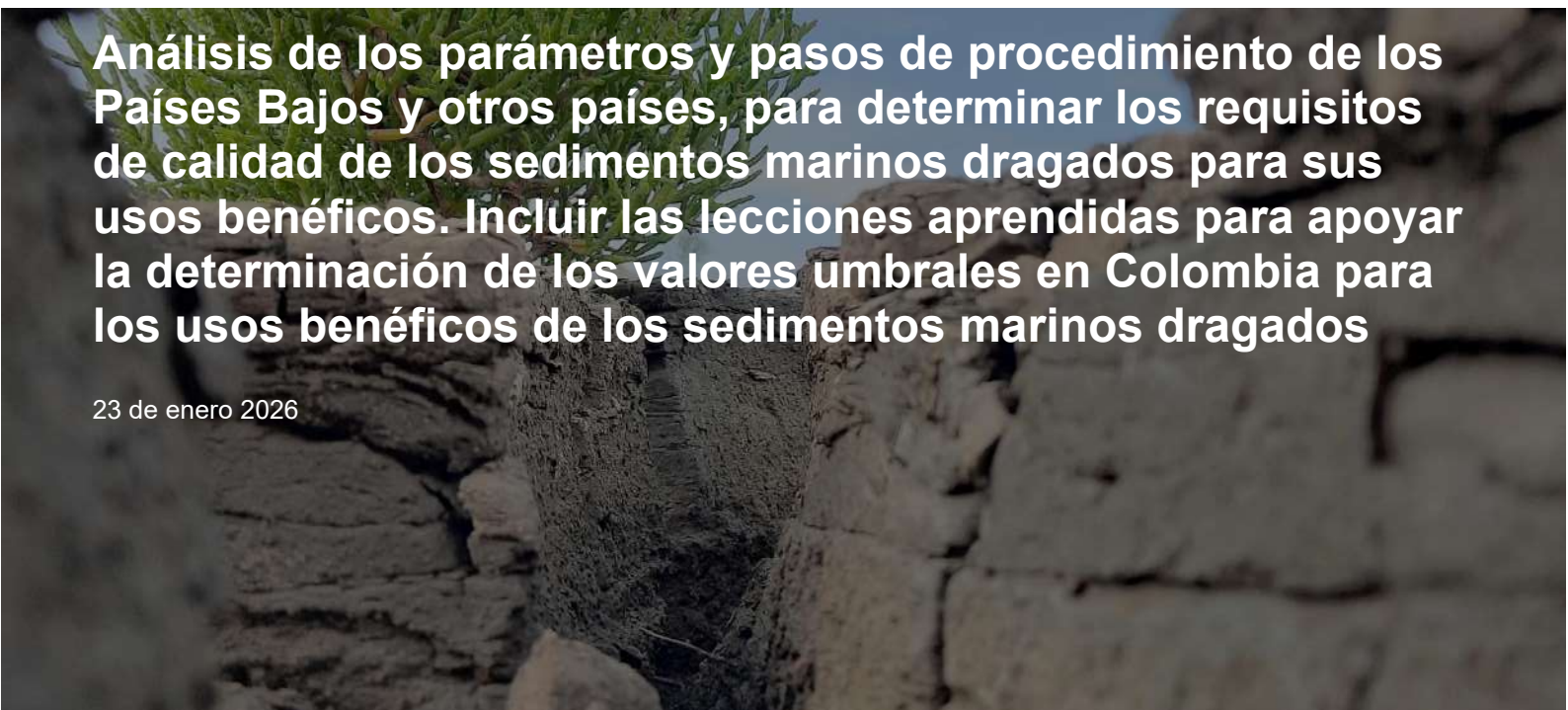




Asesoría política y técnica sobre los usos benéficos de los sedimentos marinos dragados en Colombia, incluyendo soluciones basadas en la naturaleza



Análisis de los parámetros y pasos de procedimiento de los Países Bajos y otros países, para determinar los requisitos de calidad de los sedimentos marinos dragados para sus usos benéficos. Incluir las lecciones aprendidas para apoyar la determinación de los valores umbrales en Colombia para los usos benéficos de los sedimentos marinos dragados

23 de enero 2026

Contacto

PARTNERS FOR WATER

info@partnersforwater.nl

www.partnersforwater.nl

Netherlands Enterprise
Agency (RVO).
PO Box 93144, 2509 AC
The Hague

El proyecto "Asesoramiento político y técnico sobre los usos benéficos de los sedimentos marinos dragados en Colombia, incluidas las soluciones basadas en la naturaleza" forma parte de la colaboración entre el Gobierno de los Países Bajos, a través del programa Partners for Water, y el Ministerio de Ambiente de Colombia, el Departamento Nacional de Planeación (DNP) y el Ministerio de Transporte. El proyecto fue ejecutado por un consorcio conformado por Arcadis, la Fundación Herencia Ambiental Caribe, JESyCA y Netics, en conjunto con entidades gubernamentales tanto de Colombia como de los Países Bajos.

Contenido

1	Introducción	6
1.1	Antecedentes	6
1.2	Objetivos y resultados del proyecto	6
1.3	Estructura de este entregable	7
2	Enfoques de investigación y marcos analíticos para elaborar directrices sobre la calidad de los sedimentos	8
2.1	Tipos de enfoque	9
2.1.1	Enfoque de Línea Base (LB)	9
2.1.2	Enfoque de Bioensayo en Sedimentos Enriquecidos (BSE)	9
2.1.3	Enfoque de Partición de Equilibrio (PE)	9
2.1.4	Enfoque de Residuos Tisulares (RT)	10
2.1.5	Enfoque de Nivel de Cribado (NC)	11
2.1.6	Enfoque de Tríada de Calidad de los Sedimentos (TCS)	11
2.1.7	Enfoque de Umbral de Efectos Aparentes (UEA)	12
2.1.8	Enfoque de Ponderación de las Pruebas (PdP)	13
2.2	Comparación de enfoques	13
2.3	Marcos analíticos para establecer valores umbrales de sustancias en sedimentos	15
2.3.1	Rango de Efectos-Bajo (ERL) y Rango de Efectos-Mediano (ERM)	16
2.3.2	Límite Umbral de Efecto (TEL) y Límite Probable de Efecto (PEL)	16
2.3.3	DCS empíricas basadas en el consenso	17
2.3.4	Modelamiento de regresión logística (LRM)	17
3	Análisis de parámetros y directrices en otros países	19
3.1	Países Bajos	21
3.2	Canadá	21
3.2.1	Estructura de gobernanza	21
3.2.2	Marco y procedimientos	21
3.2.3	Enfoque	22
3.3	EE.UU.: Florida	23
3.3.1	Estructura de gobernanza	23
3.3.2	Marco y procedimientos	24
3.3.3	Enfoque	26
3.4	Australia / Nueva Zelanda	26

3.4.1	Estructura de gobierno	26
3.4.2	Marco y procedimientos	27
3.4.3	Enfoque	29
3.5	España	30
3.5.1	Estructura de gobernanza	30
3.5.2	Marco y procedimientos	31
3.5.3	Enfoque	32
3.6	Japón	33
3.6.1	Estructura de gobernanza	33
3.6.2	Marco y procedimientos	33
3.6.3	Enfoque	34
3.7	Brasil	35
3.7.1	Estructura de gobernanza	35
3.7.2	Marco y procedimientos	36
3.7.3	Enfoque	37
3.8	Chile	38
3.8.1	Estructura de gobernanza	38
3.8.2	Marco y procedimientos	39
3.8.3	Enfoque	39
3.9	Perú	39
3.9.1	Estructura de gobernanza	39
3.9.2	Marco y procedimientos	39
3.9.3	Enfoque	40
3.10	México	40
3.10.1	Estructura de gobernanza	40
3.10.2	Marco y procedimientos	40
3.10.3	Enfoque	41
3.11	Panamá	41
3.11.1	República de Panamá	41
3.11.2	Canal de Panamá	42
3.12	Costa Rica	42
3.12.1	Estructura de gobernanza	42
3.12.2	Marco y procedimientos	42
4	Valores umbrales en los Países Bajos, Florida (EE.UU.) y Brazil	43
4.1	Condiciones ambientales	44
4.2	Comparación de los valores umbrales	46
4.3	Consideraciones sobre las diferencias entre los umbrales de metales pesados en cada nivel	50

4.4	Límites de detección	51
5	Discusión y experiencias	53
5.1	Marco	53
5.2	Uso benéfico	54
5.3	Sedimentos contaminados	54
6	Referencias	57
	Apéndices	60
	Apéndice A - Límites de detección	60
	Apéndice B - Cuadro sinóptico del marco institucional por país	61
	Apéndice C - Glosario de términos técnicos	64
	Apéndice D - Glosario de acrónimos	65
	Colofón	68

1 Introducción

1.1 Antecedentes

Dentro de la asociación entre el Gobierno de Colombia y el Gobierno de los Países Bajos en el campo del agua y la adaptación al cambio climático, el uso benéfico de los materiales dragados (marinos) es una de las prioridades, a petición específica de los Ministerios colombianos de Transporte (MinTransporte), Medio Ambiente (MinAmbiente) y el Departamento Nacional de Planeación (DNP). Los usos benéficos de los sedimentos marinos dragados aún no se realizan en Colombia, y los sedimentos dragados se han vertido en zonas de depósito mar adentro previamente aprobadas por la autoridad ambiental. Aprovechando la mayor atención prestada a los usos benéficos y para seguir mejorando las directrices normativas sobre materiales dragados en Colombia, esta consultoría se centra en el asesoramiento político y técnico para los usos benéficos de los sedimentos marinos dragados, incluidas las soluciones basadas en la naturaleza (SbN).

La asociación política con el Gobierno de Colombia sobre el tema del dragado y el uso benéfico de los materiales dragados tiene una larga historia, apoyada a través de varios proyectos en la última década:

- El Plan Nacional de Dragados Marítimos (PNDM, 2017) consistió en un análisis conceptual y principales recomendaciones para lograr, en el corto, mediano y largo plazo, mejoras en: (i) el orden institucional, (ii) la normatividad técnica y ambiental, (iii) la financiación, (iv) las metodologías de contratación de dragado en los canales de acceso marítimo a los puertos y (v) la estrategia de dragado de mantenimiento por zona portuaria y la estrategia de dragado de capital para las dos costas, Atlántica y Pacífica, incluyendo el uso benéfico del material dragado. El PNDM también incluyó una comparación internacional sobre los aspectos anteriores, para tener un referente que permitiera a las entidades del Gobierno colombiano tomar decisiones calificadas, entre las cuales ocupa un lugar destacado el aprovechamiento de los materiales provenientes del dragado. Específicamente se mencionó la falta de uniformidad en los criterios básicos para la formulación de diseños y obras, la falta de claridad sobre la disposición final o uso benéfico del material dragado, los costos adicionales por transportes innecesarios para disponer en alta mar materiales que podrían ser reutilizados y la imprecisión sobre los valores finales de los proyectos.
- Una serie de seminarios web sobre dragado y uso de materiales dragados en Colombia, con el fin de apoyar a las partes interesadas en el tema del dragado, incluyendo principios clave como Construir con la Naturaleza y el uso de materiales dragados para otros fines (2020/2021).
- En el proyecto "Uso benéfico de materiales de dragado en el contexto colombiano", se analizaron las oportunidades para ampliar la gama de usos benéficos de los materiales de dragado, incluyendo ejemplos de marcos legales y requisitos normativos en otros países. Adicionalmente, se incluyó un estudio de caso para las oportunidades de usos benéficos de los materiales de dragado resultantes de las actividades de dragado de capital y mantenimiento en la zona portuaria de Buenaventura, además de un análisis de las barreras y facilitadores para el uso de los materiales de dragado en Colombia (2022).

A raíz de estos proyectos, el Plan Nacional de Desarrollo 2022-26 señaló en su artículo 240 la necesidad de utilizar el material dragado, cumpliendo con la normatividad ambiental expedida para tal fin, priorizando los usos en la recuperación de áreas afectadas por erosión costera, y en la recuperación de áreas de manglar o zonas afectadas por inundaciones. Además, en julio de 2023 el gobierno colombiano expidió el CONPES 4118 (Política Nacional Portuaria), en el cual se establece que la disposición de materiales dragados mar adentro o en tierra puede tener un impacto negativo sobre los ecosistemas marinos y costeros. Dados estos enunciados en estos instrumentos normativos, es responsabilidad de MinAmbiente establecer un marco regulatorio de lineamientos ambientales y técnicos para el uso de sedimentos marinos dragados en Colombia.

Dada esta necesidad, los gobiernos de los Países Bajos y Colombia acordaron poner en marcha el actual proyecto "Asesoramiento político y técnico sobre usos benéficos de los sedimentos marinos dragados en Colombia, incluyendo soluciones basadas en la naturaleza".

1.2 Objetivos y resultados del proyecto

El proyecto se centra en seguir mejorando las directrices normativas para los materiales marinos dragados en Colombia, proponiendo un conjunto de normas y parámetros en el principal documento de orientación con respecto al dragado (Guía de manejo ambiental de proyectos de infraestructura, modos marítimos y fluvial, INVIAS 2022) e

incluyendo un estudio de caso para la zona portuaria de Barranquilla que muestre lo que se puede hacer con el material dragado.

La base para mejorar las directrices colombianas reside en proporcionar asesoramiento técnico en forma de normas y parámetros prácticos para el uso benéfico del material dragado, extraídos de la experiencia de los Países Bajos y otros países. Acompañando a este asesoramiento técnico está el desarrollo de capacidades de las principales partes interesadas en Colombia, en relación con los principales componentes técnicos del estudio.

El proyecto consta de 5 entregables principales:

1. Normas y parámetros aplicados en **los Países Bajos** en materia de dragado y uso de sedimentos dragados.
2. Normas y parámetros aplicados **en otros países: Australia/Nueva Zelanda, Japón, Brasil, Perú, México, EE.UU. (Florida), Canadá, España, Costa Rica y Panamá.**
3. Características de los sedimentos en la zona portuaria de Barranquilla.
4. Adiciones a las directrices INVIAS.
5. Estudio de caso zona portuaria Barranquilla.

1.3 Estructura de este entregable

Este informe es el Entregable 2, en el que se destacan los parámetros fisicoquímicos y biológicos para la evaluación de la calidad de los sedimentos en **otros países**, y para compararlos con los parámetros de los Países Bajos. Estos parámetros se basan en enfoques internacionales que se han utilizado como referencia para elaborar marcos analíticos destinados a determinar los valores umbrales de las sustancias en los sedimentos. Cada país ha elegido uno o varios de estos marcos para determinar sus Directrices de Calidad de los Sedimentos (DCS), que les permiten identificar si los sedimentos dragados cumplen los valores umbrales para verterlos al mar o en tierra. A partir de ahí, se discutirá si esos valores umbrales son también aceptables para los usos benéficos de los sedimentos. Los detalles sobre los riesgos de toxicidad para los organismos, incluida la salud humana, son fundamentales para comprender la justificación de los valores umbral.

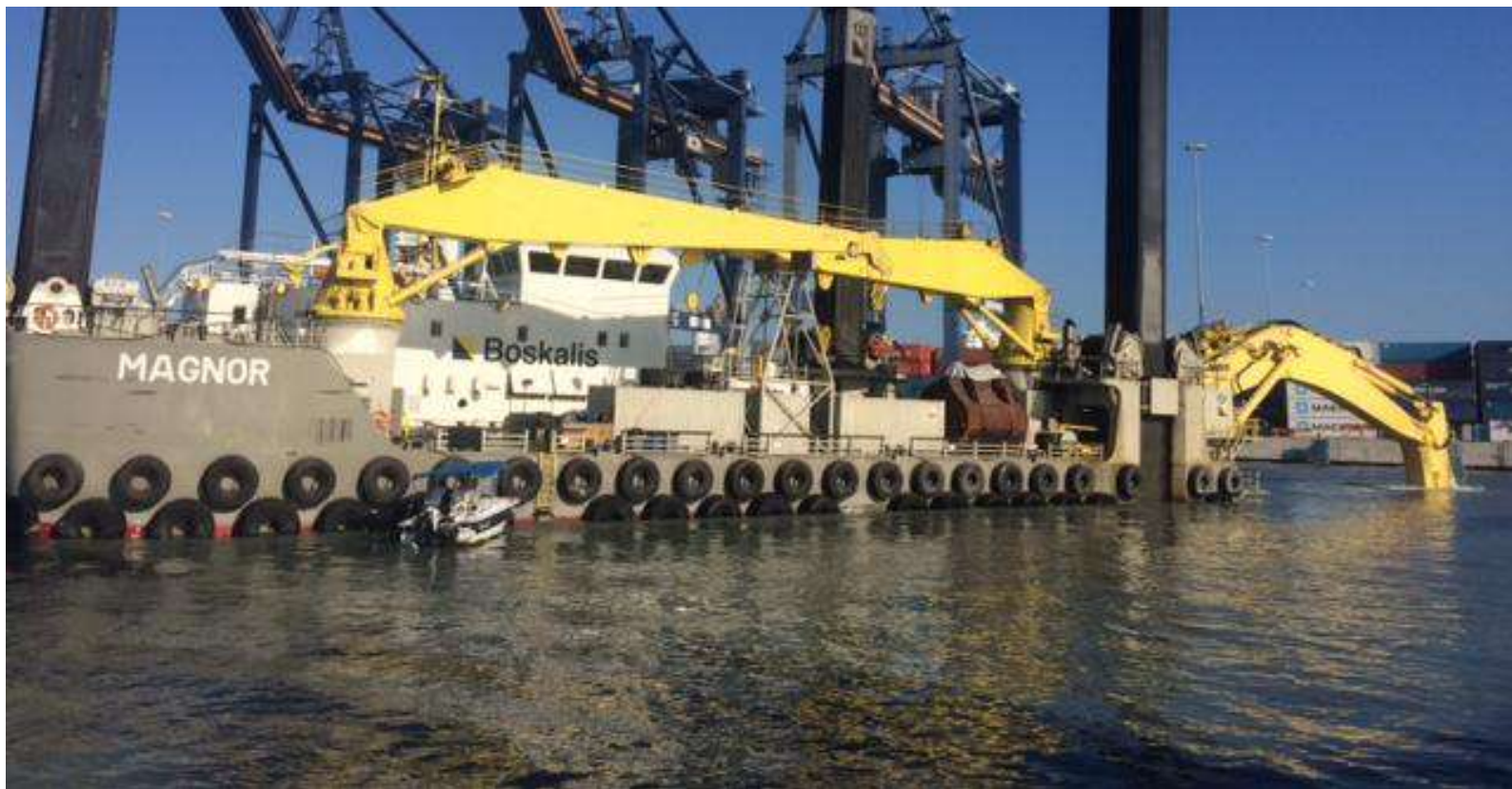
La estructura de este informe es la siguiente:

- Capítulo 2: Descripción de los enfoques y marcos de elaboración de las Directrices sobre la calidad de los sedimentos (DCS). Esto incluye una breve descripción de su metodología, las ventajas y limitaciones y las aplicaciones actuales en las que se utiliza el enfoque. Esto constituye la base de las DCS que se describen en el capítulo 3.
- Capítulo 3: Descripción de las DCS utilizados en los países estudiados. Se describen los principales tipos de DCS (basadas en objetivos, paso a paso, normativas internacionales, enfoques personalizados) y se abordan sus principales ventajas y limitaciones. Para cada país objeto de estudio, se explica la estructura de gobernanza, el marco y los procedimientos, así como el enfoque utilizado para definir las DCS en ese país.
- Capítulo 4: Se describen los valores umbrales incluidos en las DCS para varios países que presentan condiciones ambientales similares a las de Colombia. Se comparan los valores umbrales y se explican las diferencias. Por último, se describen los límites de detección (LOD).
- Capítulo 5: Discusión de las experiencias internacionales y principales conclusiones de la comparación de las DCS. El capítulo aborda la diversidad de enfoques normativos, el papel de los sistemas de evaluación y los retos y oportunidades actuales para incorporar el uso benéfico de los sedimentos dragados a la normativa vigente.

Apéndices:

- Apéndice A - Límites de detección
- Apéndice B - Cuadro sinóptico del marco institucional por países
- Apéndice C - Glosario de términos técnicos
- Apéndice D - Glosario de acrónimos

2 Enfoques de investigación y marcos analíticos para elaborar directrices sobre la calidad de los sedimentos



Capítulo 2 – Resumen ejecutivo

Se han desarrollado diversos enfoques para formular directrices sobre la calidad de los sedimentos (DCS). Estos enfoques han sido ampliamente revisados y resumidos por CCE (1995) y Long et al. (1992) entre otros.

Los principales enfoques utilizados en la elaboración de directrices son los siguientes

1. Línea base de los sedimentos (LB)
2. Bioensayo de sedimentos enriquecidos (BSE)
3. Partición de equilibrio (PEq)
4. Residuos tisulares (RT)
5. Nivel de cribado (NC)
6. Triada de calidad de los sedimentos (TCS)
7. Umbral de efectos aparentes (UEA)
8. Ponderación de las pruebas (PdP)

Cada enfoque se analiza en cuatro áreas clave: una breve descripción de su metodología, sus principales ventajas, sus limitaciones y sus aplicaciones actuales. Todos estos enfoques apoyan el desarrollo de DCS numéricas. Sin embargo, otros procedimientos se centran en la evaluación de la calidad de los sedimentos en lugares específicos, como la estrategia de evaluación de sedimentos de la Comisión Conjunta Internacional (CCI) y las evaluaciones de la estructura de las comunidades bentónicas. Estos enfoques específicos no se consideran aquí. Lo más importante de este capítulo son los diferentes enfoques que existen para formular directrices sobre la calidad de los sedimentos.

2.1 Tipos de enfoque

2.1.1 Enfoque de Línea Base (LB)

Este método evalúa la contaminación de los sedimentos comparando las concentraciones químicas en el área de interés con las encontradas en sedimentos de lugares que reflejan condiciones naturales no alteradas. En algunos casos, los datos históricos o los perfiles de núcleos de sedimentos pueden ayudar a definir las concentraciones de referencia. En general, se considera que un lugar está contaminado si una o más sustancias están presentes en niveles significativamente superiores a los niveles de fondo, a menudo definidos como superiores promedio dos o más veces la desviación estándar. La aplicación de este método requiere una selección cuidadosa de los lugares de muestreo, prestar atención al procesamiento de las muestras y a las técnicas de análisis, y respetar estrictamente los procedimientos de control de calidad.

El punto fuerte de este método es su sencillez. Incluye análisis químicos que se realizan habitualmente en laboratorios estándar y proporciona una comparación directa de los resultados con los criterios basados en la línea base. Se adapta a las condiciones ambientales locales, exige datos mínimos, y no depende de pruebas de toxicidad.

Sin embargo, el método presenta notables inconvenientes. No incorpora datos biológicos o de biodisponibilidad directos al proceso de elaboración de directrices. En el caso de los compuestos orgánicos de origen humano, las concentraciones de línea base son teóricamente nulas, pero a menudo se detectan cantidades medibles debido al transporte atmosférico de largo alcance. Los aportes naturales de hidrocarburos y de sustancias inorgánicas procedentes de fuentes geológicas, también pueden complicar las evaluaciones. Además, los lugares de línea base deben seleccionarse cuidadosamente para garantizar la similitud en la mineralogía y el contenido de arcilla, así como en el contenido de materia orgánica, ya que estos factores influyen mucho en las concentraciones de contaminantes en los sedimentos. Aunque este método puede permitir establecer directrices que reflejen los niveles de línea base, sigue siendo incierto si esos niveles protegen adecuadamente la vida acuática.

2.1.2 Enfoque de Bioensayo en Sedimentos Enriquecidos (BSE)

Este método consiste en añadir cantidades conocidas de contaminantes a sedimentos limpios en condiciones controladas para observar las respuestas biológicas de las especies de ensayo. Estas respuestas pueden incluir mortalidad, alteraciones del crecimiento o la reproducción, o efectos fisiológicos. El objetivo es establecer un vínculo claro entre la exposición química y los resultados biológicos. Esta técnica se ha aplicado con éxito con diversos sedimentos y contaminantes individuales o mezclas simples. A menudo, las directrices numéricas se generan aplicando un margen de seguridad a la concentración más baja en la que se observan efectos en especies sensibles, aunque también pueden utilizarse otros enfoques.

Esta técnica es valiosa porque puede aplicarse a una amplia gama de sustancias químicas y tipos de sedimentos, y permite generar datos precisos de dosis-respuesta. También tiene en cuenta factores que influyen en la biodisponibilidad química, como la cantidad de carbono orgánico o la presencia de sulfuros ácido-volátiles en el sedimento. Como resultado, las directrices basadas en este método suelen estar bien respaldadas científicamente.

La principal limitación de este método es que sólo se ha aplicado a un pequeño número de especies, y se ha probado con pocos contaminantes, como ciertos metales, pesticidas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). Ampliar la base de datos para incluir una gama más amplia de sustancias requeriría una inversión significativa, que puede no ser factible para muchas autoridades reguladoras. Otros retos son las incertidumbres relacionadas con el proceso de adición, el tiempo que tardan las sustancias químicas en unirse a los sedimentos y la forma en que estos factores afectan a la biodisponibilidad, todo lo cual puede influir en la interpretación de los resultados. Por último, el enfoque implica serias limitaciones sociales, ya que elevar los niveles de sedimentos en experimentos tóxicos no es respetuoso con los animales y no puede realizarse *in situ*.

2.1.3 Enfoque de Partición de Equilibrio (PE)

Este método se ha utilizado ampliamente, sobre todo en EE.UU. y los Países Bajos, para elaborar directrices sobre sedimentos para compuestos orgánicos hidrófobos no polares. Asume que la distribución de contaminantes entre las partículas del sedimento y el agua en los poros del sedimento puede predecirse basándose en las propiedades químicas. La teoría también asume un estado continuo de equilibrio entre el sedimento y el agua de los poros. Los

estudios de toxicidad en laboratorio apoyan esta suposición, demostrando que los impactos biológicos a menudo se correlacionan con las concentraciones de estos contaminantes en el agua de los poros.

El método utiliza criterios establecidos de calidad del agua desarrollados para proteger la vida marina como base para el desarrollo de directrices sobre sedimentos. Estos criterios, diseñados originalmente para los organismos que viven en la columna de agua, se extienden a las especies que viven en los sedimentos o cerca de ellos. Las directrices se calculan combinando los criterios de calidad del agua con valores de partición que describen cómo se distribuye el contenido de una sustancia química entre el agua y el sedimento. Para los compuestos orgánicos sin carga, el cálculo es:

$$DCS = K_p \times FCV$$

Donde:

- DCS es la directriz de sedimentos (normalmente en microgramos por kilogramo),
- K_p es el coeficiente de partición sedimento/agua (litros por kilogramo), y
- FCV es el valor crónico final para la calidad del agua (microgramos por litro).

En la actualidad, este método se utiliza principalmente para sustancias como los HAP, los bencenos policlorados, los PCB, las dioxinas y los furanos. La Autoridad de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (EPA) ha elaborado directrices para varios de estos compuestos, como el fluoranteno y la dieldrina. Los ajustes basados en el contenido de carbono orgánico de los sedimentos y el contenido de arcilla pueden ayudar a predecir la toxicidad de muchas de estas sustancias químicas. También se está estudiando la influencia de los sulfuros en la biodisponibilidad de los metales y el papel del carbono orgánico disuelto en el agua de los poros como factores para perfeccionar estas directrices. Este método tiene la ventaja de ser ampliamente aplicable, sobre todo porque tiene en cuenta factores específicos del lugar que afectan a la biodisponibilidad de los contaminantes. También es práctico, ya que se basa en datos existentes como las normas de calidad del agua y los coeficientes de partición. El enfoque es científicamente sólido y ya se ha utilizado en diversos contextos normativos.

Sin embargo, presenta varios inconvenientes. No tiene en cuenta cómo pueden interactuar las distintas sustancias químicas (por ejemplo, los efectos de toxicidad combinada) y todavía se están elaborando directrices específicas para cada metal. Actualmente, el método sólo es válido para sedimentos con un determinado contenido mínimo de carbono orgánico, e incluso entonces, la relación de toxicidad sólo se ha confirmado para sedimentos con bajo contenido de carbono. Otro problema es la variabilidad e incertidumbre de los coeficientes de partición, que pueden dar lugar a amplios intervalos de confianza en las directrices calculadas. Por último, la suposición de que los sedimentos están siempre en equilibrio puede no ser cierta en condiciones reales, lo que limita la fiabilidad del método en algunos casos.

2.1.4 Enfoque de Residuos Tisulares (RT)

El residuo tisular es la concentración de una sustancia o grupo químico en el tejido de un organismo o en una porción del tejido de un organismo. Este enfoque, también conocido como método de equilibrio biota-agua-sedimento, estima en sedimentos las concentraciones aceptables de sustancias o grupos químicos individuales, basándose en su potencial para producir residuos tisulares en organismos acuáticos. El método implica establecer un vínculo entre los niveles de contaminantes encontrados en los sedimentos y los acumulados en la biota acuática. Además, requiere comprender cómo los residuos de contaminantes en los organismos acuáticos pueden afectar a los depredadores, incluidos los seres humanos y la fauna salvaje, que los consumen. Existen varias técnicas para establecer umbrales seguros de concentración de contaminantes en tejidos comestibles de especies acuáticas.

Una de las principales ventajas de este método es su sencilla aplicación. Los objetivos de calidad de los sedimentos pueden calcularse directamente a partir de los umbrales basados en los tejidos diseñados para proteger la salud humana o la vida silvestre, suponiendo que se disponga de factores de bioacumulación sedimento-organismo (FBA) fiables. Es importante señalar que este método también tiene en cuenta explícitamente el potencial de acumulación a largo plazo de contaminantes persistentes.

Sin embargo, aparte de los retos compartidos con el método de reparto en equilibrio, este método está limitado por la falta de referencias establecidas en residuos tisulares para la protección de la fauna, así como por la ausencia de datos detallados de dosis-respuesta para muchos contaminantes. Como resultado, las directrices derivadas para los

sedimentos a menudo dan prioridad a la protección de la salud humana, pasando por alto potencialmente los riesgos para las especies silvestres sensibles, como los mamíferos marinos que consumen grandes cantidades de presas acuáticas. No obstante, los avances han introducido protocolos para desarrollar directrices basadas en los tejidos para la protección de la fauna, incluidas directrices específicas para compuestos como las dioxinas y los furanos.

Este planteamiento se ha utilizado en la elaboración de criterios de calidad del agua para sustancias como el DDT, el mercurio y los PCB, sobre todo para salvaguardar la salud humana.

2.1.5 Enfoque de Nivel de Cribado (NC)

El enfoque de nivel de cribado es un método de base biológica para crear directrices sobre sedimentos destinadas a proteger la fauna bentónica. Utiliza datos químicos y biológicos emparejados recogidos en estudios de campo para estimar los niveles más altos de contaminantes que una proporción predefinida de especies bentónicas puede tolerar sin experimentar efectos adversos.

Este método calcula el NC determinando primero una concentración específica por especie (CEE) para cada organismo con datos suficientes. Esto se hace analizando la distribución de los niveles de contaminantes en todos los lugares donde se encuentra una especie, lo que normalmente requiere datos de al menos diez lugares, y definiendo el percentil 90 de esa distribución como la CEE. Estos CCE se utilizan entonces para generar una distribución acumulativa, y el NC se fija en el percentil 5, que representa una concentración que el 95% de las especies puede tolerar.

Las ventajas de este método son su amplia aplicabilidad y su dependencia de datos comúnmente disponibles. Puede utilizarse para elaborar directrices para cualquier contaminante que pueda medirse analíticamente, y se basa en las respuestas biológicas de organismos nativos del entorno en cuestión, lo que permite elaborar directrices pertinentes a nivel regional.

A pesar de sus puntos fuertes, el NC se basa en varios supuestos que pueden limitar su utilidad. Asume que la distribución de las especies está determinada principalmente por los niveles de contaminantes en los sedimentos, aunque otras variables, como las características del hábitat, los contaminantes no medidos o las interacciones biológicas, también pueden influir en la presencia de especies. El enfoque no tiene en cuenta datos detallados de dosis-respuesta o efectos subletales, sino que se centra en la presencia o ausencia de especies. Además, requiere una base de datos exhaustiva, que idealmente contenga datos de contaminantes de 20 o más lugares y datos de presencia de al menos 20 especies, que pueden no estar disponibles para muchas sustancias.

Otra limitación es la falta de una relación causal directa entre un único contaminante y los efectos biológicos observados. En el mundo real, los organismos están expuestos a complejas mezclas de sustancias químicas, lo que dificulta atribuir las respuestas biológicas a sustancias específicas. Como resultado, el NC se basa en asociaciones estadísticas más que en pruebas experimentales de toxicidad. Además, los posibles sesgos en el muestreo, como los métodos de dragado que favorecen a determinadas especies, pueden afectar a los resultados.

2.1.6 Enfoque de Tríada de Calidad de los Sedimentos (TCS)

El enfoque de tríada de calidad de los sedimentos se creó originalmente para evaluar las condiciones de calidad de los sedimentos en lugares específicos, pero desde entonces se ha adaptado para su uso en el desarrollo de directrices sobre sedimentos. Este enfoque integra tres tipos de datos: la química de los sedimentos, las pruebas de toxicidad (bioensayos), y la información sobre la comunidad biológica *in situ*. Los análisis químicos y físicos de los sedimentos proporcionan información sobre los niveles de contaminantes y los posibles factores ambientales de confusión. Las pruebas de toxicidad ayudan a evaluar si los contaminantes presentes están causando efectos nocivos. El seguimiento biológico, como el examen de la composición de la comunidad bentónica o las anomalías en los organismos residentes, revela cómo las condiciones de los sedimentos pueden estar afectando a la salud del ecosistema.

Al reunir estas tres líneas de pruebas, el método permite una evaluación exhaustiva de la calidad de los sedimentos. Resulta especialmente útil para distinguir las variaciones naturales de las comunidades biológicas, respecto a las causadas por la contaminación. Por ejemplo, las diferencias en las comunidades bentónicas pueden deberse a

factores como el tamaño del grano o la profundidad del agua más que a la exposición química; el método de la tríada ayuda a separar estas influencias.

Una de las principales ventajas de este método es su carácter holístico. Puede aplicarse a cualquier contaminante detectable, capta los efectos tanto a corto como a largo plazo y no depende del conocimiento de los mecanismos exactos por los que se produce la toxicidad. Ofrece una estrategia de ponderación de las pruebas para interpretar los impactos ambientales.

Sin embargo, presenta varios inconvenientes. El método carece de herramientas estadísticas normalizadas para integrar los tres tipos de datos, y no se han establecido parámetros uniformes para resumir cada línea de evidencia. También requiere muchos recursos, ya que exige un gran conjunto de datos y complejas labores de muestreo y análisis. Además, la selección de los lugares de referencia, utilizados para la comparación, puede ser problemática si los propios lugares están degradados. El método se centra principalmente en la toxicidad aguda y no incorpora sistemáticamente medidas de biodisponibilidad de contaminantes o efectos subletales/crónicos. Aunque originalmente no estaba destinado a la elaboración de directrices, el TCS ha demostrado su utilidad para identificar las zonas contaminadas que necesitan rehabilitación, determinar la extensión de las zonas afectadas y confirmar las condiciones de los sedimentos después de las labores de limpieza.

2.1.7 Enfoque de Umbral de Efectos Aparentes (UEA)

El Enfoque del Umbral de Efectos Aparentes se desarrolló originalmente para su uso en la región de Puget Sound del Estado de Washington. Relaciona los niveles de contaminantes en los sedimentos con las respuestas biológicas observadas en estudios de campo, especialmente entre los organismos que viven en el fondo marino. El objetivo es definir la concentración de contaminante por encima de la cual se observan sistemáticamente respuestas biológicas adversas estadísticamente significativas (normalmente con un nivel de confianza de $p \leq 0,05$). Estas respuestas pueden incluir toxicidad en organismos que habitan en los sedimentos o en la columna de agua, cambios en la abundancia de especies o cambios en la composición de la comunidad.

Este método es conceptualmente similar al método de concentración a nivel de cribado, ya que ambos se basan en datos biológicos y químicos de sedimentos emparejados. Sin embargo, el enfoque UAE es más adecuado para el desarrollo de directrices, ya que abarca una gama más amplia de indicadores biológicos, incluyendo métricas más sensibles. En el caso de los metales, las concentraciones de contaminantes suelen normalizarse en función del peso seco, mientras que para las sustancias orgánicas se utiliza la normalización en función del peso seco o del carbono orgánico total.

Uno de los puntos fuertes del método es su flexibilidad a la hora de utilizar tanto bioensayos de laboratorio como observaciones de campo, lo que permite el desarrollo de umbrales adaptados a especies, puntos finales o lugares específicos. Puede aplicarse a la mayoría de las sustancias que pueden detectarse analíticamente. El método ha demostrado su eficacia en la región de Puget Sound (EE.UU.), donde se ha utilizado para predecir el impacto ecológico de la contaminación de los sedimentos.

Sin embargo, una limitación clave es la dependencia de datos específicos del lugar que establezcan conexiones entre la química de los sedimentos y los efectos biológicos. En la actualidad, sólo se dispone de conjuntos de datos adecuados para zonas geográficas limitadas como Puget Sound, partes de California, los Grandes Lagos y secciones de la costa atlántica. La aplicación de este método en otros lugares exigiría una recogida de datos a gran escala.

Al igual que otros métodos de coocurrencia, el método UAE no demuestra una relación directa de causa y efecto, sino que identifica asociaciones estadísticas, lo que introduce cierta incertidumbre. Otro reto es que los valores de las UAE sólo pueden permanecer iguales o aumentar a medida que se añaden nuevos datos, lo que las hace menos flexibles que otros métodos y plantea la posibilidad de subestimar los riesgos si los UAE se utilizan directamente como puntos de referencia reglamentarios.

Además, a veces el método puede ser excesivamente conservador. Esto puede ocurrir cuando una sustancia química se encuentra sistemáticamente junto a otro compuesto tóxico responsable de los efectos observados, lo que resulta especialmente problemático cuando se evalúan conjuntos de datos regionales dominados por tales coocurrencias (por ejemplo, el DDT en Puget Sound).

El enfoque UAE se ha adoptado ampliamente en el Estado de Washington para evaluar los sedimentos destinados al dragado y la eliminación, y constituye la base de las normas de calidad de los sedimentos legalmente exigibles establecidas por el Departamento de Ecología de Washington. Estas normas se utilizan para regular los vertidos contaminantes, identificar los lugares contaminados y orientar las medidas de rehabilitación.

Aunque un grupo de asesoramiento científico reconoció la utilidad del método para la evaluación de lugares específicos, desaconsejó la aplicación de las UAE como directrices universales o normalizadas a escala nacional.

2.1.8 Enfoque de Ponderación de las Pruebas (PdP)

El método de ponderación de las pruebas se creó inicialmente para proporcionar herramientas informales de interpretación de los datos sobre sedimentos costeros recogidos en el marco del Programa Nacional de Estado y Tendencias, de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Recopila información de varios enfoques establecidos para el desarrollo de directrices, como la partición de equilibrio, las pruebas de toxicidad de sedimentos enriquecidos y varios métodos basados en la coocurrencia, como los enfoques UAE, NC y TCS.

En este método, todos los datos de entrada se ponderan por igual, independientemente de su origen. En primer lugar, se comprueba la idoneidad de los datos, centrándose en si incluyen tanto concentraciones químicas como efectos biológicos correspondientes, la metodología utilizada, la relevancia de los parámetros biológicos medidos, y el nivel de concordancia entre los resultados químicos y biológicos. Los conjuntos de datos que no muestran una relación clara entre los niveles químicos y las respuestas biológicas se mantienen en la base de datos, pero se excluyen del análisis estadístico.

Para los datos incluidos, cada entrada registra la concentración de un contaminante específico, el tipo y localización de la respuesta biológica observada, y si la respuesta fue consistente con la presencia del contaminante (clasificada como sin efecto, bajo gradiente, sin coincidencia, o un "acierto", indicando una clara asociación). Se considera que los datos sin signos de toxicidad reflejan condiciones de línea base. Las entradas que muestran efectos biológicos a concentraciones elevadas del contaminante se clasifican por orden de concentración para identificar los valores umbral.

La principal ventaja de este método es la integración de múltiples líneas de evidencia en un único marco para evaluar la calidad de los sedimentos. Organiza diversas fuentes de datos para mostrar cómo se relacionan las concentraciones de contaminantes con los resultados biológicos. Además, sólo utiliza datos existentes, eliminando la necesidad de nuevos trabajos de campo o experimentos, y la base de datos es escalable y adaptable a nuevas regiones o contaminantes.

2.2 Comparación de enfoques

Todos los enfoques explicados en el LA SECCIÓN 2.1 tienen puntos fuertes y limitaciones. A la hora de desarrollar las DCA, es crucial identificar el enfoque adecuado. Una comparación entre los enfoques explicados, incluidos sus puntos fuertes y sus limitaciones, se muestra en la Tabla 2-1 (MacDonald, 1994).

Tabla 2-1 : Resumen de los puntos fuertes y las limitaciones de los enfoques para obtener directrices numéricas de evaluación de la calidad de los sedimentos (MacDonald, 1994)

Enfoque	Puntos fuertes	Limitaciones
LB	- Generalmente se dispone de datos suficientes.	- No se basa en efectos biológicos.
BSE	- Basado en los efectos biológicos - Adecuado para todas las clases de sustancias químicas y la mayoría de tipos de sedimentos.	- En general, no se dispone de datos suficientes - Los costos de aplicación son elevados - Los procedimientos de adición aún no están normalizados.
PE	- Basado en los efectos biológicos - Adecuado para todas las clases de sustancias químicas y la mayoría de tipos de sedimentos - Se tiene en cuenta la biodisponibilidad - La EPA apoya la	- Actualmente se dispone de pocos criterios de calidad de los sedimentos - No se dispone de criterios de calidad del agua para algunas sustancias - Los

	investigación para validar este enfoque - Apoya las evaluaciones de causa y efecto.	sedimentos <i>in situ</i> rara vez se encuentran en equilibrio.
RT	- Se tiene en cuenta la bioacumulación.	- Los sedimentos <i>in situ</i> rara vez se encuentran en equilibrio.
NC	- Basado en los efectos biológicos - Se dispone de datos suficientes - Adecuado para todas las clases de sustancias químicas y la mayoría de los sedimentos.	- No hay relación causa-efecto - Se requiere una base de datos amplia - El punto final no es sensible - No se tiene en cuenta la biodisponibilidad.
TCS	- Se basa en los efectos biológicos. - Integra la química, los bioensayos y los efectos <i>in situ</i> .	- Difícil derivar DCS numéricas - Laborioso y caro - No se han establecido criterios estadísticos de triada - Se necesitan muchos datos específicos del lugar - No hay relación causa-efecto - No se tiene en cuenta la biodisponibilidad.
UEA	- Basado en los efectos biológicos. - Se tienen en cuenta todos los datos biológicos.	- Se necesitan muchos datos específicos del lugar - No hay relación causa-efecto - Riesgo de infra/sobreprotección - No aplicable en general - No se tiene en cuenta la biodisponibilidad.
PdP	- Basado en los efectos biológicos - Se tienen en cuenta todos los datos biológicos - Adecuado para todas las sustancias químicas y sedimentos - Ponderación de las pruebas - Resúmenes de datos sobre la calidad de los sedimentos - Puede utilizar datos existentes.	- Se requiere una gran base de datos - No hay relaciones causa-efecto - Riesgo de sesgo por amalgama de datos - No se tiene en cuenta la biodisponibilidad.

Para evaluar los distintos enfoques, pueden valorarse en función de varios criterios (MacDonald et al., 1994). Los criterios se organizan en varias categorías: practicidad, rentabilidad, defendibilidad científica y aplicabilidad. Finalmente, MacDonald (1994) realizó una evaluación global de cada enfoque basada en la idoneidad para derivar DCS en Florida. Esta evaluación no se centró específicamente en las condiciones de Florida, por lo que es de aplicación general. La evaluación puede verse en la Tabla 2-2

Tabla 2-2: Evaluación de enfoques para derivar directrices de evaluación de la calidad de los sedimentos (MacDonald et al., 1994) - S = Sí; N = No.

Criterios de evaluación	LB	BSE	PE	RT	NC	TCS	UEA	PdP
Apoya el desarrollo de DCS numéricos	S	S	S	S	S	S	S	S
Viable a corto plazo	S	N	S/N	S	S/N	N	N	S
¿Costoso de implantar?	N	S	S	N	S	S	S	S
¿Necesita nuevos datos?	N	S	S	N	S	S	S	S
¿Considera la biodisponibilidad?	N	N	S	S	N	N	N	N
¿Proporciona causa/efecto?	N	S	S	S	N	N	N	N
¿Basado en efectos biológicos?	N	S	S	N	S	S	S	S
¿Considera los datos del suroeste?	S	S	S	S	S	S	S	S

¿Utiliza la ponderación de las pruebas?	N	N	N	N	N	S	S	S
¿Apoya los rangos frente a los absolutos?	N	N	N	N	N	S	S	S
¿Considera los contaminantes de la mezcla?	N	N	N	N	N	S	S	S
¿Requiere validación de campo?	N	S	S	S	S	S	S	S
¿Condiciones específicas del lugar?	N	S	S	S	S	S	S	S
¿Apoya programas de supervisión?	S/N	S	S	S/N	S	S	S	S
¿Apoya la identificación de problemas?	S	S	S	S	S	S	S	S
¿Apoya los programas de regulación?	N	S	S	S	S	S	N	S
Evaluación global	*	**	****	***	**	****	***	****

2.3 Marcos analíticos para establecer valores umbrales de sustancias en sedimentos

Los enfoques analíticos que se presentan y explican en la sección 2.1 constituyen la base para establecer las directrices de calidad de los sedimentos (DCS). Los marcos analíticos que se utilizan en las directrices pueden formularse a partir de uno o varios enfoques. En este capítulo se explican los principales marcos existentes y las categorías de DCS. Se explica el desarrollo de los marcos, incluido el enfoque utilizado. Además, se explican en detalle los valores umbrales.

Tabla 2-3 ofrece una visión general de las categorías de DCS, junto con su marco analítico y sus desarrolladores.

Tabla 2-3: Visión general de los métodos analíticos junto con las fuentes que explican el enfoque

Categoría DCS	Marco analítico	Desarrolladores
Teórica	Partición de equilibrio (PE)	Di Toro et al. (1991a)
		Di Toro et al. (1991b)
		Ankley et al. (1996)
		NYSDEC (1998)
		Di Toro & McGrath (2000)
Empírica	Concentración a nivel de cribado (NC)	Persaud et al. (1993)
		Von Stackelberg & Menzie (2002)
Empírica	Rango de Efectos-Bajo (ERL) y Rango de Efectos-Mediano (ERM) - abreviaciones en inglés	Long et al. (1995)
		USEPA (1996)
Empírica		MacDonald et al. (1996)

	Nivel Umbral de Efectos (TEL) y Nivel de Efectos Probables (PEL)	Smith et al. (1996) USEPA (1996)
Empírica	Umbral de efectos aparentes (UEA)	Barrick et al. (1988) Ginn & Pastorok (1992) Cubbage et al. (1997)
Empírica	Evaluación basada en el consenso (EBC)	Swartz (1999) MacDonald et al. (2000a) MacDonald et al. (2000b)
Empírica	Modelamiento de regresión logística (MRL)	Field et al. (1999; 2002)

Los marcos de partición de equilibrio, nivel de cribado y umbral de efectos aparentes son los que están exclusivamente vinculados a los respectivos enfoques descritos anteriormente. Por lo tanto, tanto estos enfoques como los marcos reciben el mismo nombre. Los demás marcos se describen a continuación:

2.3.1 Rango de Efectos-Bajo (ERL) y Rango de Efectos-Mediano (ERM)

El marco analítico ERL/ERM es un marco bien establecido para evaluar la calidad de los sedimentos basándose en pruebas empíricas de los efectos de los contaminantes. Se desarrolló utilizando grandes conjuntos de datos que correlacionan las concentraciones de contaminantes en sedimentos con las respuestas biológicas observadas. Este marco se basa en el enfoque PdP. Dado que se utilizan grandes conjuntos de datos, el enfoque PdP combina múltiples fuentes de datos que se recopilan utilizando diferentes enfoques individuales. Los criterios de umbrales se definen a continuación:

- Rango de Efectos-Bajo (ERL): Es la concentración por debajo de la cual raramente se observan efectos adversos. Representa el percentil 10 de las concentraciones de las muestras afectadas y sirve como umbral inferior de posible preocupación.
- Rango medio de efectos (ERM): Representa el percentil 50 de las concentraciones en las que se observaron efectos biológicos, indicando un nivel por encima del cual se encuentran con frecuencia o siempre efectos nocivos.

Los criterios ERL/ERM se utilizan como puntos de referencia informales para evaluar el potencial de efectos adversos en entornos marinos y estuarinos. Si una muestra de sedimento tiene niveles de contaminantes por debajo del ERL, se considera de bajo riesgo; las concentraciones por encima del ERM sugieren una alta probabilidad de efectos nocivos. Los valores intermedios requieren una mayor consideración.

La fiabilidad de los valores de ERL y ERM puede evaluarse mediante la valoración de la coherencia entre las fuentes de datos. El método también permite a los usuarios estimar la probabilidad de impactos biológicos a distintas concentraciones de contaminantes, proporcionando una base probabilística para la toma de decisiones ambientales. El marco se utiliza ampliamente debido a su simplicidad, transparencia y compatibilidad con los conjuntos de datos existentes. Facilita las evaluaciones a nivel de cribado y apoya la toma de decisiones en la gestión de sedimentos y la priorización de sitios para su remediación.

Sin embargo, al igual que otros marcos de co-ocurrencia, los criterios ERL/ERM se basan en asociaciones más que en causalidad. No tienen en cuenta factores específicos del lugar, como lo son la biodisponibilidad, las características de los sedimentos, o la presencia de mezclas de contaminantes, que pueden influir en el riesgo real planteado por una concentración determinada.

2.3.2 Límite Umbral de Efecto (TEL) y Límite Probable de Efecto (PEL)

Este marco define dos umbrales de concentración clave para interpretar los niveles de contaminación de los sedimentos, basándose en los efectos biológicos observados en los organismos bentónicos. El Límite Umbral de Efecto (TEL) representa una concentración de contaminante a partir de la cual comienzan a aparecer los primeros signos de respuestas biológicas adversas. Por el contrario, el Límite de Efecto Probable (PEL) marca la concentración por encima de la cual se observan de forma consistente efectos tóxicos significativos en una gran proporción de

organismos bentónicos. Este marco se basa en el enfoque PdP, que combina múltiples fuentes de datos recopilados mediante distintos enfoques individuales.

Estos umbrales ayudan a los gestores ambientales y a los ingenieros a tomar decisiones con conocimiento de causa sobre las consecuencias ecológicas de la contaminación y la posible necesidad de rehabilitar el lugar o de realizar nuevas investigaciones. Las concentraciones inferiores al TEL suelen considerarse seguras, mientras que las superiores al PEL se consideran nocivas y susceptibles de causar efectos negativos. Los valores que se sitúan entre estos límites representan una zona de incertidumbre en la que se requiere una evaluación adicional y la opinión de expertos.

Los criterios TEL y PEL se han calculado para diversos contaminantes basándose en estudios de laboratorio en los que se expuso a organismos bentónicos a sedimentos de aguas costeras. Por ejemplo, el estado de Florida desarrolló ecuaciones específicas para derivar estos umbrales, basadas en respuestas toxicológicas observadas en condiciones controladas.

Diferentes organismos han elaborado numerosos umbrales similares, a menudo utilizando una terminología ligeramente distinta. En 2001, varias organizaciones habían publicado límites para metales y otras sustancias, con marcos conceptuales similares. Éstos se resumen en tablas de referencia en las que se comparan los distintos valores de referencia de la calidad de los sedimentos y sus correspondientes concentraciones de contaminantes, asociadas a efectos tóxicos. TEL/PEL y ERL/ERM son parámetros de sedimentos emparejados y basados en efectos, pero se derivan de forma diferente. TEL/PEL se calculan típicamente a partir de conjuntos de datos combinados de efectos químicos para definir un umbral inferior de "efectos raros" (TEL) y un umbral superior de "efectos frecuentes" (PEL) mediante un método de derivación específico. ERL/ERM se derivan compilando las concentraciones asociadas con los efectos observados y estableciendo ERL cerca del límite inferior del rango de efectos y ERM alrededor de la mediana del rango de efectos. Debido a que los conjuntos de datos y las estadísticas subyacentes difieren, TEL/PEL y ERL/ERM pueden producir números diferentes y no deben usarse indistintamente sin indicar qué conjunto se aplicó.

2.3.3 DCS empíricas basadas en el consenso

Para reducir la incertidumbre asociada a la interpretación de la contaminación de sedimentos en el intervalo entre los valores TEL y PEL, se desarrolló el marco de Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) basado en el consenso, en particular por el Departamento de Recursos Naturales de Wisconsin (WI DNR). Este método integra los resultados de múltiples fuentes de DCS para proporcionar valores umbrales más sólidos y ampliamente aceptados.

Este marco suele definir tres concentraciones de efecto:

- Concentración Umbral de Efecto (TEC - abreviación del nombre en inglés): La concentración por debajo de la cual es improbable que se produzcan efectos nocivos en los organismos bentónicos. Se obtiene de forma similar a los valores TEL.
- Concentración de efecto de punto medio (MEC - abreviación del nombre en inglés): Una estimación opcional del punto medio para proporcionar contexto entre los umbrales inferior y superior.
- Concentración de efecto probable (PEC - abreviación del nombre en inglés): La concentración por encima de la cual es probable que se produzcan efectos tóxicos, similar en concepto al PEL.

Los valores TEC y PEC pueden determinarse a partir de valores medios de varias directrices o derivarse de datos de laboratorio específicos del lugar que se está evaluando. Cuando se desarrollan valores específicos para un lugar, las pruebas de toxicidad se realizan utilizando sedimentos locales y especies residentes para tener en cuenta la variabilidad geográfica y ecológica. La tolerancia al riesgo y el conservadurismo deseado también pueden orientar la selección de umbrales adecuados, ya sea eligiendo valores medios de fuentes publicadas o identificando concentraciones asociadas con percentiles específicos de efectos tóxicos observados.

2.3.4 Modelamiento de regresión logística (LRM)

El modelamiento de regresión logística es una herramienta estadística utilizada para cuantificar la relación entre las concentraciones de contaminantes en sedimentos y la probabilidad de respuestas biológicas adversas. Este método estima la probabilidad de un efecto observado, como la reducción de la supervivencia, la reproducción o los cambios en la estructura de la comunidad, basándose en los niveles de contaminantes en los sedimentos.

En el contexto de la evaluación de la calidad de los sedimentos, la regresión logística es particularmente útil para definir umbrales con confianza estadística. Analizando datos emparejados sobre concentraciones de contaminantes y resultados biológicos de estudios de campo o ensayos de toxicidad en laboratorio, el modelo logístico produce una curva de probabilidad que indica la posibilidad de observar efectos biológicos a diferentes niveles de contaminantes.

La forma general del modelo logístico es:

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 C)}} P = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 C)}}$$

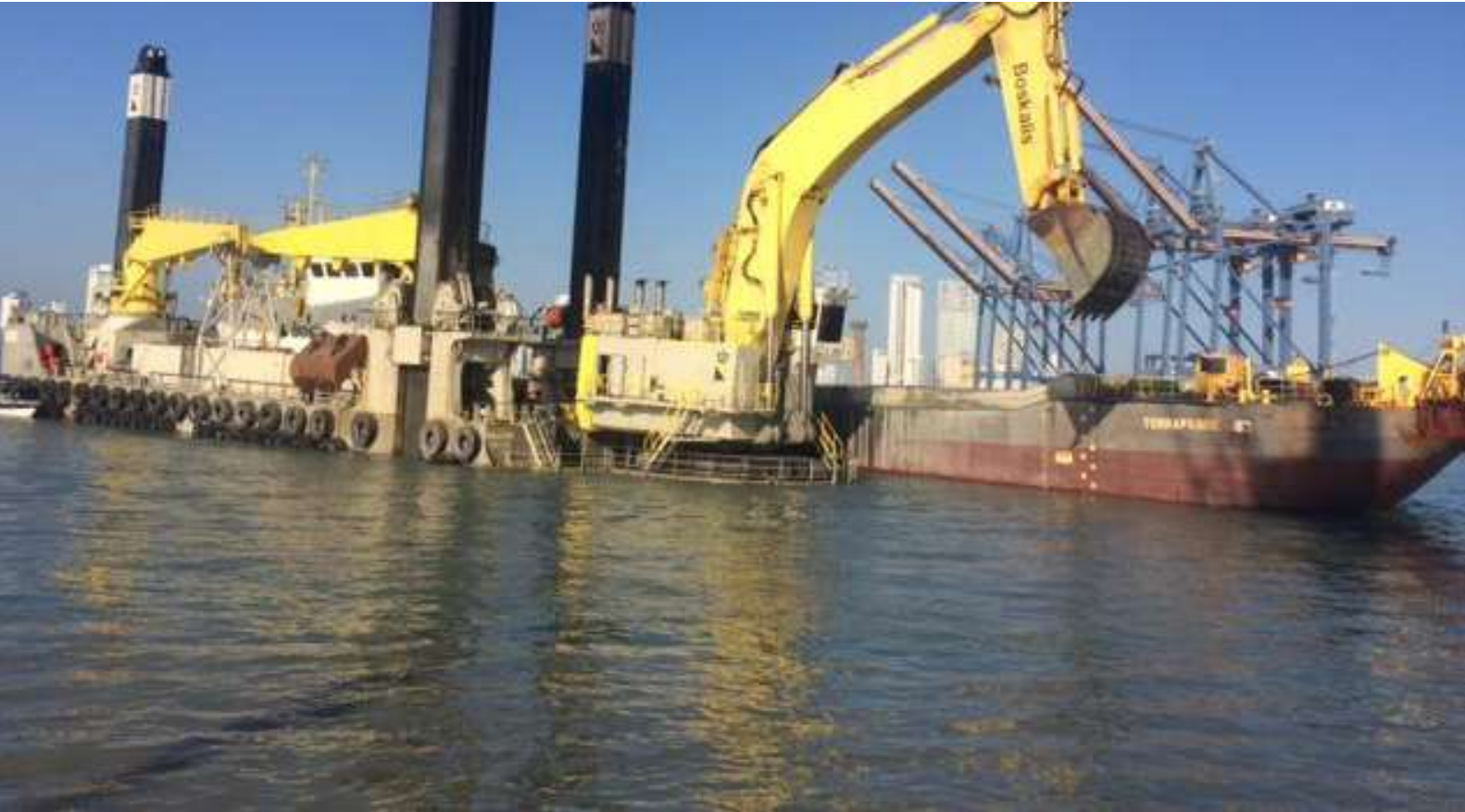
Donde

- P es la probabilidad prevista de que se produzca un efecto tóxico,
- C es la concentración de contaminante,
- β_0 , β_1 son los coeficientes del modelo estimados a partir de los datos.

Este modelo permite derivar concentraciones de contaminantes correspondientes a probabilidades específicas de efecto (por ejemplo, 10%, 50%, 90%). Estos umbrales basados en la probabilidad pueden servir de base para las evaluaciones de la calidad de los sedimentos y ayudar a clasificar los lugares en diferentes categorías de riesgo. La regresión logística también permite la comparación entre contaminantes y lugares, apoya los enfoques de ponderación de pruebas y puede utilizarse para validar o perfeccionar directrices existentes como TEC, PEC, TEL o PEL.

En última instancia, la regresión logística proporciona una base cuantitativa rigurosa para determinar cómo la contaminación de los sedimentos puede afectar a la salud ecológica y puede mejorar la confianza en la toma de decisiones basadas en el riesgo para la gestión de los sedimentos.

3 Análisis de parámetros y directrices en otros países



Capítulo 3 – Resumen ejecutivo

Aprovechando la creciente atención y el deseo de seguir mejorando las directrices normativas para los materiales dragados, este capítulo se centra en los pasos de procedimiento en otros países distintos a Colombia, en relación con la regulación para el dragado marítimo y el uso benéfico de los sedimentos. Los países objeto de este estudio son los siguientes:

- Países Bajos
- Canadá
- EE.UU. (específicamente el estado de Florida)
- Australia
- Nueva Zelanda
- España
- Japón
- Brasil
- Chile
- Perú
- México
- Panamá
- Costa Rica

Las principales conclusiones de este capítulo son las siguientes:

- En general, los procedimientos presentan muchas similitudes y pueden dividirse en 3 categorías:
-

- Directrices basadas en objetivos (por ejemplo, Países Bajos) (Sección 3.1 e informe del Elemento 1)¹
- Enfoque paso a paso con valores de cribado, seguido de un análisis detallado (Canadá, EE.UU., Australia/Nueva Zelanda) (Secciones 3.2, 3.3 y 3.4)
- Enfoques personalizados únicos (España, Japón) (Secciones 3.5 y 3.6)
- Regulación basada en la calidad del agua y del suelo o en normatividad de otros países (Brasil, Panamá, México, Costa Rica, Perú, Chile) (Secciones 3.7 a 3.12)

A escala internacional, son relevantes los siguientes convenios, que determinan los requisitos básicos para el dragado y el vertido de residuos en aguas internacionales que prevalecen sobre las directrices nacionales:

- El convenio de Londres² 1975 (Colombia incluida), seguido por el protocolo de Londres 1996 (Colombia no incluida) (revisado y modificado varias veces, última enmienda oficial aceptada en 2022)³:
"Las Partes Contratantes del Protocolo están obligadas individual y colectivamente a proteger y preservar el medio marino de todas las fuentes de contaminación. Ello incluye la adopción de medidas eficaces, de acuerdo a su capacidad científica, técnica y económica, para prevenir, reducir y, cuando sea factible, eliminar la contaminación causada por el vertido o la incineración de desechos u otras materias en el mar".

Además, hay muchos acuerdos jurídicamente vinculantes específicos de cada región que incluyen protocolos sobre vertidos, contaminación, dragado y requisitos de EIA. A modo de ejemplo, a continuación se citan varios convenios, pero existen muchos más. Por ejemplo, el Convenio OSPAR (Atlántico Nordeste, 1998), el Convenio de Barcelona (Mediterráneo, 1976), el Convenio de Lima (Pacífico Sudeste, 1981) y el Convenio de Cartagena (Golfo de México y Mar Caribe, 1986).

A continuación se describen detalladamente las directrices de calidad de los sedimentos de cada país. La sección comienza con una descripción general de la estructura de gobierno del país, destacando las instituciones pertinentes, sus responsabilidades y el marco jurídico aplicable. A continuación, se describe el marco de calidad de los sedimentos y los procedimientos oficiales. Por último, se explica el enfoque/la metodología utilizados para evaluar la calidad de los sedimentos, incluida la base sobre la que se establecen las directrices.

En América del Sur, sólo Brasil dispone de valores umbrales específicos para la calidad de los sedimentos. Los demás países utilizan enfoques distintos para determinadas sustancias químicas, pero se basan principalmente en los valores guía internacionales. Tabla 3-1 muestra los métodos y enfoques utilizados para determinar los criterios de calidad del agua y los sedimentos y qué países los aplican.

Tabla 3-1: Métodos y enfoques de los países sudamericanos (Desarrollada por las autoras de este informe.)

Método/Enfoque	Principios	Dónde se aplica
Pruebas de toxicidad	Exponer organismos a matrices contaminadas para indicar toxicidad	Todos los países sudamericanos
Estructura bentónica	Evaluar la composición y abundancia de la comunidad para detectar contaminación	Todos los países sudamericanos
Partición de equilibrio	Predecir concentraciones en agua intersticial y comparar con criterios	Brasil, Chile

¹ Arcadis, 2025. Elemento 1: *Información, experiencias y lecciones aprendidas en la concesión de licencias, funcionamiento, seguimiento y control de las actividades de dragado marítimo en los Países Bajos, así como en la determinación de los requisitos para aprobar en este país los usos de los sedimentos marinos dragados.*

² <https://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/London-Convention-Protocol.aspx>

³ Enmienda de 2022 aceptada por todas las partes excepto China, Canadá y Finlandia: https://climate.law.columbia.edu/sites/climate.law.columbia.edu/files/content/LC%2046-17.pdf?utm_source=chatgpt.com

UEA	Identificar la concentración de sustancias químicas por encima de la cual se producen efectos	Brazil, Argentina
SQT	Integra parámetros químicos, de toxicidad y de fauna bentónica	Brazil, Argentina, Chile
DCS	Identificar los rangos químicos y relacionarlos con los efectos utilizando el peso de la evidencia	Brazil

3.1 Países Bajos

Las directrices de procedimiento de los Países Bajos relativas al uso benéfico de los sedimentos se han descrito detalladamente en el Elemento 1. En resumen, los Países Bajos se centran en directrices basadas en la finalidad, ya que el tipo de uso de los sedimentos determina qué normativas se aplican. Para la regulación del dragado (asignación de lugares, planificación, permisos ambientales) se basan en directrices internacionales (OSPAR, Convenio de Londres y Directiva marco sobre el agua de la UE).

3.2 Canadá

3.2.1 Estructura de gobernanza

La gestión canadiense de la calidad de los sedimentos es un esfuerzo de cooperación entre los niveles federal y provincial. El Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME) es una institución clave que reúne a las 14 agencias ambientales federales, provinciales y territoriales de Canadá para elaborar directrices y normas coherentes a escala nacional. El Grupo de Trabajo sobre Calidad del Agua del CCME, que cuenta con el apoyo de científicos del Ministerio de Medio Ambiente y Cambio Climático de Canadá (ECCC), ha dirigido la elaboración de directrices sobre la calidad de los sedimentos que se utilizan como referencia política en todo el país. El ECCC aporta conocimientos técnicos y gestiona determinadas actividades federales. Los ministerios provinciales aplican y hacen cumplir la gestión de los sedimentos, a menudo adoptando o haciendo referencia a las directrices del CCME en sus propias normativas y criterios.

Varias leyes y políticas regulan la calidad de los sedimentos en Canadá. A nivel federal, la Ley canadiense de protección del medio ambiente (CEPA) faculta al CCME para controlar el vertido de materiales dragados en el mar mediante un sistema de permisos. La Ley de Pesca también prohíbe el vertido de sustancias contaminantes, para proteger los recursos pesqueros de Canadá. Las directrices del CCME sobre la calidad de los sedimentos se utilizan como valores de referencia en las legislaciones de las provincias. Esto significa que las DCS del CCME no son obligatorias por ley, sino que se utilizan como directrices para ayudar al marco jurídico de las provincias.

En Canadá, no todas las provincias utilizan directamente las directrices establecidas por el CCME. Por ejemplo, Quebec desarrolló nuevos criterios para la evaluación de la calidad de los sedimentos (Environment Canada, 2007), basados en el enfoque del marco y las DCS del CCME. Esto fue necesario porque se encontraron concentraciones naturalmente elevadas de determinados metales en San Lorenzo, por lo que no se podían aplicar las mismas normas. Esto ilustra que los marcos y normas de calidad de los sedimentos específicos para cada lugar son a veces necesarios (y mejoran la precisión).

3.2.2 Marco y procedimientos

Canadá ha establecido un marco exhaustivo para evaluar la calidad de los sedimentos tanto en entornos marinos/costeros como en ecosistemas de agua dulce a través de las directrices nacionales del CCME (CCME, 1995)⁴. Tanto las directrices marinas como las de agua dulce utilizan dos valores umbrales para evaluar inicialmente la calidad de los sedimentos: el Nivel de Efecto Umbral (TEL) y el Nivel de Efecto Probable (PEL). El TEL representa una concentración por debajo de la cual se espera que los efectos adversos sobre los organismos que habitan en los sedimentos sean insignificantes o poco frecuentes, mientras que el PEL representa una concentración superior por encima de la cual se espera que se produzcan efectos biológicos adversos con mayor frecuencia. En otras palabras, las concentraciones por debajo del TEL se consideran seguras para el ecosistema acuático (es improbable que causen daños), las concentraciones por encima del PEL es probable que planteen riesgos ecológicos, y el intervalo

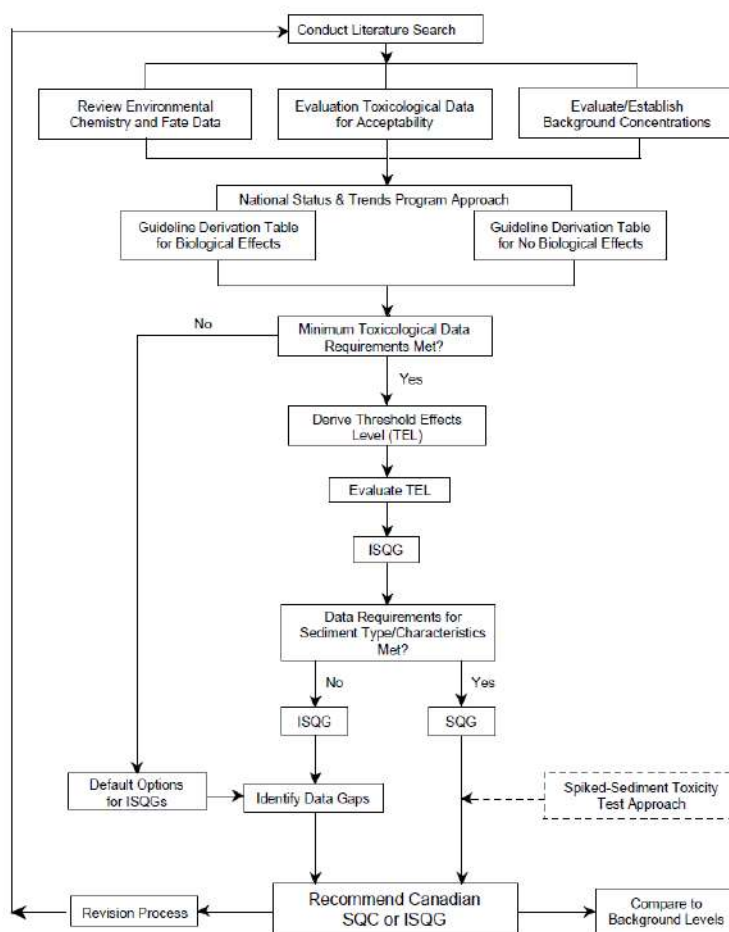
4

intermedio entre el TEL y el PEL es una zona de incertidumbre en la que pueden producirse efectos. Estos valores guía no son normas estrictas, sino que se basan en una evaluación de la ponderación de las pruebas. Si los niveles de contaminantes de un sedimento están por encima del TEL pero por debajo del PEL, otras pruebas guiarán la decisión final (pruebas de toxicidad, bioevaluaciones). Una visión general del marco general puede verse en Figura 3-1

Figura 3-1: Visión general del enfoque gubernamental de la calidad de los sedimentos en Canadá (CCME, 1995)

3.2.3 Enfoque

Las directrices sobre la calidad de los sedimentos en Canadá son elaboradas por el Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME). En 1995 establecieron un protocolo que utiliza un enfoque de ponderación de las pruebas (PdP) para elaborar la directriz (CCME EPC-98E) (CCME, 1995). Este enfoque utilizó una gran base de datos, que consistía en datos sobre la química de los sedimentos y los efectos biológicos. Evalúa la información de las pruebas de toxicidad para identificar la concentración por sustancia. Canadá fue uno de los primeros en desarrollar una directriz utilizando este enfoque PdP. El proceso para desarrollar las DCS canadienses se esquematiza en Figura 3-2. En caso de que el gobierno colombiano decida determinar DCS basados en el enfoque PdP, es altamente relevante seguir y estudiar esta esquematización. Describe el enfoque de principio a fin para determinar los DCS específicos de cada país.



Conduct Literature Search
Búsqueda bibliográfica

Review Environmental Chemistry and Fate Data
Revisión de datos de química ambiental y destino

Evaluation Toxicological Data for Acceptability
Evaluación de datos toxicológicos para su aceptabilidad

Evaluate/Establish Background Concentrations
Evaluación/Establecimiento de concentraciones de fondo

National Status & Trends Program Approach
Enfoque del Programa Nacional de Estado y Tendencias

Guideline Derivation Table for Biological Effects
Tabla de derivación de directrices para efectos biológicos

Guideline Derivation Table for No Biological Effects
Tabla de derivación de directrices para ausencia de efectos biológicos

Minimum Toxicological Data Requirements Met?
Tabla de derivación de directrices para ausencia de efectos biológicos

Derive Threshold Effects Level (TEL)
Derivar el Nivel de Efecto Umbral (TEL)

Evaluate TEL
Evaluar el TEL

Data Requirements for Sediment Type/Characteristics Met?
¿Se cumplen los requisitos de datos para el tipo/características del sedimento?

Default Options for ISQGs
Opciones predeterminadas para las ISQG

Identify Data Gaps
Identificar lagunas en los datos

Spiked-Sediment Toxicity Test Approach
Enfoque de prueba de toxicidad de sedimentos con aditivos

Revision Process
Proceso de revisión

Recommend Canadian SQC or ISQG
Recomendar el SQC canadiense o las ISQG

Compare to Background Levels
Comparar con los niveles de referencia

Figura 3-2: Esquema de la evaluación de la calidad de los sedimentos de Canadá (CCREM, 1987)

El enfoque inicial de Canadá para establecer las directrices de calidad del agua implicó una revisión exhaustiva y una comparación de las normas existentes desarrolladas por otros países (CCREM, 1987). En algunos casos, estas directrices externas se ajustaron utilizando pruebas científicas para reflejar mejor las condiciones ambientales específicas de Canadá.

Antes de que existiera un método normalizado para la elaboración de directrices sobre la calidad de los sedimentos, MacDonald et al. (1992) propusieron una estrategia práctica provisional. Recomendaron revisar los valores de referencia de la calidad de los sedimentos basados en los efectos de otras regiones y determinar su pertinencia para el uso canadiense. En su caso, estos valores podrían modificarse utilizando los datos científicos disponibles para mejorar su aplicabilidad. Si los valores adaptados resultasen adecuados, podrían adoptarse como directrices provisionales de calidad de los sedimentos.

Esta recomendación era coherente con el primer enfoque adoptado por el Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME) para introducir directrices preliminares sobre la calidad del agua y del suelo. De 1999 a 2002, este enfoque dio lugar a varias actualizaciones y revisiones de las directrices de contaminantes individuales, perfeccionando el marco para la protección de la calidad de los sedimentos en Canadá.

Tabla 3-2: Resumen de la derivación de los valores umbrales por componente, en las directrices sobre sedimentos de Canadá

Canadá: El marco y sus principios subyacentes		
Componente	Derivación valor inferior	Derivación valor superior
Marco general	Enfoque de ponderación de las pruebas (PdE)	
Toxafeno, nonilfenol, PCB, PCCD, HAP, epóxido de heptacloro, plomo, lindano, mercurio, DDT, dieldrina, endrina, cadmio, clordano, cromo, zinc, cobre	Validado con SSB + EP, pero mantuvo el TEL	Comprobado, pero mantiene PEL
Otras sustancias	TEL, MacDonald et al. (1992)	PEL, MacDonald et al. (1992)

3.3 EE.UU.: Florida

En Estados Unidos, el Cuerpo de Ingenieros del Ejército y la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) son responsables de la concesión de permisos para proyectos de dragado en virtud de la Ley de Aguas Limpias, la Ley de Protección, Investigación y Santuarios Marinos, y la Ley Nacional de Política Ambiental. No existen normas nacionales para evaluar la calidad de los sedimentos. En efecto, la Ley de Aguas Limpias otorga a cada Estado de EE.UU. la potestad de establecer normas de calidad de las aguas superficiales. Por lo tanto, cada Estado utiliza sus propias directrices de calidad de los sedimentos.

Entre las pautas de calidad de los sedimentos más ampliamente referenciadas en EE.UU. se encuentran las elaboradas por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA). La NOAA es una agencia científica federal centrada en las condiciones de los océanos, las principales vías fluviales y la atmósfera. En el contexto de la calidad de los sedimentos, la NOAA estableció los valores Effects Range Low (ERL) y Effects Range Median (ERM) a través de Long et al. (1995), basándose en una gran base de datos emparejados de química de sedimentos y efectos biológicos. Estos valores no son normas reguladoras, pero se utilizan ampliamente como herramientas de selección para indicar las concentraciones por debajo de las cuales raramente se observan efectos adversos (ERL) y por encima de las cuales los efectos son más frecuentes (ERM). La mayoría de las normativas sobre calidad de sedimentos de los estados se basan en los criterios de la NOAA (Long et al., 1995), o en los de MacDonald (1994) y MacDonald et al. (1996).

Dado que las directrices sobre la calidad de los sedimentos son aplicables a nivel estatal en los EE.UU., este estudio se centrará en un solo estado con más detalle. El estado de Florida es el que presenta más similitudes ambientales con Colombia, por lo que se eligió este estado para analizarlo y describirlo en más detalle.

3.3.1 Estructura de gobernanza

La gestión de la calidad de los sedimentos en Florida opera bajo un marco regulatorio de múltiples niveles que involucra instituciones estatales y federales. El Departamento de Protección Ambiental de Florida (FDEP) es la principal agencia estatal, responsable de la gestión ambiental y la supervisión de la calidad del agua y los sedimentos.

A nivel federal, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de EE.UU. (EPA) proporciona orientación, pero no ha establecido criterios obligatorios de calidad de los sedimentos, dejando a estados como Florida la tarea de establecer sus propias directrices. El Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (USACE) desempeña un papel clave en las actividades de dragado. En virtud de la Ley de Aguas Limpias (Sección 404) y la Ley de Ríos y Puertos (Sección 10), el USACE autoriza las operaciones de dragado y relleno en aguas navegables, mientras que el FDEP debe certificar que esos proyectos cumplen los requisitos estatales de calidad del agua. Así pues, la gobernanza de los sedimentos en Florida es un sistema de colaboración, los proyectos de dragado suelen requerir tanto la aprobación a nivel estatal (del FDEP) como un permiso federal del USACE. Otras entidades como los distritos regionales de gestión del agua y la NOAA (en los santuarios marinos), también pueden participar en la revisión pero el FDEP y el USACE son los principales reguladores.

El dragado en las aguas de Florida está regulado por el programa de Permisos de Recursos Ambientales (ERP) administrado por el FDEP. A través de este programa, el FDEP evalúa los proyectos propuestos para determinar los posibles impactos en la calidad del agua (como la turbidez y la liberación de contaminantes) y emite permisos para proteger los entornos acuáticos. En las vías navegables costeras, el Programa de Gestión de la Costa de Florida (en virtud de la Ley de Gestión de la Zona Costera) también garantiza que el dragado y el vertido se ajusten a las políticas estatales de recursos costeros. Leyes federales como la Ley de Protección, Investigación y Santuarios Marinos (para el vertido de material de dragado en el océano) y la Ley Nacional de Política Ambiental (NEPA) contribuyen aún más a la supervisión, exigiendo normalmente evaluaciones de impacto ambiental para los proyectos de dragado de mayor envergadura. En general, el FDEP, el USACE y la EPA trabajan juntos. Esta estructura de gobernanza proporciona controles a múltiples niveles.

3.3.2 Marco y procedimientos

Florida ha desarrollado un marco exhaustivo para evaluar la calidad de los sedimentos tanto en entornos costeros/marinos como de agua dulce (MacDonald, 1994). El marco desarrollado aplica las Directrices de Calidad de los Sedimentos (DCS) en combinación con herramientas como la herramienta interpretativa de metales (publicada en 1988) y bioevaluaciones. Una esquematización de este marco se muestra en la Figura -33-3:

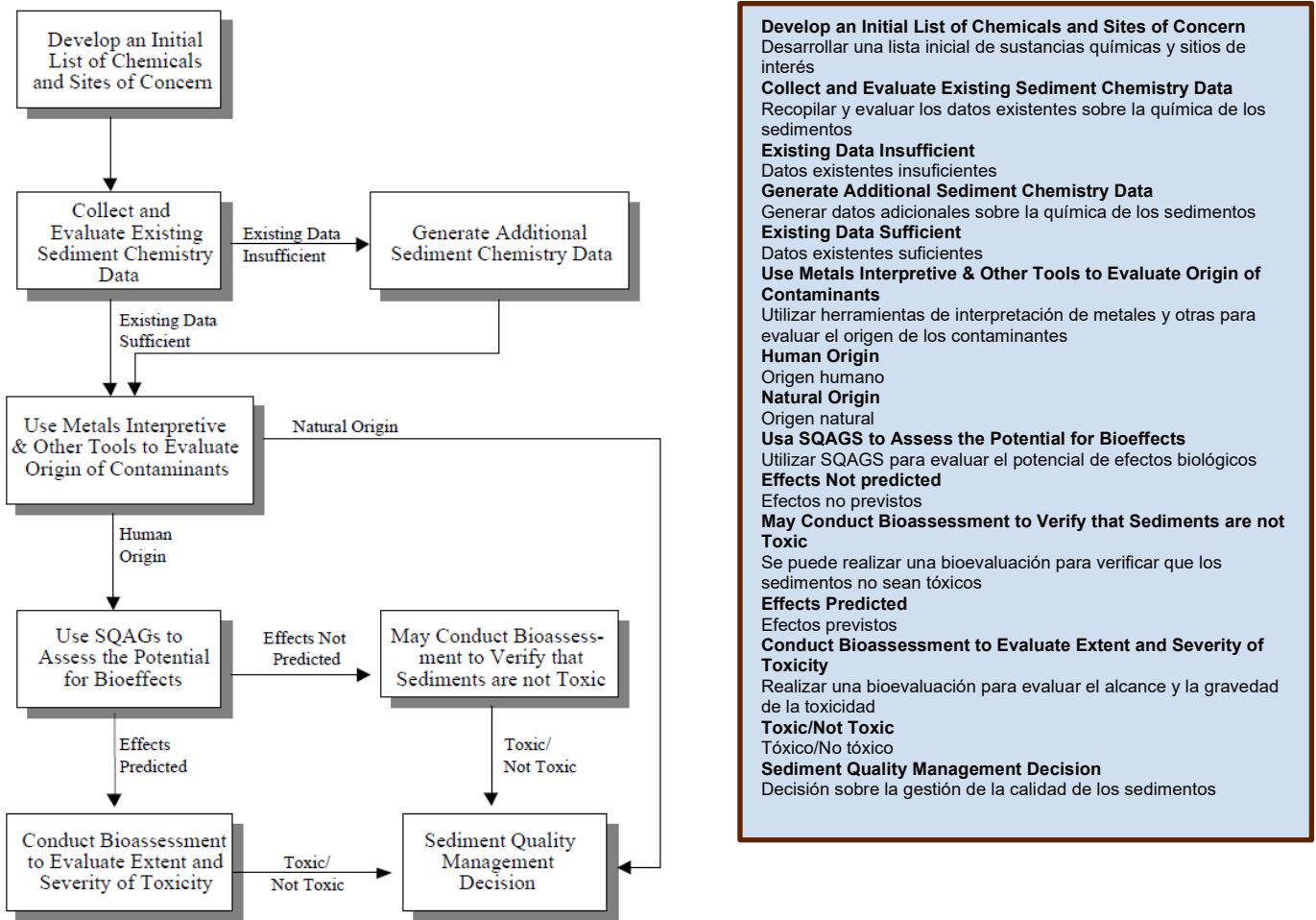


Figura -33-3 : Visión general de la evaluación de la calidad de los sedimentos de Florida (MacDonald, 1994)

Además, cuando se realice una evaluación de la calidad de los sedimentos en un lugar específico, deben llevarse a cabo los siguientes pasos.

1. Recopilar información sobre el uso histórico de la tierra y el agua
2. Recoger y evaluar los datos existentes sobre la química de los sedimentos
3. Recoger datos complementarios sobre la química de los sedimentos
4. Evaluar el origen de los contaminantes asociados a los sedimentos
5. Realizar una evaluación preliminar de los posibles efectos biológicos de los contaminantes asociados a los sedimentos.
6. Realizar una evaluación biológica de la calidad de los sedimentos
7. Tomar decisiones de gestión basadas en el peso de las pruebas

Este marco garantiza que las DCS no se utilicen de forma aislada, sino que constituyan un indicador de primer nivel, seguido de una evaluación biológica específica del lugar si se detecta un problema potencial.

En los estados de Florida y Carolina del Norte, la normativa establece que, cuando los sedimentos dragados se utilizan con fines benéficos, se permite el uso de sedimentos más finos (más finos que la arena) en comparación con los proyectos estándar de acondicionamiento de playas. Se permite que los sedimentos dragados colocados con fines benéficos incluyan hasta un 10% de material de grano fino (más fino que la arena) que el que se encuentra en la arena nativa de la playa. Los proyectos estándar de acondicionamiento de playas están limitados a un máximo de un 5% más de material de grano fino que el contenido de arena nativa (CSO, 2022).

3.3.3 Enfoque

A falta de normas federales, el Departamento de Protección Ambiental de Florida elaboró sus propios documentos de orientación. La principal directriz de Florida: "Enfoque *para la evaluación de la calidad de los sedimentos en las aguas costeras de Florida*" fue publicada en 1994 por D.D. MacDonald (FDEP, s.f.). MacDonald aplicó una versión modificada del Enfoque PeP. Este método integra datos de bioensayos de sedimentos enriquecidos, química de sedimentos recolectados en el campo y literatura y bases de datos existentes. Las directrices se dividen en el volumen 1 y el volumen 2. El volumen 1 describe el desarrollo y la evaluación de las DCS generales. El volumen 2 describe la aplicación de las DCS. En el volumen 2, el método se aplica a los datos de sedimentos costeros de Florida, lo que dio lugar a la identificación de varias zonas contaminadas (Miami, Jacksonville, Tampa Bay, Pensacola). Estas zonas se consideran las más prioritarias para seguir investigando.

Florida no adoptó los criterios ERL/ERM de la NOAA, sino que creó su propio marco TEL/PEL basado en un principio similar: utilizar datos de campo para definir estadísticamente los umbrales de preocupación. Además, hay que tener en cuenta que aunque los valores umbrales se denominan TEL/PEL, se trata de valores diferentes a los valores umbrales canadienses. Los TEL/PEL canadienses han sido desarrollados por el CCME y se basan en datos de Norteamérica. Las directrices de Florida adaptaron la metodología canadiense pero la adaptaron utilizando datos específicos de Florida. MacDonald participó en la elaboración de ambos sistemas de directrices.

Las directrices de Florida (MacDonald, 1994) se utilizan a escala mundial y constituyen la base de las DCS de muchos otros países. A día de hoy, Florida sigue utilizando los mismos valores umbrales de DCS definidos por MacDonald en 1994.

Tabla 3-3 : Resumen de la derivación de los valores umbrales por componente en las directrices sobre sedimentos de Florida/EE.UU.

Florida: El marco y sus principios subyacentes		
Componente	Derivación valor inferior	Derivación valor superior
Marco general	Enfoque de ponderación de las pruebas (PdE)	
Orgánicos, Metales, metaloides, organometálicos	TEL (MacDonald, 1994)	PEL (MacDonald, 1994)

3.4 Australia / Nueva Zelanda

Australia y Nueva Zelanda comparten un conjunto común de directrices sobre la calidad de los sedimentos establecidas en el marco conjunto "Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand" (ANZECC y ARMCANZ, 2000a; ANZECC y ARMCANZ, 2000b). Por lo tanto, en esta sección se describirán ambos países.

3.4.1 Estructura de gobierno

En Australia, el instrumento jurídico clave es la Ley de Protección del Medio Ambiente (Vertidos en el Mar) de 1981 (ACT 2023), que regula la carga y eliminación de material dragado en el mar. Todo vertido al mar de sedimentos dragados en aguas australianas requiere un permiso del departamento federal de medio ambiente, o de la Autoridad del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral (GBRMPA) si se encuentra dentro del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral (GBR). Las zonas sensibles como la GBR gozan de protección adicional en virtud de la Ley del Parque Marino de la GBR de 1975. Antes de conceder un permiso de dragado, suele exigirse la elaboración de un Plan de Muestreo y Análisis de Sedimentos (PMA) para su aprobación. El PMA garantiza que el muestreo y los análisis de sedimentos cumplirán los requisitos de las directrices y que los datos recogidos serán adecuados para la toma de decisiones. Los requisitos detallados para el muestreo de sedimentos, los análisis químicos y las pruebas biológicas se establecen en las Directrices Nacionales de Evaluación para el Dragado (2009). Estas directrices enumeran los contaminantes preocupantes (basados en listas internacionales) y sus niveles de detección (valores de activación), y proporcionan procedimientos para los casos en que un contaminante no tiene una directriz establecida. Si dicho contaminante supera los niveles de línea base regionales, se requieren pruebas adicionales de

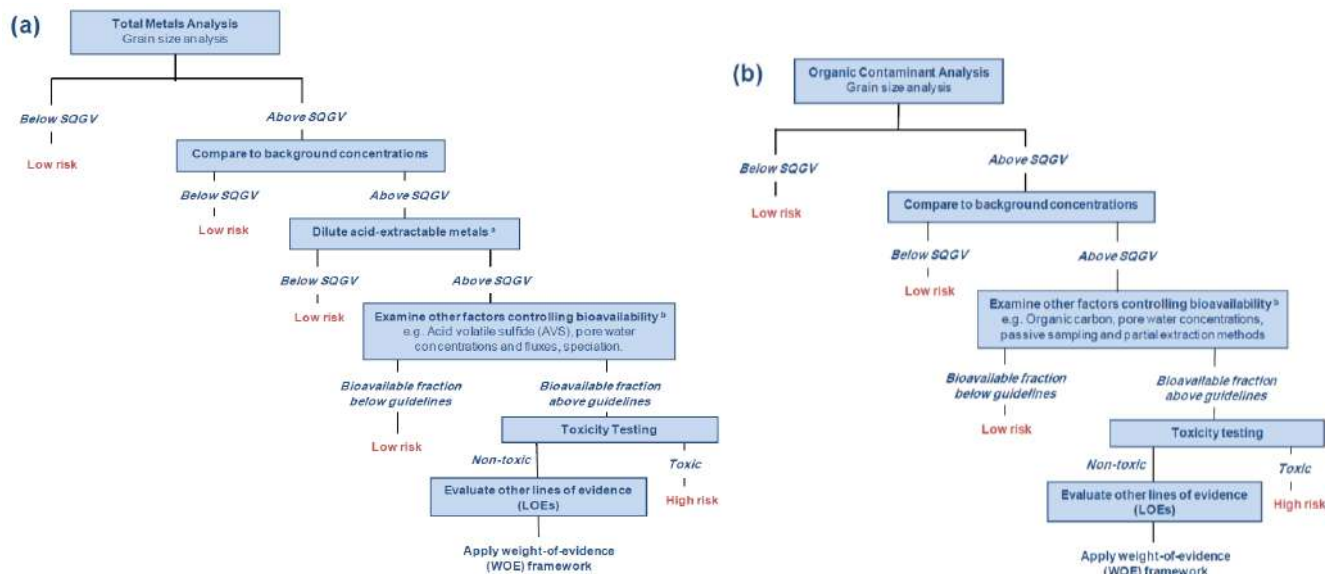
biodisponibilidad, toxicidad y bioacumulación. En particular, si se determina que el material dragado no es apto para su eliminación en el océano, se pueden considerar usos benéficos en tierra bajo la competencia de los reguladores ambientales estatales o territoriales, garantizando que los sedimentos dragados sean gestionados por la autoridad apropiada en función del uso o la opción de eliminación. A menudo, los contaminantes preocupantes no se filtran en los vertederos terrestres y los escombros pueden incluso obtener una clasificación de residuos sólidos, en lugar de residuos industriales peligrosos (por ejemplo, EPA NSW, 1997).

En Nueva Zelanda se aplican las mismas directrices de calidad de los sedimentos. Las actividades de vertido y dragado en el mar se gestionan con arreglo a la legislación ambiental neozelandesa de acuerdo con las obligaciones del Convenio/Protocolo de Londres. Por ejemplo, la eliminación de material dragado en la zona costera requiere el consentimiento de los recursos en virtud de la Ley de Gestión de Recursos de 1991, y en la zona económica exclusiva está regulada por la Ley de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de 2012, a través de la Autoridad de Protección del Medio Ambiente (EPA). Las autoridades neozelandesas utilizan los valores de las Directrices provisionales sobre la calidad de los sedimentos baja/alta (IDCS-Low e IDCS-High) de la ANZECC (2000), como puntos de referencia clave en la toma de decisiones. En Nueva Zelanda, la responsabilidad institucional la comparten el Ministerio de Medio Ambiente (que elabora las directrices conjuntamente con Australia) y los organismos que expiden los permisos (los consejos regionales para las aguas costeras y la EPA para la ZEE).

Así pues, los marcos de gobernanza de ambos países garantizan que el material dragado se evalúe con respecto a los mismos criterios derivados científicamente, antes de aprobar su eliminación en el océano.

3.4.2 Marco y procedimientos

Australia y Nueva Zelanda emplean un marco de evaluación por niveles para evaluar la calidad de los sedimentos. Este enfoque gradual significa que la superación de un valor umbral de las directrices conduce a investigaciones progresivamente más detalladas, en lugar de a un rechazo automático. El marco se describe en las Directrices de Calidad del Agua ANZECC/ARMCANZ (2000) y se actualizó en 2013 (Simpson et al., 2013).



<p>Total Metals Analysis Análisis de metales totales</p> <p>Grain Size analysis Análisis del tamaño de grano</p> <p>Below SQGV Inferior al SQGV</p> <p>Low risk Riesgo bajo</p> <p>Above SQGV Superior al SQGV</p> <p>Compare background concentrations Comparar las concentraciones de fondo</p> <p>Dilute acid-extractable metals Metales extraíbles con ácido diluidos</p> <p>Examine other factors controlling bioavailability, e.g., Acid volatile sulfide, pore water concentrations and fluxes, speciation Examinar otros factores que controlan la biodisponibilidad, p. ej., sulfuro volátil ácido, concentraciones y flujos de agua intersticial, especiación</p>	<p>Bioavailable fraction below guidelines Fracción biodisponible inferior a las directrices</p> <p>Bioavailable fraction above guidelines Fracción biodisponible superior a las directrices</p> <p>Toxicity Testing Pruebas de toxicidad</p> <p>Non-toxic No tóxico</p> <p>Toxic Tóxico</p> <p>Evaluate other lines of evidence Evaluar otras líneas de evidencia</p> <p>High risk Riesgo alto</p> <p>Apply weight of evidence framework Aplicar el marco de ponderación de la evidencia</p> <p>Organic contaminant analysis Análisis de contaminantes orgánicos</p>
---	---

Figura 3-4 : Visión general del enfoque de evaluación de sedimentos en Australia/Nueva Zelanda (Simpson et al., 2013).

En el primer paso, los valores medidos para la concentración total de contaminantes en el sedimento se comparan con el valor de la DCS. Estas mediciones se realizan en la fracción de sedimento <2mm para excluir materiales con baja capacidad de fijación de contaminantes (por ejemplo, arena gruesa). Si los niveles totales de metales o contaminantes orgánicos superan el valor de las DCS, deben compararse con las concentraciones de línea base en sedimentos de referencia de tamaño de grano similar procedentes de lugares adecuados. La superación del valor de las DCS es aceptable si las concentraciones se mantienen por debajo de los niveles de línea base; si no es así, deben examinarse otros factores que controlan la biodisponibilidad. Si la fracción biodisponible está por encima de las directrices, es necesario realizar pruebas de toxicidad. Si los resultados muestran que no hay toxicidad, es necesario evaluar otras líneas de evidencia (LdE) y aplicarlas a un marco de ponderación de la evidencia (PdP). Este marco está diseñado para integrar las principales LOE, que son química, toxicidad, bioacumulación y ecología. Las puntuaciones de cada LdE se colocan en una matriz de decisión y se realiza una evaluación global. La Tabla 3-4 ofrece una visión general del enfoque PdP:

Tabla 3-4 Tabla -34 Visión general del enfoque PdP (Fuente)

Línea de evidencia	3 (Adverso significativo)	2 (Posible efecto adverso)	1 (Sin efectos adversos)
Química - Sedimento	> DCS-alta	> Valor de DCS-bajo < DCS-alto	< Valor de DCS-bajo
Química - Agua de poros	> DCA ⁵ HC10	< DCA HC10	< DCA HCS
Toxicidad	≥ 50% efecto	20-50% efecto	< 20% de efecto

⁵ Directriz de calidad del agua

Línea de evidencia	3 (Adverso significativo)	2 (Posible efecto adverso)	1 (Sin efectos adversos)
Bioacumulación	Sig. dif. ($p < 0,05$) y $> 3 \times$ control	Diferencia sig. ($p < 0,05$) y $< 3 \times$ control	Diferencia no sig. respecto al control
Ecología	Efectos significativos y elevados sobre la abundancia/diversidad	Efectos moderados	Sin efectos significativos
Peso de las pruebas	Efectos adversos significativos	Posibles efectos adversos	Sin efectos adversos

Las investigaciones de los sedimentos combinan evaluaciones de:

- La química de los sedimentos (como la superación de las DCS), incluidas las pruebas de biodisponibilidad de contaminantes (por ejemplo, mediciones del agua de poros, pruebas de sulfuro volátil ácido, métodos de muestreo pasivo y enfoques que imitan las respuestas bióticas a los contaminantes orgánicos hidrófobos);
- Pruebas de toxicidad (por ejemplo, de múltiples especies, diversas vías de exposición y puntos finales agudos y crónicos como supervivencia, crecimiento, reproducción o evitación, y biomarcadores de efectos);
- Bioacumulación o biomagnificación; y
- Estructura y función de la comunidad bentónica.
- La evaluación de la identificación de la toxicidad (EIT) y otras evaluaciones de la causalidad también pueden ser valiosas. En Australia, los requisitos de muestreo, pruebas, componentes, etc., se describen en las Directrices Nacionales de Eliminación Oceánica de Materiales Dragados. Por lo tanto, excluyen los parámetros incluidos en las normas de calidad marina y de agua dulce de Australia/Nueva Zelanda. El procedimiento en este caso es que cuando se encuentren contaminantes para los que no existan Niveles de Selección, y estos contaminantes estén presentes en niveles que superen los niveles de referencia ambientales regionales en sedimentos de granulometría comparable, se requerirán para dichas sustancias pruebas de biodisponibilidad, toxicidad y, donde sea apropiado, de bioacumulación, .

3.4.3 Enfoque

El método más reconocido actualmente para establecer directrices sobre la calidad de los sedimentos (DCS) implica el uso de bases de datos de efectos biológicos a gran escala. Se han propuesto numerosos valores de DCS internacionales (por ejemplo, Buchman, 2008), que proporcionan una base para evaluar los riesgos potenciales planteados por los contaminantes asociados a los sedimentos. Este método constituye la base de las directrices provisionales sobre sedimentos utilizadas por Australia y Nueva Zelanda. Los valores de las DCS son una adaptación de los TEL/PEL utilizados en Canadá y los ERL/ERM utilizados en Estados Unidos. Por lo tanto, las directrices actualizadas utilizan valores de DCS derivados empíricamente, basadas en clasificaciones de toxicidad y datos de efectos biológicos procedentes de amplios conjuntos de datos norteamericanos.

En Australia y Nueva Zelanda, las directrices sobre sedimentos dentro del marco más amplio de la calidad del agua (ANZECC y ARMCANZ, 2000a) fueron revisadas por Batley et al. (2008), y Simpson et al. (2013). Aunque se actualizaron algunos valores de DCS, el principal avance fue la introducción de un marco estructurado de toma de decisiones que incorpora múltiples líneas de evidencia. Este enfoque PdP es especialmente útil cuando los resultados de la química y la toxicidad de los sedimentos no son concluyentes, alineando la región con las mejores prácticas mundiales actuales en la evaluación de la calidad de los sedimentos.

Se proporcionan dos valores de referencia: un umbral inferior (valor de DCS-bajo) y un umbral superior (valor de DCS-alto). Éstos están conceptualmente alineados con el marco ERL/ERM, cuya regulación se basa típicamente en el umbral inferior, que actúa como herramienta de selección preliminar. Se supone que las concentraciones por debajo de este nivel suponen un riesgo mínimo, mientras que las que superan el valor superior tienen más probabilidades de ser perjudiciales. Si los niveles de contaminantes en los sedimentos superan el valor de DCS-bajo, se requiere una investigación adicional. La estrategia adoptada consiste en aplicar los mejores datos internacionales disponibles y perfeccionarlos utilizando el conocimiento de las condiciones de fondo locales y los nuevos datos de efectos específicos de la región a medida que se disponga de ellos.

Es importante señalar que, a diferencia de las directrices sobre calidad del agua, estos valores de DCS no se basan en relaciones directas de causa-efecto. Esto puede llevar a veces a malentendidos sobre la importancia ecológica de los datos químicos de los sedimentos. El enfoque empírico identifica los valores del percentil 10 y la mediana de los efectos observados a partir de conjuntos de datos compilados. Dado que los sedimentos suelen contener mezclas complejas de contaminantes (por ejemplo, metales con orgánicos), la toxicidad observada en una muestra se atribuye por igual a todos los componentes durante la clasificación. Esto puede dar lugar a valores conservadores. Por ejemplo, una muestra con bajo contenido en zinc y alto contenido en HAP podría implicar al zinc en la toxicidad, aunque no contribuya a los efectos, lo que daría lugar a un valor DCS de zinc excesivamente protector.

En las directrices revisadas de ANZECC/ARMCANZ, los valores de cobre en sedimentos se derivaron utilizando un enfoque de Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE), basado en datos de toxicidad crónica de múltiples especies. Este método, similar al utilizado para la calidad del agua, estima el nivel de concentración para proteger al 95% de las especies (HC5). Para mejorar la pertinencia, se realizaron ajustes en función de factores como el carbono orgánico, el tamaño de grano y la biodisponibilidad de los metales (por ejemplo, AVS/SEM). Aunque el DSE proporciona una directriz más sólida y ecológicamente significativa que los métodos empíricos más antiguos, requiere datos extensos, lo que limita su aplicación más amplia. Para las condiciones locales, se puede utilizar el enfoque "Site-Specific Biotic" (SSB), más adaptado, aunque exige muchos más recursos.

Tabla 3-5: Resumen de la derivación de los valores umbrales por componente en las directrices sobre sedimentos de Australia/Nueva Zelanda

Australia y Nueva Zelanda: El marco y sus principios subyacentes			
Componente	Derivación valor inferior	Derivación valor superior	Comentarios específicos
Marco general	Basado en el enfoque WOE		
Productos orgánicos	TEL (Mac Donald et al., 2000a)	PEL (Mac Donald et al., 2000a)	Valor del percentil 10
Metales, metaloides, organometálicos y otros compuestos orgánicos	ERL (Long et al. 1995)	ERM (Long et al. 1995)	
Cobre	DSE (Simpson et al. 2013)	DSE (Simpson et al. 2013)	Enfoque personalizado

3.5 España

España se incluye en esta investigación debido a varias razones. El país realizó importantes investigaciones en el campo de la calidad de los sedimentos, con numerosos estudios de sitios específicos realizados para desarrollar DCS. Algunos de estos esfuerzos de investigación se llevan a cabo en colaboración con países sudamericanos, lo que aumenta su relevancia para este estudio. Además, como país hispanohablante, la documentación oficial española es fácilmente accesible para las autoridades colombianas. En los capítulos siguientes se ofrecerá una visión más detallada de las directrices y el marco normativo españoles, en materia de calidad de los sedimentos.

3.5.1 Estructura de gobernanza

Las directrices relativas a la calidad de los sedimentos se describen en el informe "Directrices para la caracterización del material arrastrado y su reubicación en aguas del dominio público marítimo-terrestre", publicado por la Comisión Interministerial de Estrategias Marinas (CIEM, 2021). Estas sustituyen a las directrices originales de 1994. Las directrices se basan en tres convenios para la protección del medio marino: el protocolo de Londres, las directrices OSPAR y las directrices UNEP(DEPI)/MED.

Los permisos para el dragado y la colocación del material dragado los conceden distintas autoridades, dependiendo de la ubicación. Para una visión general de las autoridades competentes, véase la Tabla 3-6-.

Tabla 3-6 : Resumen de la estructura de gobernanza en España en relación con el uso de sedimentos

Ubicación	Permiso de la autoridad	Informes adicionales
Dentro del puerto	Autoridad Portuaria	<ul style="list-style-type: none"> - Autoridad Marítima: si afecta a la navegación - Autoridades ambientales y pesqueras - Autoridad costera: si el material se reutiliza para la regeneración de playas. - Autoridad de Residuos si el material puede ser peligroso
Fuera del puerto	Autoridad costera (permiso para dragar)	Autoridades ambientales y pesqueras
Fuera del puerto	Autoridad marítima (permiso de vertido en alta mar)	Autoridades ambientales y pesqueras

3.5.2 Marco y procedimientos

El proceso de decisión establecido en la normativa se resume en la Figura -33-5. Los pasos son los siguientes:

1. Comprobar si se requiere caracterización:
Artículo 8: "Los proyectos con un volumen total de hasta 10.000 m³ están exentos de caracterización, siempre que no existan fuentes significativas de contaminación y que la información local confirme razonablemente que el sedimento no está contaminado."
2. Si efectivamente se requiere la caracterización, compruébelo:
 - a. Caracterización preliminar (granulometría, materia orgánica, sólidos, prueba TPT)
 - b. Análisis químicos si son necesarios (metales, orgánicos) (artículos 15-18)
 - c. Pruebas biológicas si la contaminación está cerca de los umbrales (artículo 19)
3. Clasificación de los sedimentos (se aplica a los sedimentos finos (<63µm) con más de un 10% de materia orgánica)
 - a. Categoría A: Limpio
 - b. Categoría B: Contaminación moderada
 - c. Categoría C: Más contaminado, pero no peligroso
 - d. Categoría R: Potencialmente peligroso (artículo 24)
4. Decidir sobre:
 - a. Uso benéfico (nutrición de playas, relleno de puertos, etc.)
 - b. Si no es posible → evaluar la ubicación o el confinamiento (artículos 26-29)
5. Permisos: Solicitar los permisos necesarios en función de la ubicación y el uso
6. Ejecución y supervisión

El uso benéfico de sedimentos se incluye en la Figura -33-5. Si la calidad del sedimento es conforme a las categorías A o B, se permite su uso benéfico o su vertido directo al mar.

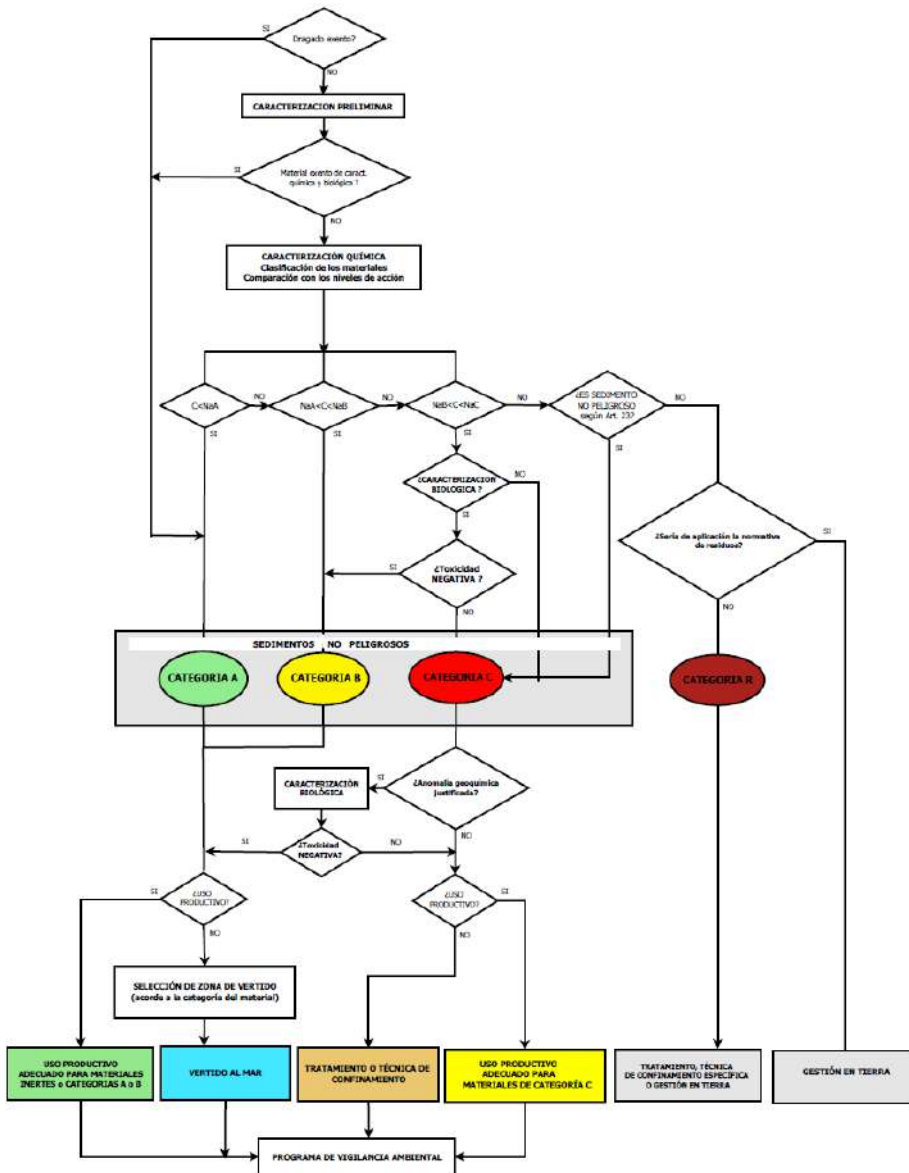


Figura -33-5 : Visión general del enfoque de evaluación de sedimentos en España (CIEM, 2021).

3.5.3 Enfoque

Las directrices actuales en España sustituyen a las directrices originales del CEDEX (1994). Las directrices se basan en tres convenios para la protección del medio marino: el protocolo de Londres, las directrices OSPAR y las directrices UNEP(DEPI)/MED.

Se utiliza un enfoque basado en un nivel de acción de tres categorías, basado en valor de línea base en sedimentos costeros españoles, la carga antropogénica en material de dragado, técnicas de normalización, validación de técnicas de bioensayo y biodisponibilidad de contaminantes en material de dragado de diferentes lugares.

Tabla 3-7: Resumen de la derivación de los valores umbrales por componente en las directrices sobre sedimentos de España

España: El marco y sus principios subyacentes		
Componente	Derivación valor inferior	Derivación valor superior
Marco general	Enfoque de ponderación de las pruebas (PdE)	
Orgánicos,	CEDEX (1994) y condiciones locales	CEDEX (1994) y condiciones locales

3.6 Japón

3.6.1 Estructura de gobernanza

Japón ha establecido un amplio control de las actividades de dragado marítimo. En Japón, la gestión de los sedimentos dragados en medios marinos se rige por la "*Ley relativa a la prevención de la contaminación marina y los desastres marítimos*" (1970, modificada en 2004⁶). Esta ley aplica el Convenio/Protocolo de Londres sobre vertidos al mar y exige que cualquier sedimento vertido al mar (por ejemplo, procedente de dragados portuarios) cumpla unos criterios estrictos en cuanto a sustancias peligrosas y se deposite únicamente en zonas de vertido designadas. Los proyectos de dragado (por ejemplo, en puertos comerciales y pesqueros) deben obtener un permiso del Ministerio de Medio Ambiente (MOE) para su vertido al océano, que sólo se concede después de que una EIA confirme que el material no dañará el medio marino. En 2004, Japón modificó esta ley para reforzar el proceso de autorización y evaluación de la eliminación de material de dragado en el mar, en consonancia con los requisitos del Protocolo de Londres.

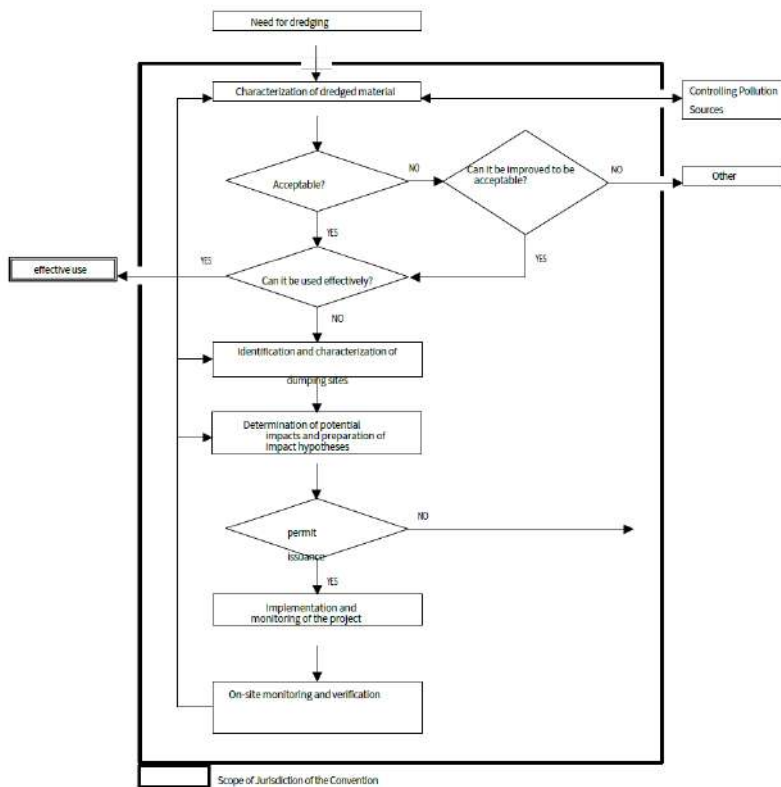
3.6.2 Marco y procedimientos

La Ordenanza de Aplicación de la ley (Orden del Gabinete) y las Ordenanzas Ministeriales asociadas del Ministerio de Medio Ambiente establecen normas específicas de calidad de los sedimentos ("normas de juicio") que debe cumplir el material dragado para su vertido al mar o su uso en la recuperación de terrenos marinos. Por ejemplo, el sistema incluye normas sobre valor de línea base para la turbidez (2mg/L para aguas de pesca, 5mg/L para aguas abiertas).

Cuando los sedimentos se dragan y se llevan a tierra, se convierten en suelo. Existe la opinión de que los sedimentos forman parte del suelo, pero no hay consenso al respecto. En el caso de las dioxinas, la norma ambiental para los sedimentos del fondo es el 15% de la norma ambiental para el suelo. Sin embargo, la contaminación de los sedimentos del fondo supone un mayor riesgo para la salud que la contaminación del suelo (Hosomi, 2005) y los criterios para determinar los sedimentos del agua son superiores a la norma ambiental del suelo. Japón aún no ha definido una norma específica de calidad de los sedimentos y, en su lugar, adapta sus normas vigentes sobre aguas superficiales a los requisitos de calidad de los sedimentos (Kusuma, 2022).

El marco sigue un enfoque paso a paso en el que coincide con las directrices conservadoras para caracterizar los materiales dragados (véase Figura -33-6).

⁶ <https://faolex.fao.org/docs/pdf/jap73561.pdf>



Need for dredging
Necesidad de dragado

Characterization of dredged material
Caracterización del material dragado

Controlling Pollution Sources
Control de las fuentes de contaminación

Acceptable?
¿Aceptable?

Can it be improved to be acceptable?
¿Se puede mejorar para que sea aceptable?

Other
Otro

Can it be used effectively?
¿Se puede utilizar eficazmente?

Effective use
Uso eficaz

Identification and characterization of dumping sites
Identificación y caracterización de vertederos

Determination of potential impacts and preparation of impact hypotheses
Determinación de posibles impactos y elaboración de hipótesis de impacto

Permit issuance
Emisión de permisos

Implementation and monitoring of the project
Implementación y seguimiento del proyecto

On site monitoring and verification
Seguimiento y verificación in situ

Figura -33-6 : Enfoque de evaluación de la calidad de los sedimentos en Japón Fuente: *Technical guideline for marine disposal and effective utilization of dredged sediment, June 2006, port and harbour ministry of land infrastructure, transport tourism (traducido)*

Las normas de calidad ambiental (NCA) para el medio ambiente vivo han establecido valores para la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), el oxígeno disuelto (OD) y otras variables. Para prevenir la eutrofización, se establecieron NCA para el nitrógeno y el fósforo en lagos y embalses. También se han fijado valores orientativos provisionales para los sedimentos contaminados por mercurio y compuestos policlorobifenilos (PCB). Japón también introdujo una NCA para las dioxinas en los sedimentos de 150 pg-TEQ/g, en virtud de la Ley de Dioxinas. Si los niveles de dioxinas superan esta cifra, las autoridades aplican medidas de control para reducir los riesgos para la salud. A diferencia de los PCB/Hg (que exigen su eliminación), los sedimentos contaminados con dioxinas pueden gestionarse mediante un enfoque basado en el riesgo. Las opciones incluyen taponarlo *in situ* o solidificarlo (realizar pruebas de lixiviación).

3.6.3 Enfoque

Japón utiliza sus criterios de calidad del agua para la vida acuática para evaluar los sedimentos. Los criterios de calidad del agua para la vida acuática (ALWQC) se calculan mediante:

- Selección de sustancias químicas en función del riesgo ecológico.
- Recopilación de datos de toxicidad para especies acuáticas (por ejemplo, peces, crustáceos).
- Selección de la concentración mínima con efecto observado (LOEC) para las especies más sensibles.
- Aplicar factores de seguridad para tener en cuenta la incertidumbre.
- Validar los criterios mediante un seguimiento específico del lugar y una gestión adaptativa.

Japón utiliza un factor de seguridad de 10 en la norma de calidad del agua para obtener concentraciones seguras en los sedimentos. Las normas de calidad del agua se documentan utilizando relaciones dosis-efecto a largo plazo en peces y especies bentónicas. La amplia experiencia pesquera de Japón ha dado lugar a un marco detallado de calidad del agua ALWQC. Éste se ajusta al enfoque de partición de equilibrio que calcula los efectos de las dosis utilizando relaciones teóricas. En el caso de determinadas sustancias químicas, Japón utiliza el carbono orgánico y la concentración en el agua de poros para calcular la norma efectiva para los sedimentos (dioxinas).

Tabla 3-8: Resumen de la derivación de los valores umbrales por componente en las directrices sobre sedimentos de Japón

Japón: El marco y sus principios subyacentes			
Componente	Derivación valor inferior	Derivación valor superior	Comentarios específicos
Marco general	Partición de equilibrio		
Dioxinas, mercurio	Partición de equilibrio	Partición de	Otros
Otros Metales, metaloides, compuestos organometálicos y orgánicos	Partición de equilibrio	Partición de	Basado en las normas de calidad del agua

3.7 Brasil

3.7.1 Estructura de gobernanza

El manejo de los sedimentos dragados en Brasil se rige por un marco ambiental nacional dirigido por el CONAMA (Consejo Nacional de Medio Ambiente) y aplicado por el IBAMA (Instituto Brasileño de Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables). El CONAMA emite reglamentos, incluida la Resolución 454/2012, que sustituyó a una directiva anterior de 2004, para proporcionar directrices generales y requisitos para la evaluación del material dragado. El IBAMA (o las agencias ambientales estatales delegadas) es responsable de la concesión de licencias ambientales para los proyectos de dragado, garantizando el cumplimiento de esta normativa. Se realiza una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) para evaluar los posibles impactos ambientales de la actividad de dragado propuesta.

Todo proyecto de dragado en Brasil requiere una licencia ambiental antes de su ejecución. El proponente del proyecto debe presentar un Plan de Gestión del Dragado con una caracterización detallada de los sedimentos, los lugares propuestos para su eliminación o uso, y una evaluación de los posibles impactos ambientales con una EIA. Este plan es revisado por el IBAMA, que puede solicitar investigaciones adicionales antes de conceder el permiso. Esta evaluación ayuda a identificar las medidas de mitigación y es un requisito previo para la obtención de licencias ambientales. En virtud de la Resolución 454/2012 de la CONAMA, el dragado en "puertos, bahías, ríos, estanques, canales y zonas marítimas" está regulado por un marco de evaluación por etapas. La CONAMA establece directrices de calidad de los sedimentos (DCS) que definen dos niveles umbral (Nivel 1 y Nivel 2) para los contaminantes presentes en los sedimentos que se van a dragar. El Nivel 1 representa la concentración por debajo de la cual existe una baja probabilidad de efectos adversos sobre la biota, mientras que superar el Nivel 2 indica una alta probabilidad de efectos adversos. Estos umbrales fundamentan el proceso de toma de decisiones durante la concesión de licencias.

Si el material dragado se dispone en tierra, es aplicable la Resolución CONAMA 420/2009. En estos casos, puede ser necesario que el material dragado cumpla los criterios de contaminación del suelo o que se maneje como residuo, garantizando que la eliminación terrestre no cause contaminación del suelo o de las aguas subterráneas.

La normativa brasileña considera las opciones de uso benéfico y la viabilidad de las opciones de eliminación. Copia directamente estas frases de las directrices de Nueva Zelanda/Australia. Los proyectos de dragado deben cumplir la normativa ambiental brasileña. La Resolución 454/2012 de la CONAMA⁷ describe el procedimiento de dragado y uso.

En general, la estructura de gobernanza de Brasil hace hincapié en un enfoque multiinstitucional basado en permisos: CONAMA proporciona el marco legal, e IBAMA (con agencias estatales) lo implementa a través de la concesión de

7

https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2012/res_conama_454_2012_materia_serdraga_doemaguas_jurisdicionais_brasileiras.pdf

licencias, la supervisión de las pruebas de sedimentos y la estipulación de condiciones para la eliminación o el uso benéfico.

3.7.2 Marco y procedimientos

Brasil sigue una evaluación de los sedimentos dragados por etapas y basada en el riesgo. Antes del dragado, los proponentes deben realizar un muestreo y análisis exhaustivos de los sedimentos. El número de muestras requerido es proporcional al tamaño del proyecto de dragado (por ejemplo, 3 muestras para volúmenes $\leq 25.000 \text{ m}^3$, hasta 30 muestras para volúmenes $\sim 2.000.000 \text{ m}^3$) (Kanashiro, 2016). Las muestras de sedimentos se analizan para un conjunto de contaminantes (metales pesados, orgánicos como hidrocarburos y TBT, nutrientes, etc.) y se comparan con las DCS definidas por CONAMA 454/2012. Estos son basados en criterios americanos (ERL/ERM) y canadienses (TEL/PEL). Si los valores superan el umbral 1, se requieren pruebas de ecotoxicidad o bioacumulación. Si se supera el umbral 2, el material debe enviarse a unidades de eliminación confinadas o vertederos autorizados. En algunos casos, se permite la eliminación en vertederos marinos regulados y legislados por el gobierno nacional sin investigación previa. Las DCS de Brasil también describen la metodología de las pruebas de laboratorio y de campo de bioacumulación. Las pruebas de laboratorio se realizan de acuerdo con la norma ASTM E1688. El seguimiento sobre el terreno se realiza recogiendo organismos del sedimento dragado y realizando pruebas para determinar los límites máximos de tolerancia para el consumo humano, de acuerdo con la normativa.

Estas directrices internacionales derivadas empíricamente se adoptaron como criterios por defecto en Brasil, sin tener en cuenta las diferencias de la costa brasileña y su biodiversidad. Conscientes de ello, los investigadores brasileños han emprendido estudios para desarrollar DCS específicos para cada lugar, que se adapten mejor a los ecosistemas tropicales y a la sensibilidad de las especies locales. Brasil ha elaborado individualmente directrices específicas para las siguientes zonas

- A. Zonas portuarias del sureste de Brasil (sistemas estuarinos de Santos y Paranaguá) (Choueri, 2009)
- B. Estado de Ceará
- C. Estado de São Paulo

El estudio realizado en la zona A utilizó análisis multivariados sobre conjuntos de datos derivados de los lugares de origen. Básicamente, las concentraciones químicas asociadas a los efectos biológicos se establecieron mediante la identificación de correlaciones entre las concentraciones químicas de los sedimentos, los puntos finales de toxicidad y los descriptores de la comunidad bentónica, a través de la aplicación del Análisis Factorial seguido del ACP. Las sustancias químicas significativamente correlacionadas con los efectos biológicos se consideraron sustancias químicas preocupantes y se derivaron las DCS para estos contaminantes. El valor de DCS-alto de una determinada sustancia química preocupante se determinó identificando su concentración mínima medida en la estación en la que el factor (o factores) que asocia esta sustancia química concreta así como los efectos biológicos es relevante; por encima del valor de DCS-alto todas las concentraciones se relacionaron con efectos biológicos negativos en este estudio. El valor de DCS-bajo de una sustancia química preocupante se estableció mediante la identificación de su concentración medida más alta en las estaciones en las que los factores significativos no están relacionados con los efectos biológicos; por debajo del valor de DCS-bajo, no se observaron efectos biológicos en este estudio. La "zona de incertidumbre" (niveles químicos entre los valores DCS-alto y DCS-bajo) incluía una gama de concentraciones en las que se observaron efectos biológicos.

El estudio B se centró en el desarrollo de DCS específicos para las regiones costeras semiáridas del estado de Ceará, en particular la bahía de Mucuripe y el puerto de Pecém. Los investigadores llevaron a cabo evaluaciones exhaustivas antes y después de las actividades de dragado, analizando muestras de sedimentos en busca de contaminantes como metales pesados (por ejemplo, Cd, Cr, Cu, Zn), tributilestano (TBT) e hidrocarburos. Emplearon métodos estadísticos multivariados para correlacionar las concentraciones químicas con los efectos tóxicos observados, lo que permitió derivar DCS adaptadas a las condiciones ambientales locales. Los resultados revelaron que las directrices internacionales incluidas en el CONAMA 454/2012 no eran suficientemente protectoras para estos ecosistemas tropicales, lo que subraya la necesidad de puntos de referencia localizados para gestionar eficazmente los materiales dragados y salvaguardar la vida marina.

El Estudio C utilizó variaciones regionales para calcular los umbrales. Los valores umbrales de los metales se convirtieron utilizando el índice de geoacumulación (Igeo), que se utiliza para clasificar la magnitud de la contaminación relacionada con un elemento individual, teniendo en cuenta las variaciones geológicas regionales (Jiang et al., 2013; Kim et al., 2018). Los valores de Igeo se calcularon de la siguiente manera: $Igeo = \log_2 (C / 1,5 * B)$, donde C es el umbral desarrollado para un metal determinado, B es su nivel de línea base, y el factor 1,5 está

relacionado con las variaciones de línea base debidas a procesos geológicos. Los valores de mediana de las concentraciones detectadas en zonas insulares de las ciudades de Ubatuba y São Sebastião (islotas de Cabras y Palmas, y archipiélago de Alcatrazes) se utilizaron como línea de base para As, Cr y Pb (Hoff et al., 2015), mientras que los valores medios de las concentraciones encontradas dentro del Parque Estatal Marino de Laje de Santos se utilizaron como línea de base para Cu, Ni y Zn (Moreira et al., 2017b). Para el Cd, seleccionaron un nivel de fondo determinado en núcleos de sedimentos recogidos en los sitios industriales del Sistema Estuarino de Santos (Luiz-Silva et al., 2006). Los resultados de Igeo se utilizan para clasificar las muestras según una escala cualitativa de contaminación que va de 0 (no contaminado) a >5 (muy fuertemente contaminado), en la que las muestras con Igeo superior a 1 muestran signos tempranos de contaminación (Müller, 1986). En el caso de los HAP, los valores se compararon con los valores de referencia comunicados por Baumard et al. (1998) aplicados a muestras de la costa mediterránea. Los resultados de este estudio fueron comparados con los estándares de CONAMA Brasil y normalizados como tales.

3.7.3 Enfoque

Las directrices de calidad de sedimentos de Brasil se derivaron inicialmente de puntos de referencia internacionales y los esfuerzos científicos han refinado estos valores para las condiciones locales. Los criterios de nivel 1 y 2 de CONAMA 454/2012 se basaron en gran medida en las DCS de otras jurisdicciones, específicamente el enfoque TEL/PEL y ERL/ERM que se originó en Canadá y los EE.UU.

Tabla 3-9 : Resumen de la derivación de los valores umbrales por componente en las directrices sobre sedimentos de Brasil

Brasil: El marco y sus principios subyacentes				
Componente	CONAMA (niveles 1 y 2) agua dulce	CONAMA (niveles 1 y 2) agua salada	Estudio de caso A	Estudio de caso B
Marco general	TEL/PEL ERL/ERM	TEL/PEL ERL/ERM	Umbral de efecto aparente (UEA)	Evaluación basada en el consenso
As, Cr, Pb	TEL/PEL (MacDonald et al., 1992)	ERL/ERM (Long et al., 1995)	UEA, específico del lugar	Mediciones específicas del lugar (Hoff et al., 2015)
Cu, Ni, Zn	TEL/PEL (MacDonald et al., 1992)		UEA, sitio específico	PdP (Moreira et al., 2017)
Cd	TEL/ PEL (MacDonald et al., 1992)		UEA, sitio específico	Luiz Silva et al., 2006
HAP	TEL/ PEL (MacDonald et al., 1992)		UEA, específico del lugar	Baumard et al., 1998
Sustancias orgánicas	TEL/ PEL (MacDonald et al., 1992)		UEA, específica del lugar	TEL/PEL (MacDonald, 1994)
TBT	TEL/ PEL (MacDonald et al., 1992)	SEDNET		
PCB		ERL/ERM (Long et al., 1995)		
Otros Metales, metaloides, compuestos organometálicos y orgánicos	TEL/ PEL (MacDonald et al., 1992)		UEA, específico del lugar	TEL/PEL (MacDonald, 1994)

3.8 Chile

3.8.1 Estructura de gobernanza

En Chile, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) es el principal organismo encargado de establecer la política y la normativa ambiental. El Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) administra el sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), que evalúa los proyectos para comprobar su conformidad con la normativa ambiental. La Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), que inspecciona los proyectos y puede sancionar los incumplimientos, se encarga de supervisar y hacer cumplir la normativa. En cuanto a las actividades marinas, la autoridad marítima de Chile (DIRECTEMAR) supervisa los permisos para la eliminación de material de dragado en el océano de acuerdo con los convenios internacionales (por ejemplo, el Convenio de Londres). Otros organismos, como el Ministerio de Obras Públicas o las autoridades portuarias, pueden participar en las operaciones de dragado, pero el control de la calidad ambiental sigue estando bajo el marco del MMA/SEA/SMA.

Chile no dispone de una norma nacional específica sobre la calidad de los sedimentos. La protección ambiental de los cuerpos de agua se rige en un sentido general por las normas de calidad del agua y los requisitos de la EIA, pero ninguna ley define los sedimentos "limpios" o "contaminados" mediante umbrales numéricos. En cambio, cualquier

contaminación relacionada con el dragado se gestiona con arreglo a las prohibiciones generales de daños ambientales y las estipulaciones de EIA específicas de cada proyecto. La legislación pertinente incluye la Ley General de Medio Ambiente 19300 y reglamentos sectoriales (por ejemplo, el Código Sanitario para los contaminantes en los mariscos, que aborda indirectamente los problemas de salud humana derivados de los contaminantes de los sedimentos en los productos comestibles). En general, la gobernanza se basa en la supervisión institucional a través de la EIA y la aplicación de la ley, más que en una ley específica sobre la calidad de los sedimentos.

3.8.2 Marco y procedimientos

Como ya se ha mencionado, Chile no dispone de directrices oficiales sobre la calidad de los sedimentos. A principios de la década de 2000 se estudió una propuesta para establecer criterios nacionales de calidad de los sedimentos, pero nunca se adoptó como normativa. En consecuencia, Chile utiliza criterios de referencia internacionales. Las autoridades y consultores ambientales se remiten a directrices de otras jurisdicciones, principalmente las directrices canadienses sobre calidad de los sedimentos y las directrices estadounidenses de la NOAA. En la práctica, los criterios de umbral TEL/PEL canadienses y los niveles ERL/ERM de la NOAA estadounidense sirven de norma para Chile.

En la EIA de un proyecto de dragado, las autoridades chilenas esperan que se incluya una sección sobre la calidad de los sedimentos. El proponente debe discutir el estado de contaminación y la eliminación/aplicación de los materiales dragados. En caso de que se superen los niveles TEL/PEL o ERL/ERM, la EIA puede exigir que el material dragado se elimine en una instalación de residuos en tierra en lugar de en el mar. Por el contrario, si los sedimentos cumplen los niveles de directriz de "sin efectos esperados", el material podría ser autorizado para un uso benéfico o para su eliminación en aguas abiertas. Con este método, Chile pretende proteger el medio marino a pesar de la ausencia de criterios de calidad de los sedimentos específicos para Chile. Sin embargo, dado que se aplican valores umbrales basados en datos de Norteamérica, podría ser inexacto para varias sustancias en el medio ambiente de Chile.

3.8.3 Enfoque

Chile sí aplica el enfoque de Parición de equilibrio para comparar los criterios de calidad del agua, pero no se elaboran criterios de calidad de los sedimentos. Dado que se aplican principalmente las Directrices canadienses sobre la calidad de los sedimentos y las directrices de la NOAA de EE.UU., el enfoque utilizado para determinar estas directrices puede consultarse en las secciones 3.2.3 y 3.3.3.

3.9 Perú

3.9.1 Estructura de gobernanza

El ente rector de la normativa de dragado en Perú es la Secretaría General, la Dirección de Gestión de la Calidad de los Recursos Hídricos. Históricamente, Perú carecía de directrices formales sobre la calidad de los sedimentos. Sin embargo, un reciente plan de políticas (2021-2023) encargó el desarrollo de Normas Nacionales de Calidad Ambiental para sedimentos. Se ha iniciado el primer borrador del documento, en el que se ha adoptado el procedimiento canadiense para el muestreo de sedimentos. Sin embargo, aún no se ha implementado la evaluación de los sedimentos basada en directrices. Actualmente, Perú está estableciendo sus propios criterios de calidad de los sedimentos.

El artículo 34 establece que la gestión de los residuos de las obras de dragado se realizará con la autorización del Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA), previa opinión técnica favorable de la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA). Esta autorización es adicional a la autorización de operaciones de dragado que debe otorgar la Dirección General de Capitanías y Guardacostas (DICAPI), de conformidad con lo establecido en el Decreto Supremo N° 028-DE-MGP, Reglamento de la Ley de Control y Vigilancia de las Actividades Marítimas, y el Texto Único Ordenado de Procedimientos Administrativos (TUPA).

3.9.2 Marco y procedimientos

Perú está en proceso de establecer sus propias directrices. Pretende utilizar un sistema similar al de los Países Bajos, utilizando un sistema basado en la finalidad para la calidad del agua y la calidad del suelo. En función de la finalidad y el lugar de recepción, se determinarán las normas vigentes. Esto incluye:

- Entorno del suelo⁸ (general)
- Medio acuático⁹ (agua potable, recreativo, industrial, natural, etc.)

A pesar de ello, la mayoría de los proyectos utilizan las normas canadienses de calidad ambiental como referencia^{10,11} basándose en valores de detección. Por tanto, el marco y los procedimientos se encuentran en la sección 3.2.3.

3.9.3 Enfoque

A falta de directrices locales, las autoridades y los proyectos peruanos se han basado en normas mundiales. Por ejemplo, un estudio realizado en 2022 aplicó *las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental* para sedimentos para evaluar la contaminación por metales pesados en sedimentos marinos a lo largo de la costa central de Perú (Loaiza, 2022). En la práctica, los estudios ambientales peruanos a menudo hacen referencia a puntos de referencia del Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME) o de la EPA de EE.UU. para interpretar los datos de sedimentos.

3.10 México

3.10.1 Estructura de gobernanza

México no cuenta con una tabla de "directrices de calidad de sedimentos" singular y publicada para el material dragado, pero regula el dragado a través de sus leyes y permisos ambientales existentes. Los sedimentos dragados se gestionan conforme a la "*Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*" y la "*Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*", que exigen evaluar si el material es peligroso. Antes de cualquier dragado, es obligatorio realizar una Evaluación de Impacto Ambiental, que debe incluir un análisis del sedimento que se va a retirar. Las autoridades se centran en si el material dragado contiene contaminantes a niveles que puedan dañar la salud humana o los ecosistemas.

El cliente debe solicitar los trabajos de dragado. Basándose en un estudio topográfico, la Dirección General Adjunta de Oceanografía, Hidrografía y Meteorología concederá un permiso para el dragado. A continuación, se necesita un permiso ambiental de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), que es la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (departamento gubernamental). Para la eliminación en el mar se necesita un permiso de la Secretaría de Salud. Para la eliminación en tierra se necesita un permiso de la Presidencia Municipal¹².

3.10.2 Marco y procedimientos

Si las pruebas demuestran que el sedimento no es tóxico y los niveles de contaminantes son bajos, se puede aprobar su uso benéfico (por ejemplo, la recuperación de tierras) o su eliminación en el mar con permiso. Si el sedimento está contaminado por encima de los niveles aceptables, debe tratarse o eliminarse en una instalación confinada. En el caso de la eliminación en el mar, la Marina mexicana (SEMAR) y la Secretaría de Salud revisan los resultados para garantizar que el material vertido no cause contaminación marina. Esto está en consonancia con el compromiso de

⁸ <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-suelo-0>

⁹ <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-agua-establecen-disposiciones>

¹⁰ <https://perulng.com/wp-content/uploads/2024/02/14.-Plan-de-Manejo-para-Contratistas-CMP-Obras-de-Dragado-para-la-Planta.pdf#:~:text=Las%20Normas%20de%20Calidad%20Ambiental,COMPAC3%91%C3%8DA%20ser%C3%A1%20responsable%20de%20los>

¹¹ <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/7675508/6501104-1-protocolo-nacional-para-el-monitoreo-de-la-calidad-ambiental-de-sedimentos.pdf?v=1740405409#:~:text=partida%20el%20Decreto%20Supremo%20N%C2%B0,aprobaci%C3%B3n%20del%20ECA%20para%20sedimentos>

¹² REQUISITOS DE ESTUDIOS Y PERMISOS PREVIOS A LA REALIZACIÓN DE UNA OBRA DE DRAGADO. 2013 https://www.semar.gob.mx/normateca/requerimientos_estudios_obra_dragado.pdf

México con el Convenio de Londres, que exige que el material dragado *"no cause daños directos o indirectos a la salud humana o al medio marino"*.

3.10.3 Enfoque

En la práctica, las evaluaciones de México suelen hacer referencia a directrices mundiales, al igual que sus homólogos latinoamericanos. Aunque México no promulga formalmente las cifras de la NOAA o el CCME, los estudios ambientales del país pueden comparar los datos de sedimentos con los valores ERL/ERM de la NOAA o I-DCS/PEL del CCME para contextualizar los niveles de contaminación. Esto ayuda a determinar la seguridad para el uso. Por ejemplo, los sedimentos con metales por debajo del ERL de los NOAA se consideran generalmente seguros, mientras que los que superan el ERM u otros criterios internacionales se señalarían por posibles efectos adversos. Al utilizar estos puntos de referencia junto con sus propias normas, México se asegura de que su gestión de los sedimentos dragados se ajusta a las mejores prácticas mundiales, incluso sin contar con una tabla de directrices nacional oficial.

3.11 Panamá

Panamá se incluye en esta investigación debido a su cercana ubicación geográfica y a sus similitudes ambientales con Colombia, en particular sus entornos costeros tropicales y sus importantes actividades portuarias. A continuación, se explica la estructura de gobernanza, incluidas las diferencias entre la república de Panamá y el reglamento del canal.

En Panamá existen dos regímenes de actividades relacionadas con los puertos y las industrias marítimas. La Autoridad Marítima de Panamá (AMP) supervisa las actividades de dragado en las aguas costeras y marinas de la República (fuera del Canal), incluidas las zonas portuarias. La Autoridad del Canal de Panamá (ACP) opera bajo un régimen constitucional y legal distinto para el Canal de Panamá y las aguas adyacentes.

En ausencia de directrices nacionales, es probable que Panamá se adhiera a protocolos internacionales para la evaluación de sedimentos. La Organización Marítima Internacional (OMI) proporciona directrices para el muestreo y análisis del material dragado destinado a su eliminación en el mar, que Panamá, como Estado miembro, seguiría. Estas directrices ayudan en la selección de sustancias de interés, el muestreo de campo y la realización de análisis físicos, químicos y biológicos.

Dado que tanto la AMP como la ACP utilizan protocolos internacionales para la evaluación de la calidad de los sedimentos, los protocolos y el enfoque científico que se utilizan para definir las DCS son los mismos que las directrices de la NOAA sobre el Rango de Efectos o el TEL/PEL de Canadá. Dado que ya se han tratado en este informe (capítulos 3.1 a 3.4), no se volverán a explicar en detalle para Panamá.

3.11.1 República de Panamá

Panamá es parte de convenios mundiales sobre contaminación marina (por ejemplo, el Convenio de Londres), por lo que sigue el Marco de Evaluación de Material Dragado de dichos acuerdos cuando realiza vertidos al mar. Esto significa que las autoridades panameñas aplican las pruebas y los "niveles de acción" recomendados internacionalmente para decidir si el material dragado es aceptable para su vertido al mar o su uso benéfico.

Los requisitos del proyecto de dragado para un contratista están establecidos en las regulaciones bajo la administración de la Autoridad Marítima de Panamá, el procedimiento de asignación está establecido en la Resolución No. JD 019 - 2019. Asimismo, Panamá posee una comisión especial de dragado cuya función es evaluar las propuestas de dragado.

Panamá no cuenta con lineamientos formales propios de calidad de sedimentos para el material dragado. La Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) para el dragado debe considerar medidas tanto para la fase de dragado como para la de eliminación, así como los detalles de la actividad, incluyendo el uso/propósito del material. Este uso (benéfico) debe ser aprobado a continuación por el Ministerio de Medio Ambiente de la República. Los proyectos de dragado (por ejemplo, dragado del Canal de Panamá o de puertos) incluyen análisis químicos de los sedimentos para medir contaminantes como metales pesados y orgánicos. Los resultados se comparan con los criterios globales de calidad de los sedimentos, como las directrices de Rango de Efectos de la NOAA o el TEL/PEL de Canadá (Batista-Andrade et al., 2018).

En la práctica, si los niveles de contaminantes están por debajo de estos umbrales reconocidos, el sedimento dragado se considera relativamente limpio y puede reutilizarse de forma segura. Los usos comunes incluyen la recuperación de tierras, el relleno de construcciones o la restauración de hábitats. Si los contaminantes superan los niveles de seguridad, el sedimento se trata como contaminado. Puede requerir confinamiento (por ejemplo, en una instalación de eliminación contenida) o eliminación especial para evitar daños ambientales.

Es importante que siendo la Autoridad Marítima de Panamá el custodio del material de dragado, otorgue la concesión correspondiente de conformidad con la Resolución JD-019-2019, que es su Reglamento de Concesiones.

3.11.2 Canal de Panamá

El dragado en el Canal de Panamá implica pasos similares a otros afluentes de Panamá a través de la república. Se necesita una evaluación de impacto ambiental (EIA) para obtener los derechos de dragado. La necesidad de una EIA incluye tanto a la industria minera como a la de la construcción.

La normativa administrativa panameña no contempla el uso benéfico del material dragado a través de un permiso especial. Las actividades de dragado son necesarias para apoyar las actividades portuarias existentes en el país, y el dragado en sí mismo se considera una actividad potencialmente contaminante. Actualmente, el uso benéfico del material dragado, aparte de la recuperación de tierras, los vertederos y el esparcimiento, no está incluido explícitamente en la normativa de Panamá.

3.12 Costa Rica

Costa Rica se incluye en esta investigación debido a su cercana ubicación geográfica y similitudes ambientales con Colombia, como ecosistemas costeros tropicales y ambientes marinos ricos en biodiversidad.

Dado que Costa Rica adopta IDCS de otros países, no se describe el enfoque científico subyacente de las DCS aplicadas en Costa Rica. La información sobre el enfoque utilizado en las DCS internacionales se puede encontrar en los capítulos anteriores de este informe.

3.12.1 Estructura de gobernanza

Los proyectos de dragado deben cumplir la normativa ambiental de Costa Rica, supervisada por el Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE). Todos los proyectos de dragado dependen del MINAE, especialmente a través de su Secretaría Técnica Nacional Ambiental (SETENA), que revisa las EIA. El Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) interviene en los proyectos de dragado que tienen lugar en zonas marinas protegidas o cerca de ellas. Por último, las autoridades marítimas y portuarias son las partes principales en las zonas portuarias. Estas autoridades garantizan el cumplimiento de las normas ambientales y la protección de la biodiversidad. Las normas ambientales se basan en la legislación internacional.

3.12.2 Marco y procedimientos

Costa Rica no dispone de leyes específicas sobre la calidad de los sedimentos. En su lugar, el dragado se rige por leyes generales ambientales y marítimas. La Ley Orgánica del Ambiente (Ley n° 7554) exige que cualquier actividad con un impacto ambiental significativo (incluido el dragado) se someta a una EIA y obtenga una licencia ambiental. En la práctica, esto significa que cualquier proyecto de dragado, ya sea en ríos, estuarios o aguas costeras, debe ser evaluado y autorizado por la SETENA antes de proceder. Las actividades de dragado y vertido marino se ven aún más limitadas por los compromisos adquiridos por Costa Rica en virtud del derecho internacional.

Centrándonos específicamente en las directrices sobre la calidad de los sedimentos, Costa Rica adopta directrices internacionales como las de la Organización Marítima Internacional (OMI) o el Convenio de Londres, para evaluar y gestionar los materiales dragados. Estas normas proporcionan procedimientos exhaustivos de muestreo, análisis y evaluación para garantizar la seguridad ambiental. En la práctica, Costa Rica adopta principalmente los criterios de las DCS de Australia / Nueva Zelanda, pero sólo criba los valores de los metales.

4 Valores umbrales en los Países Bajos, Florida (EE.UU.) y Brazil



Capítulo 4 – Resumen Ejecutivo

Los valores umbrales de las Directrices de Calidad de Sedimentos (DCS) desempeñan un papel crucial en la realización de evaluaciones preliminares de la calidad de los sedimentos. En este capítulo se comparan los valores umbrales de varios países con condiciones geológicas y ambientales similares a las de Colombia. Primero, se identifican los países que tienen relativamente las mismas condiciones geológicas y ambientales (Sección 4.1). A continuación, se comparan los valores umbrales entre sí, incluyendo una descripción de las diferencias entre países (Sección 4.2). Para ampliar la perspectiva y el contraste, también se incluyen en la comparación los valores umbrales de los Países Bajos. Por último, se explican los niveles de toxicidad de las sustancias y los límites de detección (secciones 4.3 y 4.4), que proporcionan más contexto e información de referencia.

Las principales conclusiones de este capítulo son:

- Los valores umbrales de otros países deben y son comparados con condiciones geográficas y ambientales similares, ya que esto influye en la biodisponibilidad de los contaminantes en los sedimentos.
- La mayoría de las directrices utilizan dos niveles, de los cuales el nivel inferior representa una concentración por debajo de la cual se espera que los efectos negativos sobre los organismos que habitan en los sedimentos sean insignificantes o poco frecuentes. El nivel superior representa una concentración por encima de la cual se espera que se produzcan efectos negativos (biológicos) o que éstos tengan una alta probabilidad. El intervalo intermedio entre estos niveles es una zona de incertidumbre en la que pueden producirse efectos. Así, las concentraciones por debajo del nivel 1 se consideran en su mayoría seguras, una concentración entre los niveles 1 y 2 es alarmante y debe investigarse más a fondo, y por encima del nivel 2 se considera una alta probabilidad de efectos negativos.
- Los límites de detección (LD, también llamados límites de determinación) representan la concentración más baja de una sustancia que puede distinguirse de cero de forma fiable mediante un método analítico. En las

evaluaciones de la calidad de los sedimentos, los LD son esenciales porque definen si un contaminante está presente a un nivel que puede detectarse con seguridad. El LD puede ser un factor limitante en el desarrollo de directrices en Colombia. Dado que los efectos de toxicidad, especialmente en áreas tropicales, ocurren a concentraciones muy bajas, el LOD requerido podría no ser posible en Colombia.

- Actualmente, las directrices y reglamentos de evaluación de la calidad de los sedimentos no se centran en el uso benéfico del material dragado, sino más bien en la prevención del impacto negativo sobre el medio ambiente. Algunos marcos mencionan el uso benéfico de los sedimentos, pero la mayoría de los reglamentos utilizan los mismos criterios que cuando se vierten directamente al mar. De hecho, la mayoría de las normativas no distinguen entre el uso de sedimentos en tierra y su depósito en el mar.
- El elemento 2 selecciona valores umbrales de países similares a Colombia. En comparación con las directrices neerlandesas y de otros países, observamos que los valores umbrales para el uso de sedimentos deben ser más estrictos en los países tropicales en comparación con los climas templados, lo que también se destaca en todos los documentos sobre este tema. Sin embargo, los valores umbrales actualmente disponibles en América del Sur carecen de suficiente detalle para ser adoptados directamente por Colombia.
- Si los sedimentos están contaminados existen otras prácticas para manejar el material contaminado, tales como:
 - Disposición Acuática Confinada
 - Instalaciones de Contención de Ingeniería

Instalaciones de Disposición Confinada

4.1 Condiciones ambientales

Para comparar condiciones geológicas y ambientales similares a las de Colombia, primero es necesario determinar las condiciones más importantes: biodisponibilidad de contaminantes en sedimentos. Según la literatura los siguientes aspectos son relevantes:

ENVIRONMENTAL FACTOR	DIFFERENCE COMPARED TO TEMPERATE CLIMATES	ANTHROPOGENIC INPUT	ECOLOGICAL EFFECT
Light	More Intense		Increased eutrophication Photochemical alterations
Air, soil and water temperature	Higher		Lower productivity Higher BOD and COD potential
Salinity	Higher	Sewage Xenobiotic Waste	Increased thermal stress Increased salinity stress
Oxygen	Lower concentrations		Increase in community restructuring
Nutrients levels	Lower concentrations		Increased eutrophication
Surface Water Turbidity	Lower		Alterations of Benthic Biota (i.e. corals)
Community Structure	More Linear		Loss of diversity

OVERALL

CHARACTERISTIC	TROPICAL AQUATIC ECOSYSTEMS RELATIVE TO TEMPERATE ECOSYSTEMS
Biological uptake rate	Higher
Biological release rate	Higher
Rate of Physiochemical degradation	Higher
Rate of biological degradation	Higher
Rate of oxygen depletion	Higher
Biological impact of nutrients	Higher
Biological impact of suspended solids	Higher
Solubility of liquids and solids	Higher
Solubility of gases	Lower
Toxicity thresholds	???

Environmental factor:

Factor Ambiental

Difference compared to temperate climates:

Diferencia en comparación con climas templados

Anthropogenic input:
Influencia antropogénica

Ecological effect:
Efecto ecológico

Light, air, soil, and water temperature, Salinity, oxygen, nutrients levels, surface water, turbidity, community structure:

Luz, aire, suelo y temperatura del agua, salinidad, oxígeno, niveles de nutrientes, aguas superficiales, turbidez, estructura de la comunidad

More intense, higher, lower concentrations, more linear:

Más intenso, concentraciones más altas, más bajas, más lineal

Sewage, xenobiotic, waste: Aguas residuales, xenobióticos, residuos

Increased eutrophication, photochemical alterations, lower productivity, higher BOD and COD potential, increased thermal stress, increased salinity stress, increase in community, restructuring, increased eutrophication, alterations of benthic, biota (i.e. corals), loss of diversity:

Aumento de la eutrofización, alteraciones fotoquímicas, menor productividad, mayor potencial de DBO y DQO, aumento del estrés térmico, aumento del estrés salino, aumento de la comunidad, reestructuración, aumento de la eutrofización, alteraciones de la biota bentónica (p. ej., corales), pérdida de diversidad

Overall: General

Characteristic: Característica

Biological uptake rate, biological release rate, rate of physiochemical degradation, rate of biological degradation, rate of oxygen depletion,, biological impact of nutrients, biological impact of suspended solids, solubility of liquids and solids, solubility of gases, toxicity thresholds:

Tasa de absorción biológica, tasa de liberación biológica, tasa de degradación fisicoquímica, tasa de degradación biológica, tasa de agotamiento del oxígeno, impacto biológico de los nutrientes, impacto biológico de los sólidos en suspensión, solubilidad de líquidos y sólidos, solubilidad de gases, umbrales de toxicidad

Tropical aquatic ecosystems relative to temperate ecosystems:

Ecosistemas acuáticos tropicales en relación con los ecosistemas templados

Figura 4-1: Desafíos para la comparación de directrices sobre sedimentos (Kwok et al., 2014)

Las características dosis-respuesta de las sustancias químicas ligadas a los sedimentos en ambientes acuáticos tropicales no han sido bien estudiadas, sin embargo, las agencias reguladoras de muchos países han adoptado las DCS, particularmente las de Norteamérica, sin considerar adecuadamente las diferencias ambientales que podrían hacer que dichas guías sean más o menos relevantes (Kwok et al., 2014)

Con base en los factores evaluados, las regiones Ceará (Brasil), Florida (EE.UU.) y Sao Paulo (Brasil) exhiben las mayores similitudes ambientales con Colombia, a la vez que disponen de su propio marco de calidad de sedimentos. Las tres regiones se caracterizan por:

- **Alta disponibilidad de luz:** Debido a sus ubicaciones tropicales.
- **Temperaturas cálidas del aire, el suelo y el agua:** Consistentes con climas tropicales como el de Colombia
- **Niveles de salinidad similares:** Aproximadamente 34-35 PSU.
- **Alta disponibilidad de oxígeno:** Típica de aguas costeras tropicales bien mezcladas como las de Colombia.
- **Niveles elevados de nutrientes:** Debido a los aportes fluviales y al afloramiento costero.
- **Elevada turbidez de las aguas superficiales:** Resultante de la descarga fluvial y la escorrentía costera.
- **Comunidades ecológicas diversas:** Incluidos manglares, arrecifes de coral y estuarios.

Esto tiene sentido, ya que coincide con la falta de conocimientos de los científicos brasileños sobre las aguas tropicales. Las directrices de EE.UU. se diseñaron específicamente para Florida en un principio y fueron adoptadas por Canadá, Perú y Chile en cierta medida. Aunque las directrices de Florida son aplicadas internacionalmente por muchos países, las directrices se basan en datos históricos norteamericanos. Estos datos se validaron posteriormente con datos específicos de Florida para comprobar la idoneidad de la directriz. A efectos de comparación, estos valores también se incorporan en el capítulo siguiente. De este modo, es posible derivar valores umbrales para Colombia basados en conjuntos de datos del Caribe Norte, y en datos específicos de lugares del Atlántico Este de Brasil.



Figure 4-2: Proximidad topográfica de los lugares de comparación a Colombia

Reflexionando sobre la elección del origen geológico, se puede argumentar que las condiciones climáticas a lo largo del ecuador no son siempre constantes y que las localizaciones de Colombia en el Océano Pacífico no están representadas en la comparación. Si bien esto es cierto, ninguno de los países de nuestra lista se ajusta mejor en términos de clima y origen geológico.

Por otro lado, para determinar los DCS para las regiones de Ceará y Sao Paulo (Brasil) los criterios incluyeron resultados de bioensayos con el anfípodo excavador *Tiburonella viscana* (Moreira et al. 2021; 2022), que también está presente en ecosistemas costeros de Colombia. Por su parte, los DCS para Florida se basaron en información de 120 publicaciones, de las cuales el 35% provenían de estudios realizados en las regiones sureste y el Golfo de México de los Estados Unidos (MacDonald, 1994).

4.2 Comparación de los valores umbrales

Como se explicó anteriormente, en este capítulo se comparan los valores umbrales de varios países con condiciones geológicas y ambientales como las de Colombia. También se incluyen en la comparación los valores umbrales de los Países Bajos.

La mayoría de las DCS utilizan valores umbrales de calidad de los sedimentos para realizar una evaluación inicial. La mayoría de las directrices utilizan dos niveles, de los cuales el nivel inferior representa una concentración por debajo de la cual se espera que los efectos negativos sobre los organismos que habitan en los sedimentos sean insignificantes o poco frecuentes. El nivel superior representa una concentración por encima de la cual se espera que se produzcan efectos negativos (biológicos) o que éstos tengan una probabilidad elevada. El intervalo intermedio entre estos niveles es una zona de incertidumbre en la que pueden producirse efectos. Así, las concentraciones por debajo del nivel 1 se consideran en su mayoría seguras, una concentración entre los niveles 1 y 2 es alarmante y debe investigarse más a fondo, y por encima del nivel 2 se considera una alta probabilidad de efectos negativos. La definición exacta de estos niveles difiere entre las DCS, pero son comparables. Por ejemplo, el TEL/PEL también podría expresarse como nivel 1 y 2. Lo mismo ocurre con los niveles ERL/ERM de la NOAA de EE.UU. y los valores valor_DCS-bajo/valor_DCS-Alto de las directrices de Australia/Nueva Zelanda. En la tabla siguiente, estos valores se describen como Nivel 1 y Nivel 2 para facilitar la comparación. Las unidades difieren entre sustancias y se especifican en la tabla como mg/kg o µg/kg. La Tabla 4-1 ofrece una visión general de los valores umbrales (Nivel 1 y 2) para los países de interés.

Tabla 4-1: Comparación de valores umbrales para categorizar la aplicación benéfica de sedimentos marinos dragados para orígenes geológicos similares a Colombia. Adicionalmente, se agrega Países Bajos para comparación.

Categoría	Sustancia	Florida EE.UU.	Ceará, Brasil	Sao Paulo, Brasil	Países Bajos: Aguas superficiales	Florida EE.UU.	Ceará, Brasil	Sao Paulo, Brasil	Países Bajos: Aguas superficiales
		Nivel 1	Nivel 1	Nivel 1	Nivel 1	Nivel 2	Nivel 2	Nivel 2	Nivel 2
Metales traza y metaloides (SQAG en mg/kg)	Arsénico (As)	7.24		8.10	29.00	41.60			85.00
	Cadmio (Cd)	0.68		0.40	4.00	4.21	1.10	0.80	14.00
	Cromo (Cr)	52.30	44.50	24.90	120.00	160.00	59.00	31.50	380.00
	Cobre (Cu)	18.70	15.60	9.40	60.00	108.00	19.40	17.60	190.00
	Plomo (Pb)	30.20	24.00	6.70	110.00	112.00	47.30	16.60	580.00
	Mercurio (Hg)	0.13	0.04	0.20	1.20	0.70	0.07		10.00
	Níquel (Ni)	15.90	20.20	10.80	45.00	42.80	24.10	14.60	210.00
	Plata (Ag)	0.73				1.77			
	Zinc (Zn)	124.00	543.00	52.60	365.00	271.00	603.00	190.20	2000.00
	Antimonio (Sb)								15.00
	Cobalto (Co)								240.00
	Molibdeno (Mo)								200.00
	Otras sustancias inorgánicas (mg/kg)	Cianuro (libre)							
Cianuro (complejo)									50.00
Tiocianatos									20.00
Organometálicos (µg/kg peso seco, 1% OC)	Tributilestaño (como estaño) -TBT				115.00		189.60		
Compuestos orgánicos									
Aromáticos (mg/kg)	Benceno								1.00
	Etilbenceno								50.00
	Tolueno								130.00
	Xilenos (total)								25.00
	Estireno (vinilbenceno)								100.00
	Fenol								40.00

		Florida EE.UU.	Ceará, Brasil	Sao Paulo, Brasil	Países Bajos: Aguas superfici ales	Florida EE.UU.	Ceará, Brasil	Sao Paulo, Brasil	Países Bajos: Aguas superfici ales
Categoría	Sustancia	Nivel 1	Nivel 1	Nivel 1	Nivel 1	Nivel 2	Nivel 2	Nivel 2	Nivel 2
	Cresoles (total)								5.00
hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs, en µg/kg)	Acenafteno	6.71				88.90			
	Acenaftileno	5.87				128.00			
	Antraceno	46.90				245.00			
	Fluoreno	21.20				144.00			
	Naftaleno	34.60				391.00			
	2-metilnaftaleno	20.20				201.00			
	Fenantreno	86.70				544.00			
	HAP totales de bajo peso molecular	312.00				1442.00			
	Benz(a)antraceno	74.80				693.00			
	Benzo(a)pireno	88.80				763.00			
	Criseno	108.00				846.00			
	Dibenz(a,h)antraceno	6.22				135.00			
	Fluoranteno	113.00				1494.00			
	Pirineo	153.00				1398.00			
	HAP totales de alto peso molecular*	655.00				6676.00			
	Total HAPs*	1684.00	925.70	182.60	8000.00	16770.00	1957.10	1138.60	40000.00
hidrocarburos clorados volátiles (mg/kg)	Monocloroeteno (cloruro de vinilo)								0.10
	diclorometano								10.00
	1,1-dicloroetano								15.00
	1,2-dicloroetano								4.00
	1,1-dicloroetileno								0.30
	1,2-dicloroetileno (suma)								1.00
	dicloropropanos (suma)								2.00
	triclorometano (cloroformo)								10.00
	1,1,1-tricloroetano								15.00
	1,1,2-tricloroetano								10.00
	tricloroetileno (Tri)								60.00
	tetraclorometano (Tetra)								1.00
	tetracloroetileno (Per)								4.00
	Clorobenceno s (mg/kg)	Hexaclorobenceno				0.044			
Clorobencenos (suma)									30.00
Clorofenoles (mg/kg)	Pentaclorofenol								5.00

		Florida EE.UU.	Ceará, Brasil	Sao Paulo, Brasil	Países Bajos: Aguas superfici ales	Florida EE.UU.	Ceará, Brasil	Sao Paulo, Brasil	Países Bajos: Aguas superfici ales
Categoría	Sustancia	Nivel 1	Nivel 1	Nivel 1	Nivel 1	Nivel 2	Nivel 2	Nivel 2	Nivel 2
	Clorofenoles totales								10.00
PCB's	Bifenilos policlorados totales (PCB; SQAG en µg/kg)	21.60			139.00	189.00			1000.00
Otros hidrocarburos clorados	monocloroanilinas (suma) (mg/kg)								50.00
	Cloronaftaleno (suma) (mg/kg)								10.00
	PCDD/PCDF (ng tox eq/kg)*								
Pesticidas (µg/kg)	Clordano	2.26				4.79			4000
	Dieldrin	0.72				4.30			
	HCH (Alfa, Beta, Gamma)								2000
	Lindano	0.32				0.99			
	p,p'-DDD	1.22				7.81			
	p,p'-DDE	2.07				374.00			
	p,p'-DDT	1.19				4.77			
	DDT (suma)	3.89				20.00	51.70		4000
	drins (suma)								4000
	α-endosulfán								4000
	Heptacloro								4000
	Epóxido de heptacloro								4000
	MCPA								4000
	Atrazina								6000
	Carbaril								5000
	Carbofurano								2000
Otras sustancias (mg/kg)	Amianto				100.00				100.00
	Ciclohexanona								45.00
	Ftalatos								60.00
	Ftalato de bis(2- etilhexilo) (DEHP), tipo de ftalatos	182.00				2647.00			
	Aceite mineral				1250.00				5000.00
	Piridina								0.50
	Tetrahidrofurano								2.00
	tetrahidrotiofeno								90.00
	tribromometano (bromoformo)								75

A- Normalizada para <63µm

4.3 Consideraciones sobre las diferencias entre los umbrales de metales pesados en cada nivel

Como la tabla 4-1 muestra diferencias considerables entre los valores de las sustancias en cada nivel, surge la pregunta de por qué los umbrales de algunas sustancias son mucho más bajos que otros. A este respecto, se describen a continuación algunas consideraciones relativas a los metales pesados, que permiten comprender por qué algunos de ellos son más tóxicos que otros.

Varios metales pesados, como el cobalto (Co), el cobre (Cu), el zinc (Zn) y el molibdeno (Mo), son cruciales en bajas concentraciones para la actividad metabólica de plantas y animales, por lo que se consideran micronutrientes. Mientras tanto, otros metales pesados como el cromo (Cr), el plomo (Pb), el arsénico (As), el cadmio (Cd), el mercurio (Hg), se describen como los metales pesados más problemáticos (Rahman & Singh, 2019). La toxicidad de estas sustancias depende del tipo de especie química presente en un medio determinado (especiación), que depende del pH, de las condiciones redox y del contenido en materia orgánica (las especies químicas pueden ser inorgánicas u orgánicas). La carga eléctrica de cada especie química determina su movilidad en relación con las cargas de las partículas aglutinantes del suelo/sedimento (arcilla, materia orgánica e hidr(óxidos) de hierro/aluminio) (Blume et al., 2016). Además, la estructura molecular de cada especie química determina su nivel de toxicidad (Barratt, 2000; Universidad de California, 1986).

Los compuestos inorgánicos de As, Cr y Cd han sido clasificados como carcinógenos humanos del grupo 1 por el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer, mientras que el Hg y el Pb son conocidos como potentes neurotóxicos, y también se ha reportado de que el As posee algunos efectos neurotóxicos (Rahman y Singh, 2019). Según los umbrales de metales pesados en diferentes DCS, como los de la tabla anterior, en términos de concentración, el Cd y el Hg son más preocupantes, seguidos del As.

Se han planteado algunas preocupaciones sobre la posibilidad de que concentraciones tóxicas de determinados elementos sean transportadas desde las plantas a estratos superiores de la cadena alimentaria (Peralta-Videa et al., 2009). El cromo suele existir como Cr(III) (Cr^{3+}) en ambientes anaeróbicos, y como Cr(VI) (oxianiones) en ambientes aeróbicos de pH neutro-alkalino (Ball & Izbicki, 2004; Rahman & Singh, 2019). De este modo, mientras que gran parte del Cr(III) queda inmovilizado por las partículas aglutinantes del suelo/sedimento, el Cr(VI) es muy móvil y altamente reactivo con otros elementos, por lo que es 100 veces más tóxico y 1000 veces más mutagénico (Nriagu y Nieboer, 1988; Ball e Izbicki, 2004; Rahman y Singh, 2019). En el metabolismo de los mamíferos, gran parte del Cr(VI) se reduce a Cr(III) en la saliva y el jugo gástrico, por lo que los casos de intoxicación por Cr en humanos son limitados, y la toxicidad por Cr(VI) es mucho más común por exposición prolongada (Rahman & Singh, 2019). Además, mientras que el Cr(III) no es necesario en el metabolismo vegetal, este es un micronutriente para el metabolismo animal, actuando como componente integral del factor de tolerancia a la glucosa y como cofactor de la hormona insulina (Mertz, 1975; Spears, 2025).

En cuanto al Pb, que está presente principalmente como la especie Pb(II), este es menos móvil que otros metales pesados, y al ser absorbido por las plantas una proporción importante permanece en la raíz, pero a altas concentraciones puede entrar en el sistema vascular y ser transportado a otros tejidos. El Pb también puede estar presente en compuestos orgánicos como el plomo trietilo y el plomo tetraetilo, y estas formas orgánicas son reportadas como más tóxicas (Peralta-Videa et al., 2009).

En cuanto al Arsénico, este existe predominantemente como As(V) (arseniato) en ambientes aerobios, y como As(III) (arsenito) en anaerobios, siendo este último más móvil y 25-60 veces más tóxico (Peralta-Videa et al., 2009; Rahman & Singh, 2019). A pH bajo el As se encuentra formando complejos con hierro mientras que a pH alto se encuentra mayoritariamente unido a calcio, y la presencia de óxidos de hierro y manganeso también aumenta la movilidad y disponibilidad de As en el suelo (Peralta-Videa et al., 2009). Por otro lado, en el tejido vegetal el As es un fuerte fitotóxico (Rahman & Singh, 2019); el As(V) es reducido a As(III) y/o biotransformado a compuestos orgánicos menos tóxicos como DMA, MMA, o como As(III) complejoado con grupos tiol (Peralta-Videa et al., 2009).

El cadmio está presente principalmente como Cd(II) (Cd^{+2}), y a diferencia de muchos metales pesados en el suelo que están principalmente unidos a partículas aglutinantes, el Cd existe predominantemente como CdCO_3 a pH alto, y como CdS a pH bajo; estos complejos pueden transformarse fácilmente a una forma accesible para la absorción por las plantas. En agua dulce el Cd está presente como formas solubles Cd^{+2} , $\text{Cd}(\text{OH})_2$, y CdCO_3 ; sin embargo, con el

aumento de la salinidad en el agua, dominan varias especies de cloro (Rahman & Singh, 2019). Este metal pesado generalmente no es fitotóxico, pero su alta concentración en las plantas representa causas delirantes para sus consumidores. Sin embargo, factores externos como la concentración de Fe pueden reducir la absorción de Cd (Peralta-Videa et al., 2009). En animales, el Cd y el Pb pueden interferir con el metabolismo del Ca, y competir con el Zn sustituyéndolo en proteínas y enzimas. Por ejemplo, el Cd(II) es probablemente un inhibidor potente y competitivo de la enzima fosfatasa 1 (Rahman & Singh, 2019; Balali-Mood et al., 2021).

El mercurio (Hg) existe principalmente como forma elemental altamente volátil (Hg(0)), como formas inorgánicas (Hg(I) y Hg(II)), y como formas orgánicas como el metilmercurio, el etilmercurio y el fenilmercurio. La exposición humana al Hg se produce principalmente por inhalación de vapor de Hg(0) e ingestión de formas orgánicas. El Hg(0) inhalado entra en el sistema respiratorio y se oxida a Hg(II) (mediante catalasa) al entrar en el torrente sanguíneo. Las formas orgánicas de Hg son 10 veces más tóxicas que las inorgánicas y estas formas orgánicas son producidas por algunos microorganismos reductores de sulfato y hierro, en condiciones anaeróbicas (Rahman & Singh, 2019; Balali-Mood et al., 2021). Teniendo en cuenta la acumulación de estas formas orgánicas a lo largo de la cadena alimentaria en los ecosistemas acuáticos, el consumo de pescado es la principal fuente de exposición humana (Rahman & Singh, 2019).

De la información anterior se deduce que, además de considerar los contenidos de metales pesados en los sedimentos dragados, sus usos benéficos en tierra implican un riesgo de toxicidad por Cr, más probable en ambientes aerobios. Por el contrario, las toxicidades de As y Hg son más probables en aplicaciones de sedimentos dragados en cuerpos de agua; y como las formas orgánicas de Hg y Pb son más tóxicas, cuanto mayor sea el contenido de materia orgánica en los sedimentos, mayor será el riesgo con estos metales. En cuanto al Cd, independientemente de las condiciones redox, este es altamente móvil y tóxico.

4.4 Límites de detección

Los límites de detección (LD, también llamados límites de determinación) representan la concentración más baja de una sustancia que puede distinguirse de cero de forma fiable mediante un método analítico. En las evaluaciones de la calidad de los sedimentos, los LD son esenciales porque definen si un contaminante está presente a un nivel que puede detectarse con seguridad. Esto tiene implicaciones directas para las evaluaciones de riesgos ambientales, el cumplimiento de las normas reglamentarias y las comparaciones con las directrices de calidad de los sedimentos. Sin un conocimiento claro de los LD, la interpretación de los datos de baja concentración se vuelve incierta y potencialmente engañosa.

Sin embargo, los LD tienen varias limitaciones importantes. Un resultado notificado como "<LOD" no significa que la sustancia esté ausente, sino que estaba presente por debajo de la capacidad de detección del método utilizado. Los LD no son valores universales, sino que varían en función del instrumento/dispositivo de laboratorio, el tipo de muestra y el protocolo de laboratorio. Esto puede dar lugar a incoherencias entre conjuntos de datos o estudios, a menos que los métodos estén estandarizados y se informe de ellos con claridad.

La determinación de los LD también depende del método analítico y del tipo de sustancia:

Tabla 4-2 : Resumen de métodos analíticos típicos asociados por contaminante

Contaminante	Método(s) analítico(s) típico(s) (Nombre completo)
Ag, Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, V, Zn	ICP-MS, ICP-OES, AAS (espectrometría de masas por plasma de acoplamiento inductivo, espectrometría de emisión óptica por plasma de acoplamiento inductivo, espectroscopia de absorción atómica)
Mercurio, metilmercurio	ICP-MS, AAS (con vapor frío), a veces GC-MS para metilmercurio
Tributilestano (TBT)	GC-MS, GC-MS/MS (cromatografía de gases-espectrometría de masas, cromatografía de gases-espectrometría de masas en tándem)
HAP, HTP, BTEX	GC-MS, GC-MS/MS, GC-FID (cromatografía de gases-detector de ionización de llama)
Fenoles, Ftalatos, Carbamatos, Herbicidas/Fungicidas	LC-MS/MS, HPLC (cromatografía líquida-espectrometría de masas en tándem, cromatografía líquida de alta resolución)

Pesticidas organoclorados/organofosforados, PCB, dioxinas	GC-MS, GC-MS/MS, GC-ECD (cromatografía de gases-detector de captura de electrones)
Piretroides sintéticos	LC-MS/MS, GC-MS
Carbono orgánico total (COT)	Analizador TOC, Combustión
Amoniaco, NO_x, Ortofosfato, Cianuro	Colorimetría, cromatografía iónica

Estas categorías de métodos difieren en sensibilidad y en la gama de sustancias a las que pueden dirigirse. Comprender estas amplias distinciones es importante a la hora de interpretar los resultados o comparar datos entre estudios. El apéndice A muestra los LD típicos que pueden alcanzarse fácilmente con los métodos de ensayo habituales (Simpson et al., 2013).



5 Discusión y experiencias



5.1 Marco

Una de las principales conclusiones de este informe es la gran diversidad de países que regulan el uso benéfico de los sedimentos dragados. La comparación entre marcos reveló que no existe un modelo único que sirva para todos. Cada país aborda la gestión de los sedimentos a través de su propia combinación de percepción del riesgo, madurez política y sensibilidad de los ecosistemas. Por ejemplo, un país como los Países Bajos utiliza un marco basado en objetivos, mientras que EE.UU. y Canadá emplean un enfoque gradual que utiliza valores de selección, y México se basa en criterios de calidad del agua como sustitutos de las normas sobre sedimentos. Además, como se ha visto en Brasil, las DCS internacionales no son totalmente adecuadas para los lugares de Brasil, y las DCS específicas para cada lugar son definitivamente más adecuadas. Estas diferencias en los marcos y normativas aplicados demuestran que no existe un modelo único.

Las experiencias durante este análisis reforzaron que los valores umbrales por sí solos no determinan la seguridad o la sostenibilidad. La metodología detrás del umbral, como la partición de equilibrio o la validación basada en bioensayos, es igual de importante. Esto subraya la importancia para Colombia no sólo de elegir valores umbrales adecuados, sino también de establecer un marco claro que incluya un proceso de justificación transparente.

Otro aspecto clave fue el valor práctico de los sistemas de evaluación. Países como Canadá, EE.UU. y Australia/Nueva Zelanda utilizan marcos que comienzan con un cribado conservador y pasan a análisis más detallados sólo cuando es necesario (enfoque paso a paso). Aunque este marco podría ser eficaz si no se superan los valores de cribado, requieren recursos adicionales cuando se superan las DCS. Especialmente en el caso del uso benéfico, este marco puede implicar complejos estudios específicos de cada proyecto para evaluar si el sedimento puede aplicarse para ese fin concreto. Por lo tanto, un marco y una normativa basados en la finalidad podrían ser más adecuados para el uso en soluciones basadas en la naturaleza. Para ello, es aconsejable evaluar más parámetros de los que se hacen actualmente para los valores de selección internacionales. Los parámetros deberían estudiarse utilizando datos específicos de cada país e incorporarse al marco y la normativa oficiales. La aplicación de valores de cribado para cada aplicación específica optimizará los recursos para proyectos en el futuro y apoyará el uso benéfico de los sedimentos.

Todos los enfoques de investigación analizados en este informe pueden aplicarse en cualquier país, en función del presupuesto y de criterios científicos y técnicos. En este caso, el enfoque más común es la ponderación de las pruebas, que combina los datos disponibles a nivel regional e internacional con pruebas específicas en el país

objetivo. Este enfoque puede establecerse desde el principio. Sin embargo, las consideraciones clave aquí son que no todos los datos de referencia y pruebas son aplicables al origen geológico de Colombia, razón por la cual nos centramos principalmente en un conjunto específico de países en este informe. Además, el enfoque de ponderación de las pruebas debe seguir haciendo distinciones estrictas entre los diferentes tipos de aplicaciones de uso, ya que éstas también tienen diferentes tipos de implicaciones para el medio ambiente. La especificación de valores umbrales por categoría de uso permite más opciones de uso en y reduce la carga administrativa para llevar a cabo la declaración ambiental una vez superado un único valor de cribado.

Otra consideración importante a la hora de adaptar el marco es la distinción entre cuerpos de agua salada y dulce. Los valores de detección generales para los cuerpos de agua salada pueden no ser aplicables al ecosistema de agua dulce en términos de magnitud y tipos de sustancias. En los Países Bajos, esta distinción no se basa en el contenido de cloruro, sino en límites geométricos predefinidos.

Finalmente, los valores límite de detección en este documento son de gran preocupación para las partes colombianas responsables de la acreditación de laboratorios que deben realizar pruebas de detección de valores. El establecimiento de valores mínimos de acreditación puede basarse principalmente en el apéndice A, ya que se trata de tipos de equipos típicos utilizados en todo el mundo. Si esto resulta poco realista, debido por ejemplo a los altos costos de inversión, el siguiente paso es ampliar la nueva normativa colombiana. El valor más bajo presente en las regulaciones puede ser adoptado para acreditar en lugar del valor LOD internacional.

5.2 Uso benéfico

Actualmente, las directrices y normativas de evaluación de la calidad de los sedimentos no se centran en el uso benéfico del material dragado, sino más bien en la prevención del impacto negativo sobre el medio ambiente. Algunos marcos mencionan el uso benéfico de los sedimentos, la mayoría de los reglamentos utilizan los mismos criterios que cuando se eliminan directamente en el mar, y los usos en tierra pueden considerarse en el ámbito de los reguladores de Australia y Nueva Zelanda. El sedimento no debe ser tóxico y los niveles de contaminantes deben ser bajos. Las normativas de los estados de Florida y Carolina del Norte incluyen que, cuando los sedimentos dragados se utilizan de forma benéfica, se permite el uso de sedimentos más finos (más finos que la arena) en comparación con los proyectos estándar de acondicionamiento de playas.

Aunque el uso benéfico se menciona en varios marcos, deberían realizarse más estudios, prestando especial atención a la inclusión del uso benéfico en los marcos y reglamentos existentes. El uso benéfico no se fomenta con reglamentos específicos (cuando son aplicables y seguros) para estimular esta actividad. Los marcos y reglamentos especialmente orientados a fines específicos ofrecen más posibilidades en cuanto al uso benéfico de los sedimentos. La aplicación de este marco permite diferentes parámetros de selección, diseñados para un uso final (benéfico) específico.

5.3 Sedimentos contaminados

Una vez establecido el sistema de clasificación de sedimentos y clasificados como contaminados, la mayoría de las regulaciones no ofrecen opciones de reutilización a gran escala. Este capítulo analiza brevemente las prácticas más comunes en el manejo de sedimentos contaminados a nivel mundial:

1. Eliminación Acuática Confinada (CAD)

La eliminación acuática confinada consiste en depositar sedimentos dragados contaminados en una depresión natural o artificial en el lecho marino o fluvial. Una vez llena, el área de eliminación se cubre (o se "tapa") con material limpio (generalmente arena o grava) para aislar la contaminación del agua circundante. Este método se utiliza ampliamente en países como Canadá y Estados Unidos, especialmente cuando se dispone de depresiones submarinas adecuadas cerca de los sitios de dragado; como en la Figura 5-1. La CAD se considera rentable y mínimamente disruptiva si está bien diseñada, y a menudo se utiliza junto con la monitorización a largo plazo para garantizar que la tapa se mantenga estable y proteja a lo largo del tiempo.

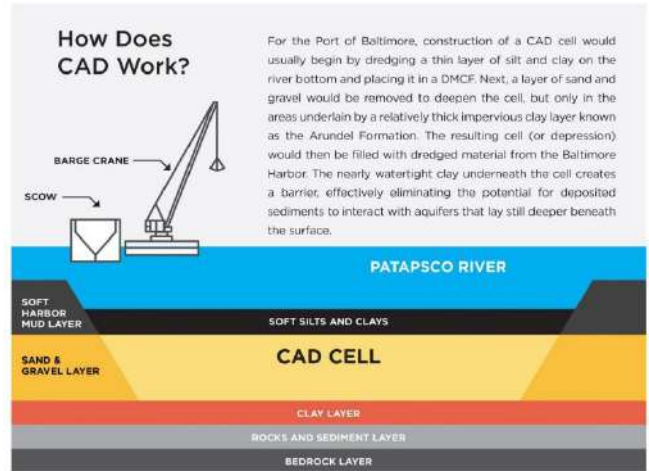


Figura 5-1 izquierda: Celda de CAD en el puerto de New Bedford, Massachusetts. Derecha: Explicación de la celda de CAD.

2. Instalaciones de Contención de Ingeniería (ECF)

Una Instalación de Contención de Ingeniería es una estructura construida específicamente, a menudo con tablestacas de acero o muros de hormigón, diseñada para aislar físicamente los sedimentos contaminados en el medio acuático. A diferencia de las CAD, que aprovechan las características naturales del lecho marino, una ECF es totalmente artificial y puede construirse como una celda sobre el suelo, una cuenca costera o incluso un recinto permanente bajo el agua. Un ejemplo notable es el proyecto Randle Reef en Canadá, donde se construyó una gran área de contención con muros de acero en un puerto contaminado, que se rellenó con material dragado y posteriormente se tapó e integró en el futuro desarrollo portuario; ver Figura 5-2 para imagen. Las ECF se eligen cuando la contaminación está muy concentrada o es móvil, y cuando se requiere un mayor control sobre el entorno de eliminación.



Figura 5-2 Instalación ECF en el Arrecife Rendal, Canadá: <https://randlereef.ca/>

3. Instalaciones de Desecho Confinado (CDF) Las Instalaciones de Desecho Confinado (CDF) son grandes áreas con diques, en tierra, cerca de la costa o como islas artificiales, que se utilizan para contener sedimentos dragados, en particular aquellos con contaminación moderada o alta. Las CDF se utilizan ampliamente en los Países Bajos, EE. UU. y otros países con programas de dragado activos. Los sedimentos se transportan por tuberías o barcazas hasta la instalación, donde se les permite sedimentar y deshidratar. El agua limpia se drena y, a menudo, se trata, mientras que los sólidos permanecen contenidos de forma segura. Con el tiempo, estas instalaciones pueden ser selladas y convertidas en terrenos utilizables para puertos, parques o zonas industriales. Ejemplos conocidos son De Slufter e IJsselooq en los Países Bajos (Figura 5-3), que son enormes estructuras diseñadas para almacenar millones de metros cúbicos de sedimentos contaminados, a la vez que evitan su vertido al medio ambiente.



Figura 5-3 Baggerdepot the Slufter cerca de Róterdam, Países Bajos: <https://www.portofrotterdam.com/nl/bouwen-aan-de-haven/lopende-projecten/de-slufter>

La preferencia por cualquiera de las tres instalaciones de contención depende del espacio disponible en el terreno, el análisis coste-beneficio, las normas de calidad del agua y la profundidad local, entre otros factores.

Como alternativa a la contención de los materiales de dragado contaminados, se puede considerar la limpieza del material para su uso beneficioso. Los Países Bajos son uno de los pocos países del mundo que realizan estas actividades debido al elevado precio de los materiales de construcción. Métodos como a) separación fina por gravedad, b) separación por hidrociclado, c) limpieza térmica o d) inmovilización se han considerado durante años. Por ahora, solo la limpieza térmica se considera económicamente viable para el procesamiento a gran escala, pero su implementación requiere un alto consumo de energía.

6 Referencias

1. Ankley, G. T., Di Toro, D. M., Hansen, D. J., & Berry, W. J. (1996). Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(12), 2056-2066.
2. ANZECC and ARMCANZ. (2000a). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Vol 1*. The Councils.
3. ANZECC y ARMCANZ. (2000b). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Vol 2*. The Councils. The Councils.
4. Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, 1, 1-314.
5. Australian Government. (2023). *Environment Protection (Sea Dumping) Amendment (Using New Technologies to Fight Climate Change) Act 2023 (Cth)*.
6. Ball, J. W., & Izbicki, J. (2004). Occurrence of hexavalent chromium in groundwater in the western Mojave Desert, California. *Applied Geochemistry*, 19, 1123-1135.
7. Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R., & Sadeghi, M. (2021). Toxic mechanisms of five heavy metals: Mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. *Frontiers in Pharmacology*, 12, Artículo 643972.
8. Barratt, M. D. (2000). Prediction of toxicity from chemical structure. *Cell Biology and Toxicology*, 16(1), 1–13.
9. Barrick, R., Becker, S., Brown, L., Beller, H., Pastorok, R., & Breidenbach, G. (1988). *Sediment quality values refinement: AET values for Puget Sound*. Prepared for Puget Sound Dredged Disposal Analysis (PSDDA), U.S. Army Corps of Engineers, Seattle, WA.
10. Batista-Andrade, J. A., Caldas, S. S., Batista, R. M., Castro, I. B., Fillmann, G., & Primel, E. G. (2018). From TBT to booster biocides: Levels and impacts of antifouling along coastal areas of Panama. *Environmental Pollution*, 234, 243–252.
11. Batley, S., Batley, G., & Simpson, S. (2008). Advancing Australia's Sediment Quality Guidelines. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 14, 11-20.
12. Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., Sorbe, J. C., Burgeot, T., & Bellocq, J. (1998). Concentrations of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Boletín de contaminación marina*, 36(12), 951-960.
13. Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., & Wilke, B.-M. (2016). *Scheffer/Schachtschabel: Soil science*. Berlin and Heidelberg: Springer-Verlag.
14. Buchman, M. F. (2008). *NOAA Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs)*. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Office of Response and Restoration.
15. Canadian Council of Ministers of the Environment. (1995). *Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life* (Vol. 1). Canadian Council of Ministers of the Environment.
16. CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas). (1994). *Recomendaciones para la gestión del material de arrastre en los puertos españoles*. Madrid: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Puertos del Estado.
17. Choueri, R. B., Cesar, A., Abessa, D. M. D. S., Torres, R. J., Morais, R. D., Riba, I., ... & DelValls, T. A. (2009). Development of site-specific sediment quality guidelines for North and South Atlantic littoral zones: Comparison against national and international sediment quality benchmarks. *Journal of Hazardous Materials*, 170(1), 320-331.
18. CIEM. (2021). *Directrices para la caracterización del material dragado y su reubicación en aguas del dominio público marítimo-terrestre*. Comisión Interministerial de Estrategias Marinas (CIEM). España.
19. Coastal States Organization y American Shore and Beach Preservation Association. (2022). *Regulación de los sedimentos en Estados Unidos: Towards improved sediment management in watershed and coastal systems* (Revisado el 1 de febrero de 2022).
20. Cabbage, J. C., Smith, L. M., & Kimball, K. D. (1997). Development of sediment quality criteria using field bioassays and the apparent effects threshold approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(2), 341-348.
21. Di Toro, D. M., & McGrath, J. A. (2000). Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(8), 1951-1970.
22. Di Toro, D. M., Mahony, J. D., Hansen, D. J., Scott, K. J., Carlson, A. R., & Ankley, G. T. (1991). Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environmental Science & Technology*, 26(1), 96-101.
23. Di Toro, D. M., Zarba, C. S., Hansen, D. J., Berry, W. J., Swartz, R. C., Cowan, C. E., Pavlou, S. P., Allen, H. E., Thomas, N. A., & Paquin, P. R. (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for

- nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10(12), 1541-1583.
24. EPA NSW, 1997
 25. Environment Canada, & Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (2007). *Criteria for the assessment of sediment quality in Quebec and application frameworks: Prevention, dredging and remediation*.
 26. Field, L. J., MacDonald, D. D., Norton, S. B., Severn, C. G., Ingersoll, C. G., Smorong, D. E., & Lindskoog, R. A. (1999). Predicting amphipod toxicity from sediment chemistry using logistic regression models. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(5), 1091-1100.
 27. Field, L. J., Severn, C. G., & Norton, S. B. (2002). Evaluating sediment chemistry and toxicity data using logistic regression modeling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(9), 1993-2002.
 28. Florida Department of Environmental Protection (FDEP). (n.d.). *Ecological sediment quality assessment guidelines: Screening quick reference tables (SQRTs)*.
 29. Ginn, T. C., & Pastorok, R. A. (1992). A screening level procedure for estimating the probability of sediment toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(12), 1643-1655.
 30. Hoff, N. T., Figueira, R. C., & Abessa, D. M. (2015). Levels of metals, arsenic and phosphorus in sediments from two sectors of a Brazilian Marine Protected Area (Tupinambás Ecological Station). *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 403-409.
 31. Hosomi, M. (2005). Removal Standards and Control Measures for Bottom Sediments Contaminated by Toxic Substances in Japan. *Waste Management Research*, 16, 73-83.
 32. , A. M., & Xie, J. (2016). Evaluation of Chemical Properties of Dredged Materials, Paranagua Port, Brazil, according to Dredging Legislation CONAMA 454/2012. *Journal on Innovation and Sustainability RISUS*, 7(3), 90-102.
 33. Kusuma Wardhani, W., Dwi Ariesyady, H., Andarani, P., Ngoc Nguyen, M., Yokota, K., & Inoue, T. (2022). Assessment of zinc concentrations in surface sediment from urban and industrial sites of Umeda River, Japan. *Water Supply*, 22(4), 3941-3950.
 34. Kwok, K. W., Batley, G. E., Wenning, R. J., Zhu, L., Vangheluwe, M., & Lee, S. (2014). Sediment quality guidelines: challenges and opportunities for improving sediment management. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 17-27.
 35. Loaiza, I., De Boeck, G., & De Troch, M. (2022). Peruvian marine ecosystems under metal contamination: First insights for marine species consumption and sustainable management. *Science of the Total Environment*, 826, 154132.
 36. Long, E. R., & MacDonald, D. D. (1992). National status and trends program approach. *Sediment classification methods compendium*, 14-1.
 37. Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L., & Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1), 81-97.
 38. Luiz-Silva, W., Matos, R. H. R., Kristosch, G. C., & Machado, W. (2006). Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do Sistema Estuarino de Santos-Cubatão (SP). *Química Nova*, 29(2), 256-263.
 39. MacDonald, D. D. (1994). *Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. Volume 1: Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines*. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection. Tallahassee, Florida.
 40. MacDonald, D. D., Carr, R. S., Calder, F. D., Long, E. R., & Ingersoll, C. G. (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecological Applications*, 6(1), 38-56.
 41. MacDonald, D. D., DiPinto, L. M., Field, J., Ingersoll, C. G., & Long, E. R. (2000a). Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(5), 1403-1413.
 42. MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000b). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20-31.
 43. Mertz, W. (1975). Effects and Metabolism of Glucose Tolerance Factor. *Nutrition Reviews*, 33(5), 129-135.
 44. Moreira, L. B., Abessa, D., Vicente, T. M., Morais, L. G., Cruz, A. C. F., Massonetto, M., ... & Sarkis, J. E. D. S. (2017). Assessing the sediment quality of the Laje de Santos marine state park and other marine protected areas of the central coast of São Paulo (Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 65(4), 532-548.
 45. Moreira, L. B., Braga Castro, Í., Fillmann, G., Peres, T. F., Cavalcante Belmino, I. K., Sasaki, S. T., Taniguchi, S., Bicego, M. C., Marins, R. V., Drude de Lacerda, L., Costa-Lotufo, L. V., & de Souza Abessa, D. M. (2021). Dredging impacts on the toxicity and development of sediment quality values in a semi-arid region (Ceará state, NE Brazil). *Environmental* , 193.

46. Moreira, L. B., Choueri, R. B., & Abessa, D. M. de S. (2022). A consensus-based approach for the development of Site-specific Sediment Quality Values in an SW Atlantic region (São Paulo State, Brazil). *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7.
47. New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC). (1998). *Technical Guidance for Screening Contaminated Sediments*. Albany, NY.
48. Nriagu, J. O., y Nieboer, E. (1988). *Chromium in the Natural and Human Environments* (Vol. 20). John Wiley & Sons.
49. Peralta-Videa, J. R., Lopez, M. L., Narayan, M., Saupe, G., & Gardea-Torresdey, J. (2009). The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, 41(8-9), 1665-1677.
50. Persaud, D., Jaagumagi, R., & Hayton, A. (1993). *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario*. Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto, Ontario.
51. Rahman, Z., & Singh, V. P. (2019). The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 419.
52. Simpson, S. L., Batley, G. E., & Chariton, A. A. (2013). *WATER FOR A HEALTHY COUNTRY Revision of the ANZECC/ARMCANZ Sediment Quality Guidelines*. Prepared for the Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities. www.csiro.au/org/HealthyCountry.html
53. Simpson, S. L., Batley, G. E., Chariton, A. A., Stauber, J. L., King, C. K., Chapman, J. C., ... & Maher, W. A. (2005). *Handbook for sediment quality assessment* (pp. 126-126). Bangor, NSW: Centre for Environmental Contaminants Research.
54. Smith, S. L., MacDonald, D. D., Keenleyside, K. A., Ingersoll, C. G., & Field, L. J. (1996). A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *Journal of Great Lakes Research*, 22(3), 624-638.
55. Spears, J. W. (2025). Review: History of chromium in animal nutrition in the United States. *Applied Animal Science*, 41(2), 65-75.
56. Swartz, R. C. (1999). Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(4), 780-787.
57. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1996). *Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program Guidance Document*. EPA-905-B96-003.
58. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1996). *Ecological Effects of Toxic Contaminants in Sediment*. EPA-823-R-96-001.
59. University of California. (1986). *Understanding toxic substances: An Introduction to chemical hazards in the workplace*. Berkeley: Hazard Evaluation System and Information Service (HESIS) and Labor Occupational Health Program (LOHP). Retrieved from <https://www.cdph.ca.gov/Programs/CCDCPHP/DEODC/OHB/HESIS/CDPH%20Document%20Library/introtoxsubstances.pdf>
1. Von Stackelberg, K. E., & Menzie, C. A. (2002). Sediment quality criteria for metals: Review and analysis of approaches for metals. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8(7), 1599-1630.

Apéndices

Apéndice A - Límites de detección

Tabla A-1: Límites de determinación (LOD) típicos para contaminantes comunes en sedimentos (Simpson et al., 2005)

Sediment Chemicals	LOD	Units
Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Se V, Zn	0.2-1	mg/kg
Mercury	0.001	mg/kg
Methylmercury	0.01	mg/kg
Tributyltin (TBT)	0.5	µg/kg
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)	0.01-0.2	mg/kg
Total petroleum hydrocarbons (TPHs)	25-100	mg/kg
Benzene, toluene, ethylbenzene, xylene (BTEX)	0.5-1	mg/kg
Total polychlorinated biphenyls (PCBs)	0.01-0.1	mg/kg
Phenols	0.1-2	mg/kg
Organochlorine pesticides	0.01-0.001	mg/kg
Organophosphate pesticides	0.1	mg/kg
Synthetic pyrethroids	0.05	mg/kg
Carbamates	0.05	mg/kg
Phenoxy-acid herbicides	0.1	mg/kg
Phthalates	1-2	mg/kg
Carbamates	0.05	mg/kg
Bromoxynil, propyzamide, glyphosate	0.1	mg/kg
Dioxin TEQ	0.1-1	µg/kg

Apéndice B - Cuadro sinóptico del marco institucional por país

País	Responsable político	Supervisión	Tipo de marco	Metodología SQG
Países Bajos	Ministerio de Infraestructuras y Agua y Ministerio de Medio Ambiente	Rijkswaterstaat y autoridades regionales del agua	Basado en objetivos, multinivel	Enfoque de reparto del equilibrio (EqP) y basado en el riesgo
Canadá	Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente	Instituciones provinciales	Selección en dos niveles con directrices	Ponderación de las pruebas (PdE)
Estados Unidos (Florida)	Agencia de Protección del Medio Ambiente de EE.UU. (EPA) y Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA)	Permisos federales y estatales, USACE (cuerpo militar)	Marco estructurado de actuación, clasificación en dos niveles	Ponderación de las pruebas (PdE)
Australia y Nueva Zelanda	Ministerios nacionales combinados	Australia: Departamento Federal de Medio Ambiente . GBRMPA ,Estados/territorios Nueva Zelanda: Consejos regionales (aguas costeras) y la EPA nacional (aguas de la ZEE)	Selección en dos niveles con directrices	Peso de las pruebas (PdE)
España	Ministerio de Transición Ecológica, documentado por el CEDEX.	Autoridad Portuaria (dentro de los puertos), además de la Autoridad Marítima si afecta a la navegación; la Autoridad de Costas si se trata de la construcción de playas; las autoridades de Medio Ambiente y Pesca si se trata de aspectos ecológicos; y la Autoridad de Residuos si el material es peligroso.	Marco de actuación estructurado, clasificación en tres niveles (categorías A, B y C) con etapas de decisión claras.	Enfoque híbrido
Japón	Ministerio de Medio Ambiente (MOE)	Ministerio de Medio Ambiente (MOE)	Enfoque basado en la calidad del agua: selección de valores pasa/no pasa	Enfoque de reparto de equilibrio (EqP): Los criterios relativos a los sedimentos se derivan de los criterios de calidad del agua para la vida acuática.
Brasil	Agencia estatal federal	BAMA (Instituto Brasileño de Medio Ambiente) y agencias estatales de medio ambiente	Marco estructurado a nivel de acción, clasificación en dos niveles	Enfoque híbrido
Chile	Ministerio de Medio Ambiente (MMA)	Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) DIRECTEMAR (Autoridad Marítima dependiente de la Armada) (Ministerio de Obras Públicas, autoridades portuarias)	Sin marco nacional específico	Puntos de referencia internacionales y evaluación de riesgos: No hay

País	Responsable político	Supervisión	Tipo de marco	Metodología SQG
Perú	Dirección General de Calidad Ambiental (Ministerio del Ambiente),	La Marina (DICAPI) autoriza las operaciones de dragado, y el INRENA (Instituto de Recursos Naturales) con la DIGESA (Dirección de Salud Ambiental) debían autorizar la eliminación del material dragado como residuo. Por lo tanto, el dragado recaía tanto en la autoridad marítima como en la supervisión de salud ambiental. Una reciente iniciativa política (2021-2023) está modernizando esta estructura, con el objetivo de establecer directrices claras sobre los sedimentos.	No existe un marco nacional específico: selección basada en proyectos utilizando el enfoque CCME.	directrices oficiales. Puntos de referencia internacionales y evaluación de riesgos: No hay directrices oficiales.
México	SEMARNAT	SEMARNAT (Ministerio de Medio Ambiente) y autoridades estatales/locales: Dirección de Oceanografía e Hidrografía de la Marina (que concede los permisos de dragado). El Ministerio de Sanidad aprueba la eliminación en el mar	No existe un marco nacional específico: selección basada en proyectos utilizando el enfoque NOAA o CCME (resultado binario)	Puntos de referencia internacionales y evaluación de riesgos: No hay directrices oficiales.
Panamá	Autoridad Marítima de Panamá (AMP) y Autoridad del Canal de Panamá (ACP)	La Autoridad Marítima de Panamá (AMP) regula el dragado en aguas nacionales (puertos, costas), mientras que la Autoridad del Canal de Panamá (ACP) gestiona de forma independiente el dragado dentro de la Zona del Canal con arreglo a su propio marco jurídico. Comisión Especial de Dragado para revisar los proyectos.	No existe un marco nacional específico: selección basada en proyectos utilizando el enfoque NOAA o CCME (resultado binario).	Puntos de referencia internacionales y evaluación de riesgos: No hay directrices oficiales.
Costa Rica	Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE)	El Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE) supervisa los impactos del dragado. La Secretaría Técnica Nacional Ambiental (SETENA) evalúa y autoriza los proyectos de dragado mediante EIA. Si el dragado se realiza en zonas protegidas, interviene el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC).	No existe un marco nacional específico: evaluación basada en proyectos mediante el enfoque NOAA o CCME (resultado binario).	Enfoque prestado (ANZECC): En la práctica, Costa Rica utiliza los criterios de Australia/Nueva Zelanda (2000), en particular para los metales. Así pues, la metodología se basa en los efectos (valores ISQG)

País	Responsable político	Supervisión	Tipo de marco	Metodología SQG
Colombia	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) vía INVEMAR	Corporaciones Autónomas Regionales (CAR)	No existe un marco nacional específico: selección basada en proyectos utilizando el enfoque NOAA o CCME (resultado binario) o utilizando descrees.	derivados de ERL/ERM). Puntos de referencia internacionales y evaluación de riesgos: No hay directrices oficiales.

Apéndice C - Glosario de términos técnicos

Término	Definición
Umbral de efectos aparentes (AET)	Umbral por encima del cual se observan sistemáticamente efectos biológicos adversos en estudios de campo.
Biodisponibilidad	Grado de disponibilidad de los contaminantes presentes en los sedimentos para los organismos acuáticos.
Contaminante preocupante (CdC)	Cualquier sustancia química presente en los sedimentos que pueda suponer un riesgo para los organismos o la salud humana.
Relación dosis-respuesta	Relación entre la magnitud de la exposición a un contaminante y la gravedad o el tipo de efecto adverso.
Partición de equilibrio (EqP)	Método que estima la toxicidad de los sedimentos basándose en la partición de los contaminantes entre los sólidos del sedimento y el agua de los poros.
Fondo geoquímico	Concentraciones naturales de sustancias en los sedimentos, utilizadas como referencia para detectar la contaminación.
Punto caliente	Lugar con concentraciones de contaminantes significativamente superiores a las de las zonas circundantes.
Límite de detección (LOD)	Cantidad mínima de una sustancia que puede medirse con fiabilidad mediante un método analítico.
Nivel de efecto probable (NPE)	Concentración por encima de la cual suelen esperarse efectos adversos en los organismos que habitan en los sedimentos.
Concentración de nivel de cribado (SLC)	Concentración por debajo de la cual es improbable que se produzcan efectos biológicos adversos en la mayoría de las especies.
Directrices de calidad de los sedimentos (SQG)	Concentraciones de referencia utilizadas para evaluar la contaminación de los sedimentos y determinar la seguridad de su eliminación o reutilización.
Triada de calidad de los sedimentos (SQT)	Marco de evaluación que combina pruebas químicas, de toxicidad y análisis de la comunidad bentónica.
Bioensayo de sedimentos enriquecidos (SSB)	Método de ensayo de laboratorio en el que se añaden cantidades conocidas de contaminantes a los sedimentos para medir los efectos biológicos.
Concentración Umbral de Efecto (TEC)	Nivel de contaminante por debajo del cual es improbable que se produzcan efectos nocivos.
Límite de efecto umbral (TEL)	Concentración por debajo de la cual los efectos biológicos adversos son raros.
Enfoque de residuos tisulares (TR)	Método que evalúa la calidad de los sedimentos relacionando los niveles de contaminantes en los sedimentos con los residuos en los organismos.
Carbono orgánico total (COT)	Contenido de carbono orgánico de los sedimentos, importante para comprender la fijación y disponibilidad de los contaminantes.
Peso de las pruebas (PdE)	Enfoque que combina múltiples líneas de evidencia (por ejemplo, química, toxicidad, ecología) para evaluar la calidad de los sedimentos.

Apéndice D - Glosario de acrónimos

Acrónimo	Nombre completo	Descripción
AET	Umbral de efectos aparentes	Método empírico que define la concentración por encima de la cual se observan efectos de forma sistemática.
ANZECC	Consejo de Medio Ambiente y Conservación de Australia y Nueva Zelanda	Autoridad conjunta que elaboró directrices sobre el agua y los sedimentos en Australia y Nueva Zelanda.
ARMCANZ	Consejo de Agricultura y Gestión de Recursos de Australia y Nueva Zelanda	Co-desarrollador de las directrices de calidad de sedimentos del ANZECC.
CCME	Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente	Elaboración de directrices nacionales sobre la calidad de los sedimentos y el agua en Canadá.
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil)	Organismo nacional que publica directrices medioambientales, incluidas normas de dragado.
CONPES	Consejo Nacional de Política Económica y Social (Colombia)	Publica los documentos oficiales de política de Colombia, como el CONPES 4118.
DNP	Departamento Nacional de Planeación (Colombia)	Coordina la planificación nacional del desarrollo.
EPA	Agencia de Protección del Medio Ambiente (EE.UU.)	Proporciona orientación sobre sedimentos y calidad del agua en EE.UU.
EP	Partición de equilibrio	Enfoque teórico para derivar directrices sobre sedimentos a partir de criterios de calidad del agua.
ERM	Mediana del rango de efectos	Nivel por encima del cual los efectos son probables.
ERL	Rango de efectos bajo	Nivel por debajo del cual raramente se observan efectos.
FDEP	Departamento de Protección Medioambiental de Florida	Autoridad estatal que gestiona los permisos de dragado y la calidad de los sedimentos.
INVIAS	Instituto Nacional de Vías (Colombia)	Agencia de infraestructuras que gestiona el dragado y la orientación medioambiental.
ISQG	Directriz provisional sobre la calidad de los sedimentos	Valores provisionales de Australia para niveles seguros de contaminantes en sedimentos.
LOD	Límite de detección	Umbral analítico para detectar un contaminante.
Convenio / Protocolo de Londres	Tratado internacional que regula el vertido de residuos en el mar.	Constituye la base de la normativa mundial sobre materiales de dragado.
MinAmbiente	Ministerio de Ambiente (Colombia)	Autoridad ambiental responsable de la regulación de los sedimentos.
MinTransporte	Ministerio de Transporte (Colombia)	Supervisa las infraestructuras de transporte, incluido el dragado de puertos.
NOAA	Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (EE.UU.)	Elaboró los valores de selección de la calidad de los sedimentos ERL/ERM.
OSPAR	Convenio de Oslo-París	Convenio regional para la protección del medio marino del Atlántico Nororiental.
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos	Contaminantes comúnmente controlados en las evaluaciones de la calidad de los sedimentos.
PCB	Bifenilo policlorado	Contaminante orgánico persistente incluido en las SQG.
PEL	Nivel de efecto probable	Umbral superior en los parámetros de calidad de los sedimentos.
PNDM	Plan Nacional de Dragados Marítimos (Colombia)	Estrategia nacional de dragado que hace hincapié en el uso beneficioso.

Acrónimo	Nombre completo	Descripción
SLC	Concentración de nivel de cribado	Directriz biológica sobre sedimentos basada en datos de distribución de especies.
SQT	Triada de calidad de los sedimentos	Marco integrado de química, toxicidad y biología.
SSB	Bioensayo de sedimentos enriquecidos	Método de laboratorio para obtener límites de sedimentos basados en la toxicidad.
SQG	Directriz de calidad de los sedimentos	Término general para umbrales de contaminantes en sedimentos.
SQGV	Valor guía de calidad de sedimentos	Valores numéricos específicos de un contaminante en sedimentos.
TEC	Concentración Umbral de Efecto	Umbral inferior que indica un riesgo mínimo para los organismos.
TEL	Nivel Umbral de Efecto	Umbral inferior por debajo del cual los efectos son raros.
COT	Carbono orgánico total	Propiedad clave de los sedimentos que afecta a la biodisponibilidad de los contaminantes.
TR	Residuo tisular	Nivel de contaminante en organismos utilizado para retrocalcular las normas sobre sedimentos.
WOE	Ponderación de las pruebas	Enfoque integrado para la evaluación de la calidad de los sedimentos.

Colofón

ASESORAMIENTO POLÍTICO Y TÉCNICO SOBRE LOS USOS BENÉFICOS DE LOS SEDIMENTOS MARINOS DRAGADOS EN COLOMBIA, INCLUIDAS LAS SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA. ANÁLISIS DE LOS PARÁMETROS Y PASOS DE PROCEDIMIENTO DE LOS PAÍSES BAJOS Y OTROS PAÍSES, PARA DETERMINAR LOS REQUISITOS DE CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS MARINOS DRAGADOS PARA SUS USOS BENÉFICOS. INCLUIR LAS LECCIONES APRENDIDAS PARA APOYAR LA DETERMINACIÓN DE LOS VALORES UMBRALES EN COLOMBIA PARA LOS USOS BENÉFICOS DE LOS SEDIMENTOS MARINOS DRAGADOS

El proyecto “Asesoramiento político y técnico sobre los usos benéficos de los sedimentos marinos dragados en Colombia, incluidas las soluciones basadas en la naturaleza” forma parte de la colaboración entre el Gobierno de los Países Bajos, a través del programa Partners for Water, y el Ministerio de Ambiente de Colombia, el Departamento Nacional de Planeación (DNP) y el Ministerio de Transporte. El proyecto fue ejecutado por un consorcio conformado por Arcadis, la Fundación Herencia Ambiental Caribe, JESyCA y Netics, en conjunto con entidades gubernamentales tanto de Colombia como de los Países Bajos.

AUTORES

Jip Koster, NETICS B.V.
Thijs Verhoeven, NETICS B.V.
Hugo Ekkelenkamp, NETICS B.V.

NUESTRA REFERENCIA

:1

FECHA

23 de enero 2026

ESTADO

Final

VERIFICADO POR

Martijn Onderwater
Director técnico, Arcadis B.V.

Juan David Carranza
Investigador de suelos

PUBLICADO POR

Jeroen Klooster
Jefe de proyecto, Arcadis B.V.



Netherlands Enterprise Agency



Reino de los Países Bajos