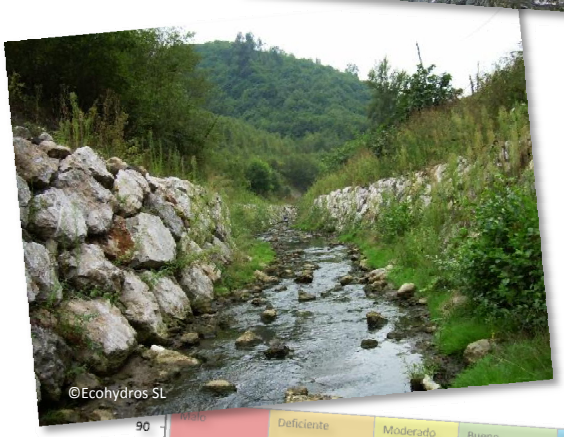
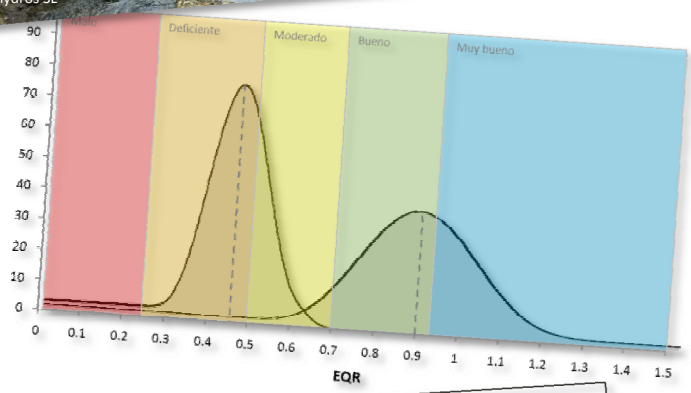
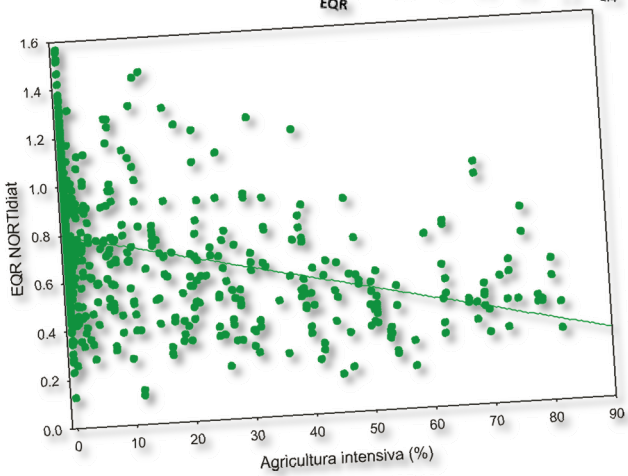
Sistema de clasificación del estado ecológico de los ríos en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño–Sil y Cantábrico







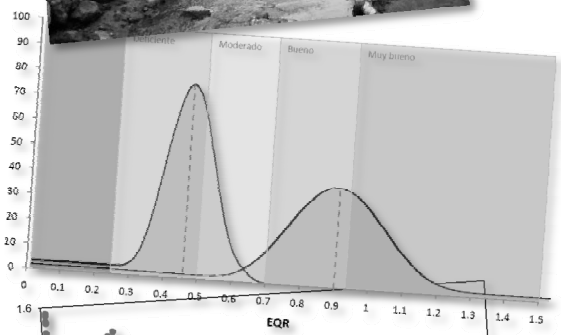
GOBIERNO DE ESPAÑA | MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO | CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL MIÑO-SIL

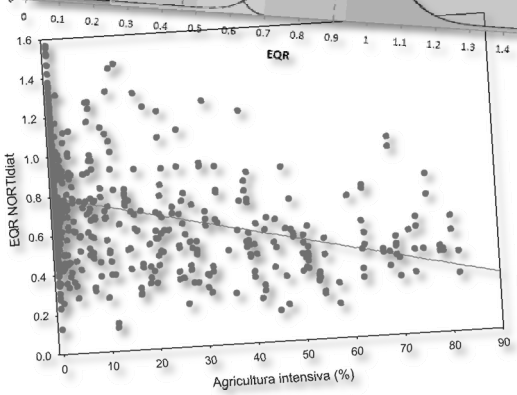
GOBIERNO DE ESPAÑA | MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO | CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO

UNIVERSIDADE DE VIGO

NIPO 783-10-002-3

Sistema de clasificación del estado ecológico de los ríos en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño–Sil y Cantábrico





Este protocolo ha sido realizado por la **Confederación Hidrográfica del Miño-Sil** y **Cantábrico** con la asistencia técnica de:

Isabel Pardo – Universidad de Vigo
Carola Gómez Rodríguez – Universidad de Vigo
Rut Abraín – Universidad de Vigo

UNIVERSIDADE DE VIGO

GOBIERNO DE ESPAÑA | MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO | CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL MIÑO-SIL

GOBIERNO DE ESPAÑA | MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO | CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO

NIPO 783-10-002-3

Cómo citar este documento:

PARDO, I., GÓMEZ-RODRÍGUEZ, C., ABRAÍN, R. 2010. Sistema de clasificación del estado ecológico de los ríos en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. 45pp. NIPO 783-10-002-3

Sistema de clasificación del estado ecológico de los ríos en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico

Presentación **1**

1. Sistema integrado de clasificación del estado 2

1.1 Introducción 2

1.2 Sistema de evaluación de elementos de calidad biológica 4

1.3 Sistema de evaluación de elementos de calidad físico-química: El Buen estado en base a fisico-químicos generales 8

1.4 Sistema de evaluación de elementos de calidad hidromorfológica: Condiciones acompañantes del Muy buen estado ecológico 11

2. Evaluación del "nivel de confianza" (incertidumbre) del estado ecológico de los ríos 15

2.1 Consideraciones previas al cálculo de la incertidumbre 15

2.2 Cálculo de la incertidumbre asociada al sistema de clasificación ecológica 16

2.3. Análisis de datos 18

2.4. Resultados 23

3. Evaluación de la respuesta de los índices de calidad ecológica a las presiones de origen antrópico 31

3.1 La Directiva Marco del Agua y la repercusión de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales 31

3.2. Fuerzas dirigentes, presión e impacto: Definición y relaciones 32

3.3. Análisis de presiones e impactos en masas de agua 37

3.4 Las presiones existentes en las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño Sil. Respuesta de los índices de calidad ecológica 38

Referencias **45**

Presentación

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (DMA) requiere que las aguas superficiales sean clasificadas según su "clase de estado" y define estado ecológico como "una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales". Se establecen cinco clases de estado (Muy bueno, Bueno, Moderado, Deficiente y Malo). Desde un punto de vista biológico, estas clases de estado indican la similitud entre el valor biológico observado (la biota en el tramo fluvial seleccionado) y el valor esperado si ese tramo estuviese mínimamente alterado (comunidad biológica de referencia). La comunidad biológica que se esperaría encontrar en dichas condiciones es el referente principal para evaluar el estado ecológico de los ríos. No obstante, para clasificar el estado ecológico de los ríos es necesario complementar la información biológica con información de elementos físico-químicos e hidromorfológicos.

El objetivo del presente trabajo es presentar la metodología utilizada en la evaluación del estado ecológico de los ríos de las Demarcaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil siguiendo las directrices presentadas en Pardo (2008). Para ello se ha integrado la información proporcionada por los elementos biológicos de calidad, los elementos de calidad físico-químicos y los hidromorfológicos, siguiendo así las directrices de la DMA. De igual forma, y siguiendo los requerimientos de la DMA, se proporciona una aproximación al cálculo del "nivel de confianza" de los resultados de los programas de monitoreo del estado ecológico de los ríos, en la forma de "índice de calidad ecológica" (*Equivalent Quality Ratio*, EQR). Se ha calculado por tanto la incertidumbre asociada a la adscripción del estado ecológico en función de la comunidad de invertebrados y, de forma independiente, la asociada a la evaluación realizada en función de la comunidad de fitobentos (diatomeas). Finalmente, en cumplimiento con el artículo 5 de la DMA, se proporciona una herramienta para la evaluación de las repercusiones de la actividad humana en el estado ecológico de las aguas superficiales. Se ha evaluado cómo responden los indicadores de calidad biológicos (invertebrados y diatomeas) a las principales actividades antrópicas que pueden afectar a las aguas superficiales: contaminación significativa de origen puntual, contaminación significativa de origen difuso, extracciones de agua, regulación significativa del flujo del agua, alteraciones hidromorfológicas y otras modificaciones antrópicas relevantes. También se ha incluido la respuesta de los indicadores biológicos a los usos del suelo (uso artificial, agricultura intensiva, agricultura de baja intensidad y áreas naturales o seminaturales).

1 Sistema integrado de clasificación del estado ecológico

1.1 Introducción

Se presenta la metodología seguida para la integración final de los elementos biológicos de calidad y los elementos físico-químicos e hidromorfológicos que componen el sistema de clasificación del estado ecológico, según la Directiva Marco del Agua (DMA), en los ríos de las Demarcaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil. El objetivo es suministrar una única clasificación de estado ecológico para cada localidad incluida en las redes de seguimiento establecidas en los planes hidrológicos de cuenca.

La integración consiste en la evaluación del **estado ecológico** mediante índices de calidad ecológicos (EQRs) basados en la comunidad de invertebrados y en la de diatomeas bentónicas, complementada con los criterios de cumplimiento con los umbrales físico-químicos del **Buen estado en función de los elementos físico-químicos generales**, y con características de elementos hidromorfológicos propias del **Muy buen estado**, según se indica en el esquema de la Figura 1. De esta forma, la clasificación del estado de una masa de agua se basa en el principio de "uno fuera, todos fuera" (*one-out, all-out*), y viene determinada por el peor valor que se haya obtenido para cada uno de los elementos de calidad por separado.

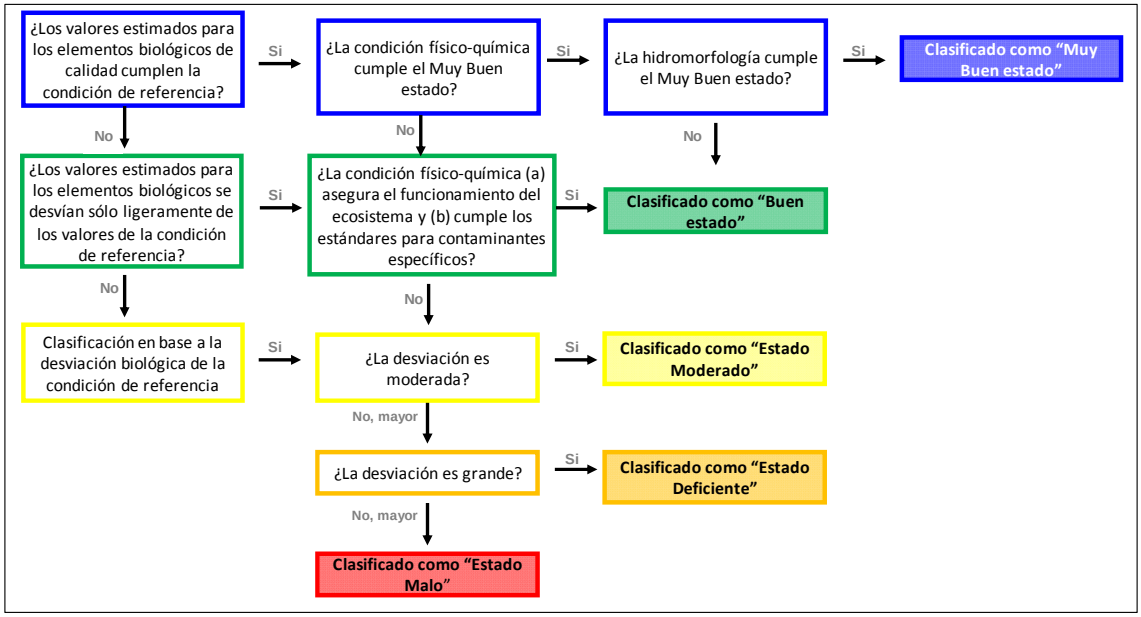


Figura 1. Esquema del protocolo de integración para la clasificación del estado ecológico según los elementos de calidad biológica, hidromorfológica y físico-química de acuerdo con las definiciones normativas del Anexo V de la DMA. (Nota: figura reproducida del documento guía nº 13 de la Estrategia Común de Implementación de la DMA, Comisión Europea, 2003b).

1.1.1 Componentes del sistema integrado de clasificación

1.1.1.1 Indicadores de elementos de calidad biológicos

Representan la relación entre la fauna/flora observada en la masa de agua y la comunidad biológica en condiciones de referencia del tipo al que pertenece dicha masa.

a. ***Invertebrados***. Actualmente existen dos sistemas para evaluar este elemento biológico:

1. El resultante de la aplicación del "Sistema de Indicadores del Norte de España" (*NORTh Spanish Indicators system* [NORTI], ver Pardo et al., 2010a). Este sistema utiliza modelos predictivos para identificar, basándose en variables ambientales, el tipo de asociación biológica de invertebrados de cada localidad y, posteriormente, calcular su índice de calidad ecológico (EQR) a partir de un índice de similitud faunística.

Este sistema está desarrollado para todos los tipos de ríos existentes en las Demarcaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil. En este documento se presenta su conformidad con los resultados del ejercicio de intercalibración europeo del Grupo Geográfico de Intercalibración (*Geographic Intercalibration Group*, GIG) para ríos Centrales/Bálticos según instrucciones (Bennett et al., 2010) y en consonancia con los límites entre clases de estado ecológico acordados en dicho GIG (Comisión Europea, 2008; Orden ARM/2656/2008; Bennett et al., 2011), aunque no está intercalibrado de forma oficial.

2. El resultante de la aplicación de índices multimétricos específicos del tipo de masa de agua desarrollados para los cinco tipos de ríos comunes intercalibrados del Norte de España (Pardo, 2007). Los límites entre clases de estado ecológico de los cinco multimétricos han sido intercalibrados a nivel europeo con otros 16 países en el GIG de ríos Centrales/Bálticos (Comisión Europea, 2008; Orden ARM/2656/2008; Bennett et al., 2011).

b. ***Fitobentos*** **(Diatomeas)**:

El resultante de la aplicación del "Sistema de Indicadores del Norte de España" (*NORTh Spanish Indicators system* [NORTI]) (véase epígrafe anterior). De la misma manera que en el caso de los invertebrados, este sistema está desarrollado para todos los tipos de ríos existentes en las Demarcaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil. Para este sistema se presenta su relación con el MDIAT (Delgado et al., 2010), sistema de clasificación oficialmente intercalibrado para algunos tipos de ríos silíceos-graníticos del Norte de España en el ejercicio de intercalibración europeo del GIG de ríos Centrales/Bálticos. Aunque no está intercalibrado de forma oficial, al sistema de diatomeas NORTI se le han aplicado los límites de clases de estado ecológico del MDIAT (Comisión Europea, 2008; Orden ARM/2656/2008; Kelly et al., 2009a).

1.1.1.1 Indicadores de elementos de calidad físico-química

Los indicadores de los elementos de calidad físico-química corresponden a los umbrales Muy bueno/Bueno y Bueno/Moderado fijados para determinadas variables (pH, oxígeno disuelto y conductividad) en la Instrucción de Planificación Hidrológica, IPH (Orden ARM/2656/2008). También se consideran los umbrales derivados de valores registrados por la red biológica y la red química, ICA, (temperatura, saturación de oxígeno, nitrato, amonio, fósforo total, DBO_5 y ortofosfatos) en localidades con Buen estado ecológico según la biota. A los datos de dichas redes se les aplicó un juicio de experto para fijar los umbrales, los cuales fueron contrastados con los umbrales de calidad físico-química "guías" e "imperativos" derivados de la Directiva 2006/44/CE, sin superar los umbrales máximos fijados en la Tabla 11 de la IPH.

1.1.1.2 Indicadores de elementos de calidad hidromorfológicos

Los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos se han derivado de las características hidromorfológicas existentes en las localidades de las redes de seguimiento biológico en Muy buen estado ecológico según su biota y físico-química. La asignación al Muy buen estado ecológico en base a la hidromorfología se verificó mediante un modelo predictivo en el que se usaron variables hidromorfológicas y de usos del suelo para comprobar cuáles de estas localidades estarían realmente en Muy buen estado ecológico sólo en función de variables hidromorfológicas.

Básicamente, el modelo predictivo permite verificar la asignación al Muy buen estado teniendo en cuenta varios parámetros hidromorfológicos de forma simultánea. De igual forma, este modelo es una herramienta para identificar y gestionar aquellas localidades que, estando en Buen estado por su biota y físico-química, presentan un potencial hidromorfológico de Muy buen estado.

1.2 Sistema de evaluación de elementos de calidad biológica

1.2.1 La evaluación con invertebrados

La evaluación con invertebrados se basa principalmente en la aplicación de cinco índices multimétricos (Pardo, 2007). No obstante, estos índices están desarrollados sólo para las localidades que se corresponden con alguno de los cinco tipos de ríos comunes intercalibrados en el GIG de la región Central/Báltica (según el sistema A de la DMA). Para el resto de las localidades se ha utilizado el EQR resultante del "Sistema de Indicadores del Norte de España" [NORTI] (véase *Tipología de ríos y conformidad con las comunidades biológicas en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño–Sil*, Pardo et al., 2010a), que es aplicable a todos los tipos de ríos existentes en las Demarcaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil. La red de localidades de referencia es la misma para ambos sistemas (véase Pardo et al., 2010a). En la Figura 2 se observa la alta correspondencia entre el EQR derivado del sistema de multimétricos (IC) y el EQR según el sistema de clasificación NORTI.

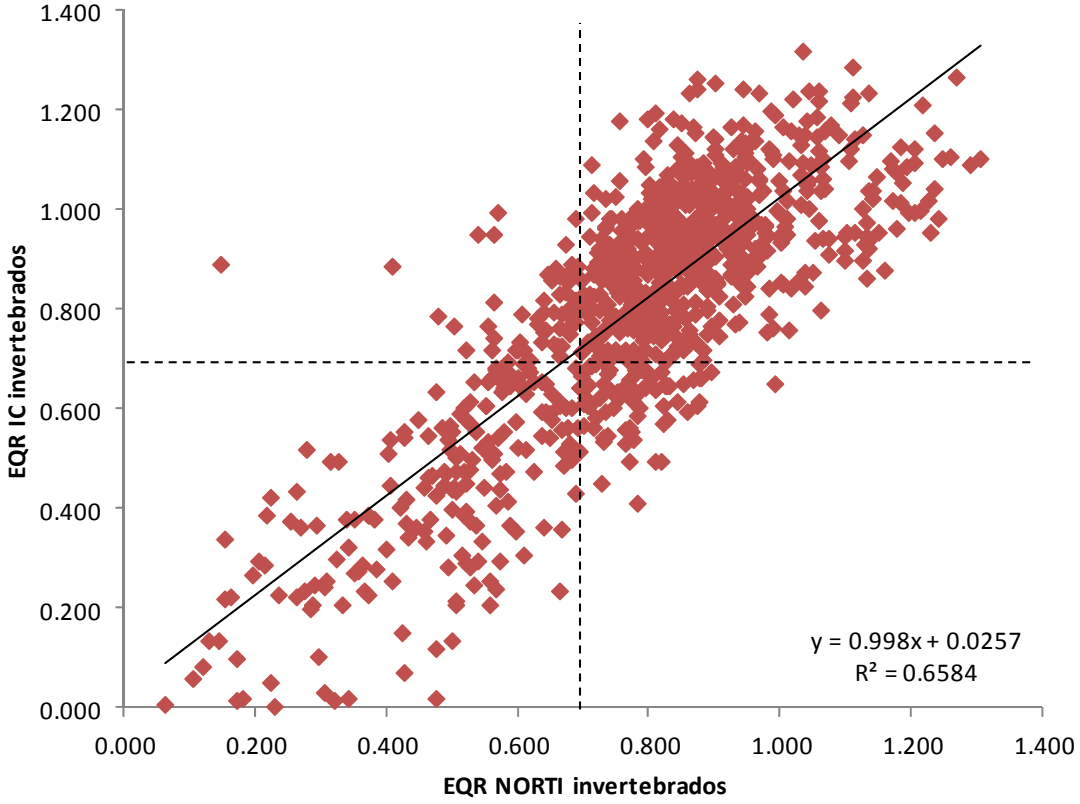


Figura 2. Relación entre el componente de invertebrados del sistema NORTI (EQR NORTI de invertebrados) con el índice multimétrico para invertebrados (EQR IC). Nota: las líneas punteadas indican el límite entre las clases Buena y Moderada (EQR = 0.700).

La clasificación del estado ecológico en base al indicador biológico invertebrados se realiza teniendo en cuenta los datos del último año de muestreo (último año disponible del periodo 2003-2008, generalmente año 2008). Para aquellas estaciones con dos o más valores de EQR en un mismo año, se calcula el promedio del EQR en dicho año. En los Planes Hidrológicos se usan los siguientes límites entre clases ecológicas: Muy bueno/Bueno = 0.930, Bueno/Moderado = 0.700, Moderado/Deficiente = 0.500 y Deficiente/Malo = 0.250.

La conformidad de los resultados del NORTI de invertebrados con los resultados del ejercicio de intercalibración europeo del GIG de ríos Centrales/Bálticos según instrucciones (Bennett et al., 2010) y en consonancia con los umbrales acordados por dicho GIG (Comisión Europea, 2008; Orden ARM/2656/2008; Bennett et al., 2011), se presenta en la Figura 3. En ella se muestra el resultado de la intercalibración del EQR derivado del métrico común de intercalibración europeo (*Intercalibration Common Metric*, ICM) y el EQR NORTI de invertebrados. El límite entre los estados Bueno/Moderado del NORTI se fija en 0.700, igual al propuesto para el sistema de multimétricos. Este límite se corresponde con un valor de EQR ICM de 0.742, que se encuentra dentro de la banda propuesta en el ejercicio de intercalibración europeo.

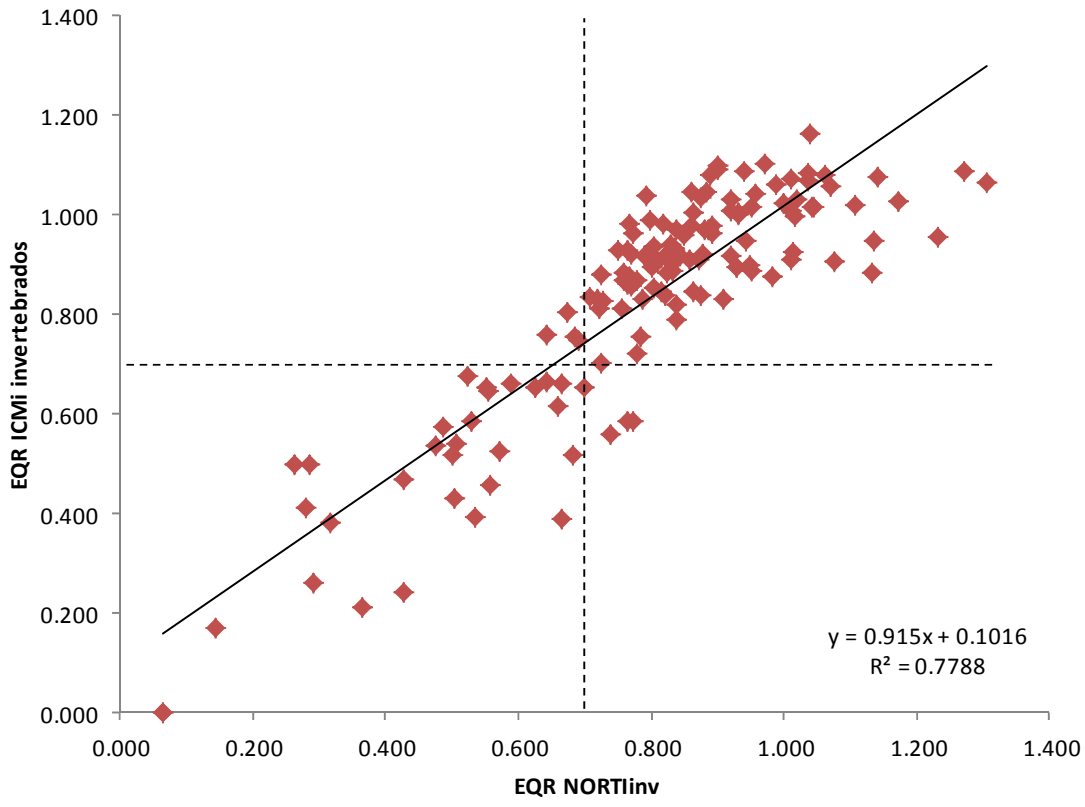


Figura 3. Intercalibración del componente de invertebrados del NORTI con el Métrico Común de Intercalibración (ICM) para invertebrados (ríos Centrales/Bálticos). Nota: las líneas punteadas indican el límite entre las clases Buena y Moderada (EQR = 0.700). La regresión se ha realizado sobre una selección al azar de muestras para garantizar que todas las clases de estado estaban representadas por el mismo número de muestras.

1.2.2 La evaluación con diatomeas

La evaluación con diatomeas se basa en el "Sistema de Indicadores del Norte de España" [NORTI] (véase Pardo et al., 2010a), que es aplicable a todos los tipos de ríos existentes en las Demarcaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil. Se ha comprobado la correspondencia entre el EQR resultante de este sistema y el EQR resultante del índice multimétrico MDIAT (*Diatom Multimetric Index*) (R^2 = 0.77), desarrollado para los ríos pequeños y silíceo-graníticos de la Demarcación Hidrográfica de Galicia-Costa (Delgado et al., 2010), intercalibrado a nivel europeo.

La clasificación del estado ecológico en base al indicador biológico diatomeas se realiza teniendo en cuenta los datos del último año de muestreo (último año disponible del periodo 2003-2008, generalmente año 2008). Este estado ecológico se calcula a partir del valor promedio de EQR en dicho año cuando hay más de una muestra. Al igual que en invertebrados, se usan los siguientes límites entre clases establecidos para MDIAT, intercalibrados a nivel europeo para diatomeas en ríos: Muy bueno/Bueno = 0.930,

Bueno/Moderado = 0.700, Moderado/Deficiente = 0.500 y Deficiente/Malo = 0.250. La correspondencia entre el EQR del NORTI de diatomeas y el métrico común de intercalibración europea EQR del ICM de phytobentos es baja (Figura 4), aunque cumple con los requisitos necesarios para su comparación a nivel europeo. Con dicha relación el corte entre Muy Bueno/Bueno es de 0.915 y el Bueno/Moderado de 0.828, con lo que el último corte quedaría por encima de la banda de intercalibración. Dicho corte se está intercalibrando de forma no oficial en la segunda fase del ejercicio de intercalibración europeo. Cabe destacar que el indicador biológico diatomeas sólo se utiliza en la evaluación del estado ecológico de localidades fluviales susceptibles de contaminación orgánica/nutrientes en las que el impacto por alteraciones hidromorfológicas es nulo (ausencia de presas, ausencia de canalizaciones y ausencia de incorporaciones por desvíos hidromorfológicos), y sólo se usa en aquellas localidades que no tienen clasificación derivada de los sistemas de invertebrados.

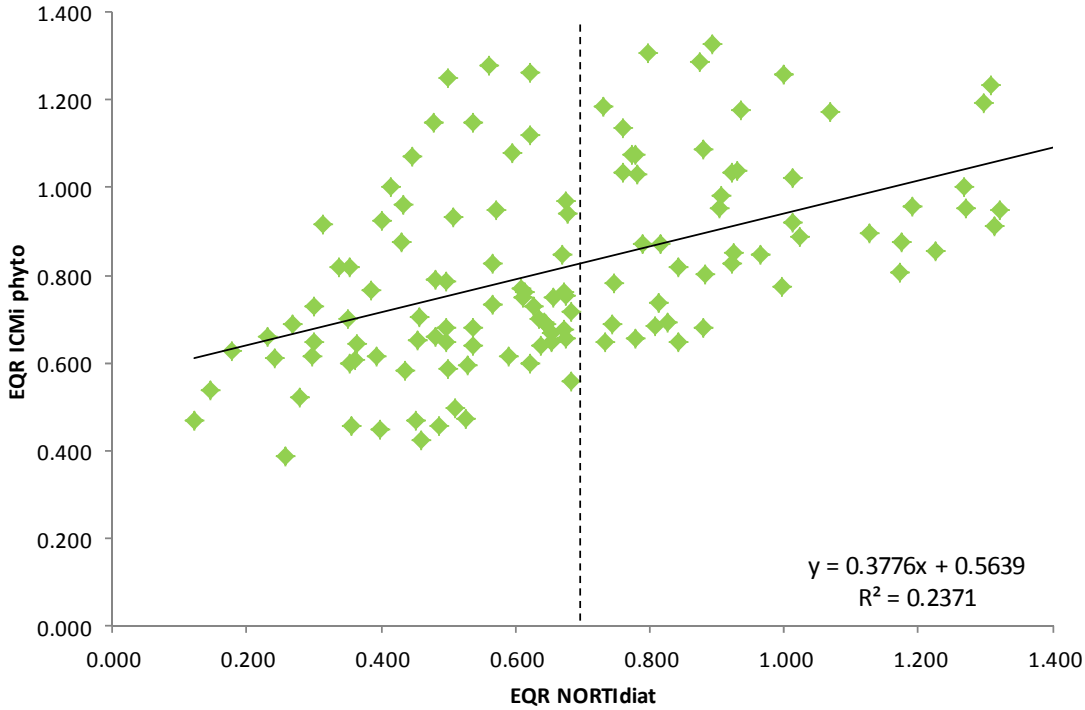


Figura 4. Intercalibración del componente de diatomeas del sistema NORTI con el EQR ICMi phytobenthos. Nota: las líneas punteadas indican el límite entre las clases Buena y Moderada (EQR NORTIdiat= 0.700).

1.3 Sistema de evaluación de elementos de calidad físico-química: El Buen estado en base a físico-químicos generales

Los Planes Hidrológicos de las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil establecen que los indicadores de los **elementos de calidad físico-química** corresponden a los valores de los indicadores físico-químicos generales del agua (pH, oxígeno disuelto y conductividad) fijados para los umbrales Muy bueno/Bueno y Bueno/Moderado en la Instrucción de Planificación Hidrológica, IPH (Orden ARM/2656/2008, ver Tabla 1), y a los valores propuestos por las Confederaciones Hidrográficas en función de los datos registrados por sus redes biológicas y sus redes químicas, ICA, (temperatura, saturación de oxígeno, nitrato, amonio, DBO_5, ortofosfatos y fósforo total) en localidades con ***Buen estado ecológico*** según su biota. El umbral Muy bueno/Bueno (ver Tabla 2) se ha establecido en base al criterio de la IPH de la desviación del 15%, suponiendo que el umbral Bueno/Moderado se identifica con una desviación del 25% respecto a las condiciones de referencia en ausencia de estudios más específicos. Los umbrales para Bueno/Moderado fueron matizados a juicio de experto.

Los umbrales propuestos por las Confederaciones del Cantábrico y Miño-Sil para identificar **el Muy buen y el Buen estado en función de los elementos de calidad físico-química** son:

Indicador	Tipo de río	Límite Muy bueno/Bueno		Límite Bueno/Moderado	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Conductividad 20°C (µS/cm)	21	10	100		300
	22	250	400	150	700
	25		150		350
	26	200	400	100	600
	27		200		300
	28		200		300
	29	50	200		700
	30	40	120	20	400
	31	50	200		300
	32	170	400	120	500
pH	21	6.3	7.7	6	8.4
	22	7.1	8.7	6.3	9
	25	6	7.2	6	9
	26	7.4	9	6.5	9
	27	6.7	8.3	6	9
	28	7.1	8.7	6.3	9
	29	6.8	8.2	6	9
	30	6.3	7.7	6	8.4
	31	6.6	8	6	8.8
	32	7	8.6	6.2	9

Indicador	Tipo de río	Límite Muy bueno/Bueno	Límite Bueno/Moderado
		Mínimo	Mínimo
Oxígeno disuelto (mg/L)	21	7.6	6.7
	22	7.9	7
	25	7.8	6.9
	26	7.4	6.6
	27	7.9	7
	28	8.5	7.5
	29	6	5.5
	30	7.9	6.9
	31	7.1	6.3
	32	5.3	4.7

21: Ríos cántabro-atlántico silíceos; 22: Ríos cántabro-atlántico calcáreos; 25: Ríos de montaña húmeda silícea; 26: Ríos de montaña húmeda calcárea; 27: Ríos de alta montaña; 28: Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos; 29: Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos; 30: Ríos costeros cántabro-atlánticos; 31: Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos; 32: Pequeños eje cántabro-atlánticos calcáreos

Tabla 1. Umbrales para los estados Muy bueno/Bueno y Bueno/Moderado de los indicadores físico-químicos generales en función del tipo de río, especificados en el Anexo III de la IPH.

VARIABLE	Umbral de incumplimiento para el estado Muy bueno		Umbral de incumplimiento para el estado Bueno	
	Menor que	Mayor que	Menor que	Mayor que
Temperatura (°C)		22.08		24
Saturación de oxígeno (%)	68		60	
Nitrato (mg NO_3/L)		18.4		20
Amonio (mg NH_4/L)		0.46		0.5
DBO_5 (mg/L O_2)		4.6		5
Fósforo total (mg /L)		0.368		0.4
Ortofosfatos (mg PO_4/L)		0.644		0.7

Tabla 2. Umbrales de incumplimiento de los estados Bueno y Muy bueno en función de parámetros físico-químicos.

En los Planes Hidrológicos, la clasificación del estado ecológico en base a **elementos de calidad físico-química general** se realiza teniendo en cuenta los datos del 2008 o asimilables al 2008 (último año disponible del periodo 2003-2008) y utilizando como estadístico el promedio, si se tienen menos de cuatro datos, o el promedio y el intervalo de confianza del 95% en caso contrario, descartando los casos con un solo dato por juzgarse que no son representativos.

Debido a que la integración presentada en este documento se basa en datos físico-químicos recogidos en la red biológica, que carece de información sobre el fósforo total y la DBO_5, estas variables no han sido consideradas en la evaluación. En localidades con más de una muestra para un mismo año, se utiliza el promedio. El estado ecológico basado en los elementos de calidad físico-química se evalúa teniendo en cuenta el peor dato de cada uno de los indicadores físico-químicos generales, siguiendo por tanto el principio "uno fuera, todos fuera" (*one-out, all-out*). Hay que tener en cuenta que para muchos puntos no hay valores de físico-química general del agua, por lo que no se puede valorar en ellos el estado ecológico en base a los elementos físico-químicos generales. Cabe destacar que los valores de oxígeno en la campaña del 2006 no han sido considerados al presentar valores extremadamente altos, lo que sugiere un problema de calibración o condiciones ambientales anómalas, por lo que no serían representativos.

A modo informativo, en la Tabla 3 se suministra un resumen de los datos físico-químicos generales correspondientes a los muestreos realizados en redes biológicas (datos del 2008 o equivalentes al 2008). Estos son los datos utilizados para elaborar la integración presentada en este documento.

		Clase de estado biota				
		Muy buena	Buena	Moderada	Deficiente	Mala
Conductividad 20ºC (µS/cm)	Media	131.1	205.7	358.1	397.0	400.9
	Mediana	85.0	154.0	305.0	373.5	297.0
	Máximo	1247.0	1840.0	1224.0	1770.0	969.0
	Mínimo	4.2	16.9	26.0	11.4	54.6
	N válido	233.0	255.0	99.0	42.0	19.0
	Percentil 95	364.0	523.0	871.0	884.0	969.0
Temperatura (ºC)	Media	15.2	16.0	16.8	17.8	18.7
	Mediana	15.4	15.7	16.7	17.8	17.2
	Máximo	21.0	28.1	28.0	24.4	31.1
	Mínimo	8.2	8.5	10.6	12.1	14.3
	N válido	234.0	258.0	99.0	42.0	19.0
	Percentil 95	19.1	21.9	22.0	22.0	31.1
pH	Media	7.4	7.8	8.0	7.5	7.4
	Mediana	7.5	7.9	8.2	7.8	7.3
	Máximo	11.8	11.8	9.5	9.3	8.5
	Mínimo	3.7	4.6	5.2	4.8	6.3
	N válido	234.0	258.0	99.0	42.0	19.0
	Percentil 95	9.0	9.2	9.0	8.8	8.5
O_2 disuelto (mg/L)	Media	9.3	9.0	9.1	7.6	4.9
	Mediana	9.3	9.1	9.1	7.9	4.8
	Máximo	13.8	12.9	13.9	11.4	10.2
	Mínimo	6.1	5.0	4.6	1.6	0.4
	N válido	190.0	229.0	97.0	39.0	18.0
	Percentil 95	10.7	11.0	12.3	11.3	10.2
O_2 (%)	Media	94.6	92.4	95.2	81.2	54.6
	Mediana	95.0	93.0	95.0	82.0	51.0
	Máximo	137.0	155.0	157.0	124.5	102.0
	Mínimo	62.0	47.2	45.0	17.1	7.3
	N válido	191.0	229.0	97.0	39.0	18.0
	Percentil 95	107.6	114.0	127.0	124.0	102.0
Amonio (mg NH_4/L)	Media	0.0	0.0	0.1	78.1	0.1
	Mediana	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
	Máximo	0.2	0.6	0.8	1843.0	0.2
	Mínimo	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	N válido	180.0	203.0	95.0	41.0	15.0
	Percentil 95	0.1	0.2	0.3	1.6	0.2
Nitrato (mg NO_3/L)	Media	2.2	2.7	3.5	3.4	3.3
	Mediana	1.7	2.0	2.7	2.2	1.8
	Máximo	9.2	15.8	13.4	15.4	11.4
	Mínimo	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	N válido	180.0	203.0	95.0	41.0	16.0
	Percentil 95	6.0	7.7	10.7	11.9	11.4
Ortofosfatos (mg PO_4/L)	Media	0.0	0.1	0.1	0.2	0.4
	Mediana	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
	Máximo	0.5	0.7	2.3	0.9	2.6
	Mínimo	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	N válido	180.0	203.0	95.0	41.0	16.0
	Percentil 95	0.1	0.3	0.3	0.7	2.6

Tabla 3. Descriptores físico-químicos de las clases de estado ecológico según la biota (invertebrados y diatomeas). Datos procedentes de las redes biológicas en ríos de las Demarcaciones del Cantábrico y Miño-Sil.

1.4 Sistema de evaluación de elementos de calidad hidromorfológica: Condiciones acompañantes del Muy buen estado ecológico

La clasificación del estado ecológico en base a **elementos de calidad hidromorfológica** se ha realizado identificando las características hidromorfológicas acompañantes del Muy buen estado ecológico según la biota y los elementos físico-químicos. La evaluación realizada consiste básicamente en dos pasos (Figura 5):

Paso 1. Se construye un modelo predictivo ("Modelo Hidromorfológico") que, a partir de datos de caracterización hidromorfológica, predice qué localidades podrían cambiar de Muy buen estado a Buen estado. Es decir, permite identificar aquellas localidades que, estando en Muy buen estado ecológico (después de la evaluación biológica y físico-química), no presentan elementos de calidad hidromorfológica en Muy buen estado. Cabe destacar que en las localidades de referencia el estado hidromorfológico se considera Muy bueno, independientemente de la predicción del modelo, ya que esta característica es intrínseca a su definición.

Paso 2. Se identifica el umbral Muy bueno/Bueno para cada variable hidromorfológica a partir de las localidades que, estando en Muy buen estado según biota y físico-química, el modelo predictivo confirma que también están en Muy buen estado ecológico según la hidromorfología. Se considera el percentil 95 de las variables individuales indicadoras de presión hidromorfológica como el umbral de presión admisible a efectos de protección de riesgo hidromorfológico.

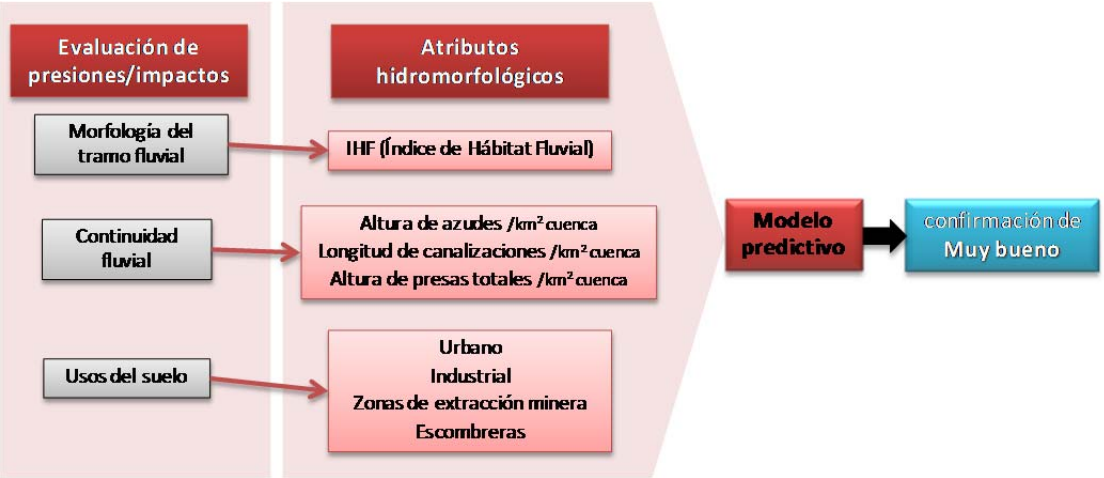


Figura 5. Esquema de la evaluación hidromorfológica.

El Modelo Hidromorfológico consiste en una regresión logística multinomial en la que la variable respuesta son las clases de estado final Muy bueno, Bueno y Peor que bueno (según valoración con biota y físico-química) y los predictores potenciales son variables indicadoras de presión hidromorfológica y usos del suelo. El modelo predictivo y, con él, la identificación de localidades en Muy buen estado hidromorfológico se realizó en cinco pasos:

Paso 1. Se seleccionaron las variables indicadoras de presión hidromorfológica:

- ✓ **Índice de Hábitat Fluvial (IHF)**
- ✓ **Usos del suelo:**
  - o Porcentaje de suelo urbano por cuenca vertiente
    - ▪ Tejido urbano continuo (11100 CORINE Land Cover, Instituto Geográfico Nacional, 2000)
    - ▪ Estructura urbana abierta (11210 CORINE)
    - ▪ Urbanizaciones exentas y/o ajardinadas (11220 CORINE)
  - o Porcentaje de suelo industrial por cuenca vertiente
    - ▪ Zonas industriales (12110 CORINE)
    - ▪ Grandes superficies de equipamientos y servicios (12120 CORINE)
    - ▪ Autopistas, autovías y terrenos asociados (12210 CORINE)
    - ▪ Aeropuertos (12400 CORINE)
- ✓ **Variables hidromorfológicas:**
  - o Altura de los azudes por km^2 de cuenca
  - o Longitud de las canalizaciones por km^2 de cuenca
  - o Altura de las presas totales por km^2 de cuenca

Paso 2. Se realizó una regresión logística multinomial en la que las variables predictoras se seleccionaron mediante un método de "pasos sucesivos hacia delante" (*forward stepwise*) que incluye en el modelo sólo las variables significativas.

Paso 3. Las variables que se seleccionaron mediante este procedimiento (variables significativas) para predecir la clase de estado ecológico de cada localidad a partir de las variables hidromorfológicas fueron:

1. Índice de Hábitat Fluvial (IHF)
2. Porcentaje de suelo urbano por cuenca vertiente
3. Porcentaje de suelo industrial por cuenca vertiente
4. Altura de los azudes por km^2 de cuenca

El porcentaje total de asignación correcta fue de un 56.6%.

Paso 4. De las 179 localidades clasificadas como Muy bueno tras la integración de la biota y de la físico-química, 51 localidades fueron clasificadas en Buen estado (28.49%) según las predicciones del modelo. No obstante, se realizó una revisión posterior para reclasificar como Buen estado sólo aquellas localidades que tuvieran una probabilidad inferior al 40% de pertenecer al Muy buen estado hidromorfológico. Tras esta revisión, sólo 32 (17.88%) localidades cambiarían de clase de estado.

Paso 5. Con estas 147 localidades en Muy buen estado hidromorfológico se obtuvieron los umbrales de rechazo de las variables hidromorfológicas mediante el cálculo del percentil 95 (ver Tablas 4 y 5). Estos umbrales permitirán que el estado hidromorfológico pueda ser evaluado en localidades que se incorporen posteriormente a la red biológica y que, por tanto, no hayan sido evaluadas con el Modelo Hidromorfológico actual.

Variables	Ríos pequeños (cuenca de drenaje<100 km^2)		Ríos grandes (cuenca de drenaje>100 km^2)	
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Indice de Hábitat Fluvial (IHF) (*)		64.00		66.00
Altura azudes(m) /km^2 cuenca	0.65		0.77	
Longitud canalizaciones(m) /km^2 cuenca	0.00		0.53	
Altura presas (m) /km^2 cuenca	0.00		0.31	
Suelo urbano (%)	0.23		0.16	
Suelo industrial (%)	0.00		0.10	
Zonas de extracción minera (%)	0.4		0.19	
Escombreras y vertederos (%)	0.00		0.01	

Tabla 4. Umbrales de rechazo del Muy buen estado (percentil 95). (*) Para el IHF se utiliza el percentil 05.

Se propone que, para que una localidad sea evaluada como en Muy buen estado en base a **elementos de calidad hidromorfológica,** sea verificada como Muy buen estado en la predicción del Modelo Hidromorfológico. No obstante, se recomienda contrastar de nuevo aquellos puntos que no superan la evaluación realizada por el modelo pero sí los umbrales, para examinar si la presión responsable del incumplimiento está sobrevalorada como consecuencia de las carencias de detalle en la base de datos del IMPRESS (2002).

		Ríos pequeños (cuenca drenaje<100 km^2)	Ríos medianos y grandes (cuenca drenaje>100 km^2)
Indice de Hábitat Fluvial (IHF)	Media	75.75	74.23
	Mediana	76.00	73.00
	Máximo	95.00	88.00
	Mínimo	48.00	64.00
	Percentil 05	64.00	66.00
	N válido	122	31
Altura azudes(m) /km^2 cuenca	Media	0.21	0.28
	Mediana	0.13	0.22
	Máximo	1.17	0.84
	Mínimo	0.00	0.06
	Percentil 95	0.65	0.77
	N válido	131	32
Longitud canalizaciones(m) /km^2 cuenca	Media	0.91	0.09
	Mediana	0.00	0.00
	Máximo	74.98	2.08
	Mínimo	0.00	0.00
	Percentil 95	0.00	0.53
	N válido	131	32
Altura presas (m) /km^2 cuenca	Media	0.01	0.04
	Mediana	0.00	0.00
	Máximo	1.04	0.53
	Mínimo	0.00	0.00
	Percentil 95	0.00	0.31
	N válido	130	32
Suelo Urbano (%)	Media	0.03	0.06
	Mediana	0.00	0.05
	Máximo	0.78	0.23
	Mínimo	0.00	0.00
	Percentil 95	0.23	0.16
	N válido	132	32
Suelo Industrial (%)	Media	0.01	0.02
	Mediana	0.00	0.00
	Máximo	0.55	0.41
	Mínimo	0.00	0.00
	Percentil 95	0.00	0.10
	N válido	132	32
Zonas de extracción minera (%)	Media	0.05	0.09
	Mediana	0.00	0.00
	Máximo	1.84	1.49
	Mínimo	0.00	0.00
	Percentil 95	0.40	0.36
	N válido	131	32
Escombreras y vertederos (%)	Media	0.01	0.00
	Mediana	0.00	0.00
	Máximo	1.33	0.09
	Mínimo	0.00	0.00
	Percentil 95	0.00	0.01
	N válido	131	32

Tabla 5. Valores umbrales de rechazo (percentil 05 para el IHF y percentil 95 para el resto de las variables) de la clase de estado Muy bueno en función de variables hidromorfológicas y el tamaño de la cuenca de drenaje de la localidad.

2 Evaluación del "nivel de confianza" (incertidumbre) del estado ecológico de los ríos

2.1 Consideraciones previas al cálculo de la incertidumbre

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (DMA) requiere que todos los estados miembros suministren información sobre el "nivel de confianza" y "precisión" de los resultados de sus programas de monitoreo del estado ecológico de los ríos (Anexos II y V).

Estos niveles de confianza, precisión y/o fiabilidad dependen tanto de factores abióticos (la temperatura, la luz, el pH, los nutrientes, etc) como de factores relacionados con el muestreo y posterior análisis de las muestras (metodología de muestreo, errores en la manipulación o identificación de la muestra biológica, etc.). A continuación, se detallan los factores que se han tenido en cuenta en este estudio para ver en qué medida afectan en el cálculo de los índices de calidad ecológica (EQRs):

Variabilidad espacial y temporal: las condiciones abióticas de los ecosistemas acuáticos varían en el tiempo y en el espacio. Desde un punto de vista **espacial,** la precisión de un método de muestreo depende del número de unidades de muestreo, la variedad de hábitats y/o el área total de muestreo. Desde un punto de vista **temporal**, la precisión depende de factores que cambian estacionalmente como el régimen hidrológico, la composición físico-química del agua, los niveles de luz, la temperatura, etc.

Variabilidad debida al procesado de las muestras: existe una posible pérdida de precisión debida al manejo de las muestras en laboratorio. Por ejemplo, al dividir una muestra en dos partes (sub-muestrear) se puede "perder" alguna especie. También puede haber errores en la identificación taxonómica de la muestra, principalmente si hay especies cuyos caracteres diagnóstico sean similares. Por lo tanto, si existen diferencias entre las dos muestras, el valor del métrico utilizado para estimar su estado ecológico también variará.

2.2 Cálculo de la incertidumbre asociada al sistema de clasificación ecológica

2.2.1 Objetivos

En este estudio se seleccionaron seis localidades de la cuenca del Nalón con el fin de determinar en qué medida la variabilidad espacial y temporal del muestreo, así como la del procesado en laboratorio de las muestras, influyen en el cálculo de los índices de calidad ecológica o *Equivalent Quality Ratios* (EQRs). Para ello, a partir del valor de EQR y la clase ecológica a la que pertenece una muestra se calcula **la confianza de clase** (incertidumbre) de dicha muestra. La confianza de clase se define como la probabilidad de que a una localidad con un determinado estado ecológico le corresponda realmente esa clase ecológica. Con ello se obtendrá la probabilidad de que una muestra o localidad con un EQR determinado "cumpla" o "no cumpla" los objetivos propuestos por la DMA.

2.2.2 El río Nalón. Tramos seleccionados

El río Nalón (Principado de Asturias) nace en Fuente Nalona (1440 msnm) y desemboca en la ría de Pravia, discurriendo a lo largo de una longitud de 129 km. Aunque el caudal medio es de 56.4 m^3/s, se alcanzan máximos y mínimos diarios de 1250 y 3.40 m^3/s respectivamente. La superficie de la cuenca de drenaje es de 3692 m^2.

Localización geográfica de los tramos seleccionados

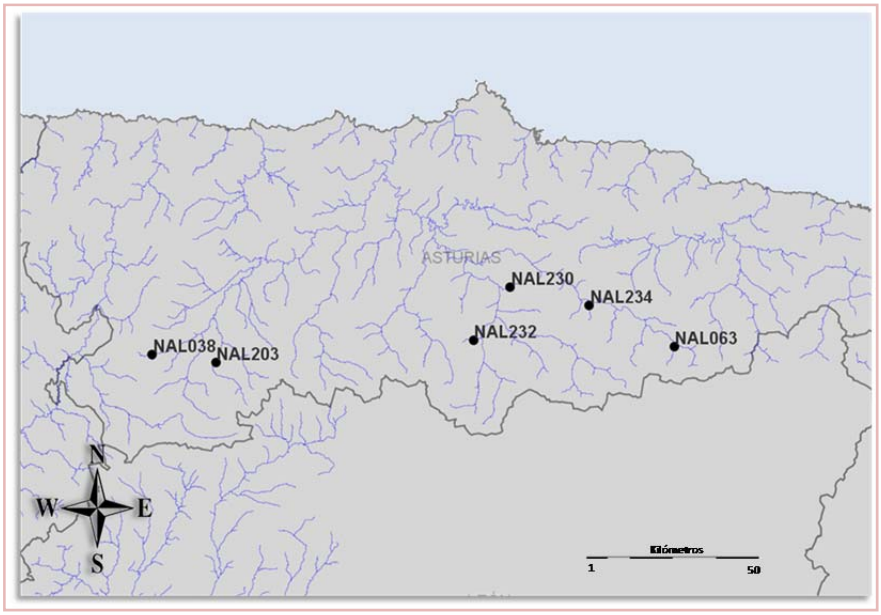


Figura 6. Localización geográfica de los tramos seleccionados.

Las seis localidades seleccionadas fueron: Naviego (código NAL203), San Juan (NAL230), Naredo (NAL232), Laviana (NAL234), Monasterio (NAL063) y del Coto (NAL038); todas ellas pertenecientes al tipo de intercalibración RC-3 y, según la tipología B del CEDEX, a "Ríos

Cántabro-Atlántico silíceos". Según la tipología NORTI (ver *Tipología de ríos y conformidad con las comunidades biológicas en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño–Sil,* Pardo et al., 2010a), corresponden a ejes principales, ríos mixtos, calcáreos de llanura y alguno de montaña (tipos 2, 4 y 5 de invertebrados y tipos 1 y 5 de diatomeas).

Son tramos muy similares (ver fotografías Figura 7), de aguas someras y cauces estrechos. Se encuentran a una altitud que oscila entre 257 y 671 m y tienen una pendiente entre 1.94 y 7.05%.

Figura 7. Imágenes de cuatro de las localidades empleadas en este estudio (verano 2007). Fuente: *Ecohydros S.L.*

2.2.3 Diseño experimental

Variabilidad espacial, temporal y de procesado

El diseño experimental desarrollado (Figura 8) se basó en el muestreo, en primavera y verano de 2008, de diversos sub-tramos (con una longitud de 25 m) dentro de un mismo tramo de 100 m. Se recogieron muestras de invertebrados y de diatomeas (ver *Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil,* Pardo et al., 2010b, para más detalle de la metodología aplicada).

Con los datos obtenidos, se calculó la variabilidad asociada al muestreo en distintas épocas del año, en distintas zonas del río y la debida al procesado en laboratorio:

- ✓ Con el objetivo de calcular la incertidumbre debida a la **variabilidad temporal**, se muestrearon estas localidades en primavera y verano de 2008.
- ✓ Con el objetivo de calcular la incertidumbre debida a la **variabilidad espacial**, se dividió cada tramo en los cuatro "sub-tramos" mencionados anteriormente y se tomó una muestra en cada uno de ellos.
- ✓ Con el objetivo de calcular la **variabilidad asociada al procesado**,

- en el caso de los *invertebrados,* las muestras fueron identificadas a nivel de familia por el "operador 1" y, a continuación, el "operador 2" revisó la identificación de una muestra examinada por el "operador 1".
- en el caso de las *diatomeas*, las muestras fueron procesadas e identificadas a nivel de especie por el mismo operador, que replicó una de las muestras.

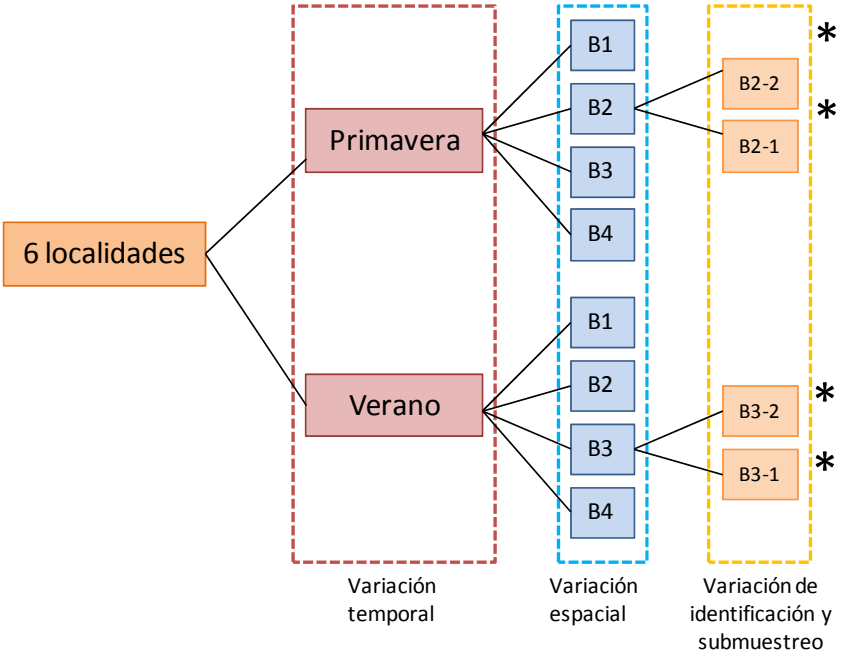


Figura 8. Diseño experimental desarrollado para el cálculo del error temporal, espacial y de procesado de muestras. (*) Ejemplo de selección al azar de una de las réplicas (B1, B2, B3 o B4) que se procesó por duplicado.

2.3. Análisis de datos

2.3.1 Identificación de la clase de estado ecológico: Cálculo del índice de estado ecológico (EQR)

En función de los datos de composición y abundancia de los invertebrados y diatomeas bentónicas, se identificó el estado ecológico mediante el cálculo de los índices de calidad ecológica (EQRs) de cada tramo fluvial. El EQR se expresa como un valor numérico entre 0 y 1 (o incluso superior a 1), en donde los mejores estados ecológicos se encuentran cercanos al 1 y los peores cercanos al cero.

El valor de **EQR para cada muestra** se calculó mediante el método NORTI (para más información ver Pardo et al., 2010a) que mide la similitud que existe entre una muestra test y la muestra de la comunidad biológica de referencia de su tipo de asociación biológica. El tipo de asociación biológica de cada muestra se identifica mediante modelos predictivos. El método NORTI se aplicó tanto a las muestras de invertebrados como de diatomeas.

A los valores de EQR calculados se les aplicaron los umbrales correspondientes a los límites entre clases de estado ecológico. De esta forma, una muestra pertenece a la clase ecológica Muy bueno si tiene un valor de EQR superior a 0.930. De forma similar, estará en clase Bueno si el EQR oscila entre 0.700 y 0.930, Moderado si oscila entre 0.500 y 0.700, Deficiente si oscila entre 0.250 y 0.500 y Malo si es inferior a 0.250.

2.3.2 Variabilidad espacial y temporal

Al muestrear un tramo de río siguiendo la metodología de *multihábitats* se espera obtener una muestra representativa de la comunidad de invertebrados que habita el tramo (Barbour et al., 1999). Si se muestreara un único punto no se tendría en cuenta la variabilidad espacial en los hábitats y seguramente no se obtendría una muestra representativa de la comunidad. Por otro lado, si se asume que la comunidad se debería caracterizar a partir de un valor promedio de varias muestras extraídas en diversos momentos del año, las evaluaciones realizadas a partir de muestras puntuales serán más precisas cuanto más próximo sea su valor de EQR al valor promedio. Esta variabilidad se puede estimar con medidas de dispersión como la *desviación estándar* (DE), la *varianza* (σ^2) o el *coeficiente de variación* (CV).

Esta dispersión se puede deber tanto a la variabilidad espacial como a la temporal del sistema. Mediante un cálculo de la desviación respecto a los valores medios, es posible identificar cuál de estas dos fuentes (el espacio o el tiempo) contribuye en mayor o menor medida a la dispersión de los datos. Del mismo modo, el cálculo del coeficiente de variación (CV) nos indica el error máximo que se puede cometer.

2.3.3 Variabilidad debida al submuestreo e identificación

Cuando fraccionamos una muestra en dos para su procesado en laboratorio, es posible que en cada una de las fracciones el número y la abundancia de las especies no sean idénticos. Del mismo modo, si una misma muestra es analizada por dos personas distintas, los resultados pueden diferir, ya que algunas especies se pueden “perder” (especies que fueron registradas por el primer operador pero no por el segundo) o “ganar” (especies que no fueron registradas por el primer operador pero que fueron encontradas por el segundo operador).

Para determinar el error potencial debido al submuestreo e identificación, se calculó la similitud entre las muestras procesadas por el operador 1 y el 2 empleando el índice de similitud de Jaccard (Jaccard, 1901). También se calcularon las diferencias en riqueza y en abundancia de familias entre las submuestras. Asimismo se contabilizó el número de taxones no coincidentes entre muestras, a nivel de familia para invertebrados y de especies para diatomeas.

2.3.4 Cálculo de la confianza de clase

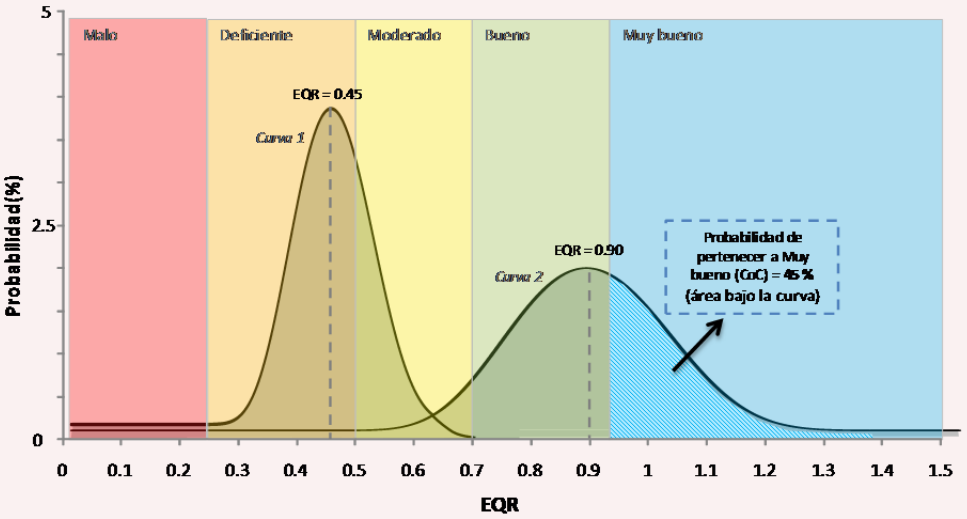
En general, el estado ecológico de un tramo de río se establece a partir de una única muestra, ya que el coste asociado a la recolección de varias muestras para calcular un EQR promedio es muy alto. Por ello, es necesario estimar cual es la probabilidad de que, si se hubieran cogido varias muestras, la clase ecológica identificada fuera la misma. El parámetro que estima esa

probabilidad de asignación correcta a la clase ecológica es la confianza de clase. La **confianza de clase** (%) cuantifica la probabilidad que tiene una muestra con un valor de EQR determinado de pertenecer a la clase de estado resultante de la aplicación de los umbrales estándar (Muy bueno/Bueno: 0.930; Bueno/Moderado: 0.700; Moderado/Deficiente: 0.500, Deficiente/Malo: 0.250).

Como se ha comentado anteriormente, el EQR calculado a partir de una muestra puntual suele ser distinto al calculado a partir de varias muestras (EQR promedio). Por lo tanto, si se pretende calcular la clase de estado a partir de una única muestra, hay que tener en cuenta la dispersión que estaría asociada a ese mismo valor de EQR si hubiera sido obtenido a partir de varias muestras, es decir, si fuera un EQR promedio. Es decir, la dispersión asociada a cada valor promedio de EQR nos indica cuál es la probabilidad de que si se hubieran cogido más muestras en ese punto, habrían dado lugar a valores de EQR distintos. Básicamente, se puede construir una curva de probabilidad a partir de los valores de dispersión, de forma que el valor de EQR promedio corresponda al valor máximo de la curva (máxima probabilidad) y esa probabilidad disminuya según nos alejamos de ese valor. Se asume que la dispersión de los datos sigue una distribución normal (Kelly et al., 2009b). El área bajo la curva es la probabilidad acumulada de pertenencia a una clase. De esta forma, si se aplican los umbrales de clase ecológica a la curva de probabilidad, podemos estimar la probabilidad de que un EQR puntual pertenezca a una clase de estado ecológico o a otra. Es decir, podemos calcular su confianza de clase (CoC).

Ejemplo 1: Dispersión de un valor puntual de EQR

En la siguiente figura se muestran dos ejemplos de curvas de dispersión para valores promedio de EQR. El eje X son los valores de EQR y el eje Y la probabilidad de que dicho EQR tenga exactamente dicho valor. Los rectángulos de colores nos indican las distintas clases de estado ecológico, delimitadas en función de los límites de clase. Por tanto, el área bajo la curva en dicho rectángulo es la confianza de clase de esa muestra para ese estado ecológico.



Curva 1. Valores de EQR con poca dispersión respecto a la media (curva más estrecha). En este caso, para un valor puntual de EQR de 0.45 (Clase Deficiente) habría un 3.85% de probabilidad de que sea exactamente este valor y más de un 70% de probabilidad de pertenecer a la clase Deficiente, casi un 30% a Moderado y cercano a cero para el resto de clases de estado.

Curva 2. Valores de EQR con una dispersión mayor respecto al promedio. En este caso para un valor de EQR de 0.9 (Clase Buena) habría casi un 60% de probabilidad de que su estado ecológico sea Bueno y casi un 40% Muy bueno.

Con el objetivo de calcular la desviación estándar (DE) para cualquier valor de EQR, se utilizaron todas las muestras recogidas en el periodo 2000-2008 en ríos de las Demarcaciones Hidrográficas del Cantábrico y el Miño-Sil (676 localidades para el EQR NORTI de invertebrados, 576 localidades para el EQR NORTI, todas estas localidades pueden tener una, dos o más campañas de muestreo). Se seleccionaron las localidades con dos o más campañas de muestreo (544 localidades para el EQR NORTI de invertebrados, tras eliminar una localidad cuyos datos eran anormales (localidad outlier = NA025) y 396 localidades para el EQR NORTI de diatomeas.

A continuación, se calculó la desviación estándar (DE) de cada localidad para calcular la relación entre el valor promedio de EQR y su desviación estándar (Kelly et al., 2009b). Se ajustó una función polinómica de segundo grado que posteriormente se utilizó para predecir la desviación estándar de cualquier valor de EQR entre 0.001 y 1.400. En el caso de las diatomeas, sólo se utilizaron localidades sin presión hidromorfológica ya que este tipo de

presiones no afecta al valor de EQR (véase apartado *Análisis de la respuesta de las comunidades biológicas a los gradientes de presión* de este documento).

La desviación estándar calculada a partir de la ecuación polinómica se utilizó para calcular la probabilidad de que un valor de EQR observado en una localidad implique que dicha localidad pertenezca a una clase de estado u otra (según fórmula aplicada por Jones y Clarke, 2009). Básicamente, para cada valor de EQR entre 0 y 1.400, se calcula la curva normal asociada a la desviación estándar que se predice para ese valor de EQR con la función polinómica. A continuación, se calcula el área bajo la curva que corresponde a cada clase de estado. Este valor nos indica la probabilidad de que dicho EQR pertenezca a una clase de estado u otra, es decir, la **confianza de clase** (CoC) (Kelly et al., 2009b). Por tanto, sumando las confianzas de clase de Muy bueno y Bueno obtenemos la probabilidad que tiene una localidad de cumplir los requisitos de la DMA y si sumamos las CoC de las demás clases de estado (Moderado, Deficiente y Malo) obtenemos la probabilidad que tiene esa localidad de NO cumplir los objetivos propuestos por la DMA.

No cumple objetivos de la DMA = 100 * (p_{BUENO})
Cumple los objetivos de la DMA = 100 * (1 - p_{BUENO})

Figura 9. Fórmulas utilizadas para calcular la probabilidad de cada EQR de cumplir o no cumplir los objetivos de la DMA.

2.4. Resultados

2.4.1 Invertebrados

Variabilidad temporal y espacial

La variación asociada al EQR NORTI de invertebrados más alta se encontró en las localidades NAL203 (Naviego) [CV = 10.68%] y NAL063 (Monasterio) [CV = 10.02%].

El EQR NORTI de invertebrados, en general, es diferente entre todas las localidades (Figura 10) ya que en su selección se intentaron representar localidades con clases ecológicas entre Muy bueno y Moderado. Por otro lado, las muestras de verano presentaron valores más altos que las de primavera.

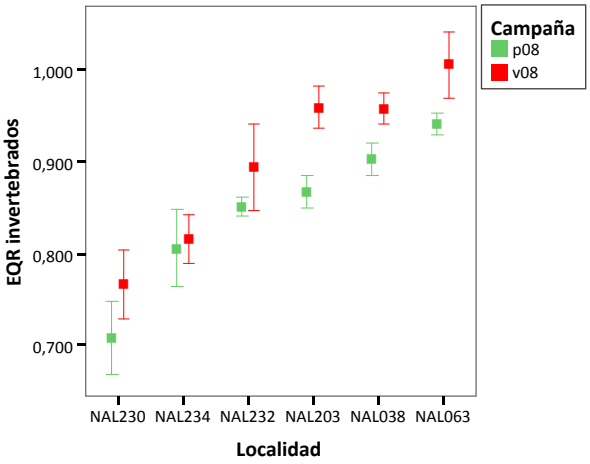


Figura 10. Barras de error que muestran los valores promedio de EQR NORTI de invertebrados de cada localidad en primavera y verano y su desviación estándar.

Variabilidad en el procesado en laboratorio de invertebrados bentónicos

La variabilidad asociada al procesado de las muestras de invertebrados en el laboratorio se detalla en la siguiente tabla:

Id	Localidad	Campaña	Diferencias en riqueza (%)	Familias no coincidentes	Indice de Jaccard	Diferencias en abundancia (Media ± DE)
NAL038p08	el Coto	primavera	2.9	7	83.3	31.9 ± 32.5
NAL063p08	Monasterio	primavera	10.3	5	83.3	26.8 ± 28.1
NAL203p08	Naviego	primavera	17.2	7	76.7	29.7 ± 23.9
NAL230p08	San Juan	primavera	11.1	4	78.9	34 ± 35.5
NAL232p08	Naredo	primavera	0.0	6	78.6	31.3 ± 31.8
NAL234p08	Laviana	primavera	8.3	4	84.0	21.3 ± 32.3
NAL038v08	el Coto	verano	0.0	6	78.6	37.3 ± 24.8
NAL063v08	Monasterio	verano	6.9	3	93.1	33.2 ± 32.3
NAL203v08	Naviego	verano	10.3	5	83.3	33.2 ± 32.3
NAL230v08	San Juan	verano	6.3	7	63.2	31.2 ± 29
NAL232v08	Naredo	verano	6.3	12	67.6	25.3 ± 26.2
NAL234v08	Laviana	verano	0.0	4	91.3	15.3 ± 24.8

Tabla 5. Estimación de la variabilidad en el procesado de las muestras de invertebrados bentónicos. Se muestran las diferencias en riqueza (%), el número de familias no coincidentes, el índice de Jaccard y las diferencias en abundancia relativa (media ± DE).

En el caso del procesado de invertebrados bentónicos, las diferencias en riqueza oscilan entre 0 y 17.2%, y el número de familias no coincidentes entre 3 y 12, es decir, en ambos casos, valores relativamente bajos.

Estas diferencias entre muestras se ven reflejadas en los valores de las "familias no coincidentes". No obstante, en algunos casos (Naredo-primavera, el Coto-verano y Laviana-verano), las diferencias en riqueza son nulas aunque presentan familias no coincidentes ya que unas familias se pueden sustituir por otras y dar como resultado la misma riqueza en ambas muestras.

Por otro lado, la similitud (índice de Jaccard) entre la muestra identificada por el operador 1 y la muestra identificada por el operador 2 tiene unos valores muy altos, superiores al 70% en la mayoría de los casos, resultado de estos bajos valores tanto de "diferencias en riqueza" como de "familias no coincidentes".

Confianza de clase

Obtención de la función polinómica

La relación entre el valor promedio de EQR y su desviación estándar se muestra en la siguiente figura:

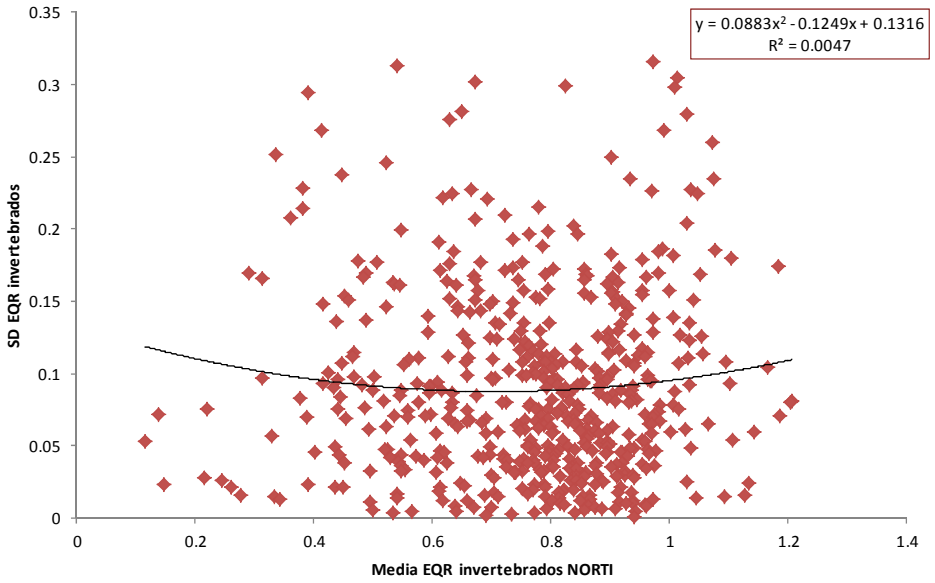


Figura 11. Representación gráfica de los valores medios de **EQR NORTI de invertebrados** frente a su desviación estándar (DE) para localidades con dos o más campañas de muestreo. En la esquina superior derecha se muestra la ecuación polinómica de segundo grado.

La desviación estándar (DE) asociada a cada valor promedio es muy variable (Figura 11). Estos valores oscilan entre prácticamente cero **a valores cercanos a 0.3**.

Cálculo de la confianza de clase

A continuación, para cada uno de los valores de EQR NORTI de invertebrados entre 0.001 y 1.400 se calculó la probabilidad que tiene cada valor puntual de EQR de pertenecer a cada clase de estado. Estas confianzas de clase (%) se representaron gráficamente frente al valor de EQR (Figura 12).

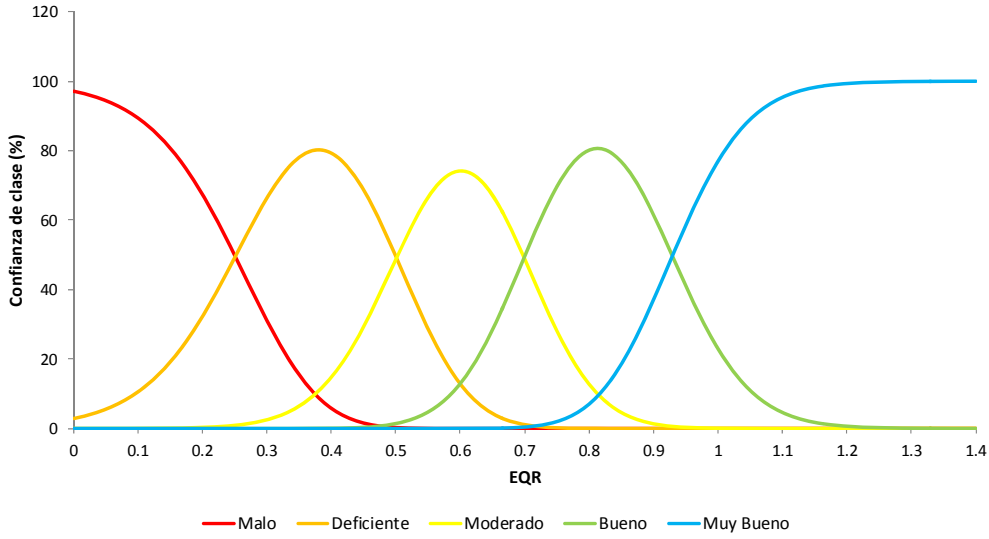


Figura 12. Representación gráfica de la confianza de clase (%) frente al EQR NORTI de invertebrados.

Cada una de las curvas de la Figura 12 muestra la "confianza de clase" para cada una de las clases de estado. Se puede observar cómo los valores más altos pertenecen a los centros de clase y los valores más bajos a los límites entre clases. Hay destacar que, en la clase de estado Moderado, el máximo alcanzado es algo menor (aproximadamente 75%) que para el resto de clases de estado (> 80%).

Ejemplo 2. Cálculo de la confianza de clase

1. Calculamos la desviación estándar (con la ecuación polinómica, ver ejemplo 1) de un listado de EQRs entre 0.001 y 1.400:

Eje de la x (EQR)	Desviación estándar
0.001	0.132
0.002	0.132
0.003	0.131
0.004	0.131
...	...
0.006	0.131
0.007	0.131
0.083	0.122
0.084	0.122
...	...
1.398	0.130
1.399	0.130
1.400	0.130

2. Calculamos la confianza de clase (CoC) de cada una de las clases de estado para cada valor de EQR según formulas descritas por Kelly et al, 2009b.

		¿Cuál es la probabilidad de que esta localidad cumpla con los requerimientos de la DMA?		
	EQR observado	Probabilidad no cumplir	Probabilidad cumplir	¿Cumplen?
Localidad1	0.001	100.00	0.00	no
Localidad2	0.249	100.00	0.00	no
Localidad3	0.250	100.00	0.00	no
Localidad4	0.499	98.61	1.39	no
Localidad5	0.500	98.57	1.43	no
Localidad6	0.699	50.46	49.54	no
Localidad8	0.906	1.18	98.82	si
Localidad9	0.929	0.63	99.37	si
Localidad10	1.400	0.00	100.00	si

2.1 En esta tabla se muestran una serie de valores de EQR y su probabilidad de cumplir o no cumplir los requisitos de la DMA (los colores se corresponden con las clases de estado: rojo=Malo; naranja=Deficiente; amarillo=Moderado; verde=Bueno y azul=Muy bueno).

2.4.2 Diatomeas

Variabilidad temporal y espacial

El EQR NORTI de diatomeas oscila entre valores cercanos a 0.400 (NAL203) y valores próximos a 1.000 (NAL038). Por otro lado, cabe destacar que en todos los casos, excepto para las localidades NAL203 y NAL038, las muestras de verano presentan valores más altos que las de primavera. La variación de las muestras respecto al valor promedio es elevada en las localidades NAL063 (Monasterio) [CV = 23.16%] y NAL038 (Naviego) [CV = 14.19%].

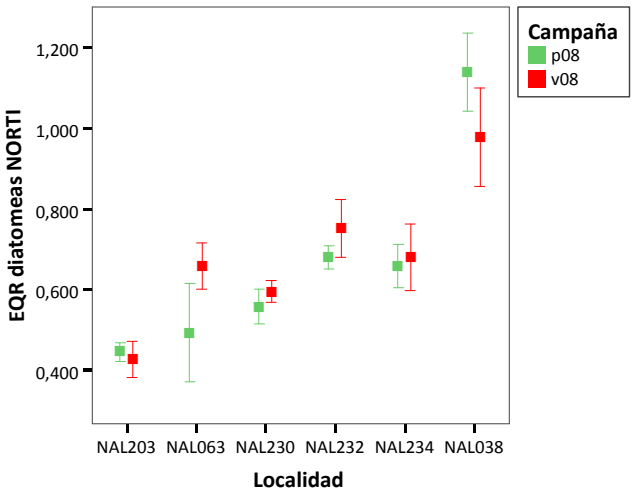


Figura 13. Barras de error que muestran los valores promedio de EQR NORTI de diatomeas de cada localidad en primavera y verano y su desviación estándar.

Variabilidad en el procesado de diatomeas

La variabilidad asociada al procesado de las muestras de diatomeas en el laboratorio se detalla en la siguiente tabla:

Id	Localidad	Campaña	Diferencias en riqueza (%)	Especies no coincidentes	Índice de Jaccard (%)	Diferencias en abundancia (Media ± DE)
NAL038p08	el Coto	primavera	14.3	11	56.0	68.3 ± 35.8
NAL063p08	Monasterio	primavera	41.7	9	35.7	75 ± 36.2
NAL203p08	Naviego	primavera	15.2	21	48.8	67.9 ± 36.5
NAL230p08	San Juan	primavera	23.1	9	43.8	67.8 ± 40.6
NAL232p08	Naredo	primavera	17.6	11	47.6	68.4 ± 37.7
NAL234p08	Laviana	primavera	6.7	3	81.3	42.6 ± 35.7
NAL038v08	el Coto	verano	31.6	8	60.0	72.1 ± 27.3
NAL063v08	Monasterio	verano	26.7	6	62.5	60.2 ± 35.1
NAL203v08	Naviego	verano	19.2	17	46.9	72.2 ± 32.8
NAL230v08	San Juan	verano	0.0	24	33.3	76.6 ± 35.2
NAL232v08	Naredo	verano	5.3	7	68.2	60 ± 34.3
NAL234v08	Laviana	verano	0.0	8	55.6	64.8 ± 38.6

Tabla 6. Valores de las diferencias y similitudes en el procesado de las muestras de diatomeas bentónicas donde se muestran las diferencias en riqueza (%), el número de especies no coincidentes, el índice de Jaccard y las diferencias en abundancias (media ± DE).

En el caso de las diatomeas bentónicas, las diferencias en riqueza oscilan entre 0 (en San Juan y Laviana en verano) y 41.7% en Monasterio en primavera. El número de especies no coincidentes oscila entre 3 en Laviana en primavera y 24 en San Juan en verano. Por otro lado, la similitud (índice de Jaccard) entre las muestras procesadas oscila entre el 33.3% (San Juan-verano) y el 81.3% (Laviana-primavera).

Cabe destacar la escasa concordancia entre las submuestras de la localidad NAL063 (Monasterio-primavera) que presenta un 41.7% de “diferencias en riqueza” y un valor de similitud bajo (índice de Jaccard = 35.7%).

Confianza de clase

La relación entre el valor promedio de EQR y su desviación estándar se muestra en la siguiente figura:

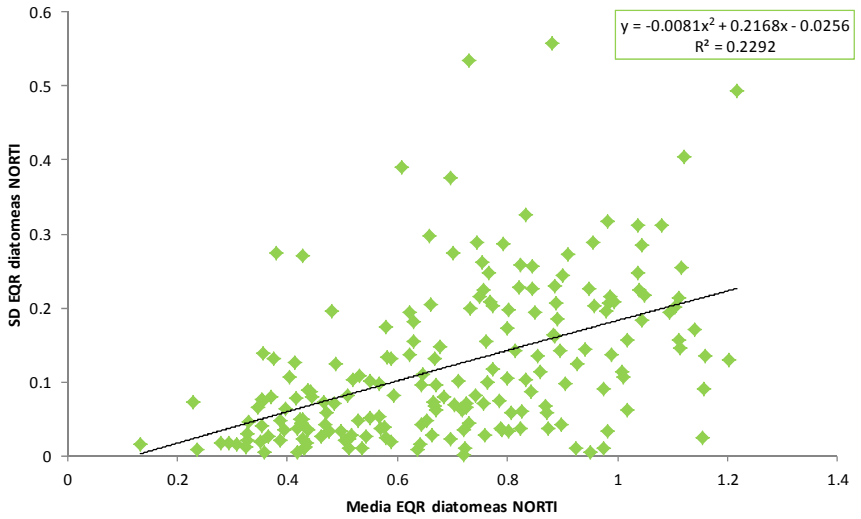


Figura 14. Media del EQR NORTI de diatomeas frente a la desviación estándar (DE).

La desviación estándar asociada a cada muestra es muy variable (min ≈ 0; max ≈ 0.6). Cabe destacar que la desviación estándar es mínima para las clases de estado peores. Tras calcular las desviaciones estándar y las probabilidades de pertenencia a cada una de las clases de estado, se obtuvo una gráfica con las curvas de confianza de clase para cada valor de EQR (Figura 15).

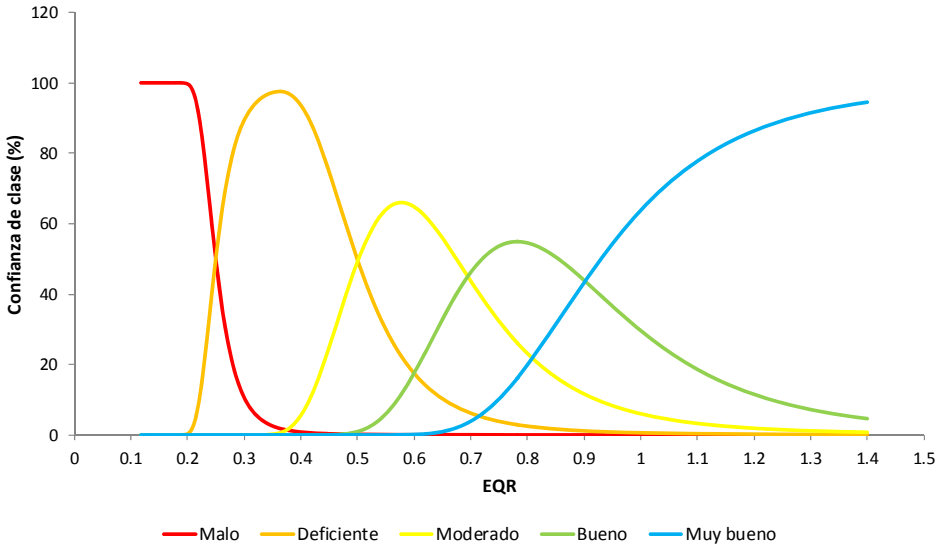


Figura 15. Representación gráfica de la confianza de clase (%) frente al EQR NORTI de diatomeas.

En este caso, del mismo modo que con el EQR NORTI de invertebrados, la confianza de clase aumenta a medida que nos acercamos al centro de la clase y disminuye en los límites. Por otro lado, en las clases Moderada y Buena el máximo valor de confianza de clase es menor, aproximadamente un 65 y 55 % respectivamente, que en el resto de las clases de estado (> 80%).

3 Evaluación de la respuesta de los índices de calidad ecológica a las presiones de origen antrópico

3.1 La Directiva Marco del Agua y la repercusión de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales

Las aguas superficiales son una fuente de recursos valiosos (agua, pesca, suelos fértiles) y, por ello, el desarrollo de la humanidad ha estado muy ligado a este tipo de sistemas. Esta presión antrópica ha provocado un deterioro paulatino de los ecosistemas acuáticos que se vio incrementado a partir de la revolución industrial. Los principales usos que se le han dado a las aguas superficiales son: abastecimiento de agua para consumo o regadío, navegación, pesca y obtención de energía hidroeléctrica.

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (DMA) tiene entre sus principales objetivos establecer un marco de protección para todas las aguas superficiales y subterráneas que garantice un alto grado de integridad ecológica del ecosistema. Los estados miembros deben llevar a cabo las medidas necesarias para alcanzar un buen estado ecológico de las aguas superficiales en el año 2015.

Con el fin lograr este objetivo a medio plazo, el artículo 5 de la DMA obliga a realizar un "Estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales".

> *Cada Estado miembro velará por que se efectúe en cada demarcación hidrográfica o en la parte de una demarcación hidrográfica internacional situada en su territorio: un análisis de las características de la demarcación, un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas, y un análisis económico del uso del agua […].*

De esta forma será posible identificar, y estimar en qué medida, las masas de agua que están siendo afectadas (o podrían estarlo en un futuro) por la actividad humana. Con ello se puede establecer dónde y hasta qué punto se puede poner en peligro el cumplimiento de los objetivos ambientales de la DMA.

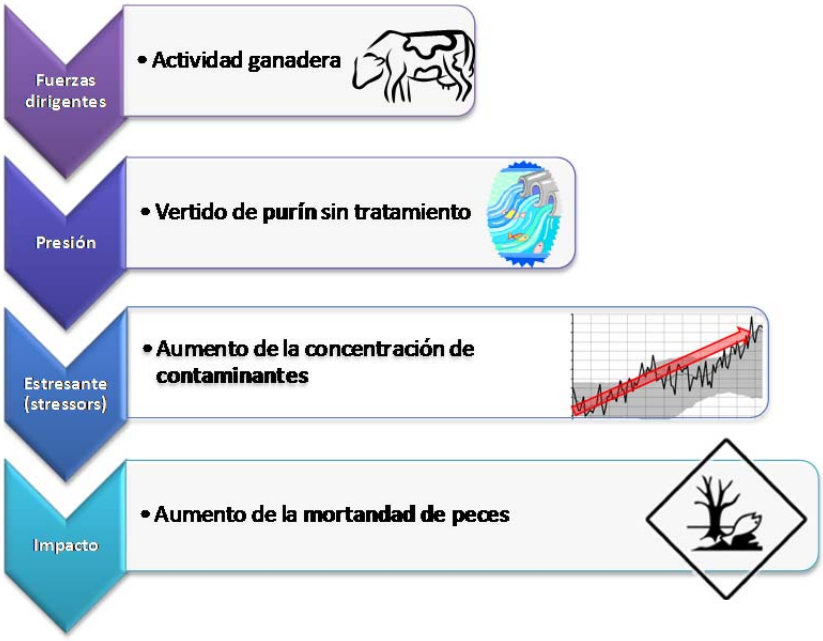
En el Anexo II de la DMA se enumeran las principales actividades antrópicas que pueden afectar a las aguas superficiales: contaminación significativa de origen puntual, contaminación significativa de origen difuso, extracciones de agua, regulación significativa del flujo del agua, alteraciones hidromorfológicas y otras modificaciones antrópicas relevantes. En este listado también se incluyen los usos del suelo (zonas urbanas, industriales y agrarias y, si procede, pesquerías y bosques), ya que pueden ser indicativos de actividades humanas dañinas para los ecosistemas acuáticos.

Tras la identificación inicial de actividades humanas potencialmente dañinas (**análisis de presiones**), es necesario que los estados miembros realicen una evaluación de la susceptibilidad de las masas de agua a dichas actividades (**análisis de impactos**) para así poder establecer **medidas** que minimicen ese impacto en las que lo necesiten. De esta forma, será posible alcanzar el objetivo de la DMA (buen estado ecológico en 2015).

3.2. Fuerzas dirigentes, presión e impacto: Definición y relaciones

La nomenclatura usada en el estudio de la repercusión de la actividad humana en el estado ecológico de las aguas superficiales puede ser confusa. Es necesario diferenciar no sólo cual es la **causa** (actividad antrópica) y el **efecto** (alteración del estado ecológico de las masas de agua), sino también distinguir las causas indirectas (e.g. actividad industrial) de las directas (e.g. el vertido contaminante resultante de la actividad industrial).

De esta forma, a las actividades humanas que pueden afectar a las masas de agua se les denominan fuerzas dirigentes (e.g. actividad ganadera). Una presión es un efecto o consecuencia directa de la fuerza dirigente que probablemente afectará al estado ecológico del río (e.g. vertido de purín sin tratamiento previo) mediante el aumento de los niveles de sustancias o procesos estresantes (*stressors*), como por ejemplo la concentración de contaminantes. De esta forma, una presión significativa es aquella cuya magnitud es suficiente como para poder causar el incumplimiento de los objetivos medioambientales de la DMA (e.g. elevado volumen de purín). La consecuencia ambiental de la presión es el impacto (e.g. mortandad de peces). Finalmente, dependiendo de la magnitud del impacto, se alterará o no el estado ecológico de la masa de agua.



3.2.2 Tipos de presiones

Las presiones a las que están sometidas las masas de agua se clasifican en función de su **origen**, siendo los principales tipos:

- ✓ **Contaminación de origen puntual:** Los residuos sólidos y/o líquidos proceden de una única fuente identificable (los vertidos son agrupados, por ejemplo a través de una tubería, antes de ser liberados al medio). La naturaleza del vertido puede ser muy diferente, aunque los más destacables son los vertidos urbanos, vertidos industriales y los procedentes de actividades mineras.

    - Los *vertidos urbanos* incluyen una combinación de heces humanas, orina, "aguas grises" (procedentes de los lavados, los baños y la preparación de comidas), aceite, grasa, metales, sal, arena y residuos de origen animal.
    - El contenido de los *vertidos industriales* depende de la actividad concreta que se realice, aunque en general pueden llevar sustancias tóxicas.
    - *Los vertidos procedentes de actividades mineras* están compuestos principalmente por sustancias ácidas, escombros y metales.

- ✓ **Contaminación de origen difuso:** Los residuos sólidos y/o líquidos proceden de fuentes difíciles de identificar, generalmente en zonas amplias en las que coexisten múltiples focos de emisión. Este tipo de contaminación suele llegar a las masas de agua por escorrentía superficial y/o infiltración. Las principales fuentes de origen difuso son la agricultura, la ganadería (generalmente extensiva) y las actividades forestales.

    - Los *vertidos de origen agrícola y forestal* incluyen, principalmente, fertilizantes y pesticidas. Los fertilizantes pueden contener cualquier nutriente esencial, pero la mayoría están compuestos por nitrógeno, fósforo, potasio o alguna combinación de ellos.
    - Los *vertidos de origen ganadero* incluyen excrementos con patógenos, nutrientes y sólidos en suspensión.

- ✓ **Extracciones de agua.** Uno de los principales usos de las masas de agua es el abastecimiento de agua para consumo, generación eléctrica, industria y agricultura. Estas actuaciones reducen el caudal del río y, si son excesivas, pueden dañar a las comunidades biológicas. Los trasvases de agua entre cuencas también conllevan una extracción de agua que afectará tanto a la cuenca receptora como a la cuenca origen.

- ✓ **Alteraciones hidromorfológicas.** Son las modificaciones en el cauce del río, como puede ser los encauzamientos, las canalizaciones, los azudes, las presas, etc. Afectan principalmente al caudal del río, a los hábitats de las especies que lo habitan y también a las especies asociadas a los hábitats de la ribera. En el caso de las presas, se rompe además la conectividad longitudinal del río, impidiendo así las migraciones de especies aguas arriba y aguas abajo.

- ✓ **Biológicas.** Se consideran presiones de origen biológico a las relacionadas con la introducción o extracción de individuos en las masas de agua, como por ejemplo la actividad piscícola o la introducción de especies invasoras como el galápago de florida.

- ✓ **Otras causas antropogénicas.** Dependiendo de la actividad humana que exista en la cuenca del río, se pueden generar presiones que no estén recogidas en la clasificación anterior, como por ejemplo los usos recreativos o las zonas de baño.

Las presiones no actúan de forma individual y el efecto de una presión puede verse potenciado por la presencia de otra diferente (***efectos sinérgicos***). Por ello, a la hora de identificar las presiones que pueden modificar el estado ecológico de la masa de agua, es necesario tener en cuenta el efecto combinado que pueden tener varias presiones en la cuenca (presión por degradación general).

Origen	Fuerza dirigente	Presión	Impacto
Origen difuso	Agricultura	Llegada de nutrientes por escorrentía superficial, erosión del suelo, exceso de fertilizantes	Eutrofización
		Llegada de pesticidas	Toxicidad para la fauna, contaminación de acuíferos
		Pérdida de sedimento por erosión del suelo y márgenes de la cuenca	Modificación del lecho fluvial, alteración de las comunidades de invertebrados, pérdida de lugares de ovoposición (para frezas)
Origen puntual	Industrial	Vertido de efluentes industriales	Toxicidad (si hay sustancias tóxicas), aumento de sólidos en suspensión, alteración del régimen de oxígeno por la materia orgánica, eutrofización
	Actividad urbana	Vertido de efluentes urbanos	Toxicidad (si hay sustancias tóxicas), aumento de sólidos en suspensión, alteración del régimen de oxígeno por la materia orgánica, eutrofización
Extracción de agua /modificaciones caudal	Extracción de agua	Reducción del caudal	Reducción de la capacidad de dilución de contaminantes, modificación de los regímenes hidrológicos, modificación del ecosistema terrestre adyacente, alteración del nivel freático
	Trasvase hidrológico	Reducción/aumento del caudal	Modificación del flujo termal y los regímenes hidrológicos
		Introducción de especies alóctonas	Desaparición de especies autóctonas
Alteración hidromorfológica	Dragado	Depósito de sedimentos	Modificación del lecho fluvial, alteración de las comunidades biológicas
		Remoción de sustrato	Pérdida de hábitat
		Cambio en el nivel del agua	Cambio en el nivel de la capa freática, desecación de humedales
	Presas	Variación en las características del caudal (volumen, velocidad)	Alteración del régimen fluvial y de los hábitats
	Canalizaciones	Variación en las características del flujo	Alteración del régimen fluvial y de los hábitats
Biológicas	Explotación piscícola	Actividad piscícola	Reducción de la fauna piscícola
	Introducción de especies invasoras	Competencia con especies autóctonas	Desaparición de comunidades autóctonas, destrucción de los hábitats

Tabla 7. Ejemplo de presiones de diferente origen y sus potenciales impactos. Nota: modificado de la Guidance Document No 3 *Analysis of Pressures and Impacts* (Comisión Europea, 2003a).

3.2.3 Principales contaminantes de sistemas acuáticos

La contaminación es la liberación al medio de sustancias o elementos tóxicos perjudiciales para el ser humano o los ecosistemas. Los contaminantes que aparecen en los ríos pueden ser tanto sustancias de origen antrópico como sustancias que se encuentran en ellos de forma natural (e.g. nitratos) pero que aparecen en mayor concentración, lo que las convierte en perjudiciales para la biota. Los principales contaminantes de origen natural en las aguas superficiales son:

- ***Sólidos en suspensión***: Son partículas sólidas pequeñas que se localizan en la columna de agua, sin depositarse en el fondo. Su exceso puede ser perjudicial, ya que hacen que el agua esté más turbia y se limite la luz, afectando por tanto a la fotosíntesis de las algas y plantas.

- ***Materia orgánica***: Es la materia muerta, que puede encontrarse disuelta o en partículas de diverso tamaño. Su impacto en los ecosistemas acuáticos se produce porque disminuye el oxígeno disuelto en el agua cuando se produce su descomposición microbiana. Los organismos vivos necesitan el oxígeno para respirar y, por tanto, un descenso de oxígeno es perjudicial para ellos. La Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) es el parámetro usado de forma más común en el análisis de los recursos de oxígeno en el agua ya que cuantifica la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica.

- ***Sustancias ácidas***: La deposición ácida reduce el pH de las aguas. Si el pH es demasiado bajo puede ser incompatible con la vida de la mayoría de los organismos.

- ***Fosfatos***: El fósforo es un elemento limitante para el crecimiento de las plantas y las algas en la mayoría de los ecosistemas acuáticos continentales. Un incremento en la concentración de compuestos de fósforo, como los fosfatos, provoca que esta limitación desaparezca y aumente el crecimiento de algas y plantas. El aumento del crecimiento de las plantas va seguido de un agotamiento de este nutriente en el medio y la posterior muerte de los organismos fotosintéticos que, al producirse su descomposición por parte de los microbios heterótrofos, agotan la concentración de oxígeno en el agua, lo que causa la mortandad y perjuicio de la vida animal. Este fenómeno se denomina eutrofización.

- ***Compuestos nitrogenados (amonio, nitratos, nitritos):*** Al igual que en el caso de los fosfatos, una alta concentración de compuestos nitrogenados en el agua puede dar lugar a la eutrofización de las mismas (aumento del crecimiento de las algas y reducción de la concentración de oxígeno), dificultando la vida de otros organismos.

- ***Otros contaminantes*** que no se encuentran de forma natural en los ecosistemas acuáticos son los ***pesticidas*** (sustancias químicas que matan vida no deseada), ***los aceites*** o ***los organismos patógenos***.

3.3. Análisis de presiones e impactos en masas de agua

El principal objetivo es la identificación de las presiones significativas que pueden afectar a una masa de agua, con el fin de poder identificar aquellas en las que existe el riesgo de incumplir los objetivos ambientales de la DMA. Para saber si existe este riesgo es necesario tener en cuenta la magnitud y los efectos acumulativos de las presiones así como las características de las masas de agua que hacen que sean susceptibles a esas presiones.

El impacto en una masa de agua suele medirse en base a los indicadores biológicos de su estado ecológico. Por tanto, es esencial que los índices biológicos respondan a las presiones de forma que cuanto mayor sea el impacto, menor sea el estado ecológico de la masa de agua. El análisis de presiones básicamente consiste en dos pasos:

3.3.1 Identificación y cuantificación de fuerzas dirigentes y presiones relevantes

La DMA obliga a los estados miembros a recoger y mantener información sobre el tipo y la magnitud de las presiones significativas que pueden afectar a las aguas superficiales. Como ***presión significativa*** se entiende aquella que, de forma individual o en combinación con otras presiones, puede causar el incumplimiento los objetivos ambientales de la DMA.

Para identificar una presión significativa es necesario conocer cómo funciona la cuenca (flujo de agua, transferencia química y funcionamiento biológico). Además, las estimas del tipo y magnitud de la presión deben ser comprobadas, cuando sea posible, con datos reales. Finalmente, es necesario tener en cuenta que el riesgo de incumplir los objetivos de la DMA lo pueden ocasionar una o varias presiones significativas y, por tanto, hay que considerar los posibles efectos sinérgicos de estas presiones, que pueden hacer que varíe la magnitud del impacto.

3.3.2 Respuesta de las comunidades biológicas a los gradientes de presión

El análisis de la respuesta de las comunidades biológicas a los gradientes de presión permite identificar qué presiones pueden tener un efecto significativo en las comunidades y saber así qué niveles de presión son perjudiciales para ellas. La identificación de estos niveles de presión (***umbrales***) permite establecer reglas sencillas para estimar el estado ecológico de una masa de agua de forma que, si el umbral se excede, se concluye que probablemente no se cumpla el criterio de la DMA.

En numerosas ocasiones los análisis de presión no se realizan con los datos originales de las comunidades (presencia/ausencia o abundancia de todas las especies presentes en la comunidad) si no con los índices de calidad ecológica (EQRs), que resumen composición o características importantes de la comunidad. En teoría, este índice, para ser óptimo, tiene que mostrar un deterioro de la comunidad cuando aumentan los niveles de las presiones que la afectan. Por tanto, los análisis de presiones también pueden usarse para evaluar la idoneidad de un índice de calidad ecológica.

3.4 Las presiones existentes en las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño Sil. Respuesta de los índices de calidad ecológica

3.4.2 Las Demarcaciones Hidrográficas del Cantábrico y del Miño-Sil

La Demarcación Hidrográfica del Cantábrico se localiza en el norte de la Península Ibérica y abarca una superficie total de 22452 km² (Figura 16). La Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil se localiza en el noroeste de la Península Ibérica y abarca una superficie de 17717 km^2. La población de la DH del Cantábrico supera los dos millones de habitantes mientras que la población de la DH del Miño-Sil es inferior (835000 habitantes). En ambas demarcaciones las cubiertas vegetales dominantes son la forestal y el matorral.

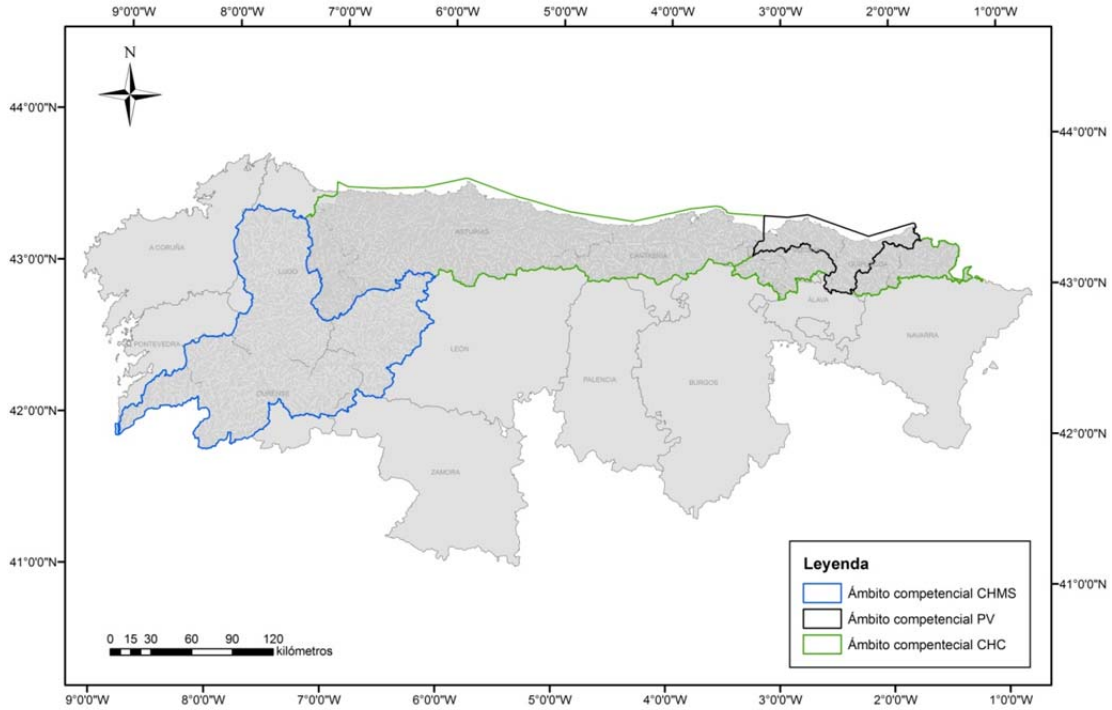


Figura 16. Localización de la Confederación Hidrográfica del Cantábrico (CHC), la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil (CHMS), y los ríos bajo el ámbito competencial del País Vasco (PV).

3.4.3 Identificación de principales presiones significativas en las cuencas

Cada Confederación Hidrográfica ha de recopilar y mantener el inventario de presiones a las que están expuestas las masas de agua. La Confederación Hidrográfica del Cantábrico identifica, entre los temas importantes, el control de las siguientes presiones: las alteraciones hidromorfológicas, el uso hidroeléctrico, la extracción de agua superficial y subterránea, la alteración de los caudales ecológicos, la contaminación por vertidos industriales, la acuicultura, la presencia de especies exóticas y la contaminación de origen agrícola y ganadero (Demarcación Hidrográfica del Cantábrico, *Esquema provisional de temas importantes en materia de gestión de las aguas,*

2008*)*. Según la propuesta del Proyecto del Plan Hidrológico 2010-2015 para la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil (CH Miño-Sil, 2010), las presiones antropogénicas significativas en esta demarcación son, principalmente, la contaminación originada por fuentes puntuales (e.g. vertidos urbanos) y difusas (e.g. áreas urbanas), la extracción de agua (e.g. para uso hidroeléctrico y molinería), las alteraciones morfológicas y/o la regulación de flujo (e.g. azudes, explotaciones forestales, trasvases y desvíos), los usos del suelo y otras afecciones significativas de la actividad humana (e.g. especies exóticas, cotos de pesca).

3.4.4 Análisis de la respuesta de las comunidades biológicas a los gradientes de presión

El análisis de la respuesta de las comunidades biológicas a los gradientes de presión se realizó a partir de datos biológicos (EQR NORTI, ver Pardo et al., 2010a) y de presiones de 576 localidades de 55 cuencas diferentes. La mayor parte de estas localidades fueron muestreadas varias veces a lo largo del periodo 2000-2008 (número medio de muestreos = 2.5 ± 1.1 (DE), número total de muestras = 1423) para identificar la comunidad de invertebrados y/o diatomeas que en ellas habitaba. Para la mayoría de las muestras se analizó de forma simultánea la composición del agua para cuantificar los principales estresantes ($N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, O_2, $P\text{-}PO_4$).

a. Gradientes de presión principales

Se evaluaron los principales gradientes de presión en el área de estudio mediante una extracción de componentes principales (PCA) con rotación varimax usando el programa STATISTICA 7. Los parámetros abióticos considerados fueron: físico-químicos (concentración de amonio, nitrato, nitrito y fosfatos), de usos del suelo (porcentaje de uso artificial, de agricultura intensiva, de agricultura de baja intensidad y de áreas naturales en la cuenca de drenaje), intervenciones hidromorfológicas (longitud de las canalizaciones, número de incorporaciones por desvíos hidromorfológicos y número y altura acumulada de las presas aguas arriba, todos ellos en relación a la superficie de la cuenca de drenaje excepto el número de presas), densidad de población y volumen de vertidos (vertidos urbanos, vertidos industriales y vertidos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales) en relación a la superficie de la cuenca de drenaje.

Para localidades con más de una muestra físico-química, se calculó el valor promedio de las mismas. Las variables fueron transformadas para obtener una distribución aproximadamente normal.

Se identificaron cinco gradientes principales de presión, que explicaron un 69.4% de la variabilidad en los datos. El primer gradiente se relaciona con la densidad de población y los vertidos (27.8% de varianza explicada), el segundo con variables físico-químicas indicadoras de eutrofización (18.9%), el tercero representa alteraciones hidromorfológicas (9.7%), el cuarto la contraposición entre los usos naturales del suelo y la agricultura intensiva y el asociado aporte de nitratos (6.9%) y el quinto un gradiente de oxigenación del agua (6.1%).

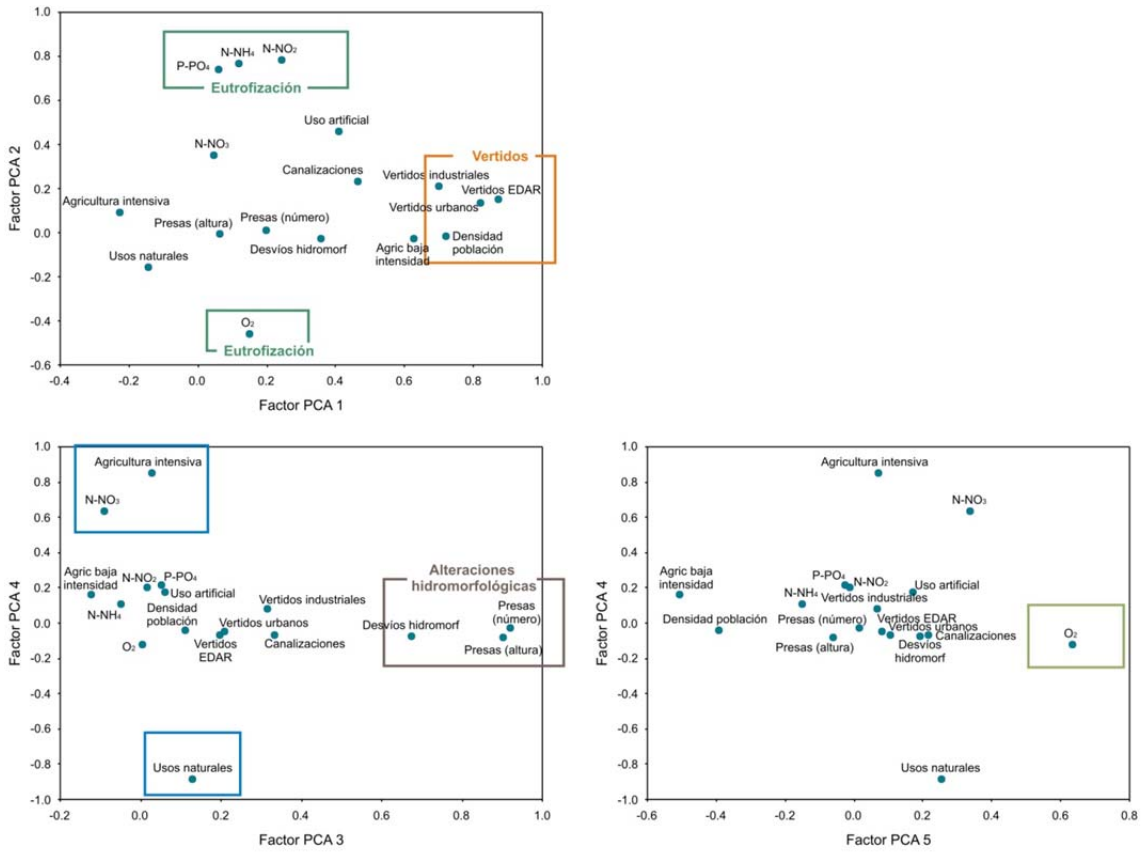


Figura 17. Representación gráfica del Análisis de Componentes Principales. Se representan las variables en los cinco ejes obtenidos tras el análisis.

b. *Respuesta de los índices de calidad ecológica (EQR NORTI) a los gradientes de presión*

Los gradientes de presión responsables de las diferencias de EQR entre localidades se identificaron mediante una regresión múltiple en la que el EQR extraído mediante el método NORTI es la variable respuesta y los ejes del PCA las variables predictoras potenciales. La selección de predictores y, por tanto, del mejor modelo estadístico disponible, se realizó mediante el procedimiento "mejor subgrupo" (*best subsets*) basado en el criterio de información de Akaike (AIC), usando la librería "leaps" del software R.

El EQR NORTI de invertebrados responde a todos los gradientes de presión, como se evidencia en el hecho de que todos los factores del PCA estuvieran incluidos en el mejor modelo disponible (R^2 = 0.323; $F_{5,476}$ = 45.7 $p < 0.001$). No obstante, el modelo que excluía el factor PCA 4 (agricultura intensiva) también fue igualmente plausible (Δ AIC < 10). De hecho, esta variable no fue significativa en el mejor modelo. La eutrofización y, en segundo lugar, los vertidos presentaron los coeficientes estandarizados más altos y, con ello, una mayor importancia relativa a la hora de explicar la variación del EQR (Tabla 8). El gradiente de oxigenación (PCA 5) presentó un efecto positivo. El mejor modelo para diatomeas incorporó la agricultura intensiva (Factor PCA 4) y el gradiente de eutrofización (R^2 = 0.275; $F_{2,396}$ = 75.13 $p < 0.001$). El número de modelos alternativos que fueron plausibles es mayor (número de modelos = 7), siendo los gradiente de eutrofización y de agricultura intensiva los únicos que se incluían en todos ellos.

		Coeficientes estandarizados	
Eje (Factor PCA)	**Interpretación**	**Invertebrados**	**Diatomeas**
1	Vertidos	-0.277***	
2	Eutrofización	-0.410***	-0.418***
3	Alteraciones hidromorfológicas	-0.162***	
4	Agricultura intensiva	-0.063 (n.s.)	-0.313***
5	Oxigenación	0.189***	

*(n.s.) resultado no significativo; *** p < 0.001*

Tabla 8. Coeficientes estandarizados y significación de la regresión multinomial realizada con las variables seleccionadas en el "mejor subgrupo" (*best subsets*).

Los siguientes gráficos muestran la relación entre los principales gradientes de presión y el EQR NORTI de diatomeas e invertebrados.

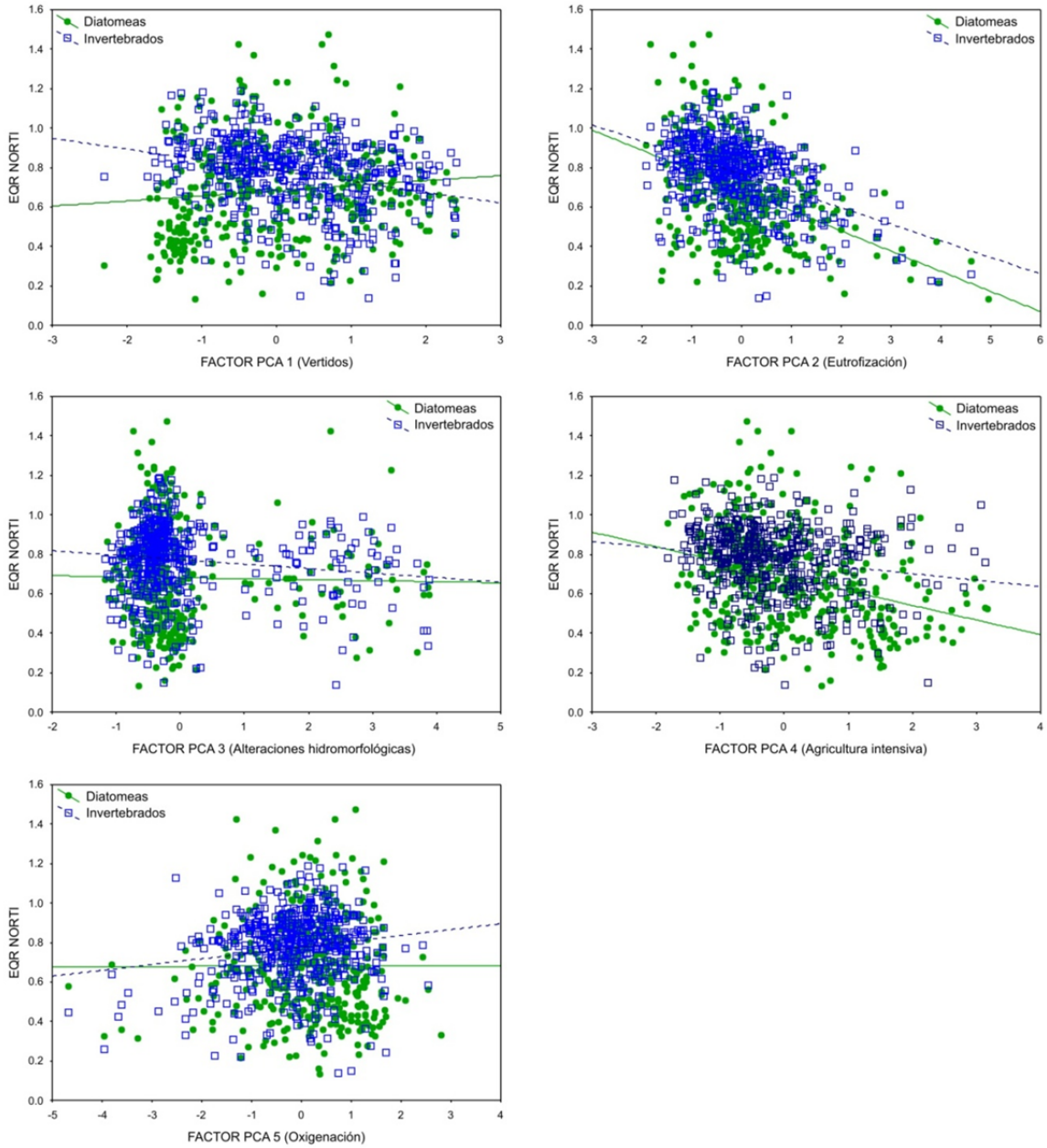


Figura 18. Relación entre los gradientes de presión y los valores de EQR NORTI para invertebrados y diatomeas.

Debido a que las diatomeas sólo responden de forma significativa a los gradiente de eutrofización y agricultura, se analizó en detalle la respuesta del EQR a la concentración de nutrientes, oxígeno disuelto y usos del suelo agrícolas, tanto intensivos como de baja intensidad. Los usos de suelo agrícola se incluyeron ya que son el origen difuso de los nutrientes que acceden a los ríos. Los análisis se realizaron sólo con localidades susceptibles de tener un impacto por nutrientes aportados por la actividad humana. Por tanto, se eliminaron todas las localidades que

presentaron cierta alteración hidromorfológica (presencia de presas, presencia de canalizaciones, presencia de desvíos hidroeléctricos) así como aquellas de las que se carecía de información de este tipo. Se realizó una regresión múltiple en la que el EQR NORTI de diatomeas es la variable respuesta y los predictores potenciales son los nutrientes ($N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NO_2$, $P\text{-}PO_4$), el oxígeno disuelto y los usos agrícolas en la cuenca de drenaje, diferenciando uso agrícola intensivo y no intensivo. Sólo se analizaron las muestras para las que se disponía información de todas las variables. Al igual que en el caso anterior, la selección de predictores se realizó mediante el procedimiento "mejor subgrupo" (*best subsets*) basado en AIC. Se transformaron los valores de todos los parámetros para garantizar que los residuos del modelo fueran normales. Al contrario que en el caso anterior, se consideraron los datos por muestra, y no por localidad.

El mejor modelo incluyó la agricultura intensiva, la agricultura de baja intensidad, el amonio, el nitrito y el fosfato ($R^2 = 0.315$; $F_{5,347} = 31.88$ $p < 0.001$). No obstante, el amonio y la agricultura de baja intensidad no fueron significativos. Hay 19 modelos alternativos que fueron plausibles (Δ AIC < 10). Todos ellos incluyeron la agricultura intensiva. La importancia de la agricultura intensiva se reflejó también en el hecho de que presentó el mayor coeficiente estandarizado (ver Tabla 9).

Variable predictora	Coeficiente estandarizado
Agricultura intensiva	-0.385***
Agricultura baja intensidad	0.047 (n.s.)
$N\text{-}NH_4$	-0.085 (n.s.)
$N\text{-}NO_2$	-0.144*
$P\text{-}PO_4$	-0.147**

*(n.s.) resultado no significativo; * p < 0.05; ** p < 0.01; *** p < 0.001*

Tabla 9. Coeficientes estandarizados y significación de la regresión multinomial realizada con las variables seleccionadas en el "mejor subgrupo" (*best subsets*). Sólo se utilizan muestras de diatomeas de localidades en las que no existe presión hidromorfológica. No se especifica la transformación aplicada a cada variable predictora.

En la siguiente figura se muestra la relación entre el EQR NORTI de diatomeas y los principales factores físico-químicos y de agricultura:

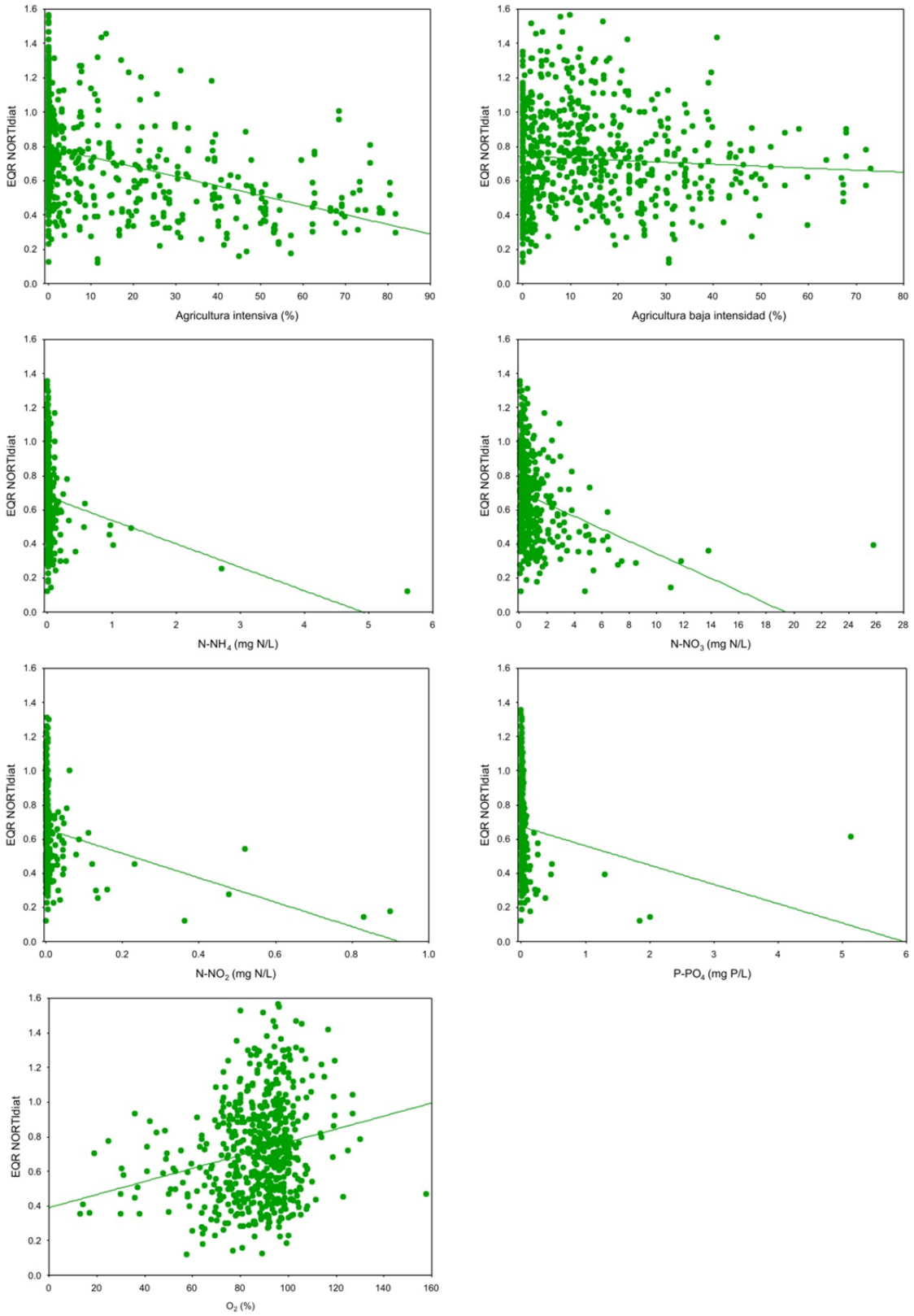


Figura 19. Relación entre el EQR NORTI de diatomeas y la composición físico-química del agua y los gradientes de agricultura para cada muestra.

Referencias

Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Bennett C, Kelly MG, Pardo I, Owen R. 2010. Instruction manual for intercalibrating national assessment systems for macro-invertebrates and phytobenthos in the Central Baltic Geographic Intercalibration Group. Central Baltic GIG rivers instruction manual. 14 pp.

Bennett C, Owen R, Birk S, Buffagni A, Erba S, Mengin N, Murray-Bligh J, Ofenböck G, Pardo I, van de Bund W, Wagner F, Wasson JG. 2011. Bringing European river quality into line: an exercise to intercalibrate macro-invertebrate classification methods. Hydrobiologia. DOI 10.1007/s10750-011-0635-2.

Confederación Hidrográfica del Cantábrico. 2008. Esquema provisional de temas importantes en materia de gestión de las aguas en la Demarcación Hidrográfica Del Cantábrico. Disponible en http://www.chcantabrico.es (Marzo 2011)

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. 2010. Propuesta proyecto Plan Hidrológico. Disponible en http://www.chminosil.es/ (Marzo 2011)

Comisión Europea. 2003a. Guidance document nº 3: Analysis of Pressures and Impacts. Common Implementation Strategy (CIS) for the Water Framework Directive. CIS Working Group 2.1 (IMPRESS).

Comisión Europea. 2003b. Guidance document nº 13: Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Common Implementation Strategy (CIS) for the Water Framework Directive. CIS Working Group 2.A (ECOSTAT).

Comisión Europea. 2008. Commission decision of 30 October 2008, establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the 25 intercalibration exercise (notified under document number C(2008) 6016) (2008/915/EC). Official Journal of the European Union, L332: 20-44.

Delgado C, Pardo I, García L. 2010. A multimetric diatom index to assess the ecological status of coastal Galician rivers (NW Spain). Hydrobiologia 644: 371-384.

Unión Europea. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas, la Directiva Marco del Agua. Official Journal of the European Communities L372: 1-72.

Unión Europea. 2006. Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces. Official Journal of the European Union, L264: 20-31.

IMPRESS. 2002. Guidance for the analysis of pressures and impacts in accordance with the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy Working Group 2.1, Office for Official Publications of the European Communities, Bruselas. 156 pp.

Instituto Geográfico Nacional. 2000. CORINE: Coordination of Information on the Environment, Land Cover. Escala 1:100.000.

Jaccard P. 1901. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles 37: 547–579.

Jones I, Clarke RT. 2009. Deliverable D6.1-1: Report on a workshop to bring together experts experienced with tool development and uncertainty estimation. WISER project.

Kelly M, Bennett C, Coste M, Delgado C, Delmas F, Denys L, Ector L, Fauville C, Ferréol M, Golub M, Jarlman A, Kahlert M, Lucey J, Chatháin BN, Pardo I, Pfister P, Picinska-Faltynowicz J, Rosebery J, Schranz C, Schaumburg J, van Dam H, Vilbaste S. 2009a. A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. Hydrobiologia 621: 169–182.

Kelly M, Bennion H, Burgess A, Ellis J, Juggins S, Guthrie R, Jamieson J, Adriaenssens V, Yallop M. 2009b. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. Hydrobiologia 633(1): 5-15.

Orden ARM/2656/2008, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. BOE nº 229 de 22/09/08.

Pardo I. 2007. Componentes intercalibrados del sistema de evaluación del estado ecológico desarrollados para el Norte de España. Informe técnico realizado para la Confederación Hidrográfica del Norte. 5 pp.

Pardo I. 2008. Integración de la evaluación de los sistemas biológicos con las condiciones físico-químicas e hidromorfológicas acompañantes en los ríos de la cuenca Norte. 19 pp.

Pardo I, Abraín R, Gómez-Rodríguez C, García-Roselló E. 2010a. Tipología de ríos y conformidad con las comunidades biológicas en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño – Sil. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil. 28 + xi pp

Pardo I, García L, Delgado C, Costas N, Abraín R. 2010b. Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrológicas del Cantábrico y Miño-Sil. 65 pp.