear en el futuro una tercera fase de investigación cuando se culmine la primera que se encuentra actualmente en ejecución.

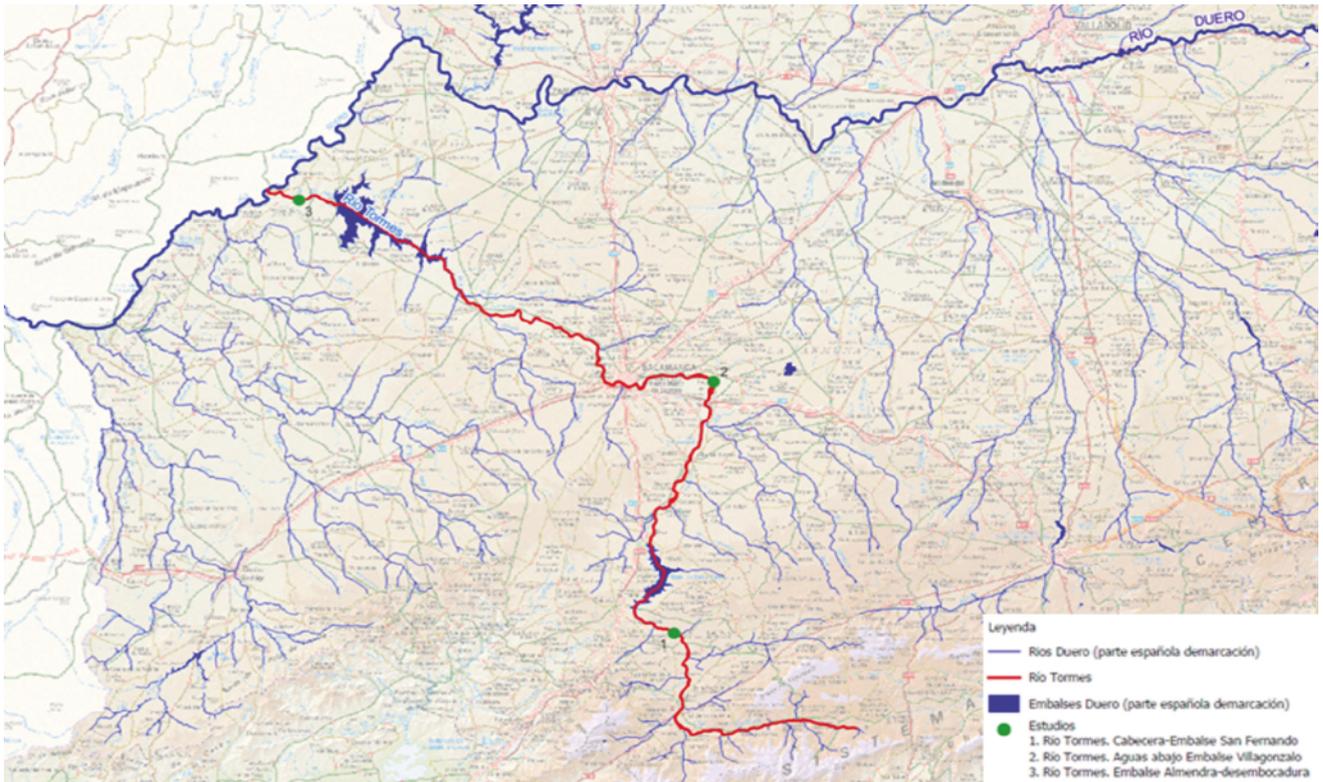


Figura A.4.4.3. Mapa de localización con los diferentes tramos de estudio sedimentario en el río Tormes y (b) Medida en campo de la textura de sedimentos aluviales en la Garganta de Bohoyo, alto Tormes (Ávila). Fuente. CHD.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

En la actualidad, se está llevando a cabo el estudio del tramo comprendido entre la cabecera del río Tormes y el embalse de San Fernando, con el objeto de estimar el volumen integrado de sedimentos acumulados en un periodo de tiempo conocido con un régimen de caudales líquidos registrado. En este sentido, se considera que los datos y resultados obtenidos permitirán calibrar un modelo de transporte de caudal sólido de fondo aplicable a otros muchos ríos de similares características.

En relación a los resultados del estudio llevado a cabo en el tramo de río Tormes desde el embalse de Villagonzalo hasta la ciudad de Salamanca, en general, los datos obtenidos reflejan un cambio significativo de la evolución del cauce activo entre 1956 y 2020. En 1956 la superficie ocupada por el cauce activo era de 4,98 km², mientras que en 2020 era tan sólo de 1,98 km². La anchura media del cauce activo en 1956 era de 185,30 m y en 2020 de 73,66 m.

A grandes rasgos, el cauce activo se ha reducido en casi un 60% entre 1956 y 2020. Las causas de este cambio pueden ser varias; a saber: la regulación hidrológica, las extracciones de áridos o la sustitución de áreas naturales en favor de otras áreas antrópicas (repoblación, cultivos, etc.). Cada uno de estos factores afecta en mayor o menor medida a una situación en la que se observa una clara simplificación y estrechamiento del cauce activo, así como una reducción del número de canales.

Por último, se han observado fenómenos de erosión a nivel local, pero en contra de lo esperable, no se han visto síntomas evidentes de procesos de incisión generalizada. Considerando que la explicación de este fenómeno se debe a la disminución de las crecidas con capacidad generadora aguas abajo del embalse de Santa Teresa. Los resguardos de este embalse son tan altos (200 hm³.) que el régimen de avenidas ordinarias y extraordinarias aguas abajo de la presa se ha visto completamente modificado.

REFERENCIAS

Ferrer Boix, C., Martín Vide, J.P., Prats, A. 2021. Metodología general para el desarrollo de una cartografía básica de ríos proclives a la incisión y la acreción.

Confederación Hidrográfica del Duero. 2022. Aplicación de metodologías de desarrollo de cartografía básica de ríos proclives a la incisión y/o acreción. Río Esla (ES020MSPF000000040).

Confederación Hidrográfica del Duero. 2022. Aplicación de metodologías de desarrollo de cartografía básica de ríos proclives a la incisión y/o acreción. Río Tormes 7 (ES020MSPF000000545) y río Tormes 8 (ES020MSPF000000546).

Martín Vide, J.P., Núñez González, F., Ferrer Boix, C., Santiago Morales, J., Rodríguez Muñoz, I. 2023 (en elaboración). Estudio del transporte sólido del río Tormes. IV Congreso Ibérico Restauración Fluvial RESTAURARÍOS (Toledo, 2023).

CASO DE ESTUDIO 4.7. Dinámica sedimentaria del estuario del Oka (Bizkaia)

AUTOR	AITZIBER URQUIJO	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	CANTÁBRICO ORIENTAL
-------	------------------	------	--------	---------------------	---------------------

RESUMEN

La Reserva de la Biosfera de Urdaibai, ubicada en Bizkaia, es el único espacio natural de estas características en el País Vasco. Uno de los elementos esenciales de esta reserva de la biosfera es el estuario del Oka, formado por la desembocadura del río Oka y otros cauces fluviales menores que, en total, suman una cuenca hidrográfica de en torno a 220 km².

El estuario del Oka es un espacio muy dinámico desde el punto de vista del transporte sedimentario y en él converge la acción del oleaje, las mareas y la acción fluvial. Estos tres agentes son responsables de la entrada, salida y distribución del sedimento en el estuario. El equilibrio dinámico que se establece entre estos procesos da lugar a constantes procesos de erosión, transporte y sedimentación, lo que a su vez influye en los importantes ecosistemas existentes en todo el ámbito del estuario.

En los últimos años se ha llevado a cabo un seguimiento morfodinámico del estuario del Oka con el fin de comprender su dinámica geomorfológica y mejorar la gestión medioambiental.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El estuario del Oka está ubicado en la costa de Bizkaia, al este del cabo Matxitxako. La superficie total de la reserva de la biosfera es de aproximadamente 220 km², de los cuales en torno a 10 km² se corresponden con la superficie del estuario propiamente dicho. La reserva de la biosfera incluye a un total de 22 municipios bizkainos.

La cuenca hidrográfica más grande es la del río Oka, que da nombre al estuario. El tramo final del río Oka, a la altura de la localidad de Gernika-Lumo, constituye su parte superior. Los tramos medio y bajo del estuario reciben las aportaciones de otros cauces de menor superficie de drenaje, fundamentalmente los ríos Mape, Oma y Golako.

La superficie hidrográfica del estuario del Oka está dominada por bosques y explotaciones forestales en las zonas altas y prados y pequeñas explotaciones agroforestales en los fondos de valle. La densidad de población es baja, con las mayores concentraciones en torno a los núcleos de Gernika-Lumo y Bermeo. El clima de la cuenca es de tipo atlántico, caracterizado por unas temperaturas moderadas y unas lluvias abundantes con una estación seca poco marcada. A pesar de esto, el régimen de caudales de la cuenca tiene un periodo de estiaje relativamente marcado. Esto es debido, fundamentalmente, a que la mayor parte de la cuenca tiene un desarrollo kárstico notable que da lugar a un drenaje subterráneo muy significativo.

La desembocadura del Oka es la zona donde la dinámica sedimentaria estuarina es más activa debido a la coexistencia de la acción del oleaje, de las corrientes de marea y del viento. La variabilidad de estos agentes da lugar a continuos procesos de erosión, transporte y sedimentación de arena en distintas zonas de la desembocadura, contando con elementos que mantienen sus características a corto plazo pero que se muestran cambiantes ante eventos puntuales (tormentas o vientos), cíclicos (mareas) o antrópicos (dragados o vertidos).



Figura A.4.7.1 (a) Mapa de localización del Estuario del Oka; (b) Estuario del Oka. Fuente: UPV-EHU y AZTI.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

El estuario del Oka es el espacio natural de mayor importancia en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. La existencia de este espacio depende del equilibrio dinámico existente entre las mareas, el oleaje y la dinámica fluvial, que condicionan la distribución del sedimento y los fenómenos de erosión y sedimentación. Este equilibrio ha experimentado diversas alteraciones artificiales, en particular los cambios producidos en los usos del suelo y la cubierta vegetal de la cuenca, así como en la propia morfología del estuario.

Además, la zona de la desembocadura ha sido históricamente usada para la recolección de arena con fines constructivos desde el siglo XVIII, presentando un escaso impacto hasta el siglo XX, momento en que se inicia el dragado de los canales mareales del estuario ante la necesidad de contar con mayores calados (1973). A partir de entonces la extracción de los materiales se realiza con una periodicidad aproximada de 5 años.

A la intervención humana en el equilibrio del estuario del Oka hay que sumarle el probable efecto producido por el ascenso del nivel del mar, relacionado con el cambio climático. El ascenso del nivel del mar podría afectar de forma decisiva al equilibrio morfodinámico del estuario, al influir de forma clara en el régimen mareal.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

En los últimos años, el Gobierno Vasco ha llevado a cabo diversos estudios de caracterización y seguimiento hidromorfológico del estuario del Oka. Estos trabajos han incluido la recogida y análisis de sedimento, la realización de levantamientos topográficos periódicos y la medición de las tasas de transporte en suspensión.

El análisis sedimentológico se ha basado en muestreos periódicos de sedimento en varios puntos del estuario, especialmente en la parte final, por ser la más dinámica. A partir de una malla de muestreo de 200 x 200 m de lado se han tomado muestras superficiales de sedimento en las zonas inter y submareal mediante cuchara Van Veen y de forma manual en la zona supramareal.

Los levantamientos topográficos y batimétricos se han realizado de forma periódica con el fin de detectar tendencias en los fenómenos de erosión y agradación. Estas campañas se han diseñado de tal forma que las zonas más dinámicas tienen una mayor densidad de puntos de medición. La información relativa a la columna de agua queda corregida con respecto al nivel de marea proporcionado por el mareógrafo del Puerto exterior de Bilbao, sirviendo la cota 0 de Bilbao como referencia.

Finalmente, el transporte de sedimento en suspensión se ha estimado de forma indirecta, por medio de un Perfilador de Corriente Acústico Doppler (ADCP) adaptado a una embarcación; permitiendo, además, conocer la velocidad y la dirección de las corrientes.

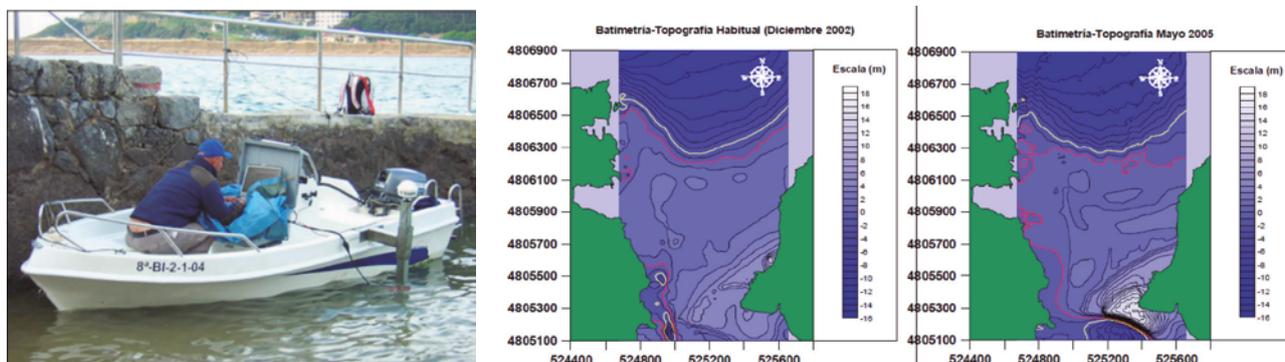


Figura A.4.7.2. (a) Embarcación equipada con ADCP y GPS para la realización de muestreos batimétricos y (b) Comparación de dos batimetrías realizadas en períodos diferentes. La línea roja indica la cota 0 y la amarilla la batimétrica 2 del puerto de Bilbao. Fuente: UPV-EHU y AZTI.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Como resultado de todos los trabajos de medición y seguimiento del estuario del Oka, se ha podido elaborar un modelo conceptual sobre la dinámica hidromorfológica del estuario, especialmente en la zona de la bocana.

El análisis sedimentológico refleja, especialmente en la desembocadura del estuario, un tamaño de grano dominado por la arena media-gruesa de naturaleza mixta, formada por granos de cuarzo y bioclastos de naturaleza carbonatada, principalmente de origen orgánico. El sedimento se encuentra moderadamente bien clasificado, con un tamaño de grano distribuido de modo homogéneo longitudinalmente a lo largo de la bocana, disminuyendo éste en sentido transversal hacia el Este.

La comparación de las batimetrías realizadas en diferentes momentos permite detectar cambios estacionales en la distribución del sedimento que se correlacionan con cambios en los procesos dominantes. Estos cambios reflejan las tendencias anuales de cambio, reflejando desequilibrios a lo largo de un ciclo estacional completo.

Gracias a toda esta información, se ha elaborado un modelo conceptual que describe la distribución temporal y espacial de los principales procesos responsables de la transferencia del sedimento en el estuario. Este modelo, que será completado en el futuro, a medida que se vayan recopilando nuevos datos, servirá para mejorar la gestión de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai y, en particular, del sistema estuarino.

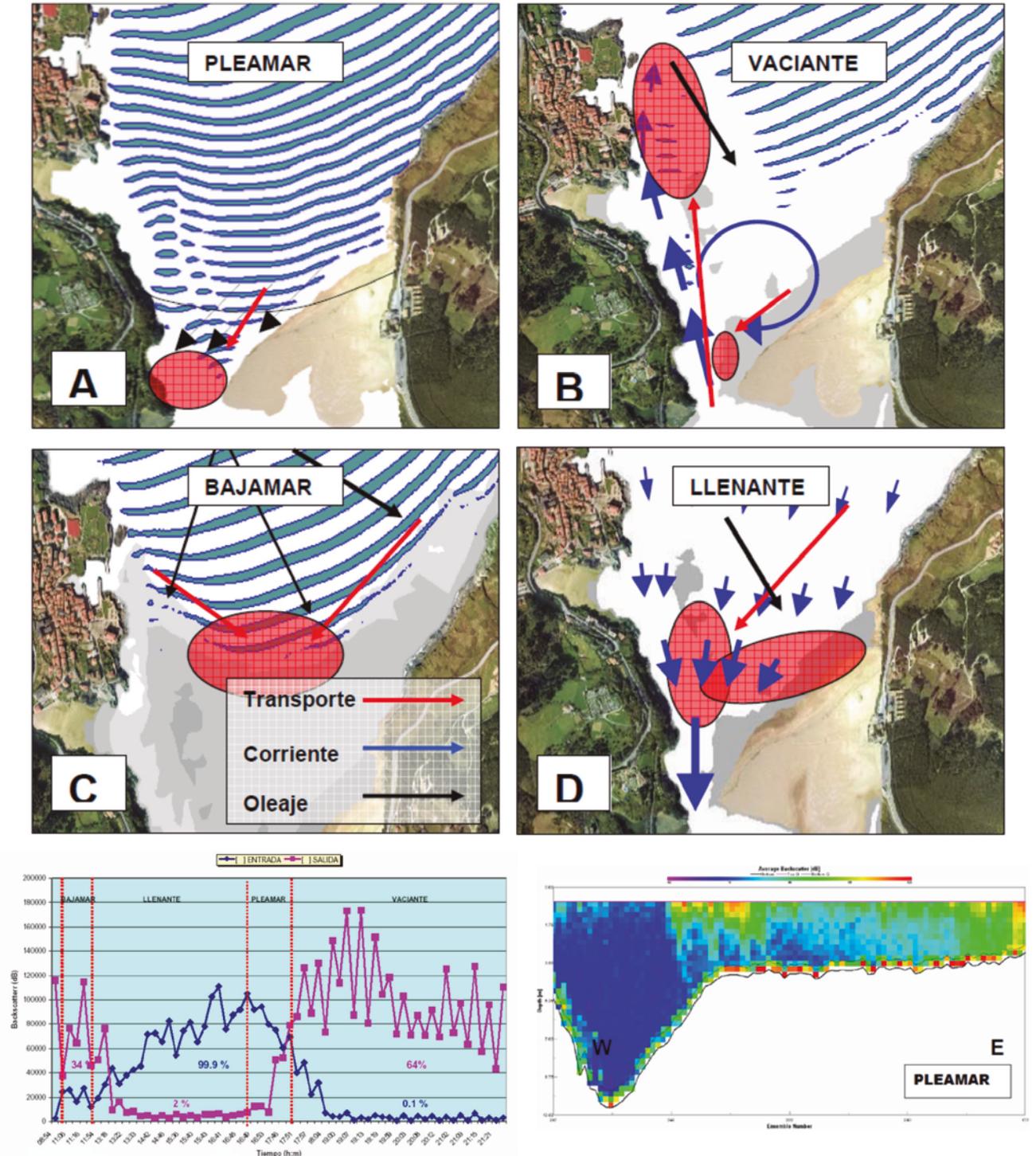


Figura. A.4.7.3. (a) Modelo morfodinámico de funcionamiento de un ciclo de marea; (b) y (c) Tasas de transferencia y transporte sedimentario a lo largo de un ciclo mareal. Fuente: UPV-EHU y AZTI.

REFERENCIAS

Cearreta, A., Monge, M., Iriarte, E., Uriarte, A. y Liria, P. 2005. Seguimiento morfodinámico de la desembocadura del estuario del Oka (Reserva de la Biosfera de Urdaibai). Reserva de la Biosfera de Urdaibai – Universidad del País Vasco – Azti Tecnalia.

CASO DE ESTUDIO 4.8. Estudio integral de la problemática que afecta al arroyo de la Trofa y propuesta de soluciones a través de la gestión adaptativa.

AUTOR	MONTAÑA CEPA EUGENIO NEREA VIOLAT LARA	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	TAJO
-------	-------------------------------------------	------	--------	---------------------	------

RESUMEN

El arroyo de la Trofa adolece de una problemática de incisión del cauce y contaminación de sus aguas (contaminación por aguas residuales, vertidos desde varias estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y aliviaderos de la red de saneamiento durante los episodios de lluvias) ocasionada directamente por el grado de urbanización de su cuenca y agravado por la elevada carga cinéctica que soportan sus márgenes y llanuras aluviales en el Monte de El Pardo. Estas presiones condicionan la escorrentía superficial y alteran la dinámica natural de los procesos de erosión y sedimentación del cauce.

Desde el año 2015 la Dirección General del Agua y la Confederación Hidrográfica del Tajo han llevado a cabo una serie de estudios, proyectos y actuaciones dirigidas a evaluar y recuperar hidromorfológicamente el arroyo de la Trofa y el tramo de río Manzanares que recibe sus aportes por la margen derecha y que provoca la pérdida de calidad del hábitat fluvial. Los estudios han identificado importantes desequilibrios hidromorfológicos, considerándose, además, que las actuaciones ejecutadas hasta la fecha son insuficientes para mitigar los patrones de erosión, siendo necesario llevar a cabo soluciones a escala de cuenca con el objetivo de mejorar la retención de sedimentos.

Estas nuevas líneas de actuación afectan a todas las administraciones implicadas en la gestión del territorio, siendo prioritario establecer las competencias de cada una de las mismas para poder acometer con éxito la recuperación de un arroyo muy afectado por presiones antrópicas mediante el empleo de una gestión adaptativa.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El arroyo de la Trofa, de 29,44 km, es un afluente del río Manzanares por su margen derecha. Nace en la sierra del Hoyo (Hoyo de Manzanares) y discurre en dirección sureste por el término municipal de Torreloz y Las Rozas de Madrid; tomando dirección sur a partir del embalse de los Peñascales, atravesando el término municipal de Madrid hasta su desembocadura en el río Manzanares, situada aguas abajo del embalse del Pardo.

La cuenca del arroyo presenta en su parte alta un cauce poco definido sobre afloramientos graníticos, pasando, a partir del embalse de los Peñascales y ya dentro de los límites del monte de El Pardo, a configurarse sobre un fondo de valle de arenas, arcillas y limos con cantos y gravas, en donde se hacen visibles terrazas fluviales y pequeños conos de deyección. El trazado del arroyo desde este punto es meandriforme, variando desde los 5-6 metros de anchura en los tramos de mayor incisión hasta los 20 metros en los tramos de menor pendiente. Los sedimentos del lecho son de naturaleza arenosa, con presencia de materiales granulares gruesos procedentes del propio fondo y de la erosión de los taludes.

La vegetación de ribera está principalmente formada por un estrato arbustivo de monte mediterráneo denso en la parte alta del arroyo, quedando reducida a individuos dispersos de sauces y fresnos desconectados por los procesos de incisión y erosión lateral y por la carga cinéctica; acompañados de especies de juncáceas y vegetación anual, dentro de los límites del monte de El Pardo. La cuenca del arroyo de la Trofa alberga parcialmente espacios protegidos por la Red Natura 2000, concretamente la Zona de Especial Conservación (ZEC) "Cuenca del río Manzanares" y la Zona de Especial Conservación para las Aves (ZEPA) "Monte El Pardo".

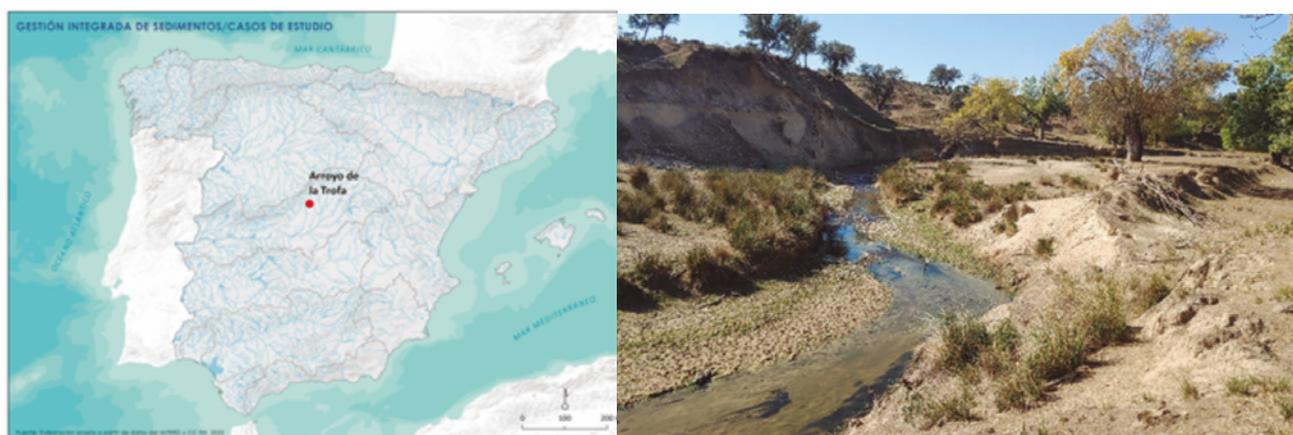


Figura A.4.8.1 (a) Mapa de localización del arroyo de la Trofa y (b) aspecto del cauce y de la vegetación en un tramo dentro de los límites del monte de El Pardo.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

El arroyo de la Trofa presenta una problemática de incisión del cauce ocasionada directamente por el incremento de la población, que aumenta el volumen de aguas residuales a tratar y el grado de impermeabilización de su cuenca, que durante los episodios de lluvias incrementa los caudales punta por efecto de los vertidos procedentes de cuatro estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y del desbordamiento de los sistemas de saneamiento. La sobrecarga cinagética dentro del monte de El Pardo, exento de suelos urbanos, ha modificado la cobertura del suelo y la vegetación riparia, alterando la respuesta a las variaciones de caudal y escorrentía.

El incremento de los caudales líquidos circulantes provoca la activación de procesos erosivos de incisión del lecho del cauce y la socavación de la base de los taludes de las orillas, que terminan colapsando con la consiguiente caída y pérdida de la vegetación riparia, provocando el ensanchamiento y desplazamiento lateral del cauce, al no existir regeneración de la vegetación riparia de las orillas debido a la presión cinagética. Además, el proceso de incisión desconecta los sistemas radiculares de la vegetación riparia con el freático provocando la degradación y desaparición del bosque ribereño.

La alteración del transporte de sedimentos induce impactos en la zona de confluencia del arroyo de la Trofa con el río Manzanares, en donde los materiales se depositan y acumulan en grandes volúmenes, provocando una cuña y el remanso del río aguas arriba, con la consiguiente reducción de su capacidad de desagüe y la pérdida de hábitat acuático y ripario, pasando de un sistema lótico a otro léntico.

Todas estas presiones condicionan la escorrentía superficial, ocasionando una serie de problemas de difícil solución, pero que es necesario solucionar con la participación de todas las administraciones competentes.

A este problema se suma el de la contaminación de las aguas (principalmente por fósforo y nitrógeno) y los potenciales efectos negativos sobre la calidad del agua debido a procesos de eutrofización.



Figura A.4.8.2 (a) Fenómenos de erosión activa del cauce, (b) pérdida de sedimento y colapso de taludes con vegetación arbórea y (c) sedimentación de materiales en la desembocadura del arroyo de la Trofa con el río Manzanares.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

La intensidad de los procesos erosivos llevó en una primera fase a la ejecución de una serie de actuaciones en el tramo del arroyo de la Trofa dentro del monte de El Pardo, finalizando en el año 2018, destacando: i) construcción de hidrotecnias en el cauce, ii) creación de cerramientos y plantación de especies de ribera en las márgenes, iii) colocación de un cerramiento o peine de sedimentos para la retención y retirada periódica de los materiales depositados en el tramo final del arroyo y iv) creación de un nuevo brazo y modificación de la desembocadura del arroyo en la confluencia con el río Manzanares a través de un canal de desagüe.

Las hidrotecnias ejecutadas hasta la fecha consistieron en la colocación de bolos de piedra sin argamasa en 9 secciones del cauce, prolongándose en los taludes laterales, con el objetivo de fijar el lecho a través de la generación de una cuña de sedimentos de reducida altura y pendiente, y así, frenar los procesos de inestabilidad de márgenes y reconectar la llanura de inundación. Además, se protegieron varios taludes con técnicas de bioingeniería empleando troncos de árboles caídos y bolos de gran tamaño.

El volumen de sedimento depositado en la desembocadura del arroyo implica su gestión y recogida periódica, estimándose una extracción media anual de 2.500 m³, vinculada normalmente a cada episodio de lluvia significativo.



Figura A.4.8.3 Actuaciones de protección de la erosión (a) esquema de la hidrotecnia tipo cross vane en planta, (b) localización de la hidrotecnia en una sección del cauce y (c) peine retenedor de sedimentos en el tramo final del arroyo de la Trofa.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Como resultado de los estudios hidráulicos y de procesos erosivos del arroyo de la Trofa iniciados en 2016 se ha podido conocer el comportamiento hidráulico del cauce bajo distintas hipótesis de lluvia y el funcionamiento del sistema de desagüe y alivio de las EDAR, establecer su capacidad erosiva e identificar y caracterizar las zonas de erosión del lecho y las márgenes activas. Además, estos resultados han sido completados durante el año 2021 por campañas de caracterización del sedimento y por el levantamiento topobatimétrico del cauce y de las principales obras ejecutadas; permitiendo avanzar en la toma de decisiones sobre el conjunto de actuaciones a implantar para compensar y corregir la actual dinámica erosiva del cauce.

En la ejecución del proyecto de renaturalización del Manzanares y del arroyo de Trofa en su desembocadura, se estableció un programa de seguimiento, que ha permitido estudiar el funcionamiento de las hidrotecnias y analizar el perfil longitudinal del arroyo antes y después de su ejecución. Fruto de este seguimiento, se considera que tales actuaciones han tenido resultados diversos y a nivel local, si bien, han permitido obtener datos para mejorar su diseño y garantizar la función por la que se establecieron. De igual modo, se ha observado que los cerramientos y plantación de especies vegetales alcanza un mayor éxito cuando se efectúan en pequeñas superficies junto al cauce (microcerramiento) frente a la plantación de estacas de sauce y macollas de helófitas sin protección.

Como resultado de todo lo anterior, se ha considerado necesario pasar a una nueva fase de estudio de soluciones a escala de cuenca con el objetivo de mejorar la retención de sedimentos y paliar los efectos negativos producidos sobre el ecosistema fluvial. Estas nuevas líneas de actuación afectan a varias administraciones implicadas en la gestión del territorio, para lo que se han mantenido reuniones, mesas de trabajo y visitas con los diferentes agentes implicados (Patrimonio Nacional, Ayuntamientos y Canal de Isabel II) a fin de explicar y definir de forma realista las soluciones.

Así, las soluciones propuestas se encuentran actualmente en debate y se orientan a reducir la impermeabilización de la cuenca, reducir los caudales punta en episodios de lluvias, disminuir la carga cinegética en el monte del Pardo, frenar los procesos de incisión y mantener la retirada de sedimentos en el tramo final del arroyo. Entre ellas destaca el estudio de creación de áreas de laminación previo y tras las EDAR, la mejora de colectores, la utilización del embalse de los Peñascales como dispositivo de laminación y el establecimiento de sueltas controladas para optimizar su uso y reducir los aspectos adversos aguas abajo, la adecuación de hidrotecnias, el mantenimiento de microcerramientos y la retirada del sedimento y la gestión de la vegetación.

Este caso de estudio comparte en gran medida la problemática de otros proyectos llevados a cabo en la demarcación hidrográfica del Tajo (véase el caso de estudio "Estudio de la situación actual, diagnóstico y propuesta de mejora de la cuenca del arroyo Culebro") e ilustra la visión de conjunto realizada en el análisis de los procesos ligados a las interacciones caudal-sedimento-ecología en cuencas muy antropizadas y fuertemente alteradas en cuanto a sus procesos sedimentarios.

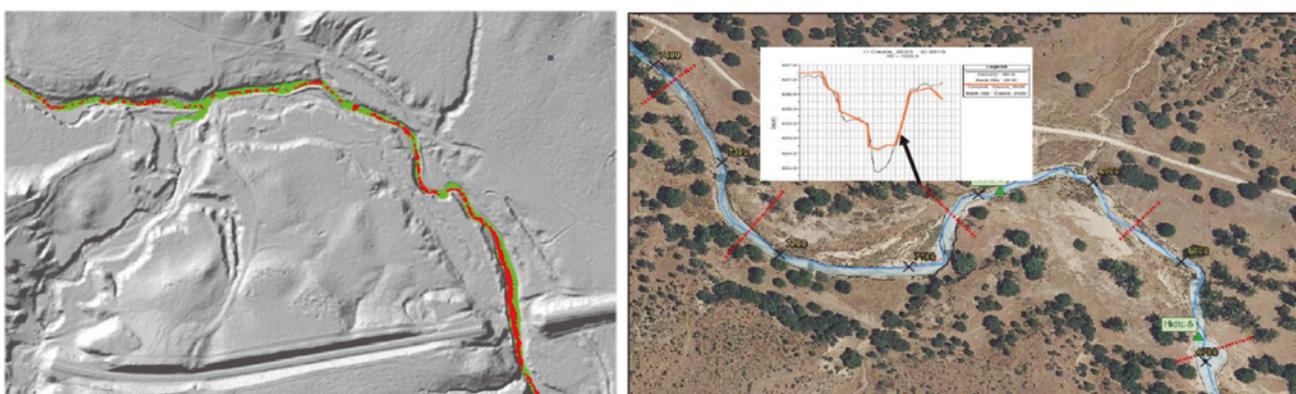


Figura A.4.8.4 (a) Movilización de sedimentos según diámetro (D_{50} y D_{84}) y caudal circulante de $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ (el tono rojo muestra movimiento y el verde reposo) y (b) secciones transversales topobatimétricas del cauce en las que se visualiza la incisión.

REFERENCIAS

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Confederación Hidrográfica del Tajo. 2016. Restauración fluvial del río Manzanares en el entorno del Real Sitio de El Pardo (Madrid)

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Confederación Hidrográfica del Tajo. 2022. Estudio integral de la problemática que afecta al arroyo de la Trofa y propuesta de soluciones (Comunidad de Madrid).

CASO DE ESTUDIO 4.10. Estudio de la situación actual, diagnóstico y propuesta de mejora de la cuenca del arroyo Culebro.

AUTOR	MONTAÑA CEPA EUGENIO NEREA VIOLAT LARA	PAÍS	ESPAÑA	CUENCA HIDROGRÁFICA	TAJO
-------	-------------------------------------------	------	--------	---------------------	------

RESUMEN

La Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Tajo tiene constancia de que se están desarrollando importantes y diversos procesos de incisión del cauce, erosión y deslizamiento de márgenes que afectan de forma generalizada a buena parte del arroyo Culebro (Comunidad de Madrid).

En relación con estos fenómenos, se han recibido numerosos escritos remitidos por diferentes organismos municipales y por otros actores sociales (empresas y cámaras agrarias) en los que se describen los diferentes daños directos que tales procesos han generado sobre las infraestructuras vecinas al cauce (obras de paso, colectores, caminos y postes eléctricos) e indirectos sobre la economía (fundamentalmente a los aprovechamientos agrícolas de los terrenos de la vega).

Todos estos aspectos son indicadores de que la cuenca del arroyo Culebro sufre un desequilibrio en sus procesos erosivos que debe ser analizado para comprender el origen de los mismos y encontrar la manera más efectiva de reconducir el comportamiento hidráulico del río a su situación de equilibrio. Entre los factores que pueden haber generado este desequilibrio destacan las intervenciones antrópicas que desde hace años se han llevado en la cuenca y a lo largo del cauce, y que han alterado su respuesta hidrológica frente a las precipitaciones, modificando tanto el régimen como los volúmenes de escorrentía.

CONTEXTO GEOGRÁFICO Y GEOMORFOLÓGICO

El arroyo Culebro, de 26,80 kilómetros, es un afluente por la margen derecha del río Manzanares. Nace en la laguna Mari Pascuala (Leganés) y en su recorrido sureste recibe aportaciones tanto subterráneas como superficiales, procedentes estas últimas del arroyo de Tajapiés, el cual drena todo un sistema de pequeños arroyos situados en el sur de Fuenlabrada, y el barranco de Filipinas. En su recorrido pasa por los municipios de Leganés, Humanes de Madrid, Fuenlabrada, Parla, Getafe y Pinto, todos ellos dentro de la provincia de Madrid.

La cuenca del arroyo Culebro se caracteriza por localizarse en una llanura aluvial de arenas y arcillas heterogénea en cuanto a sus materiales, diferenciándose una zona alta con dominancia de areniscas y arenas micáceas de otra más baja de materiales solubles y muy sensibles a la acción del agua, principalmente yesos y margas yesíferas.

El arroyo Culebro atraviesa o colinda con varias zonas protegidas y con parques forestales periurbanos. El cauce presenta escasa profundidad y anchura, tiene planta recta y cierta sinuosidad en tramos aislados. Está formado por materiales finos y cuenta con vegetación arbustiva y arbórea, representada principalmente por agrupaciones discontinuas de bosquetes de chopos, olmos y fresnos, que se sitúan en sus márgenes y por una abundante vegetación de juncos y cañas.

La cuenca del arroyo Culebro ha experimentado importantes cambios en las últimas décadas debido al incremento de la población y por la alteración de las actividades económicas que se ubican en su territorio, modificando los usos del suelo y experimentando un fuerte desarrollo urbanístico, un aumento de las infraestructuras lineales (carreteras, autovías, autopistas y vías de ferrocarril) que la sectorizan de norte a sur y de los servicios. Este crecimiento demográfico ha generado la necesidad de construir estaciones de tratamiento de aguas residuales (EDAR) a lo largo del cauce del arroyo Culebro, Arroyo Culebro Cuenca Media Alta y Arroyo Culebro Cuenca Baja, que vierten sus aguas desde 2007 y 2008 a su cauce.



Figura A.4.10.1 (a) Mapa de localización del arroyo Culebro. (b) Aspecto del cauce. Materiales homogéneos de granulometría fina y vegetación riparia degradada.

DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

Desde la década de los años 60 del pasado siglo, la cuenca del arroyo Culebro ha sufrido una profunda transformación en cuanto al uso del suelo, habiéndose incrementado notablemente la superficie urbanizada en detrimento de otros usos, generándose así un efecto de impermeabilización del suelo (la superficie impermeabilizada en la cuenca ha pasado del 2,5% en 1956 a más del 33% en la actualidad), un aumento de la escorrentía superficial de la cuenca y, por tanto, de los caudales circulantes por el arroyo en episodios de precipitaciones. En este sentido, se estima que los caudales medios mensuales circulantes en la actualidad son del orden de entre 10 y 100 veces superiores a los caudales medios que circularían por el cauce debido a las escorrentías naturales y que los caudales punta son del orden de 10 veces los recogidos en 1956.

Toda esta transformación implica que la cuenca del arroyo Culebro está afectada por el conocido como "Síndrome de la Cuenca Urbanizada" (SCU), reflejándose en una alteración profunda de los regímenes hidrológicos, de la calidad del agua y en la alteración del régimen sedimentológico; alterando los procesos naturales de erosión, transporte y sedimentación, y produciendo severas modificaciones en la geomorfología y estabilidad del cauce.

Así, se considera que el factor desencadenante de los graves procesos erosivos que se desarrollan en el arroyo Culebro es el desequilibrio hidrológico generado por el desarrollo urbanístico y por la presencia de varios puntos de vertido de caudal continuo (EDAR, aliviaderos y desagües de pluviales), pasando el cauce del arroyo de un régimen de caudal de tipo intermitente a otro permanente con caudales medios mensuales muy incrementados. Además, estos procesos erosivos contribuyen a la degradación y empobrecimiento generalizado del entorno fluvial, afectando tanto a la vegetación de ribera como a las poblaciones animales ligadas.



Figura A.4.10.2 (a) Fenómenos de erosión activa del cauce, (b) pérdida de sedimento y colapso de taludes y (c) descalce de infraestructuras, salida de la EDAR Arroyo Culebro Cuenca Baja.

DESCRIPCIÓN DE LAS ACTUACIONES

El objetivo principal de las actuaciones planteadas reside en recuperar el equilibrio hidrodinámico del arroyo Culebro favoreciendo los procesos de sedimentación de sólidos en arrastre frente a los procesos de erosión, buscando con ello alcanzar la pendiente de equilibrio del cauce estimada en 0,0034 m/m.

Dada la fuerte antropización de la cuenca, la dinámica erosiva y los usos e infraestructuras localizadas en las inmediaciones del cauce del arroyo, la solución adoptada se fundamenta en el empleo de un conjunto mixto de actuaciones no estructurales, actuaciones basadas en la bioingeniería y actuaciones estructurales.

Entre las tipologías propuestas destacan:

- Reconstrucción de la topografía de las márgenes y revegetación de los taludes mediante siembra y empleo de material vegetal de ribera.
- Creación de una Zona de laminación para la protección ante grandes avenidas situada aguas abajo del punto de vertido de la EDAR Arroyo Culebro Cuenca Media-Alta.
- Construcción de estructuras de disipación de la energía del flujo para conseguir un régimen laminar con menor capacidad erosiva situadas en las zonas de influencia de los vertidos.
- Construcción de diques transversales con gaviones para la creación de zonas de sedimentación y recuperación de la pendiente de equilibrio en zonas de grandes pendientes y velocidades (aliviadero de emergencia EDAR).
- Protección de márgenes y lecho.

Se han propuesto varias zonas de actuación para paliar los efectos erosivos indicados. En total se propone actuar en diez zonas, en una longitud total de 4.216 metros. La realización de las mismas deberá ser abordada por las administraciones competentes según la materia de la que se trate; debiéndose contar con la participación de la Comunidad de Madrid, a través del Canal de Isabel II como gestora de las EDAR y del abastecimiento de los municipios, los ayuntamientos por donde circula el arroyo y la Confederación Hidrográfica del Tajo como gestora del DPH.

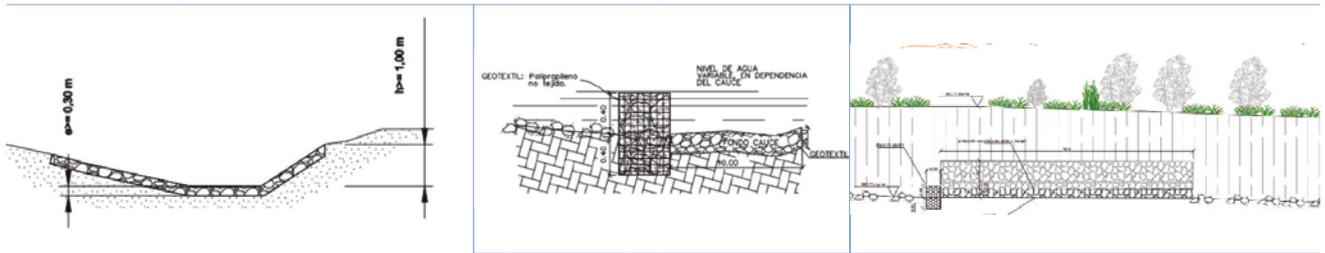


Figura A.4.10.3 Actuaciones de protección de la erosión (a) Protección con escollera y lecho en margen (b) dique de retención de sedimentos y (c) dique de protección y plantación de taludes en orillas.

RESULTADOS Y SEGUIMIENTO

Con objeto de identificar y caracterizar los tipos de procesos erosivos activos que se dan a lo largo del cauce del arroyo Culebro, en una primera fase se realizó el estudio integral de su cuenca, el análisis de la geometría de su cauce y la evolución en planta desde 1956 hasta la actualidad, el análisis de su perfil longitudinal y el estudio de los procesos de erosión/sedimentación mediante la modelización hidrológico-hidráulica de un tramo de 22.600 metros de longitud. Se obtuvieron datos geométricos a partir del levantamiento topobatómétrico de secciones transversales y de puntos Lidar PNOA, se estimaron datos de caudal a través de la modelización de los caudales circulantes, teniendo en cuenta las pérdidas totales por infiltración y almacenamiento en superficie y considerando los caudales diarios vertidos por las estaciones de depuración de aguas residuales; y se tomaron datos del sedimento mediante el muestreo manual del cauce (15 puntos a lo largo del eje del arroyo).

Complementariamente se realizaron recorridos y visitas de campo durante el año 2020 para localizar los puntos de mayor erosión, identificar las variables que influyen en el inicio de estos procesos y definir las principales actuaciones a acometer para ayudar al sistema fluvial a recuperar su situación de equilibrio. En una segunda fase de proyecto se realizaron levantamientos topográficos de detalle para los puntos considerados críticos, ensayos geotécnicos y nuevos modelos hidráulicos de erosión y de avenidas para esta nueva situación objetivo.

Como resultado del estudio se ha podido obtener una cartografía de zonas de erosión/sedimentación de la que se deduce que el cauce del arroyo Culebro presenta diversas tipologías y grados erosivos. Destacan los procesos de incisión del cauce por disminución de la cota del lecho por arrastre y lavado de sedimentos y los de erosión activa de las márgenes, proceso que da lugar a orillas más o menos verticales con alturas que varían entre los 2 y 4 metros. Los procesos de incisión del cauce se desarrollan por acción de la escorrentía y producen el arrastre de los materiales situados en las márgenes hacia el cauce, formando cárcavas o superficies planas inclinadas en áreas arenosas; mientras que los fenómenos de socavamiento de taludes y posterior desprendimiento se producen en las zonas yesíferas. Con todo ello, se ha podido plantear un conjunto de actuaciones para compensar y corregir la dinámica erosiva del cauce.

En la actualidad no se dispone de resultados ni de datos de seguimiento, y aunque inicialmente no se contempló específicamente el seguimiento de las obras proyectadas, la Confederación Hidrográfica del Tajo está valorando su necesidad.

Este caso de estudio comparte en gran medida la problemática de otras cuencas en la demarcación hidrográfica del Tajo (véase el caso de estudio "Estudio integral de la problemática que afecta al arroyo de la Trofa y propuesta de soluciones a través de la gestión adaptativa"), ilustrando el análisis de los procesos ligados a las interacciones caudal-sedimento-ecología en cuencas muy antropizadas y fuertemente alteradas en donde los usos e infraestructuras asociados limitan la capacidad de actuación.



Figura A.4.10.4 (a) Modelo de erosión (en rojo) y sedimentación (en azul) para el tramo comprendido entre las EDARs y (b) detalle de los procesos erosivos en un tramo con intensidad moderada (naranja) y severa (rojo).

REFERENCIAS

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Confederación Hidrográfica del Tajo. 2020. Estudio de situación actual, diagnóstico y propuesta de mejora de la cuenca del arroyo Culebro (Comunidad de Madrid).

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Confederación Hidrográfica del Tajo. 2022. Proyecto de actuaciones de estabilización del arroyo Culebro (Comunidad de Madrid).

ANEXO B: MÉTODOS PARA LA RECOGIDA Y EVALUACIÓN DE LOS SEDIMENTOS EN SUSPENSIÓN Y LA CARGA DE FONDO

Para una visión general de los métodos utilizados con más frecuencia para la recogida y evaluación de los sedimentos en suspensión, los sedimentos del lecho del cauce y la determinación de sus formas, véase la Tabla B1.

Evaluación del tamaño de las partículas

La característica más significativa y estudiada del material del lecho es su tamaño de partícula. Su determinación requiere el análisis de tres ejes, que, en conjunto, definen la forma tridimensional de las partículas. Aunque, en algunos estudios, el tamaño de las partículas puede definirse mediante una sola variable (por ejemplo, la longitud de los ejes intermedios de las partículas). El tamaño de las partículas suele describirse con frecuencia por medio de la longitud del eje intermedio (típicamente conocida como eje b), el diámetro nominal (raíz cúbica del producto del valor de los tres ejes) y el diámetro del tamiz de la partícula (tamaño del tamiz que la partícula puede pasar o no).

El tamaño del sedimento se ha clasificado durante décadas en rangos o grados de tamaño de grano. La clasificación se basa en el rango de los diámetros de grano que se duplica para cada rango más grueso (19 rangos, de 0,0005 a 256 milímetros (mm)), siguiendo los procedimientos desarrollados por Udden (1914), y después por Blair y McPherson (1999), que incluyeron cuatro rangos más (elevando el intervalo superior hasta 4,096 mm), lo que deja un número total de 23 rangos o grados, desde partículas de arcilla hasta grandes bloques. Los nombres originales de los rangos de los sedimentos fueron modificados posteriormente por diferentes autores, incluyendo los nombres propuestos por Udden (1914), Wentworth (1922) y Blair y McPherson (1999). La clasificación de Wentworth es una de las más utilizadas internacionalmente y considera 10 clases de sedimentos, definidas por el contenido porcentual en peso de los agregados (arcilla, limo, arena y grava) que contienen y que se nombran utilizando un máximo de dos términos. El contenido porcentual en peso de cada agregado es tratado por igual por Wentworth a la hora de definir los límites de clase. El límite inferior de un agregado considerado para su inclusión en una clase de sedimento sería >10% en peso

Clasificación de los sedimentos				Agregados de los sedimentos y abreviaturas	Clasificación de las gravas	Clasificación de los sedimentos de este estudio y sus abreviaturas		
Rango del diámetro de grano (en mm)	Escala, phi	Cita de la clasificación	Nombre de la clasificación			Análisis de las muestras de sedimentos basada en el tamaño del grano	Análisis visual basado en tratamiento de imágenes del lecho marino	
2.048 a <4.096	-11	Blair y McPherson (1999)	Bloques muy grandes	Gravas G	Bloques	Gravas2 G2	Bloques bG	
1.024 a <2.048	-10		Bloques grandes					
512 to <1.024	-9		Bloques medianos					
256 a <512	-8		Bloques pequeños					
128 a <256	-7		Canto grande		Cantos		Gravas1 G1	Cantos cG
64 a <128	-6		Canto pequeño					
32 a <64	-5		Guijarro muy grueso		Guijarros		Gravas1 G1	Guijarros pG
16 a <32	-4		Guijarro grueso					
8 a <16	-3		Guijarro mediano					
4 a <8	-2		Guijarro fino					
2 a <4	-1	Wentworth (1922)	Gravilla	Arenas S	Arenas de grano grueso cgS	Arenas de grano fino fgS		
1 a <2	0	Arena muy gruesa						
0,5 a <1	1	Arena gruesa						
0,25 a <0,5	2	Arena media						
0,125 a <0,25	3	Arena fina						
0,062 a <0,125	4	Arena muy fina						
0,031 a <0,062	5	Limo grueso	Limos				Lodos M	
0,015 a <0,031	6	Limo medio						
0,008 a <0,015	7	Limo fino						
0,004 a <0,008	8	Limo muy fino						
0,002 a <0,004	9	Arcilla gruesa	Arcilla s					
0,001 a <0,002	10	Arcilla media						
0,0005 a <0,001	11	Arcilla fina						

Figura B1. Clasificación del tamaño del sedimento, rango de sedimentos, rangos de sedimentos compuestos y agregados de sedimentos. El rango de diámetro de los granos se basa en el esquema de Udden (1914) convertido a valores decimales a partir de fracciones; la escala phi se basa en el esquema de Krumbein (1936); la clasificación de rangos de grava y los agregados de sedimentos de grava, arena, limo y arcilla proceden de Wentworth (1922); y el agregado de sedimentos de lodo procede de Folk (1954). Extraído de Valentine (2019).



(Valentine, 2019). Otras clasificaciones o procedimientos fueron propuestos por Folk (1954), o por Krumbein (1936) y (Bunte & Abt, 2001), que convirtieron las clases expresadas en milímetros a escalas más operativas.

Normalmente, las clasificaciones de sedimentos tienen un nivel intermedio de complejidad para evitar la falta de detalle (que limitaría su utilidad) o un número excesivo de clases (que haría más compleja la interpretación de los resultados). El análisis debe ser relevante para los rasgos hidromorfológicos y ecológicos del sistema fluvial.

Las clasificaciones se utilizan en todo el mundo y proporcionan un estándar común para la comparación de los análisis granulométricos. No obstante, diferentes autores y estudios han propuesto nuevos enfoques para la clasificación de los sedimentos, aunque generalmente construidos sobre la base de los métodos mencionados. Por ejemplo, los enfoques que tienen en cuenta la influencia de los sedimentos en la cantidad y la calidad de los hábitats fluviales o la forma en que los sedimentos son transportados.

Análisis estadístico de los datos recogidos para comprender la dinámica de los sedimentos

Tras la recogida y la determinación del tamaño de las partículas del sedimento, y antes de su incorporación a un balance de sedimentos, a menudo se realizan análisis estadísticos para comprender cómo puede comportarse el sedimento en la masa de agua. No todos los atributos de los datos de los sedimentos son relevantes para todos los balances sedimentarios y casos. Esto significa que los datos deben prepararse para cumplir los requisitos para su incorporación a un balance. El análisis estadístico de las muestras requiere inicialmente el estudio de la frecuencia de las partículas y la distribución porcentual de la frecuencia. A continuación, se extrae una distribución de frecuencias acumuladas que permite definir percentiles específicos informativos de la distribución de los datos (por ejemplo, D5, D16, D25, D50, D75, D84 y D95), y parámetros estadísticos particulares, aunque estos parámetros también pueden derivarse directamente de una distribución de frecuencias.

En aras de la complementariedad, algunos estudios no se centran únicamente en la evaluación del tamaño de las partículas, sino también en otros atributos de los materiales, como la forma o la angulosidad. La forma de las partículas puede afectar al transporte de sedimentos, a la idoneidad del hábitat para determinadas especies y a la estructura de las formas del río. Normalmente, la forma se referirá a la relación de la longitud de los tres ejes, mientras que la angulosidad indicará si una partícula tiene bordes angulosos o una superficie redondeada.

En el caso de los sedimentos en suspensión también es importante evaluar el tamaño de las partículas. Este conocimiento es relevante porque las variaciones de tamaño son importantes para las instalaciones hidroeléctricas y otros dispositivos creados por el hombre en el río, y también para los requisitos de algunas especies/hábitats. Diferentes autores han mostrado patrones complejos de variación espacial y temporal, considerando además que la composición granulométrica está sujeta a efectos de histéresis (Bogen, 1992). Las partículas más pequeñas de la carga en suspensión (las inferiores a 63 μm) tienen un papel relevante en los flujos biogeoquímicos, ya que en muchas ocasiones son cohesivas y se transportan como flóculos o agregados (Owens et al., 2005).

Tabla B.1. Resumen de los métodos para evaluar (i) la carga de sedimentos en suspensión, (ii) la forma del lecho del cauce y la carga de fondo, (iii) los sedimentos del lecho (basado en una combinación de fuentes técnicas y científicas, incluyendo Liedermann et al, 2013), Habersack et al. (2017), Haimann et al. (2014), Gray et al. (2009) y Wren et al. (2000))

TÉCNICA	PARÁMETRO	APLICACIÓN	LIMITACIONES
Métodos para evaluar la carga de sedimentos en suspensión			
Muestreo integrado por puntos.	Concentración de sedimentos en suspensión (SSC), el contenido de carbono orgánico (OC) y la distribución del tamaño de las partículas (PSD)	<ul style="list-style-type: none"> • Estimación directa de la SSC en el punto de muestreo. • Estimación de la carga de sedimento en suspensión (si el lugar de muestreo representa una sección transversal media) • Si el muestreo se repite con frecuencia suficiente, los cambios de SSC y carga en suspensión se pueden detectar (por ejemplo, mediante el muestreo automatizado) • La OC y la PSD permiten evaluar las características y condiciones hidráulicas para el transporte de materia en suspensión. 	<ul style="list-style-type: none"> • La medición de puntos puede no representar a la sección transversal de un cauce. • Cambios rápidos en la SCC (especialmente en pequeñas cuencas) son difíciles de detectar con un muestreo no automatizado. • La estimación de la PSD (mediante un analizador láser) requiere una mínima cantidad de sedimento (normalmente se requieren > 30 FNU para el análisis directo de las muestras de agua). • La PSD estimada puede no parecerse al tamaño de los flóculos/agregados de la materia suspendida en el cauce.
Muestreo integrado en profundidad.	Similar al muestreo integrado por puntos pero integrado sobre la columna de agua.	<ul style="list-style-type: none"> • Estimación integrada de las características de profundidad. • Estimación de la carga de sedimentos (si el muestreo representa una sección transversal media o el muestreo se repite varias veces en una sección transversal) 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitaciones similares a las del muestreo puntual (integrado) • Integración en profundidad: no hay variabilidad vertical de SSC, OC, PSD. • En ríos grandes se requiere un barco o un puente.
Muestreo integrado de puntos múltiples en una sección transversal del río.	La variación espacial y temporal de SSC, OC y PSD.	<ul style="list-style-type: none"> • Evaluación de las características del sedimento en suspensión en una sección transversal. • Estimación de flujos integrados en una sección transversal. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requiere mucho tiempo y un coste elevado. • Son necesarias mediciones adicionales de velocidad para el cálculo del flujo de sedimentos. • En ríos grandes se requiere un barco o un puente.
Retrodispersión óptica (OBS)	Turbidez como sustituto de SSC.	<ul style="list-style-type: none"> • Series temporales de alta resolución, especialmente para la detección de sedimentos finos en suspensión (muy sensible para las fracciones de arcilla y de limo) 	<ul style="list-style-type: none"> • La medición de puntos puede no representar la sección transversal del cauce. • La turbidez también está controlada por otros parámetros además de por el SSC (por ejemplo, por el tamaño de partícula o por el color del sedimento) • Requiere una calibración específica <i>in situ</i> (basada en la SSC del agua muestreada)

TÉCNICA	PARÁMETRO	APLICACIÓN	LIMITACIONES
Retrodispersión acústica (ABS)	ABS como sustituto de SSC.	<ul style="list-style-type: none"> Series temporales de alta resolución, especialmente para la detección de arena en suspensión. 	<ul style="list-style-type: none"> La medición de puntos puede no representar la sección transversal del cauce. ABS también controlado por otros parámetros además del SSC (por ejemplo, tamaño del grano) Requiere una calibración específica <i>in situ</i> (basada en la SSC del agua muestreada)
Perfilador acústico de corriente Doppler (ADCP)	Retrodispersión acústica como sustituto de SSC.	<ul style="list-style-type: none"> Variación vertical y horizontal de SCC. Estimación de flujos integrados en una sección transversal. 	<ul style="list-style-type: none"> ABS también controlado por otros parámetros que el SSC (por ejemplo, tamaño del grano) Requiere una calibración específica <i>in situ</i> (basada en la SSC del agua muestreada) Problemas de inversión de señal de retrodispersión.
Analizador laser <i>in-situ</i> .	Tamaño de partícula equivalente para los sedimentos en suspensión, agregados o flóculos y concentración del volumen de sedimento.	<ul style="list-style-type: none"> Estimación del tamaño de los agregados o de los flóculos en función de las propiedades del material y de las características del flujo turbulento. Series temporales de alta resolución de la distribución del tamaño de partícula en suspensión, agregados o flóculos, útil para la detección de caudales dependientes de los cambios en la dinámica sedimentaria. 	<ul style="list-style-type: none"> El punto de muestreo puede no representar la sección transversal del cauce. Gama limitada de detección de tamaños de grano y SSC. El tamaño de los agregados o de los flóculos no es igual al tamaño del grano mineral.

Métodos para evaluar el lecho del cauce (forma) y la carga de fondo

Estudio batimétrico de alta resolución utilizando ecosondas multihaz.	Elevación del lecho del cauce, rugosidad y estructuras.	<ul style="list-style-type: none"> Estimación de la profundidad del agua (para diferentes caudales) para el apoyo de la navegación. Identificación de las formas del lecho (dunas, ondulaciones, etc.) Evaluación del hábitat del lecho del cauce. 	<ul style="list-style-type: none"> La aplicación se limita a un momento determinado sin tener en cuenta los procesos dinámicos.
Repetición de estudios batimétricos de alta resolución.	Cambios en la elevación y estructura del lecho.	<ul style="list-style-type: none"> Estimación de la incisión y la acreción del lecho (déficit o excedente de sedimento) Estimación de los cambios en las formas del lecho e inferencia de tasas de transporte de carga de fondo (sólo factible con muy alta resolución temporal) 	<ul style="list-style-type: none"> Estimación de cambios en el nivel del lecho, no necesariamente vinculados a la carga total de transporte del lecho. Los cambios en el nivel del lecho captan la diferencia de volumen entre dos eventos. Dificultades para inferir la carga de fondo por debajo de las estructuras móviles utilizadas para los muestreos.

TÉCNICA	PARÁMETRO	APLICACIÓN	LIMITACIONES
(Carga de fondo) Muestreadores de canasta (por ejemplo, Helley-Smith, trampa Bunte o Muestreador BfG)	<ul style="list-style-type: none"> Flujo de carga de fondo. Distribución granulométrica de la carga de fondo. 	<ul style="list-style-type: none"> Muestreo directo de la carga de fondo. Método de muestreo estándar. Estimación de la carga de fondo fraccionada por tamaño de partícula para diferentes caudales. 	<ul style="list-style-type: none"> Comparabilidad limitada para los diferentes tipos de cestas de muestreo. La alta variabilidad espacio-temporal de la carga de fondo requiere una aplicación en varias verticales a lo largo de una sección transversal y mediciones repetidas en cada vertical.
Geófonos	Detección de las vibraciones inducidas por el paso del material que forma la carga de fondo sobre las placas integradas en el lecho del río.	<ul style="list-style-type: none"> Estimación de la carga de fondo a partir de la intensidad de la señal sísmica. Medición continua de la carga de fondo. Alta resolución temporal y espacial. Estimación del inicio del movimiento de la carga de fondo. 	<ul style="list-style-type: none"> Infraestructura necesaria en el cauce. Calibración extensiva mediante muestreo de la carga de fondo. Sin datos para tamaños de grano pequeños. Sin información, o inexacta, sobre el tamaño de las partículas. Gran cantidad de perturbaciones en las zonas urbanizadas.
Trampa de carga de fondo.	Aumento de peso por unidad de tiempo después de la apertura de la trampa.	<ul style="list-style-type: none"> Instalación de una trampa de arrastre de fondo al mismo nivel que el lecho del río que puede abrirse antes y durante un evento. Alta resolución temporal. 	<ul style="list-style-type: none"> Resolución espacial pobre. La trampa debe ser vaciada y mantenida. La instalación de la trampa es difícil y requiere mucho tiempo y costes. Normalmente sólo se puede mantener durante la temporada de aguas bajas.
Hidrófonos	Método de medición indirecta mediante intensidad de ruido.	<ul style="list-style-type: none"> El hidrófono se instala en un único punto de la sección transversal de un río; el ruido es detectado y calibrado mediante mediciones directas. 	<ul style="list-style-type: none"> Debe estar bien calibrado por mediciones directas. No hay resolución espacial del transporte sobre la sección transversal. Alto potencial de perturbación por otros impactos sonoros.
ADCP-seguimiento de fondo.	Movimiento de la superficie del lecho del cauce.	<ul style="list-style-type: none"> Medición continua del movimiento del lecho del cauce. Lecho espacialmente integrado. Estimaciones de la carga de fondo si se utiliza sobre barco. 	<ul style="list-style-type: none"> Estado experimental: muchas incertidumbres sobre cómo traducir la señal de la pista del fondo al transporte de la carga de fondo.
Piedras trazadoras.	Distancia de viaje (trayectos)	<ul style="list-style-type: none"> Estimación de la velocidad virtual de las partículas individuales. Distribución de los períodos de reposo y movimiento. Comprensión de las vías de transporte. 	<ul style="list-style-type: none"> Gran cantidad de tiempo. Coste elevado. Baja tasa de recuperación del trazador.

TÉCNICA	PARÁMETRO	APLICACIÓN	LIMITACIONES
Métodos para evaluar los sedimentos del lecho			
Clasificación visual	Estimación aproximada del tamaño de los sedimentos y su distribución.	<ul style="list-style-type: none"> La observación del alcance y el tamaño máximo de sedimentos que cubre el lecho del cauce en lugares seleccionados. 	<ul style="list-style-type: none"> Sólo para ríos pequeños y ríos de tamaño medio con baja turbidez, escasa cobertura orgánica y un nivel bajo o moderado de caudales. Puede ser adecuado para los depósitos (laterales o barras puntuales) y algunas zonas inaccesibles.
Recuento de cuadrículas.	Distribución y rugosidad del tamaño de partícula de la capa superficial.	<ul style="list-style-type: none"> Selección de partículas en un número predeterminado de puntos de cuadrícula espaciados uniformemente en una pequeña zona de muestreo (1-10 m²); en donde las partículas son recogidas por los técnicos de campo (comparable a un recuento de gravas), o son medidas en fotografías (tamaño de las partículas medido en una cuadrícula superpuesta en la fotografía) 	<ul style="list-style-type: none"> Limitaciones en la detección de determinados tamaños de partícula. Sólo aplicable en cauces vadeables.
Recuento granulométrico.	Distribución y rugosidad del tamaño de las partículas de la capa superficial.	<ul style="list-style-type: none"> Selección, recogida y medición de un número determinado de partículas superficiales a distancias constantes a lo largo de transectos (paralelos o en zigzag) en un área de muestreo relativamente grande (100 m²) Los recuentos de guijarros a distancias constantes pueden ser tomados mediante dos procedimientos: i) recorrido talón-dedo del pie, o ii) mediante marcas a lo largo de una cinta métrica. El método más común, talón-dedo del pie, fue ideado por Wolman (1954), y consiste en recoger a ciegas partículas al azar (normalmente 100) mientras el técnico camina a lo largo de varios transectos, hasta cubrir la totalidad del lugar de muestreo. Posterior análisis granulométrico (tamizado o medición del eje b) 	<ul style="list-style-type: none"> No se detecta el tamaño de los granos por debajo de la capa superficial. No se detectan los tamaños de partícula pequeños. Se necesita un gran número de elementos para obtener resultados estadísticamente robustos. Sólo aplicable en arroyos vadeables.

TÉCNICA	PARÁMETRO	APLICACIÓN	LIMITACIONES
Muestras de área.	Distribución y rugosidad del tamaño de partícula de la capa superficial.	<ul style="list-style-type: none"> Medición de todas las partículas contenidas en una zona predefinida del lecho del río de pequeño tamaño (0,1-1 m²) La superficie y el subsuelo pueden distinguirse. El muestreo se realiza recogiendo las partículas y midiendo su tamaño (o mediante tamizado) Posibilidad de empleo de adhesivos para garantizar que las partículas pequeñas están adecuadamente incluidas en la muestra. Como alternativa, también existen métodos no destructivos, tales como el tamizado fotográfico o la estimación visual. 	<ul style="list-style-type: none"> Las muestras deben ser llevadas al laboratorio. Sólo es aplicable en las zonas secas de un río.
Muestreo en masa.	Considera todos los tamaños de sedimento presentes en un lugar de muestreo.	<ul style="list-style-type: none"> La recogida de datos puede implicar dos muestras por lugar: una muestra de superficie y una muestra de subsuelo, a menos que no haya una diferencia sustancial entre ambas. La muestra completa puede ser llevada al laboratorio para su medición y clasificación, o bien, las partículas mayores de un determinado umbral (por ejemplo, 32 mm) pueden clasificarse <i>in situ</i> por tamaño utilizando un enfoque Wolman, mientras que el material que pasa por el tamiz de campo para ese umbral específico se coloca en una bolsa de muestras y se etiqueta, con el fin de ser enviado a un laboratorio. 	<ul style="list-style-type: none"> Si el área de muestreo está sumergida se pueden utilizar diferentes alternativas, tales como una pala y toma-muestras, un toma-muestras tipo "cramshell" (de agarre) o incluso una pequeña pala retroexcavadora. Para garantizar que la muestra de sedimentos es estadísticamente representativa del material del que se obtiene, el peso de la muestra debe ser al menos 100 veces el peso de la partícula más grande contenida en la muestra (Church et al., 1987). Esta condición puede conducir, especialmente en los ríos con lecho de grava, a recoger una gran cantidad de muestras de cientos de kilogramos. Otro criterio para el tamaño de muestra sería usar el volumen $V[m^3] = 2,5 \cdot d_{max}[m]$, para $d_{max} > 0,06$ m (Huber, 1966; in Fehr, 1984) La toma de muestras en masa (es decir, frecuencia por volumen) es directamente comparable con las de Wolman (frecuencia por número) (Church et al, 1987). Sin embargo, factores de corrección deben ser aplicados cuando se comparan muestras de área (frecuencia por área) con muestras en masa o de Wolman.

TÉCNICA	PARÁMETRO	APLICACIÓN	LIMITACIONES
Núcleo de congelación/ Panel de congelación.	Distribución granulométrica de las capas superficiales y subsuperficiales casi sin alteraciones .	<ul style="list-style-type: none"> • Introducción de una tubería de acero en el lecho del río y enfriado utilizando nitrógeno líquido. De este modo, el material del lecho se congela en la tubería y se puede sacar casi sin alteraciones. • El material se divide en diferentes capas, secado y tamizado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Tiempo y coste intensivo, especialmente si se aplica en ríos no vadeables. • Volumen de muestra pequeño en comparación con las muestras de agarre. • Difícilmente aplicable durante las estaciones de verano (aguas cálidas)
Muestreo de sedimentos finos mediante la técnica de perturbación.	Sedimento fino (<1mm) superficial y subsuperficial.	<ul style="list-style-type: none"> • Las muestras pueden tomarse en zonas erosivas y deposicionales. Las muestras se recogen en forma de suspensión y se llevan al laboratorio para su análisis. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sólo es adecuado en aguas poco profundas. • Las ubicaciones de las muestras deben ser cuidadosamente seleccionadas. • Sólo se toman muestras de sedimentos finos.

Referencias

- Gray J. R., Gartner J. W. (2009). Technological advances in suspended-sediment surrogate monitoring. *Water resources research*, Vol. 45, W00D29, doi: 10.1029/2008WR007063
- Habersack, H; Kreisler, A; Rindler, R; Aigner, J; Seitz, H; Liedermann, M; Laronne, JB. (2017): Integrated automatic and continuous bedload monitoring in gravel bed rivers *GEOMORPHOLOGY*. 2017; 291: 80-93. FullText
- Haimann, M; Liedermann, M; Lalk, P; Habersack, H (2014) An integrated suspended sediment transport monitoring and analysis concept. *INT J SEDIMENT RES*. 2014; 29(2): 135-148.
- Liedermann, M; Tritthart, M; Habersack, H. (2013): Particle path characteristics at the large gravel-bed river Danube: results from a tracer study and numerical modelling *EARTH SURF PROC LAND*. 2013; 38(5): 512-522.
- Liedermann, M; Gmeiner, P; Kreisler, A; Tritthart, M; Habersack, H. (2018): Insights into bedload transport processes of a large regulated gravel-bed river *EARTH SURF PROC LAND*. 2018; 43(2): 514-523
- Rai, A.K., Kumar, A. (2015). Continuous measurement of suspended sediment concentration: technological advancement and future outlook. *Measurement* 76: 209-27.
- Wren, D.G., Barkdoll, B.D., Kuhnle, R.A., Derrow, R.W. (2000). Field techniques for suspended-sediment measurement, *J. Hydraul. Eng.* 126 (2) (2000) 97–104, [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9429\(2000\)126:2\(97\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9429(2000)126:2(97)).

ANEXO C: GLOSARIO DE TÉRMINOS

TÉRMINO	DEFINICIÓN	FUENTE
Ácido sulfúrico volátil	Se define operativamente como la fracción de sulfuro que se desprende del sedimento cuando se trata con ácido, normalmente ácido clorhídrico (HCl) 1M. Comprende el conjunto de sulfuros por el que los metales traza potencialmente tóxicos (por ejemplo, níquel, cobre, cinc, cadmio, plomo, plata y mercurio) tienen una afinidad y, por tanto, representa el sulfuro con el que estos metales pueden combinarse para reducir su biodisponibilidad e impactos en los organismos de los sedimentos.	Rickard, D., Morse, J.W., 2005. Acid volatile sulfide (AVS). <i>Marine Chemistry</i> , 97, 141–197. Hammerschmidt, C., Burton, G.A., 2010. Measurements of acid volatile sulfide and simultaneously extracted metals are irreproducible among laboratories. <i>Environmental Toxicology & Chemistry</i> , 29, 1453– 1456.
Acreción	El aumento del nivel de cualquier superficie terrestre por la deposición de sedimentos.	https://www.collinsdictionary.com/dictionary/english/aggrade
Afloramiento	Cantidad de agua u otro líquido que se eleva.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Angulosidad	El grado de suavidad o rugosidad de las superficies de las partículas de los sedimentos.	
Anóxico	La característica de estar ausente de oxígeno.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Agricultura de contorno	La práctica de labrar la tierra en pendiente a lo largo de líneas de nivel con el fin de conservar el agua de lluvia y reducir las pérdidas de suelo por erosión superficial.	Britannica www.britannica.com/topic/contour-farming
Biodisponibilidad	Grado de absorción de un material en un organismo vivo expuesto a una sustancia (dosis absorbida).	Willhite, C., Karyakina, N.A, Walies, A., Yenugadhati, N., Momoli, F., Wisniewski, T., Krewski, D., 2019. Overview of Potential Aluminum Health Risks. In: <i>Encyclopedia of Environmental Health</i> (2nd edition), ed. Nriagu, J. Elsevier B.V., Amsterdam, NL.
Biomagnificación	Proceso por el que un compuesto (tales como un contaminante o un pesticida) aumenta su concentración en los tejidos de los organismos a medida que asciende en la cadena alimentaria.	https://www.merriam-webster.com/dictionary/biomagnification
Bioturbación	Alteración de los depósitos sedimentarios por organismos vivos.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Carbono negro	Una forma particulada de carbono elemental casi puro con algo de oxígeno e hidrógeno unidos en una estructura estratificada hexagonal.	Andreae, M.O., 1995. Chapter 10 – Climatic effects of changing atmospheric aerosol levels. In: <i>World Survey of Climatology. Future climates of the world: a modelling perspective</i> . Henderson-Sellers, A. (ed.). Elsevier B.V., Amsterdam, NL, 608 pp.
Bombeo de mareas	Tipo de afloramiento de agua que se observa en la subida de la marea en ambientes costeros y ambientes estuarinos. La afluencia de agua profunda que se encuentra con una zona poco profunda es impulsada hacia arriba en las capas superficiales.	http://courses.washington.edu/ocea/n101/Lex/Lecture20.pdf

TÉRMINO	DEFINICIÓN	FUENTE
Canal del cauce con lecho cohesivo	Canal fluvial en el que el lecho comprende partículas con un tamaño medio <math><4\mu\text{m}</math> (micras).	Wolanski, E., 2007. Estuarine Sediment Dynamics. In: Estuarine Ecohydrology, Wolanski, E., Elsevier B.V., Amsterdam, The Netherlands. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53066-0.X5001-6
Cantidad de sedimentos	Se refiere generalmente a la cantidad de sedimento dentro de una cuenca fluvial, de un tramo o masa de agua (por ejemplo, un lago o un embalse) dentro de una cuenca hidrográfica.	
Cauce trenzado	Canal fluvial caracterizado por múltiples canales de bajo caudal y barras en el centro del mismo sujetas a cambios frecuentes. Los cauces trenzados indican un suministro relativamente alto de carga de fondo.	Modificado de Ashmore, P., 2014. Morphology and Dynamics of Braided Rivers. Treatise on Geomorphology, 8, 289-312. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00242-6
Carga de fondo	Sedimento transportado por un río en forma de partículas demasiado pesadas para estar en suspensión.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Carga de lavado	Sedimentos con velocidades de sedimentación tan lentas que no interactúan con el lecho, de manera que sólo depende del suministro desde aguas arriba.	Lamb, M.P., de Leeuw, J., Fischer, W.W., Moodie, A.J., Venditti, J.G., Nittrouer, J.A., Hought, D., Parker, G., 2020. Mud in rivers transported as flocculated and suspended bed material. Nature Geoscience, 13, 566–570. https://doi.org/10.1038/s41561-020-0602-5
Carga en flotación	Carga de sedimento dentro de una masa de agua con una densidad cercana o menor a la del agua.	
Cascada de sedimentos	Modelo conceptual para entender el papel de la erosión y la deposición en los sistemas geomórficos. Representa el sistema de sedimentos como una red de depósitos vinculados por una serie de procesos de transferencia.	Warburton, J., 20XX. Sediment Transport and Deposition. In: The SAGE Handbook of Geomorphology, Gregory, K.J., Goudie, A.S. (eds). SAGE Publications Ltd., London.
Celda o célula costera	Una célula costera contiene un ciclo completo de sedimentación que incluye fuentes, vías de transporte y sumideros. Los límites de la celda (que suelen corresponderse con los cabos o espigones) delimitan la zona geográfica dentro de la cual el balance de sedimentos se equilibra, proporcionando el marco para el análisis cuantitativo de la erosión y la acreción costera.	www.coastalwiki.org/wiki/Coastal_cell
Clasto	Fragmento de roca.	https://www.merriam-webster.com/dictionary/clast
Coloide	Partícula con una dimensión dentro del rango de tamaño de 1nm a 1 μm .	Lead, J.R., Wilkinson, K.J., 2006. Aquatic Colloids and Nanoparticles: Current Knowledge and Future Trends. Environmental Chemistry, 3, 159–171. https://doi.org/10.1071/EN06025
Coluvial	Referido al material que se acumula al pie de una pendiente pronunciada.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Conducción de inundaciones	Transporte de las aguas de crecida río abajo, con poco o ningún daño.	Oxford Reference: https://oxfordreference.com

TÉRMINO	DEFINICIÓN	FUENTE
Conectividad de sedimentos	La transferencia conectada de sedimentos desde una fuente a un sumidero en un sistema a través del aporte y el transporte, controlado por la forma en que el sedimento se mueve entre todas las zonas geomorfológicas de un paisaje.	Bracken, L.J., Turnbull, L., Wainwright, J., Bogaart, P. 2015. Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. <i>Earth Surface Processes and Landforms</i> , 40, 177–188.
Continuidad de sedimentos	La transferencia o el intercambio físico de sedimento desde una parte del sistema fluvial a otro, representando la conservación de la masa entre las entradas, los depósitos y las salidas de sedimentos.	Joyce, H.M., Hardy, R.J., Warburton, J., Large, A.R.G., 2018. Sediment continuity through the upland sediment cascade: geomorphic response of an upland river to an extreme flood event. <i>Geomorphology</i> , 317, 45–61.
Continuo de sedimentos	El proceso inalterado de generación y movimiento de sedimentos dentro de un sistema fluvial.	
Cuenca hidrográfica	La superficie de terreno desde la que toda el agua desemboca en un río determinado.	https://www.collinsdictionary.com/dictionary/english/river-basin
	Territorio que es drenado por un río y sus afluentes.	https://wiki.reformrivers.eu/index.php/Catchment_delineation
Curva de duración	En el contexto de la hidrología de ríos y arroyos, una curva de frecuencia acumulada muestra el porcentaje de veces que un determinado caudal es igualado o superado en un lugar específico de la red en un periodo de tiempo determinado.	Searcy, J.K., 1959. Flow-Duration Curves. In: <i>Manual of Hydrology: part 2. Low-Flow Techniques</i> . Geological Survey Water-Supply Paper 1542-A. United States Government Printing Office, Washington, DC, U.S.A.
Costero	Que existe, frecuente o se desplaza a lo largo de la orilla del mar; por ejemplo, "corrientes costeras".	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Déficit de sedimentos	La tasa de pérdida de masa de sedimentos de una cuenca hidrográfica, un tramo u otra masa de agua (por ejemplo, un lago o un embalse) dentro de una cuenca, o de una célula costera, en donde se está produciendo dicha pérdida.	
Deriva litoral	Transporte neto en la dirección de la línea de costa.	www.coastalwiki.org/wiki/Downdrift
Dinámica coloidal	Comportamiento de las suspensiones de coloides a lo largo del tiempo.	
Dinámica de los sedimentos	El movimiento de las partículas de sedimento durante su formación, transporte y procesos de sedimentación.	Zhang, W., 2014. Sediment Dynamics. In: <i>Encyclopedia of Marine Geosciences</i> , Harff, J., Meschede, M., Petersen, S., Thiede, J. (eds). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6644-0_175-1
Dragado por agitación	La eliminación del material del fondo de una zona seleccionada mediante el uso de equipos para elevarlo temporalmente en la columna de agua y arrastrarlo mediante las corrientes.	Richardson, T.W., 1984. <i>Agitation dredging: lessons and guidelines from past projects</i> . US Army Corps of Engineers, Washington, DC, U.S.A., 145pp.
Elementos de calidad biológica	Grupo de organismos de agua dulce: fitoplancton, macrófitos y fitobentos, fauna de invertebrados bentónicos y fauna piscícola, para los cuales quedan definidas distintas clases de calidad que conducen a la evaluación de sus estados ecológicos; de acuerdo al Anexo V 1.2.1 de la Directiva Marco del Agua.	

TÉRMINO	DEFINICIÓN	FUENTE
Elementos de calidad hidromorfológica	En el Anexo V 1.2.1 de la Directiva Marco del Agua se ofrece un conjunto de aspectos de la hidromorfología: régimen hidrológico, continuidad del río y condiciones morfológicas, para cada uno de los cuales se deben alcanzar los estados ecológicos de alto, bueno y moderado.	
Elementos de soporte	Elementos de calidad del agua o de hidromorfología que apoyan para alcanzar el buen estado químico y/o estado ecológico, de acuerdo a la DMA.	
Entrega de sedimentos	La transferencia de sedimentos desde sus fuentes, terrestres y fluviales, hasta el cauce de un río.	
Flujo competente	En el contexto de la hidrología de ríos y arroyos se refiere al caudal umbral por encima del cual el sedimento de una clase de tamaño particular puede ser transportado aguas abajo.	
Fosa de erosión	Elemento morfológico del lecho. Zona del cauce profundizada a causa de la incisión del canal en los sustratos inferiores de erosionabilidad variable.	Sloof, K.C.J., van Spijk, A., Stouthamer, E., Sieben, A., 2011. Understanding and managing the morphology of Rhine Delta branches incising into sand-clay deposits. River, Coastal and Estuarine Morphodynamics: RCEM 2011. Tsinghua University Press, Beijing. https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid:b601f35d-9aa0-4e15a47e-2ca64cc56388/datastream/OBJ/download
Geomorfología	Estudio de la creación de formas terrestres por procesos fluviales a través de la remoción y transferencia de material en la superficie de la Tierra.	Lewin, J., Brewer, P.A., 2005. Fluvial Geomorphology. In: Encyclopedia of Geology, Selley, R.C., Cocks, R.M., Plimer, I.R. (eds.). Elsevier B.V., Amsterdam, The Netherlands.
Habitantes de los sedimentos	En el contexto de la ecología acuática, se refiere a los organismos que viven toda o la mayor parte de la parte acuática de su ciclo de vida dentro del sedimento del fondo. También conocidos como organismos infaunales.	
Hiporreico	Relativo al volumen de los sedimentos donde las aguas subterráneas y aguas superficiales se intercambian activamente.	Schlesinger, W.H., Bernhardt, E.S., 2020. Inland Waters. In: Biogeochemistry: an Analysis of Global Change (4th edn.), Schlesinger, W.H., Bernhardt, E.S. Elsevier B.V., Amsterdam, The Netherlands.
Incisión del lecho	Proceso de descenso del cauce del río que conduce a una disminución de la elevación del lecho del canal. La incisión es a menudo causada por una disminución de los sedimentos y/o por un aumento de la capacidad de transporte de los mismos.	https://solareis.anl.gov/glossacro/dsp_worpopup.cfm?word_id=4477
Infraestructura verde - azul	Red estratégicamente planificada de zonas naturales y seminaturales con otras características medioambientales, diseñada y gestionada para ofrecer una amplia gama de servicios ecosistemáticos.	European Commission, 2019. Guidance on a strategic framework for further supporting the deployment of EU-level green and blue infrastructure. Commission Staff Working Document SQD (2019) 193 final. European Commission, Brussels.
Ingeniería blanda	El uso del entorno natural para reducir la erosión y las inundaciones.	

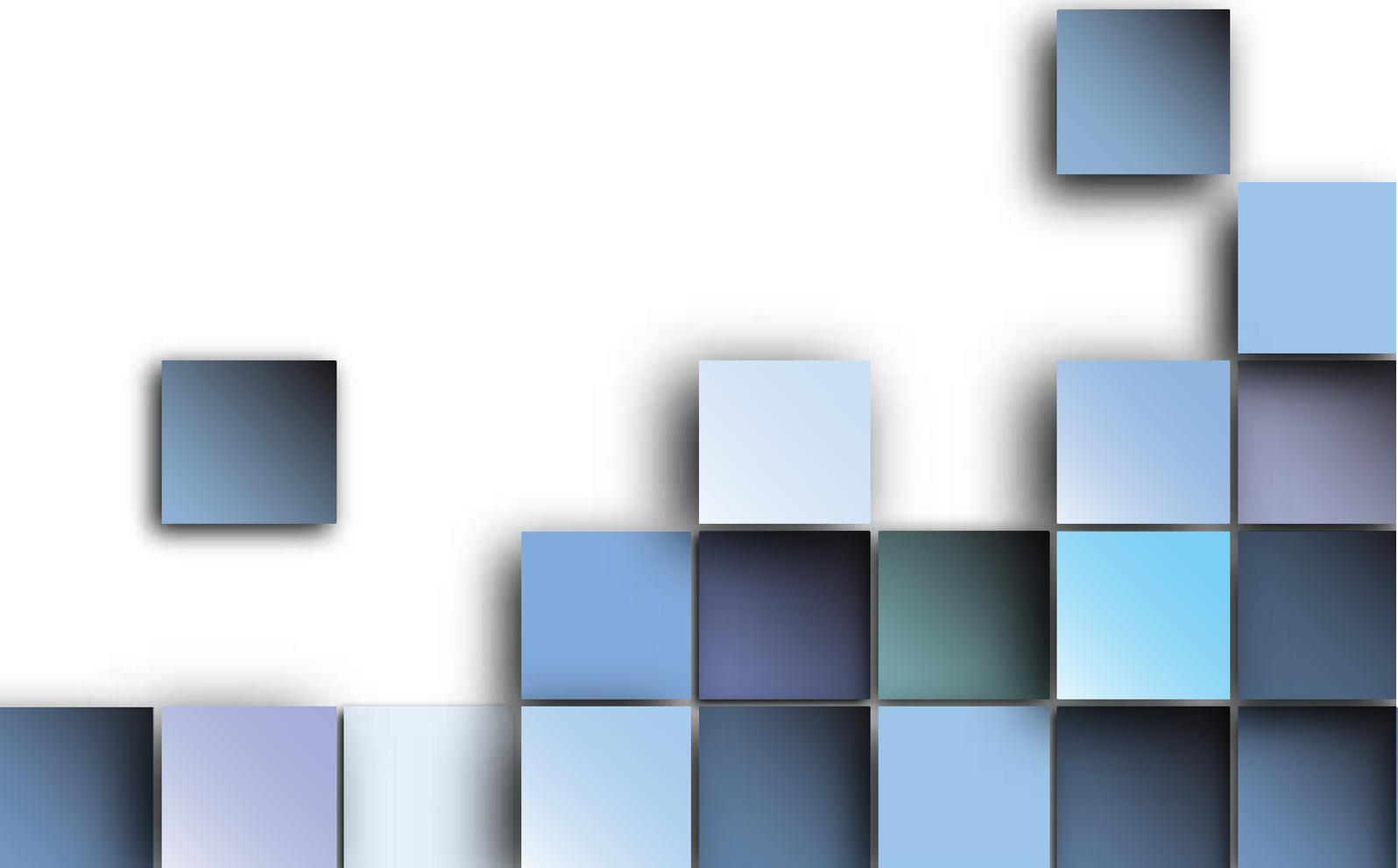
TÉRMINO	DEFINICIÓN	FUENTE
Intertidal/intemareal	De, o que denota, el área de una orilla del mar que está cubierta durante la marea alta y descubierta en la marea baja.	http://www.coastalwiki.org/wiki/Intertidal
Jerarquía de mitigación	Procedimiento jerárquico en el que las acciones de mitigación se toman en el siguiente orden: (i) evitar impactos, (ii) reducción/minimización de impactos, (iii) restauración/rehabilitación de los impactos y (iv) compensación de los impactos residuales.	Institute for European Environmental Policy, 2016. Supporting the Elaboration of the Impact Assessment for a Future EU Initiative On No Net Loss of Biodiversity and Ecosystem Services. Final Report, ENV.B."/SER/2014/0018. Institute for European Environmental Policy, London. https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/nnl/pdf/NNL_impact_assessment_support_study.pdf
Medidas naturales de retención de agua	Medidas que tienen como objetivo salvaguardar y mejorar el potencial de almacenamiento de agua en el paisaje, en el suelo y en los acuíferos, mediante la restauración de los ecosistemas, las características naturales y las características de los cursos de agua utilizando los procesos naturales.	https://ec.europa.eu/environment/water/adaptation/ecosystemstorage.htm
Multimodal	De una curva o distribución de frecuencias que tiene varios modos o máximos.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Oleaje	Ondas gravitacionales superficiales en el océano que no crecen ni son sostenidas por el viento. Generadas por el viento a cierta distancia y propagadas libremente por el océano lejos de su zona de generación, pudiendo propagarse en direcciones que difieren de la dirección del viento.	https://graphical.weather.gov/definitions/defineSwell.html
Óxico	De un proceso o entorno en el que el oxígeno está involucrado o presente.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Precipitación salina	Fenómeno observado cuando la solubilidad de un no electrolito (sin carga) en el agua disminuye con el aumento de la concentración de una sal.	Poole, C.F., 2020. Milestones in the Development of Liquid-Phase Extraction Techniques. In: Liquid-Phase Extraction, Poole C.F. (ed.). Elsevier B.V., Amsterdam, The Netherlands.
Progradación	De orilla o costa, el avance hacia el mar debido a la acumulación de sedimento.	https://www.collinsdictionary.com/dictionary/english/progradation
Proporción de entrega de sedimentos	Fracción de erosión bruta que se espera que llegue a la salida de la zona de drenaje considerada.	Ferro, V., Minacapilli, M., Sediment delivery processes at basin scale. Hydrological Sciences Journal, 40, 703-717. https://doi.org/10.1080/02626669509491460
Rendimiento de los sedimentos	La cantidad de sedimentos que se transfiere, en un intervalo de tiempo determinado, desde las fuentes de erosión a través de la red de canales hasta la salida de una cuenca.	Ferro V, Minacapilli, M., Sediment delivery processes at basin scale. Hydrological Sciences Journal, 40:6, 703-717. DOI: 10.1080/02626669509491460
Ribereño	En derecho: relativo a o situado en las orillas de un río. En ecología: relativo a los humedales adyacentes a los ríos y arroyos.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Saltación	Transporte de partículas duras sobre una superficie irregular en un flujo turbulento de aire o agua.	Oxford Languages: https://languages.oup.com

TÉRMINO	DEFINICIÓN	FUENTE
Sinuosidad	El grado en que el cauce de un río serpentea de un lado a otro en su llanura de inundación.	
Soluciones basadas en la naturaleza	Soluciones que se inspiran y apoyan en la naturaleza, que son rentables, proporcionan simultáneamente beneficios ambientales, sociales y económicos y ayudan a crear resiliencia. Dichas soluciones aportan más, y más diversos, elementos y procesos naturales a las ciudades y a los paisajes terrestres y marinos, a través de intervenciones adaptadas localmente, sistémicas y eficientes en cuanto a recursos.	https://rea.ec.europa.eu/funding-and-grants/horizon-europe-cluster-6-food-bioeconomy-natural-resources-agriculture-and-environment/nature-based-solutions_en
SuDS	Sistemas de drenaje sostenible. Sistemas de drenaje diseñados para imitar en la medida de lo posible los patrones naturales de escorrentía y causar una mínima degradación ambiental.	
Suministro de sedimentos	Aporte de sedimentos a una cuenca fluvial, a un tramo o a otra masa de agua (por ejemplo, a un lago o a un embalse) dentro de una cuenca o una célula costera, procedente de fuentes externas tales como la erosión, el clima y el transporte fluvial o la deriva litoral.	
Tramo de río	Extensión continua de agua, especialmente entre dos curvas, o la parte de un canal entre esclusas.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Vía navegable	Canal navegable en un río o puerto.	Oxford Languages: https://languages.oup.com
Zona de procesos funcionales	Concepto dentro del estudio de los ecosistemas fluviales que se define como una parcela dentro de una red fluvial de características hidrogeomorfológicas y fisicoquímicas distintas, lo que da lugar a características ecológicas distintas; por ejemplo, la dinámica trófica.	Thorp, J.H., Thoms, M.C., DeLong, M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: bio-complexity in river networks across space and time. <i>River Research and Applications</i> , 22, 123–147.

ANEXO D: GLOSARIO DE ACRÓNIMOS

TÉRMINO	ACRÓNIMO ESPAÑOL
Actividades de la Estrategia Común de Aplicación sobre el Estado Ecológico	ECOSTAT
Agregado de peso ligero	LWA
Aguas de Transición y Costeras	TraC
Asociación Mundial de Infraestructuras de Transporte Acuático	PIANC
Bifenilos Policlorados	PCB
Buen Estado Ecológico	GES
Buen Potencial Ecológico	GEP
Carbón orgánico total	TOC
Carga de fondo	bl
Carga en suspensión	sl
Caudal generador	Qg
Comisión del Escalda	VNSC
Comisión Internacional de la Cuenca del Río Sava	ISRBC
Comisión Internacional para la Protección del Danubio	ICPDR
Comisión Internacional para la Protección del Elba	ICPER
Comisión Internacional para la Protección del Rin	ICPR
Concentración de Efecto Probable	PEC
Concentración de evaluación de fondo	BAC
Concentración Umbral de Efecto	TEC
Construir con la naturaleza	BwN
Contaminantes de interés emergente	CEC
Contaminantes Orgánicos Persistentes	COP
Contenido de Carbono Orgánico	OC
Criterios de evaluación ambiental	EAC
Demarcación hidrográfica	DH
Dicloro difenil tricloroetano	DDT
Dioxinas y Furanos	PCDD/F
Directiva Marco de Residuos	DMR
Directiva Marco del Agua	DMA
Directiva Marco sobre la Estrategia Marina	DMEM
Directrices de Calidad de los Sedimentos	SQG
Distribución del Tamaño de las Partículas	PSD
Perfilador acústico de corriente Doppler	ADCP
Effects Level Approach	ELA
Elemento de Calidad Biológica	ECB
Enfoque Impulsor-Presión-Estado-Impacto-Respuesta	DPSIR
Escoria/Residuo Granulada de Alto Horno	GGBS
Estrategia Común de Implantación	ECI
Hexaclorobenzeno	HCB
Hexaclorociclohexano	HCH
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	HAP
Ingeniería con la Naturaleza	EwN
Instalación de eliminación confinada	IEC

TÉRMINO	ACRÓNIMO ESPAÑOL
Masas de agua muy modificadas	HMWB
Masas de Agua Artificiales	AWB
Materia Orgánica Particulada	MOP
Materia Orgánica Particulada Fina	MOPF
Materia Orgánica Particulada Gruesa	MOPG
Materia Particulada en Suspensión	SPM
Medidas Naturales de Retención de Agua	NWRM
Monitoreo de la atenuación natural	MNA
Normas de calidad	QS
Normas de Calidad Ambiental	NCA
Plan de Gestión Integrada de Sedimentos	PGIS
Planes de Gestión del Riesgo de Inundación	PGRI
Plan hidrológico de cuenca	PHC
Programa de Medidas	PdM
Régimen Hidrológico	Q
Relación de Caracterización del Riesgo	RCR
Rendimiento de la Carga de fondo	QBL
Residuos Leñosos de Gran Tamaño	LWD
REstoring rivers FOR effective catchment Management	REFORM
Retrodispersión acústica	ABS
Retrodispersión óptica	OBS
Screening Level Concentration Approach	SLCA
Sedimentos en Suspensión	SSC
Sistemas de Drenaje Sostenible Urbano	SuDS
Soluciones Basadas en la Naturaleza	NBS
Sustancias Peligrosas Prioritarias	SPP
Sustancias Prioritarias	SP
Trabajar con la naturaleza	WwN
Transporte de Sedimentos	Qs
Tributito de Estaño	TBT
Unión Europea	UE
Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza	UICN
Zona Económica Exclusiva	ZEE



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO