



***Plan Hidrológico de la parte
española de la demarcación
hidrográfica del Duero.
2015-2021***

**Anejo 8.2 Valoración del estado de las masas de agua
Apéndice V Valoración del estado ecológico a partir de
los peces**



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL DUERO

***PLAN HIDROLÓGICO DE LA PARTE ESPAÑOLA DE LA DEMARCACIÓN
HIDROGRÁFICA DEL DUERO (2015-2021)***

Anejo 8.2 - VALORACIÓN DE ESTADO

***Apéndice V – VALORACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO A
PARTIR DE LOS PECES***

Valladolid, diciembre de 2015

ÍNDICE

0. INTRODUCCIÓN	1
1. REVISIÓN DE MÉTODOS DE EVALUACIÓN DEL ESTADO BASADOS EN PECES	3
2. REQUERIMIENTOS DE LA DMA PARA LOS PECES	5
3. LA SITUACIÓN IBÉRICA	7
4. ENSAYOS REALIZADOS PARA OBTENER UN ÍNDICE DE PECES	9
4.1. Variantes del Índice de Similitud de Sorensen calculadas	9
4.2. Correlación de los Índices de Similitud con la continuidad fluvial: IC e ICL	11
4.3. Correlación de los Índices de Similitud con la disponibilidad de hábitat: Índice de refugio (IR), Índice de hábitat fluvial (IHF) y abundancia de mesohábitat	13
4.4. Correlación de los Índices de Similitud con índices biológicos: IBMWP, IPS.....	17
4.5. Correlación de los Índices de Similitud con parámetros químicos relacionados con los peces: DBO5, nitritos y amonio total.....	18
4.6. Análisis de los resultados obtenidos y conclusiones	19
5. CÁLCULO DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL TRAMO A PARTIR DE LOS PECES	21
5.1. Correlación de las categorías de estado ecológico con los Índices de Continuidad y los diferentes Índices de Similitud.....	23

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. ki para las diferentes especies presentes en la cuenca del Duero	12
Tabla 2. Valores de correlación IS vs continuidad fluvial.....	13
Tabla 3. Valores asignados para Csb.....	14
Tabla 4. Valores asignados para Cp	14
Tabla 5. Valores asignados para Cvs.....	14
Tabla 6. Valores asignados para Ci	14
Tabla 7. Valores asignados para Cei	15
Tabla 8. Valoración del IR y disponibilidad de refugio	16
Tabla 9. Valores de correlación IS vs mesohábitats	17
Tabla 10. Valores de correlación IS vs índices biológicos	17
Tabla 11. Valores de correlación IS vs parámetros químicos.....	19
Tabla 12. Comparativa estado global de la masa y estado ecológico a partir de los peces	23
Tabla 13. Valores de correlación entre las categorías de estado ecológico, los índices de similitud y el resto de parámetros considerados	23

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Resultados obtenidos del Índice de Refugio	16
Figura 2. Categorías de estado ecológico para cada tipo de comunidad de peces	22
Figura 3. Categorías de estado ecológico obtenidas	22

0. INTRODUCCIÓN

El valor indicador de los peces en la organización y funcionamiento de los ecosistemas fluviales, en comparación con otros indicadores como son los macroinvertebrados, se debe en parte a su mayor tamaño, longevidad y capacidad para almacenar reservas. Además, debido a su capacidad natatoria, también poseen una mayor facilidad para desplazarse. Estas características hacen que los peces respondan a los estímulos externos de manera diferente a otros organismos, a la vez que facilitan su adaptación a una gran diversidad de hábitats.

El nivel indicador de los peces, radica en que, al tener un ciclo de vida largo, pueden indicarnos perturbaciones ocurridas a largo plazo, teniendo también la longevidad suficiente como para acumular elementos contaminantes en sus tejidos. Esta capacidad de reserva de contaminantes, como por ejemplo metales pesados, se utiliza frecuentemente en el seguimiento del estado de aquellos ecosistemas acuáticos que se han visto alterados por vertidos tóxicos.

Por otra parte, en el caso de especies de peces diadromas (peces migratorios que se mueven entre el mar y las aguas dulces) su presencia en el río puede ser indicadora de la conectividad longitudinal del mismo. Por último, la presencia de poblaciones viables y saludables de peces depredadores es un buen indicador del estado de la comunidad de organismos acuáticos, ya que estos depredadores conforman el ápice de la cadena trófica en muchos ríos y su ausencia puede reflejar efectos de perturbación directa o indirecta.

1. REVISIÓN DE MÉTODOS DE EVALUACIÓN DEL ESTADO BASADOS EN PECES

El uso de los peces como indicadores de calidad se remonta hasta hace más de un siglo, aunque fue James Karr, quien en 1981, por primera vez ideó un índice de calidad basado en los peces para medir el estado ecológico de los ecosistemas fluviales de ríos templados de Estados Unidos. Este índice, se denominó “**Índice de Integridad Biótica (IIB)**” definiéndose esta integridad como “*la capacidad de un ecosistema para mantener una comunidad de organismos equilibrada, integrada y adaptativa teniendo una composición de especies, diversidad y organización funcional similar a aquella que pudiéramos encontrar en una zona natural de características similares*”. En esta definición, se vislumbraba también el concepto de condición de referencia, ampliamente utilizado hoy día en el campo de la evaluación del estado ecológico. El IBI de Karr, fue adaptado a zonas muy diferentes de todo el planeta, y a partir de él se fueron creando nuevas variables del mismo.

En el contexto europeo, actualmente se pueden distinguir dos grandes tendencias, diferenciadas básicamente por la forma utilizada para identificar las condiciones de referencia. Schmutz et al. (2007) siguen una aproximación tipológica para el establecimiento de estas condiciones de referencia, en la que se parte de una clasificación previa, basada en la composición taxonómica. En contraposición, Oberdorff et al. (2002) y más recientemente Pont et al. (2007) evitan el uso de clasificaciones y aplican modelos predictivos para el establecimiento de las condiciones de referencia específicas para cada nuevo sitio a evaluar.

Esta última alternativa fue finalmente la elegida durante el desarrollo del proyecto europeo FAME (FAME, 2004) para la elaboración del Índice de Peces Europeo (EFI).

Existen otras muchas aproximaciones no basadas en métodos multimétricos para la evaluación del estado ecológico de los ríos. Entre ellas destaca, por su amplia aplicación a escala mundial, el método RIVPACS (también denominado AUSRIVAS por Simpson y Norris -2000- en Australia o MEDPACS por Poquet et al. -2006- en el ámbito mediterráneo). Se trata de un método basado en tipos que utiliza directamente comparaciones entre los valores de riqueza taxonómica observados y esperados como medida del grado de perturbación (Hermoso, 2008).

2. REQUERIMIENTOS DE LA DMA PARA LOS PECES

A escala europea, la DMA, exige una serie de requerimientos en cuanto al tipo de datos necesarios para el uso de la fauna ictiológica como elemento biológico de calidad. Para ello, obliga al uso de datos de composición y abundancia de peces y también al uso de datos relativos a la estructura de clases de edad, con el fin de conocer el estado de la población de cada tramo a evaluar.

REQUERIMIENTOS DE LA DMA EN CUANTO AL TIPO DE DATOS NECESARIOS PARA EL USO DE LOS PECES COMO INDICADORES

COMPOSICIÓN

ABUNDANCIA

ESTRUCTURA DE EDADES

Estos parámetros, se han calculado en este trabajo, para cada tramo de río muestreado.

3. LA SITUACIÓN IBÉRICA

En el caso particular de los ríos mediterráneos, la adaptación de este tipo de herramientas se ve dificultada por las especiales características ecológicas de sus comunidades de peces, que poseen una baja riqueza específica por sitio, un elevado número de endemismos por cuenca y una gran variabilidad espacio-temporal. Además, estas comunidades han evolucionado en ambientes altamente variables, en los que han de responder a eventos drásticos como pueden ser sequías extremas o avenidas periódicas. Para ello han desarrollado estrategias caracterizadas por ciclos de vida cortos, hábitos ecológicos generalistas y oportunistas y madurez sexual temprana. Debido a esto, el índice EFI no es aplicable a los ríos mediterráneos, ya que no pudo ser validado para estos medios (Hermoso, 2008).

También es importante resaltar que, en el mayoría de países, aún no hay desarrollada una métrica oficial para determinar la calidad de las masas de agua para el grupo biológico de los peces, y en otros está en vías de estudio, por lo que las posibilidades de “intercalibración” de métricas a nivel europeo aún no es posible.

En el último ejercicio de intercalibración a nivel europeo se ha intercalibrado con éxito un índice de peces para la vertiente mediterránea: el IBIMED. Sin embargo, sigue sin existir ningún índice para el resto de cuencas hidrográficas españolas. Por lo tanto, en este trabajo se ha realizado una aproximación en términos de estado ecológico utilizando los datos recopilados en el trabajo de abundancia, composición y estructura de edades de las poblaciones de peces. Se ha intentado también, elaborar un índice de peces, que diese respuesta a esta evaluación. El desarrollo del mismo se explica en los apartados siguientes.

4. ENSAYOS REALIZADOS PARA OBTENER UN ÍNDICE DE PECES

En esta parte del estudio se proyectó el diseño de un índice de peces que fuese sensible a las presiones hidromorfológicas a las que están sometidas las masas de agua, en particular a la conectividad longitudinal, puesto que los indicadores biológicos disponibles hasta la fecha no son capaces de integrar este tipo de presiones. Además de los peces se consideran los mejores indicadores de este tipo de presión.

Para completar este fin, se analizó toda la información relativa a los peces existentes en la cuenca del Duero, tanto la bibliográfica como la obtenida en este proyecto en los muestreos de campo. Por otro lado, se consideró conveniente estudiar la **diversidad beta o diversidad entre hábitats**, que es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972). A diferencia de las diversidades alfa y gamma, que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta es de una dimensión diferente porque está basada en proporciones o diferencias (Magurran, 1988). Estas proporciones pueden evaluarse en base a índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de especies) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, etc.), o bien con índices de diversidad.

Los índices de similitud propiamente dichos, fueron propuestos por HELLAWELL (1986) para ser usados en estudios de evaluación de ríos. Estos índices fluctúan matemáticamente entre cero y uno y se adaptan bien a los requerimientos de la DMA. Pueden usar datos cualitativos como los de Jaccard, Sorensen, Braun-Blanquet, etc. o cuantitativos como los propuestos por Raabe o Czekanowski.

En este estudio, debido a que la mayor parte de los datos procedentes de la bibliografía, de las diferentes especies de peces, era del tipo cualitativo, se calculó el **Índice de Similitud de Sorensen (1948)**, en principio para cada segmento fluvial del que se disponía de información y, posteriormente, para cada masa de agua:

$$I = \frac{2c}{a+r}$$

Siendo: r= número de especies de la comunidad de referencia; a= número de especies presentes en la comunidad actual; y c= número de especies comunes entre la comunidad actual y la de referencia.

En el cálculo de este índice hay que considerar, como generalidades, las siguientes:

- Se consideraron como citas de referencia todas aquellas recopiladas en este estudio anteriores al año 2011 y aquellas obtenidas en los muestreos de 2011 y 2012 que se correspondieran con citas de especies que no se tenían recopiladas.
- De estas citas de referencia, se eliminaron aquellas correspondientes a especies exóticas (invasoras y no invasoras) de la cuenca del Duero, ya que se consideró que en la comunidad de referencia de peces, estas especies no estarían presentes. También se eliminaron las citas correspondientes al piscardo (*Phoxinus phoxinus*), que aunque es una especie autóctona de la P.Ibérica, se considera introducida en la cuenca del Duero. Las especies eliminadas se señalan a continuación:
 - *Alburnus alburnus* (exótico invasor)
 - *Carassius auratus* (exótico no invasor)
 - *Cyprinus carpio* (exótico no invasor)
 - *Esox lucius* (exótico invasor)
 - *Gambusia holbrooki* (exótico invasor)
 - *Lepomis gibbosus* (exótico invasor)
 - *Micropterus salmoides* (exótico no invasor)
 - *Oncorhynchus mykiss* (exótico no invasor)
 - *Sander lucioperca* (exótico invasor)
 - *Barbatula barbatula* (exótico no invasor)
 - *Phoxinus phoxinus* (autóctono introducido)
- Se consideraron como citas recientes los datos de las pescas obtenidos en los muestreos del verano de 2011 y de la primavera de 2012.

4.1. Variantes del Índice de Similitud de Sorensen calculadas

Con el fin de encontrar la mejor manera de calcular este índice teniendo en cuenta su respuesta ante las presiones, se realizaron diferentes ensayos, que se presentan a continuación:

1. Índice de Similitud (IS) con especies exóticas (1)

En primer lugar, se calculó este índice considerando también a las especies exóticas e introducidas que se pescaron en los muestreos del año 2011 y 2012, y que formarían parte de la comunidad de peces actual.

2. Índice de Similitud (IS) sin especies exóticas (2)

Posteriormente, se recalculó este índice eliminando las especies exóticas e introducidas existentes en la comunidad de peces actual.

3. Índice de Similitud (IS) considerando sólo algunas especies tanto en la comunidad de referencia como en la actual, y excluyendo a las especies exóticas e introducidas de la comunidad de peces actual (3)

En este caso, se probó a eliminar en el cálculo del índice aquellas especies con una distribución actual inexistente o muy reducida en la cuenca del Duero y que fueron las siguientes:

- *Achondrostoma salmantinum*
- *Acipenser sturio*
- *Anguilla anguilla*
- *Cobitis vettonica*
- *Squalius alburnoides*
- *Tinca tinca*

4. Índice de Similitud (IS) sin considerar las especies exóticas e introducidas y eliminado las densidades mínimas (4)

Para intentar corregir el IS, se decidió eliminar los registros de peces que habían aparecido en los muestreos de verano de 2011 o primavera de 2012 con una densidad inferior a 50 gr/m². Esto se propuso para intentar solventar el hecho de que especies que habían aparecido en la comunidad actual, pero de manera puntual, pudiesen devaluar el IS de esa zona, aún cuando el resto de especies era la misma que la comunidad de referencia.

5. Índice de Similitud (IS) vs. comunidad de referencia potencial (5)

Para intentar mejorar la información de referencia de partida, se elaboró la distribución potencial de cada especie de pez considerada. Para ello se tomaron las siguientes consideraciones:

- Para aquellas especies con una distribución actual muy amplia y generalizada, se consideró que en la condición de referencia potencial estarían presentes en todas las masas de agua. Estas especies fueron las siguientes: *Achondrostoma arcasii*, *Squalius carolitertii*, *Pseudochondrostoma duriense*, *Gobio lozanoi* y *Barbus bocagei*.
- En el caso de la *Anguilla anguilla*, cuya distribución actual es reducida, se consideró que anteriormente sí tenía una distribución muy amplia, que se vio mermada al construir las grandes presas del Duero, ya que es una especie catadroma que necesita completar su ciclo vital en el mar.
- En el caso de *Salmo trutta*, se ha considerado que, de manera potencial, podría ocupar todas las masas de agua de cabecera de la cuenca del Duero.
- En el caso de la *Tinca tinca*, se ha ampliado artificialmente su distribución a los tramos medios de algunos ríos de la cuenca del Duero.
- En el resto de especies, se ha considerado que su distribución potencial era aproximadamente igual que la que se tenía como distribución de referencia, habiéndose ampliado en algunos casos esta información, pero de manera reducida.

Considerando lo anterior, se calculó el IS potencial de tres maneras diferentes:

- Considerando las especies exóticas e introducidas que se pescaron (5.1)
- Sin considerar las especies exóticas e introducidas que se pescaron (5.2)
- Considerando las especies exóticas, pero eliminando las densidades mínimas de peces que se capturaron (se han eliminado aquellos registros, en donde la densidad de peces capturada fue inferior a 50 gr/m²) (5.3)

6. Índice de Similitud (IS) vs. potencial con especies exóticas corregido por la densidad (6)

En este cálculo, se corrigió el IS potencial explicado anteriormente, con las densidades de peces capturadas en los muestreos de 2011 y 2012. Para ello, para el conjunto de masas de agua muestreadas, se calcularon

diferentes percentiles de la densidad de peces capturados (expresada como ind/m²). Con esto se consideró lo siguiente:

- Cuando la densidad de peces capturados fue superior al percentil 80 que fue aproximadamente 0.5, se consideró como factor de corrección el valor 1.
- Cuando la densidad de peces fue muy baja (inferior al percentil 40 que representaba un valor de 0.1), se consideró como factor de multiplicación el valor 0.5.
- Cuando se obtuvieron valores de densidad intermedios, se consideró como factor de multiplicación el valor de 0.7.

Estos factores 1, 0.7 y 0.5 fueron utilizados para multiplicar el valor que, para esa masa, tenía el IS potencial, con objeto de corregirlo.

7. Índice de Similitud (IS) vs. potencial sin especies exóticas corregido por la densidad (7)

Este Índice de Similitud se calculó igual que el anterior, pero eliminando del cálculo a las especies exóticas que se pescaron en lo que se definió como comunidad de referencia.

4.2. Correlación de los Índices de Similitud con la continuidad fluvial: IC e ICL

El progresivo incremento de los aprovechamientos hidráulicos para distintos usos, especialmente en los últimos 60 años, ha traído aparejada la construcción de numerosas infraestructuras transversales a lo largo de los cauces fluviales, que tienen una seria repercusión en el estado ecológico de las masas de agua en las que están instaladas.

Además de las evidentes modificaciones físicas del hábitat que producen, ya que establecen una nueva disposición de rápidos y remansos, modifican también los procesos de transporte y energía, y alteran en mayor o menor medida la dinámica físico-química del río, lo que repercute en toda la comunidad biológica asentada a lo largo del mismo, tanto aguas arriba como aguas abajo.

Posiblemente el efecto más importante que producen estas estructuras es el efecto barrera, ya que compartimentan las cuencas, aíslan poblaciones e impiden los desplazamientos migratorios de un buen número de especies, especialmente de peces.

Los ciclos biológicos de los peces de las aguas dulces incluyen movimientos periódicos a lo largo del río, de distinta magnitud en función de la especie de que se trate, relacionados con la búsqueda de alimento, búsqueda de refugio y, sobre todo, con la reproducción. Además, existen otros movimientos, de dispersión, que generalmente se realizan aguas abajo mediante deriva.

Para evaluar el grado de compartimentación que sufren las masas de agua de la cuenca del Duero, la CHD encargó y dirigió un estudio cuyo objetivo final era el diseño de índices capaces de evaluar la conectividad longitudinal de los ríos. De los índices desarrollados en dicho estudio, para este trabajo hemos utilizado el “Índice de Compartimentación (IC)” y el “Índice de Continuidad Longitudinal (ICL)”, que pasan a detallarse a continuación.

Índice de compartimentación (IC)

El IC se utiliza para analizar el grado de compartimentación o fragmentación de un curso fluvial, una cuenca, una masa de agua o un tramo determinado. Para ello este índice relaciona el “Índice de franqueabilidad medio” ($\sum IF/N$) del tramo analizado y la distancia media entre azudes (L_T/N). A mayor valor del índice, mayor grado de compartimentación.

$$IC = \frac{\frac{\sum IF}{N}}{\frac{L_T}{N}} = \frac{\sum IF}{L_T}$$

L_T = Longitud de curso de agua considerado
 N = Número obstáculos transversales existentes
 $\sum IF$ = Suma de los índices de franqueabilidad de los azudes existentes

Índice de continuidad longitudinal (ICL)

La continuidad longitudinal de un curso fluvial o una cuenca vendrá determinada por la fragmentación de la cuenca y el grado de impacto que esta produzca sobre la comunidad de peces existente, por lo que es necesario introducir un nuevo parámetro que evalúe este grado de afectación, denominado *coeficiente de prioridad para las especies presentes (ki)*.

Este factor, ha sido desarrollado a partir del propuesto por Pini Prato (2007) para ríos italianos, y modificado para que se adapte a las características de la ictiofauna ibérica.

$$ki = N \times (M_{ov} + V_n)^2$$

Donde:

N = Naturalidad. Prioriza a las especies autóctonas de la cuenca frente a las introducidas y las invasoras.

Especies endémicas o autóctonas	1
Especies introducidas	0.5
Especies invasoras	0

Mov = Movilidad, capacidad de realizar migraciones.

Especies diadromas	5
Especies con fuertes exigencias migratorias	4
Especies sin grandes exigencias migratorias	3
Especies con movimientos migratorios reducidos o sedentarias	2
Especies euralinas	1

Vn = Vulnerabilidad, En función de las categorías establecidas en la lista roja de la UICN.

Especies en peligro	2
Especies vulnerables	1,5
Especies sin catalogar	1

Tabla 1. ki para las diferentes especies presentes en la cuenca del Duero

ESPECIES	N	Mov	Vn	ki
<i>Achondrostoma arcasii (VU)</i>	1	3	1.5	20
<i>Achondrostoma salmantinum (EN)</i>	1	3	2	25
<i>Alburnus alburnus</i>	0	2	1	0
<i>Ameiurus melas</i>	0	2	1	0
<i>Anguilla anguilla (CR)</i>	1	5	2	49
<i>Barbatula barbatula (VU)</i>	0.5	2	1.5	6,1
<i>Barbus bocagei</i>	1	4	1	25
<i>Carassius auratus</i>	0.5	2	1	4,5
<i>Cobitis calderoni (VU)</i>	1	2	1.5	12
<i>Cobitis paludica (VU)</i>	1	2	1.5	12
<i>Cobitis vettonica (EN)</i>	1	2	2	16
<i>Cyprinus carpio</i>	0.5	2	1	4,5
<i>Esox lucius</i>	0	2	1	0
<i>Gambusia holbrooki</i>	0	2	1	0
<i>Gobio lozanoi (VU)</i>	1	2	1.5	12
<i>Hucho hucho</i>	0.5	4	1	13
<i>Lepomis gibbosus</i>	0	2	1	0
<i>Micropterus salmoides</i>	0.5	2	1	4,5
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	0.5	4	1	13
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.5	4	1	13
<i>Phoxinus phoxinus</i>	0.5	2	1	4,5
<i>Pseudochondrostoma duriense VU</i>	1	4	1.5	30
<i>Salmo trutta</i>	1	4	1	25
<i>Salvelinus fontinalis</i>	0.5	4	1	13

ESPECIES	N	Mov	Vn	ki
<i>Sander lucioperca</i>	0	2	1	0
<i>Squalius alburnoides (VU)</i>	1	3	1.5	20
<i>Squalius carolitertii VU</i>	1	4	1.5	30
<i>Tinca tinca</i>	0.5	2	1	4,5

El índice de continuidad longitudinal (ICL) se construye a partir de la siguiente expresión:

$$ICL = IC \times \sum k_i$$

A mayor valor del índice, mayor fragmentación y mayor afección a la comunidad de peces existente.

A continuación, se presentan los valores de correlación, que presentaron estos dos índices de continuidad, con los índices de similitud calculados:

Tabla 2. Valores de correlación IS vs continuidad fluvial

INDICES	IC	ICL
IS INICIAL CON EXÓTICAS PESCADAS (1)	0,08	0,33
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS (2)	-0,09	0,21
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y SÓLO CONSIDERANDO ALGUNAS ESPECIES (3)	-0,08	0,21
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (4)	-0,18	-0,07
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.1)	-0,08	0,20
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.2)	-0,11	0,18
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (5.3)	-0,17	-0,07
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (6)	-0,13	0,10
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (7)	-0,15	0,08
IC	1,00	0,73
ICL		1,00

Como puede observarse en la tabla anterior, ningún valor de correlación fue superior a 0.40, por lo que puede decirse que no existe una relación clara entre los Índices de similitud y los índices de continuidad calculados. No obstante, nos permite deducir que el IS que mejor se ajusta es el (1), que es el calculado teniendo en cuenta las especies exóticas que se pescaron en los muestreos. También hay que considerar que aunque no existe un valor significativo como tal del IS con el IC y el ICL, el valor del IS tiene valor por sí mismo. También hay que tener en cuenta que con las fuentes de incertidumbre de partida y los medios disponibles, no se ha podido evaluar la relación con la puntualidad del muestreo y con las condiciones de referencia.

4.3. Correlación de los Índices de Similitud con la disponibilidad de hábitat: Índice de refugio (IR), Índice de hábitat fluvial (IHF) y abundancia de mesohábitat

Las diferentes variantes de Índice de Similitud, además de con la continuidad fluvial, se intentaron relacionar con otros parámetros indicadores de la disponibilidad de hábitat y de refugio presentes en el tramo de muestreo.

En primer lugar, con los datos de campo recogidos en los muestreos de verano de 2011 y primavera de 2012, en aquellos tramos de muestreo en donde fue posible, se calculó el **Índice de Refugio** propuesto por García de Jalón et al (1993). Según este índice, el refugio disponible se valora en función de una serie de parámetros: turbidez y profundidad del agua, granulometría del lecho, presencia de islas con o sin vegetación, sombra en las orillas, presencia de macrófitas sumergidas y, sobre todo, la presencia de espacios donde se puedan esconder los peces. Basándose en estos elementos se han calculado los siguientes coeficientes:

- Csb; coeficiente de sombra
- Ce; coeficiente de encueve

- C_i ; coeficiente de isletas
- C_{st} ; coeficiente de sustrato
- C_{vs} ; coeficiente de vegetación sumergida
- C_p ; coeficiente de profundidad

El cálculo de cada uno de estos coeficientes, se explica a continuación:

C_{sb}; coeficientes de sombra: Este parámetro se refiere a la cobertura de sombra proporcionada por la vegetación de las orillas del río y se da en porcentaje de anchura total sombreada. Los valores asignados se indican a continuación:

Tabla 3. Valores asignados para C_{sb}

Valor	Condición
0	sin sombra
1	menos de un 10 % de sombra
2	entre un 10 y un 25% de sombra
3	entre un 25 y un 50% de sombra
4	entre un 50 y un 75% de sombra
5	más de un 75% de sombra

C_p; coeficiente de profundidad: Este coeficiente mide de alguna forma la capacidad de aportar refugio a los peces ya que ésta aumenta cuanto mayor sea la columna de agua, al ser mayor la barrera física entre el pez y el depredador no acuático. Por otra parte, la turbidez del agua, segundo elemento de refugio, también será mayor en las corrientes más profundas. Los valores considerados han sido:

Tabla 4. Valores asignados para C_p

Valor	Condición
0	profundidad menor a 15 cm
1	profundidad entre 15 y 50 cm
2	profundidad entre 50 y 80 cm
3	profundidad entre 80 y 100 cm ó entre 15 y 50 cm con turbidez
4	profundidad entre 100 y 150 cm ó entre 50 y 80 cm con turbidez
5	Profundidad mayor de 150 cm ó mayor de 80 cm con turbidez

C_{vs}; coeficiente de vegetación sumergida: para la estimación de este parámetro, se han asignado distintos valores dependiendo del porcentaje de cobertura de dicha vegetación en el tramo de río estudiado. En este caso, se ha aplicado la siguiente valoración:

Tabla 5. Valores asignados para C_{vs}

Valor	Condición
0	ausencia de vegetación sumergida
1	con vegetación sumergida poco desarrollada
2	menos de un 5% de vegetación sumergida
3	entre un 5 y un 15% de vegetación sumergida
4	entre un 15 y un 30% de vegetación sumergida
5	más de un 30% de vegetación sumergida

C_i; coeficiente de isletas: este coeficiente depende de la cantidad de isletas que haya en el río y del tipo de vegetación que haya sobre las mismas. Así, los valores se asignan según la tabla que se expone a continuación:

Tabla 6. Valores asignados para C_i

Valor	Condición
0	ausencia de isletas

Valor	Condición
1	isletas aisladas con cualquier tipo de vegetación
2	muchas isletas con vegetación herbácea
3	pocas isletas con vegetación arbustiva
4	muchas isletas con vegetación arbustiva
5	muchas isletas con vegetación arbórea

Cst, coeficiente de sustrato: este parámetro se ha estimado basándose en la valoración de los sustratos propuesta por el IFIM, y considerando además la proporción entre ellos. El valor de este parámetro va a depender de la facilidad que tengan los peces para refugiarse en los diferentes tipos de sustratos. La valoración de este parámetro se expone a continuación:

Valor 0: en los casos en que el sustrato mayoritario sea la roca madre lisa y el segundo en importancia sean arenas o limos. Se considera que los huecos que existan en la roca madre se encuentran colmatados de estos materiales y no ofrecen refugio a los peces existentes.

Valor 1: siempre que el sustrato que se encuentre en mayor proporción sean limos o arenas. Se trata de un valor bajo ya que aunque existen especies que se entierran en este tipo de materiales, éstas no son muy numerosas.

Valor 2: hay numerosas condiciones que se pueden observar en el río con este valor especialmente en los apartados a y b, ya que en este tipo de materiales se suelen ubicar los frezaderos.

- a) cuando el sustrato más común se trate de gravillas
- b) cuando lo mayoritario sea la roca madre y después la gravilla
- c) el sustrato principal son las gravas y luego las arenas
- d) las mayores proporciones corresponden a gravas y luego a gravillas
- e) cuando la mayor presencia es de gravas y lo siguiente bloques

En cuanto a las condiciones c,d y e, al tratarse de gravas, que poseen un diámetro mayor, los peces de menor tamaño pueden refugiarse en huecos que quedan entre ellas.

Valor 3: se presenta siempre que haya principalmente bloques y como sustrato secundario gravas. Se trata de un valor alto ya que hay muchas especies que pueden encontrar cobijo en este tipo de fondo.

Valor 4: es un valor muy alto ya que aquí pueden refugiarse casi todas las especies de los ríos. Se pueden encontrar varias condiciones con este valor. Estos son:

- a) cuando el elemento principal se trate de bloques
- b) cuando el sustrato mayoritario sea roca madre y el segundo en proporción sean gravas
- c) cuando se de el caso contrario al anterior; el principal son las gravas y el siguiente sea roca madre

Valor 5: es el valor más alto porque incluso las especies de gran tamaño podrán encontrar refugio en este tipo de sustrato. Está representado por fondo compuesto básicamente de roca madre siendo el segundo elemento mayoritario los bloques.

Ce; coeficiente de encueve: este coeficiente será más alto cuanto mayor sean las estructuras existentes que ofrezcan un refugio seguro a los peces. Los valores que se han asignado para cada una de las estructuras estudiadas es el siguiente:

Tabla 7. Valores asignados para Ce

Valor	Condición
1	cornisas y oquedades con una profundidad < 20 cm
2	cornisas y oquedades con una profundidad = 20 cm
3	cornisas y oquedades con una profundidad > 20 cm
4	cuevas y tocones con una profundidad < 50 cm
5	cuevas y tocones con una profundidad > = 50 cm

El índice total de disponibilidad de refugio (IR) finalmente se obtiene de la siguiente expresión:

$$IR = (Csb + Ci + Cst + Cvs + Cp) / 5 + Ce$$

El coeficiente C_e , calificador de la cobertura debida a cornisas, bancos y cuevas, se pondera cinco veces más que el resto de coeficientes, ya que se considera un tipo de refugio fundamental para los peces de cierto tamaño.

En el caso de no existir isletas, se ha utilizado esta otra expresión:

$$\text{IR sin isletas} = (C_{sb} + C_i + C_{vs} + C_p) / 4 + C_e$$

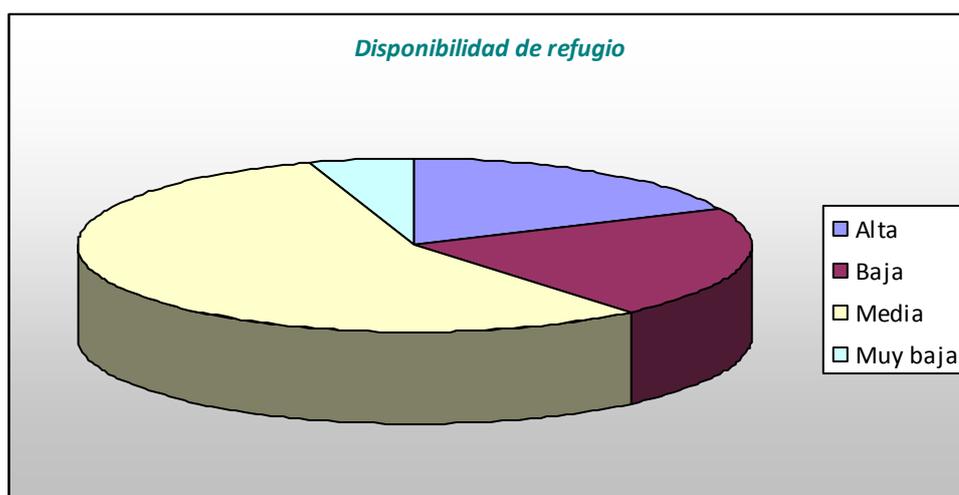
Los valores que puede tomar este índice se muestran en la siguiente tabla, junto con su calificación:

Tabla 8. Valoración del IR y disponibilidad de refugio

Índice de refugio	Disponibilidad de refugio
< = 0,5	NULA
0,6-2,5	MUY BAJA
2,6-4,5	BAJA
4,6-6,5	MEDIA
6,6-8,5	ALTA
8,6-10	MUY ALTA

El IR se ha podido calcular en 139 estaciones de muestreo. Como puede verse en la imagen siguiente, no se encontraron en ninguna estación de muestreo las condiciones necesarias para dar una disponibilidad de refugio muy alta. Por el contrario, la disponibilidad de refugio media, fue la que apareció con una mayor frecuencia.

Figura 1. Resultados obtenidos del Índice de Refugio



Por otro lado, también se estudió la relación entre los Índices de Similitud calculados y el **Índice de Hábitat fluvial o IHF**. Este índice surge de la necesidad de caracterizar los cauces de los ríos mediterráneos dentro de los objetivos generales del proyecto GUADALMED, que pretende valorar el estado ecológico de los ríos mediterráneos, para adaptarse a la Directiva Marco del Agua. Entre los aspectos físicos del cauce que evalúa, están los siguientes: frecuencia de rápidos, existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos. También se evalúa la presencia y dominancia de distintos elementos de heterogeneidad, que contribuyen a incrementar la diversidad de hábitat físico y de las fuentes alimenticias; entre ellos, materiales de origen alóctono (hojas, madera) y de origen autóctono, como la presencia de diversos grupos morfológicos de productores primarios.

Por otro lado, se ha evaluado el número de **mesohábitats** existentes en el tramo de muestreo. Para ello, en campo, se evaluó la abundancia de mesohábitats mediante una adaptación del libro de “Methods of stream ecology”, de F.Richard Hauer y Gary Anthony Lamberti (2006). Para intentar relacionar esta clasificación de mesohábitat con el índice de similitud, se contabilizó el número de mesohábitats presentes en cada estación de muestreo, considerando que este parámetro podía ser de manera indirecta también un indicador de refugio, al representar la variabilidad existente en el tramo de muestreo.

El Índice de refugio, el IHF y la abundancia de mesohábitat se relacionaron con los Índices de Similitud calculados, dando los siguientes valores de correlación:

Tabla 9. Valores de correlación IS vs mesohábitats

INDICES	INDICE DE REFUGIO (IR)	IHF	ABUNDANCIA DE MESOHÁBITATS
IS INICIAL CON EXÓTICAS PESCADAS (1)	0,10	0,20	0,09
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS (2)	0,08	0,09	-0,01
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y SÓLO CONSIDERANDO ALGUNAS ESPECIES (3)	0,08	0,11	0,00
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (4)	0,05	-0,13	0,00
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.1)	0,08	0,15	0,02
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.2)	0,08	0,13	-0,01
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (5.3)	0,08	-0,07	0,00
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (6)	0,01	0,06	-0,02
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (7)	0,01	0,05	-0,05
INDICE DE REFUGIO (IR)	1,00		
IHF	-0,02	1,00	0,16
ABUNDANCIA DE MESOHÁBITATS	-0,10		1,00

Como puede observarse en la tabla anterior, ningún valor de correlación fue superior a 0.40, por lo que puede decirse que no existe una relación clara entre el IS calculado de diferentes formas y la variabilidad de mesohábitats y refugios del tramo de muestreo.

4.4. Correlación de los Índices de Similitud con índices biológicos: IBMWP, IPS

Para estudiar si existía algún tipo de relación entre los Índices de Similitud calculados y la calidad del agua, se utilizaron los índices IBMWP e IPS obtenidos en los muestreos del año 2011 realizados en las masas de agua de la Confederación Hidrográfica del Duero, y cuya definición básica se expone a continuación.

IBMWP (Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988): Es un índice biológico que utiliza los invertebrados bentónicos (especialmente los macroinvertebrados) para determinar la calidad del agua. Este índice es una adaptación española del índice BMWP (Biological Monitoring Working Party score system), que se basa en la diferente sensibilidad y valor indicador frente a la contaminación, de las distintas familias de macroinvertebrados bentónicos presentes en el agua.

IPS (Índice de Polusensibilidad Específica): Es un índice que utiliza las diatomeas para determinar la calidad del agua existente. Este índice se calcula sobre la base de las medias ponderadas de los valores de sensibilidad a la contaminación (Sj), valor indicador de contaminación (Vj) y abundancia relativa (j) de las especies de diatomeas presentes en la muestra.

$$IPS = \frac{\sum A_j \neq S_j \neq V_j}{\sum A_j \neq V_j}$$

Los resultados del análisis de correlación de estos índices con los Índices de Similitud calculados, se expone a continuación.

Tabla 10. Valores de correlación IS vs índices biológicos

INDICES	IBMWP	IPS
IS INICIAL CON EXÓTICAS PESCADAS (1)	-0,01	0,21

INDICES	IBMWP	IPS
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS (2)	-0,14	0,08
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y SÓLO CONSIDERANDO ALGUNAS ESPECIES (3)	-0,20	0,09
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (4)	0,05	0,02
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.1)	-0,14	0,15
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.2)	-0,14	0,11
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (5.3)	0,03	0,04
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (6)	-0,10	0,13
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (7)	-0,11	0,10
IBMWP	1,00	0,42
IPS		1,00

Como puede observarse en la tabla anterior, sólo la correlación entre IBMWP e IPS tiene un valor superior a 0.40. El resto de relaciones que nos interesan, como son las correlaciones entre los índices biológicos y los de similitud, dan valores de correlación muy bajos, por lo que se puede deducir que no están relacionados. Estos resultados eran previsible, ya que cada índice explica una presión diferente.

4.5. Correlación de los Índices de Similitud con parámetros químicos relacionados con los peces: DBO₅, nitritos y amonio total

Otros de los parámetros para los que se estudió la correlación fueron ciertos parámetros químicos medidos en las masas de agua de estudio en el año 2011, dentro de las redes de control que posee la Confederación Hidrográfica del Duero. Son los siguientes:

DBO₅ (mg/l): la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es un parámetro que mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por los organismos acuáticos. Se utiliza para medir el grado de contaminación y normalmente se mide trascurridos cinco días de incubación (DBO₅). Según la Directiva 2006/44/CE relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, este parámetro no debe ser superior a 3 mg/l O₂ en aguas salmonícolas, y a 6 mg/l O₂ en aguas ciprinícolas.

Amonio total (mg/l): los iones amonio son un producto tóxico de desecho del metabolismo en los animales. En el caso de peces e invertebrados acuáticos, se excreta directamente en el agua, en mamíferos y anfibios, se convierte en urea, debido a que es menos tóxica y puede ser almacenada más eficientemente. En aves y reptiles, el amonio metabólico es convertido en ácido úrico, que es sólido y puede ser excretado con mínimas pérdidas de agua. Según la Directiva 2006/44/CE relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, el amonio total no debe ser superior a 0.04 mg/l NH₄ en aguas salmonícolas, y a 0.2 mg/l NH₄ en aguas ciprinícolas. En condiciones geográficas o climatológicas particulares y especialmente en el caso de bajas temperaturas del agua y de reducida nitrificación, o cuando la autoridad competente pueda probar que no hay consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces, los Estados miembros podrán fijar valores superiores a 1 mg/l de amonio total tanto para aguas ciprinícolas como salmonícolas, según se recoge en la Directiva anteriormente citada. El amonio total puede ser perjudicial para los peces, pero mucho más lo es el amoniaco no ionizado (NH₃) cuyas concentraciones límite según la Directiva 2006/44/CE son mucho menores.

Fósforo total (mg/l): es un no metal multivalente perteneciente al grupo del nitrógeno, que se encuentra en la naturaleza combinado con fosfatos inorgánicos y en organismos vivos, pero nunca en estado nativo. Es muy reactivo y se oxida espontáneamente en contacto con el oxígeno atmosférico.

Según la Directiva 2006/44/CE relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, este parámetro tiene un valor indicativo de 0.2 mg/l para las aguas salmonícolas y de 0.4 mg/l para las aguas ciprinícolas.

Los valores de correlación de estos parámetros químicos con los Índices de Similitud calculados, se muestran a continuación:

Tabla 11. Valores de correlación IS vs parámetros químicos

INDICES DE SIMILITUD y PARÁMETROS QUÍMICOS	DBO5 (mg/l)	AMONIO TOTAL (mg/l)	FÓSFORO TOTAL (mg/l)
IS INICIAL CON EXÓTICAS PESCADAS (1)	0,03	-0,07	-0,09
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS (2)	0,08	-0,06	-0,02
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y SÓLO CONSIDERANDO ALGUNAS ESPECIES (3)	0,06	-0,01	0,01
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (4)	0,09	-0,07	0,07
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.1)	0,05	-0,04	-0,08
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.2)	0,06	-0,04	-0,06
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (5.3)	0,15	-0,09	0,02
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (6)	0,03	-0,04	-0,09
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (7)	0,04	-0,04	-0,08
DBO5 (mg/l)	1,00	-0,02	0,36
AMONIO TOTAL (mg/l)		1,00	0,05
FÓSFORO TOTAL (mg/l)			1,00

Como puede observarse en la tabla anterior, no existen valores de correlación superiores a 0.40, por lo que puede deducirse que no existe una correlación significativa entre los Índices de Similitud calculados y los parámetros químicos.

4.6. Análisis de los resultados obtenidos y conclusiones

La ictiofauna es uno de los elementos de calidad biológica cuyo estudio es requerido por la DMA. Desde el punto de vista indicador, los peces tienen características propias que les diferencian de otros elementos biológicos y les hacen complementarios ineludibles. Su mayor longevidad permite a los peces ser testigos e indicadores de afecciones e impactos históricos a las masas de agua cuyas causas ya han desaparecido. Además, su mayor tamaño y movilidad les permite jugar un papel preponderante en los ecosistemas, al influir en el tipo de energía y transporte de sustancias y elementos. Por todo ello, su valor indicador peculiar reside en ser los indicadores con una escala espacio-temporal mayor. Además a diferencia del fitobentos, macroinvertebrados y macrófitas cuyo valor indicador reside en la escala del microhábitat, en el caso de los peces su valor indicador se refiere a la escala del mesohábitat, es decir del tramo o segmento fluvial.

En el marco de la aplicación de la DMA, los peces se consideran útiles para la detección y seguimiento de las presiones hidromorfológicas que produzcan:

- Alteración del hábitat con producción de cambios en:
 - Profundidad y anchura del río
 - Velocidad del agua
 - Composición granulométrica
 - Morfología del lecho
 - Vegetación de ribera
- Continuidad del río

La ictiofauna también es sensible a las presiones físico-químicas que produzcan:

- Contaminación del agua
- Eutrofia y aparición de toxicidad por algas
- Desoxigenación del agua

Como ya se ha comentado antes en epígrafes anteriores, en EE.UU la ictiofauna se usa para la vigilancia de la calidad de las aguas de forma habitual y se han desarrollado procedimientos estandarizados para el muestreo y procesado de las muestras (IBI). En Europa, se comenzó a utilizar la ictiofauna para la vigilancia de la calidad de las aguas en el ámbito de aplicación de diferentes Directivas europeas: Directiva de tratamiento de aguas urbanas residuales (91/271/ECC), Directiva de nitratos (91/676/EEC), etc. En España, las experiencias con indicadores basados en peces son escasas y, existen pocos casos en los que éstos se hayan incluido en las redes de control de calidad gestionadas por las Confederaciones y los servicios de Medio Ambiente de las Comunidades Autónomas, salvo para ser usados como herramientas de diagnóstico para la gestión de la pesca o de la fauna amenazada.

En nuestro caso, el intentar conseguir un Índice de peces que pudiese estar relacionado con la continuidad longitudinal del tramo de muestreo o con otros parámetros como la disponibilidad de mesohábitats o la calidad del agua, ha resultado una tarea complicada y poco alentadora, ya que aunque de manera teórica los peces se consideran buenos indicadores de calidad, en la práctica intentar explicar este valor indicador resulta una tarea muy complicada. Prueba de ello fue el proyecto FAME, en donde se intentó elaborar un índice de peces a nivel europeo (EFI y posteriormente EFI+) y en donde no se llegó a conseguir un índice aplicable, al menos para los ecosistemas mediterráneos.

Debido a estos condicionantes y a otros que han podido influir, no se ha conseguido obtener un índice como tal, pero sí una imagen muy válida del estado de las poblaciones de peces actuales constatadas con las condiciones de referencia que han sido también definidas en este trabajo, que puede ser muy útil para conocer la evolución histórica que han sufrido las poblaciones de peces.

5. CÁLCULO DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL TRAMO A PARTIR DE LOS PECES

Debido a que el cálculo de los diferentes Índices de Similitud no dio los resultados esperados, se pensó en otra manera de evaluar el estado a partir de la fauna ictiológica en cada uno de los tramos muestreados y, en consecuencia también en la masa de agua.

Para ello, se han tenido en cuenta los parámetros de **composición, abundancia, y estructura de edades** que se han calculado en este estudio y cuya determinación es requerida por la DMA. Estos parámetros se han analizado en cada comunidad de peces capturada de manera sintética, teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

- Inicialmente se ha cuantificado para cada estación de muestreo la abundancia y proporción de las especies autóctonas y exóticas capturadas, determinando que categorías han aparecido y cuáles han sido las más numerosas.
- Posteriormente, se analizaron los datos poblaciones de cada una de las especies capturadas, teniendo en cuenta el número de individuos de cada especie que aparecieron en el muestreo y la frecuencia de aparición de cada talla de longitud capturada. Para ello, se consultaron los gráficos de Petersen, en donde se determinan clases de edades a partir de la agrupación de similares frecuencias de longitudes.
- En la determinación de la estructura de edades y, en definitiva, en la composición de la población, también se tuvo en cuenta que en la población capturada existiesen individuos de todas las tallas y, por consiguiente, de todas las edades posibles, puntuando de manera positiva aquellas comunidades en donde la variabilidad de tamaños encontrados fue mayor.
- También de manera general se ha tenido en cuenta la altitud y, por consiguiente, el tipo de río de estudio y las fotografías de la zona de muestreo, con el fin de determinar a priori el tipo de comunidad de peces que podría existir allí. Esta apreciación no ha sido determinante por sí misma, pero sí ha servido para graduar la asignación a cada tipo de cada comunidad.

Según estas apreciaciones y considerando todas las posibilidades de asociaciones que han aparecido, se han clasificado las comunidades de peces en los siguientes tipos:

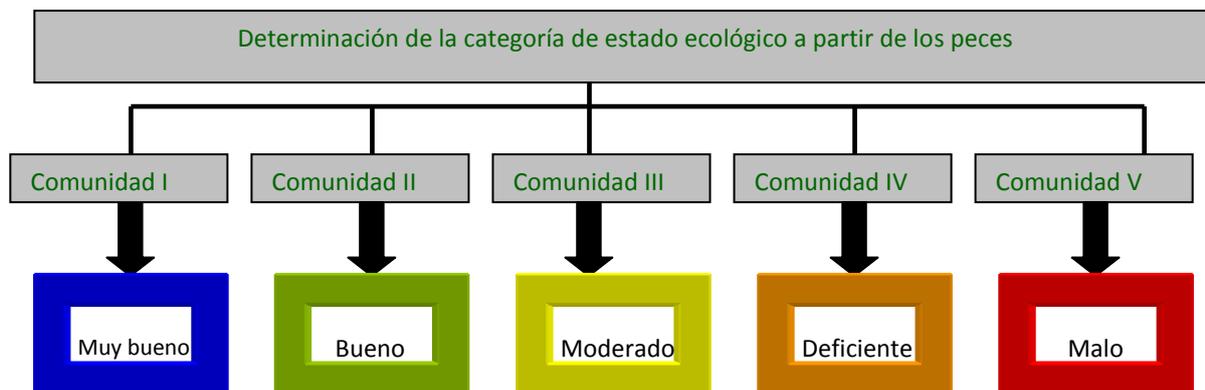
- I: Comunidad formada exclusivamente por especies autóctonas¹ que presenta un número de individuos y una estructura de edades que garantiza su permanencia (al menos esto se da en la mayoría de especies presentes).
- II: Comunidad formada por especies autóctonas que presentan una estructura de edades que garantiza su permanencia y por ejemplares esporádicos de especies exóticas o de autóctonas introducidas.
- III: Este tipo de comunidad lo forman los supuestos siguientes:
 - Comunidad formada por especies autóctonas (endémicas y no endémicas) e introducidas, con estructuras de edades que garantizan su permanencia.
 - Comunidad formada por especies autóctonas (también las consideradas introducidas en la cuenca del Duero) y exóticas que presentan una estructura de edades que garantiza su permanencia, siendo más abundantes las especies autóctonas.
 - Comunidades de especies autóctonas en donde sólo se han capturado individuos de talla pequeña o donde faltan muchas clases de edad.
- IV: Este tipo de comunidad la forman supuestos como los siguientes:
 - Comunidades formadas por especies autóctonas con poblaciones mal estructuradas y poco abundantes que no garantizan su supervivencia.
 - Comunidad formada por especies autóctonas y exóticas que presentan una estructura de edades que garantiza su permanencia, siendo más abundantes las especies exóticas.
 - Comunidades de especies exóticas estructuradas y ejemplares esporádicos de especie autóctonas.

¹ Cuando se dice autóctono, se refiere exclusivamente a las especies autóctonas de la cuenca del Duero. Cuando se quiere referir a las especies autóctonas introducidas se especifica.

- Comunidades formadas exclusivamente por especies autóctonas introducidas (piscardos).
- V: Este tipo de comunidad lo forman supuestos como los siguientes:
 - Ausencia no natural de comunidades de peces
 - Comunidad formada exclusivamente por especies exóticas

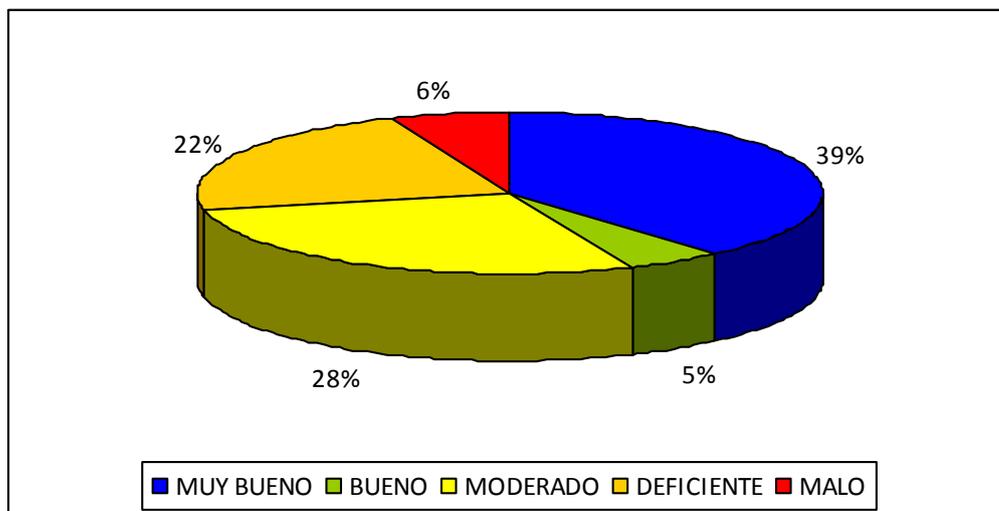
Posteriormente, cada grupo de comunidad, se ha asignado directamente a una categoría de estado, según puede visualizarse en la imagen siguiente:

Figura 2. Categorías de estado ecológico para cada tipo de comunidad de peces



De esta manera, se ha calculado el *estado ecológico del tramo* de estudio. En la figura siguiente, puede observarse de manera resumida, el porcentaje de cada categoría de estado ecológico que se ha obtenido:

Figura 3. Categorías de estado ecológico obtenidas



Como puede observarse en la imagen anterior, la mayor parte de tramos evaluados presentó un estado ecológico “Muy bueno”. El resto de tramos presentaron un estado ecológico “Moderado” o bien “Deficiente”, siendo los tramos con categoría “Malo” o “Bueno” los que menos frecuencia de aparición tuvieron.

Para evaluar el **estado ecológico de la masa**, de manera generalizada se extrapoló el valor del tramo a la masa en la que estaba ubicada. En el caso de existir más de un tramo evaluado en la misma masa, el estado final de ésta se consideró el peor de ellos. El estado ecológico de cada una de las masas evaluadas se recoge en la tabla que aparece en el Anexo IX del presente documento “Estado ecológico de las masas de agua muestreadas, a partir de los peces”, junto con el dato de estado que tiene esa masa según los últimos estudios. Los datos obtenidos se recogen en la tabla siguiente de manera resumida:

Tabla 12. Comparativa estado global de la masa y estado ecológico a partir de los peces

ESTADO O POTENCIAL ECOLÓGICO 2003-2011 POR MASA DE AGUA. CATEGORÍAS	ESTADO ECOLÓGICO A PARTIR DE LOS PECES. CATEGORÍAS	Total
MUY BUENO	MUY BUENO	16
	BUENO	4
	MODERADO	5
	DEFICIENTE	7
	MALO	1
BUENO	MUY BUENO	38
	BUENO	6
	MODERADO	35
	DEFICIENTE	13
	MALO	8
MODERADO	MUY BUENO	21
	MODERADO	14
	DEFICIENTE	18
	MALO	3
DEFICIENTE	MUY BUENO	5
	MODERADO	4
	DEFICIENTE	1
	MALO	1
MALO	MALO	1
	DEFICIENTE	1
MÁXIMO (Masas muy modificadas)	MUY BUENO	4
	MODERADO	3
	DEFICIENTE	2

Como puede verse en la tabla anterior, el estado o potencial ecológico de la masa, evaluado a partir de indicadores físicos y biológicos, no coincide con el estado ecológico evaluado exclusivamente a partir de los peces. Sólo para el caso de masas con categoría “Malo” parece que los peces y el resto de indicadores coinciden, ya que se obtuvo un estado ecológico “Malo o Deficiente”. Esto podría indicarnos que en una masa con un mal estado general, todos los indicadores son sensibles, cosa que era de esperar. Por el contrario, en masas con un estado o potencial ecológico “Muy bueno”, los peces dieron estados de todas las categorías posibles, por lo que puede deducirse que para este tipo de masas, los peces son menos sensibles. Si es importante puntualizar, que en este caso, aunque los peces dieron todas las categorías posibles de estado ecológico, fue la categoría “Muy bueno” la que presentó una mayor abundancia. Según estas apreciaciones, los peces podrían ser indicadores de estados extremos, siendo así buenos indicadores de masas con estado “Muy bueno” o “Muy malo”, y peores indicadores de estados de calidad intermedios.

5.1. Correlación de las categorías de estado ecológico con los Índices de Continuidad y los diferentes Índices de Similitud

Para intentar ver si existía algún tipo de relación entre las diferentes categorías de estado ecológico obtenidas y los Índices de continuidad, de similitud y el resto de parámetros anteriormente descritos en este informe, se hizo un análisis de correlación cuyos resultados se presentan en la tabla siguiente:

Tabla 13. Valores de correlación entre las categorías de estado ecológico, los índices de similitud y el resto de parámetros considerados

INDICES Y PARÁMETROS	CATEGORÍAS ESTADO ECOLÓGICO
CATEGORIAS EECOL	1,00
IS INICIAL CON EXÓTICAS PESCADAS (1)	0,40
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS (2)	0,27
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y SÓLO CONSIDERANDO ALGUNAS ESPECIES (3)	0,29

INDICES Y PARÁMETROS	CATEGORÍAS ESTADO ECOLÓGICO
IS INICIAL SIN EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (4)	0,05
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.1)	0,30
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS (5.2)	0,21
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CON DENSIDADES MÍNIMAS EXCLUIDAS (5.3)	0,08
IS POTENCIAL CON ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (6)	0,29
IS POTENCIAL SIN ESPECIES EXÓTICAS PESCADAS Y CORREGIDO POR LA DENSIDAD (7)	0,23
DBO5 (mg/l)	0,07
AMONIO TOTAL (mg/l)	-0,10
FÓSFORO TOTAL (mg/l)	-0,01
IBMWP	0,07
IPS	0,20
IHF	0,15
ABUNDANCIA DE MESOHÁBITATS	0,26
INDICE DE REFUGIO	-0,12
IC	0,12
ICL	0,20

Como puede verse en la tabla anterior los valores de correlación que se obtuvieron no superaron en ningún caso valores de 0.40 por lo que puede deducirse que no se existen relaciones significativas entre las categorías de estado ecológico y el resto de Índices y parámetros considerados. El índice IS calculado considerando también las especies exóticas pescadas, fue el que presentó una mejor correlación con las diferentes categorías de estado ecológico (correlación igual a 0.40), pero esta tampoco resultó significativa.