IMPLEMENTACIÓN DE LA DMA EN BALEARES: EVALUACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LAS MASAS DE AGUA EPICONTINENTALES UTILIZANDO INDICADORES E ÍNDICES BIOLÓGICOS

TOMO I: TORRENTES

DIRECTOR DEL ESTUDIO: Alfredo Barón Périz

COORDINADOR: Fernando Orozco, FOA Ambiental s.l.

DIRECTORA CIENTÍFICA: Isabel Pardo Gamundi, Área de Ecología, Universidad de Vigo

EQUIPO CIENTÍFICO: Área de Ecología, Universidad de Vigo

Equipo redactor: Maruxa Álvarez Jimenez, Cristina Delgado Núñez, Liliana García Lago, Paloma Lucena Moyá

Equipo apoyo técnico: Mar Domínguez Fernández, Alfonso Nebra Costas, Maria Penalta Rodríguez

Agosto 2007

Pág.

1.1. Introducción 1

1.1.1. Objetivos 3

1.2. Metodología desarrollada en el diseño de la red 5

1.2.1. Criterios generales de diseño de la red 5

1.2.2. Morfometría 9

1.2.2.1. Cálculo de los parámetros principales de cada tramo fluvial 9

1.2.3. Localización de las estaciones de muestreo 11

1.2.4. Identificación de las masas de agua de las Baleares 11

1.3. Metodología desarrollada en los trabajos de campo 15

1.3.1. Protocolo general de muestreo 15

1.3.2. Vegetación marginal y macrófitas 16

1.3.3. Estima de parámetros físico-químicos 16

1.3.4. Toma de muestras de algas bentónicas (Diatomeas) 17

1.3.5. Toma de muestras de invertebrados bentónicos 18

1.3.6. Estima de parámetros hidromorfológicos 18

1.4. Metodología desarrollada en los trabajos de laboratorio 19

1.4.1. Análisis de aguas 19

1.4.2. Algas bentónicas (Diatomeas) 19

1.4.3. Invertebrados 22

1.5. Análisis de datos 24

1.6. Resultados obtenidos 29

1.6.1. Condiciones de referencia: criterios de selección 29

1.6.2. Establecimiento de tipologías 31

1.6.2.1. Modelos generales por islas 31

1.6.2.1.1. Contraste de Tipologías de islas con elementos biológicos 31

1.6.2.2. Establecimiento de tipologías según la DMA 33

1.6.2.2.1. Contraste de Tipologías DMA con elementos biológicos 34

1.6.3. Validación de estaciones de referencia 39

1.6.3.1. Validación de referencias: Tipo 1 39

1.6.3.2. Validación de referencias: Tipo 2 42

1.6.3.3. Validación de referencias: Tipo 5 46

1.6.4. Identificación de gradientes de presión 50

1.6.4.1. Gradientes de presión dominantes 51

1.6.4.2. Resultados por tipologías 59

1.6.4.2.1. Gradiente de presión orgánica: TIPO 1 59

1.6.4.2.2. Gradiente de presión orgánica: TIPO 2 60

1.6.4.2.3.Gradiente de presión orgánica: TIPO 5 61

1.6.5. Modelos de clasificación del estado ecológico 63
1.6.5.1. Modelo general Tipo 1: Torrentes del llano 65
1.6.5.2. Modelo general Tipo 2: Torrentes tipo cañón 87
1.6.5.3. Modelo general Tipo 5: Torrentes de montaña 105

1.6.6. Evaluación e integración de las Clases de Estado Ecológico 129
1.6.6.1. Tipo 1: Torrentes del llano 131
1.6.6.2. Tipo 2: Torrentes tipo cañón 143
1.6.6.3. Tipo 5: Torrentes de montaña 152

1.6.7. Contribución al análisis de presiones e impactos 162
1.6.7.1. Presión orgánica puntual (depuradora/vertido) 163
1.6.7.1.1 Tipo 1: Torrentes del llano 163
1.6.7.1.2 Tipo 2: Torrentes tipo cañón 165
1.6.7.1.3 Tipo 5: Torrentes de montaña 167
1.6.7.2. Presión orgánica difusa (agricultura) 169
1.6.7.2.1 Tipo 1: Torrentes del llano 169
1.6.7.2.2 Tipo 2: Torrentes tipo cañón 171
1.6.7.2.3 Tipo 5: Torrentes de montaña 173
1.6.7.3. Presión hidromorfológica 175
1.6.7.3.1 Tipo 1: Torrentes del llano 175
1.6.7.3.2 Tipo 2: Torrentes tipo cañón 178
1.6.7.3.3 Tipo 5: Torrentes de montaña 181
1.6.7.4. Conclusiones al estudio del análisis de presiones 183

1.7. Conclusiones 185

1.7.1. Estado general de la red de torrentes 185

1.7.2. Propuesta de seguimiento y mejora de la red de torrentes 187

1.7.3. Recomendaciones para el programa de medidas 188

1.8. Bibliografía 196

1.9. Anexos 199

1.I. Masas de agua de tipo torrente de las Islas Baleares **200**
1.II. Metodología para la analítica de aguas **204**
1.III. Estadillo de campo y RSH para ríos mediterráneos **205**
1.IV. Matriz de parámetros físico-químicos* **207**
1.V. Listado de especies de invertebrados bentónicos **208**
1.VI. Listado de especies de diatomeas bentónicas **222**
1.VII. Matriz de composición y abundancia de invertebrados bentónicos* **234**
1.VIII. Matriz de composición y abundancia de diatomeas bentónicas* **235**
1.IX. Listado de taxones sensibles y tolerantes **236**
1.X. Listado de vegetación de los torrentes de las Islas Baleares **239**
1.XI. Matriz de porcentaje de cobertura de vegetación* **245**
1.XII. Matriz de datos hidromorfológicos a partir del CARAVAGGIO* **246**
1.XIII. Fichas de torrentes **247**

* Se presentan en formato electrónico

1.1. INTRODUCCIÓN

Este volumen constituye la entrega final convenida dentro del convenio de colaboración (años 2005-2007), entre la Agencia Balear del Agua y de la Calidad Ambiental y la Universidad de Vigo, que trata de diversos aspectos científico-técnicos relacionados con el estudio de las masas de agua superficiales (torrentes) en la aplicación de la Directiva Marco del Agua en las Islas Baleares.

Aunque las aguas subterráneas constituyen la casi totalidad de los recursos hídricos de las Islas Baleares, éstas también se encuentran surcadas por pequeños ríos, comúnmente conocidos como torrentes, que se diferencian de la imagen típica de un río en que experimentan una fase seca a lo largo de su ciclo anual. Así, en las Islas Baleares los torrentes son el único tipo de ecosistema de aguas corrientes que existe, y junto con los ecosistemas leníticos (i.e., zonas húmedas) conforman la diversidad de ecosistemas acuáticos continentales.

Los torrentes se consideran un tipo de río temporal Mediterráneo con unas características hidromorfológicas particulares, como es el hecho presentar agua discurriendo en su superficie durante tan sólo unos meses al año. Existen varios factores que determinan la presencia de éstos ecosistemas temporales en las Islas Baleares. Entre ellos están: las marcadas diferencias en el régimen de precipitaciones, muy irregulares y torrenciales, con tendencia a concentrarse en otoño y primavera; el predominio de una litología calcárea, que favorece la infiltración; el relieve, que con sus elevadas pendientes puede determinar que la escorrentía superficial sea muy rápida, y la sobreexplotación de los acuíferos, que han producido importantes descensos de los niveles de agua en la capa freática.

Los Torrentes de las Islas Baleares, se encuentran en grave peligro de deterioro, como consecuencia del creciente aumento de la presión humana y de las necesidades hídricas impuestas por el exceso de población. Estos factores conllevan a un cambio en los usos de suelo, y en los subsecuentes cambios en la naturaleza de los aportes desde la vegetación adyacente a los torrentes, como a la contaminación y sobreexplotación de los acuíferos. En particular, una disminución muy marcada de los niveles de agua en la capa freática, afecta directamente a la capacidad de recarga de las fuentes que alimentan muchos de los ríos temporales de la isla.

La temporalidad e insularidad de estos ríos se reflejan en la existencia de unas comunidades ecológicas únicas, que los diferencian de los ríos temporales continentales (Álvarez & Pardo 2006). Por lo tanto, además de contribuir al conocimiento de la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas este estudio constituye una herramienta para la gestión, manejo y conservación de los mismos.

El objetivo del presente trabajo es dar cumplimiento a algunos de los requerimientos exigidos por la Directiva Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE en lo que a los torrentes de las Islas Baleares se refiere. En una entrega previa (2004), fruto de un primer convenio entre la Agencia Balear del Agua y de la Calidad Ambiental y la Universidad de Vigo, se presentó la metodología seguida en la tipificación de los torrentes según uno de los dos sistemas (A y B) de tipologías especificadas por el anexo II de la Directiva. En este segundo convenio se presentan los protocolos diseñados para los trabajos de muestreo de campo y laboratorio, y se suministran los datos analizados en laboratorio. Estos datos permitieron la determinación de los criterios y metodologías seguidos para el establecimiento de las condiciones de referencia, y la determinación del estado ecológico de los tramos fluviales analizados.

Siguiendo la metodología indicada por el documento guía REFCOND y en consonancia con los criterios establecidos por el Ministerio de medio Ambiente, se establecieron criterios de referencia que permitieron la selección de localidades de referencia o en un supuesto muy buen estado, cuando no se dieran las condiciones de referencia para algún tipo de río.

Se han analizado ya el global de las muestras contempladas en red de muestreo de torrentes de las Islas Baleares. El diseño de la red de torrentes en las islas Baleares, obedece a las especificaciones de la Directiva Marco del Agua, la evaluación de forma inicial y general de las presiones dominantes y las condiciones de referencia que permiten diseñar el sistema de clasificación del estado ecológico. Se han extraído ejes de presión en base a las variables ambientales de la composición físico-química del agua y usos del suelo en las cuencas.

El sistema de clasificación se ha basado en dos elementos de calidad biológica, las diatomeas e invertebrados bentónicos. Las condiciones hidromorfológicas son acompañantes del Muy buen estado, y las condiciones físico-químicas deben cumplirse para el Buen estado. Según el principio "uno fuera - todos fuera" se han acoplado los resultados de los componentes, diatomeas e invertebrados, en el sistema de clasificación del estado ecológico.

Se han desarrollado métricos múltiples para invertebrados y diatomeas que comprenden los parámetros especificados por la Directiva para la evaluación de este elemento de calidad

biológica, diversidad ecológica, riqueza de taxones, abundancias y relación entre especies tolerantes y sensibles a la perturbación. Estos multimétricos reducen la probabilidad de clasificación errónea de puntos. Y se han seleccionado y combinado en función de su relación con los gradientes de presión estudiados, y en función de su eficiencia discriminatoria, entre la condición de referencia y los puntos sometidos a presiones dominantes. Se han generado métricos múltiples con eficiencias discriminatorias muy altas, que aseguran los resultados de la clasificación del estado ecológico para las aguas naturales de los ríos temporales de las Islas Baleares.

Por último se presenta el estado ecológico de los puntos que constituyen la red de muestreo de aguas naturales en ríos en las Islas Baleares, en función de las 5 clases de estado ecológico. Estas clases reflejan el estado ecológico de puntos de muestreo.

La clasificación del estado ecológico representa el estado ecológico de la localidad muestreada. La clasificación de los puntos estudiados no indica necesariamente que las masas de agua en que están ubicados cada uno de esos puntos también se ajusten en su totalidad a la misma clasificación del estado ecológico. La evaluación del estado ecológico de las masas de agua en su totalidad se debe integrar en la evaluación de presiones e impactos y en la identificación de las alteraciones físicas que podrían justificar su identificación como candidatos de masa de agua muy modificada.

1.1.1. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es proporcionar un método de evaluación del estado ecológico de los torrentes de las islas Baleares, utilizando indicadores biológicos. Para alcanzar este objetivo se han considerado los siguientes objetivos específicos:

1. Examinar las características morfométricas y de usos de suelo de las estaciones de muestreo de torrentes estudiadas.
2. Analizar la calidad físico-química de sus aguas.
3. Caracterizar la estructura de las comunidades acuáticas: invertebrados y diatomeas bentónicas (perifiton).
4. Establecer una tipología de torrentes en función de las características morfométricas y siguiendo los criterios especificados por la DMA.
5. Identificar las presiones de origen humano de mayor importancia y analizar el modo en que éstas afectan al estado ecológico de las localidades estudiadas.

6. Definir los criterios de referencia e identificar las estaciones de referencia para cada tipo.
7. Desarrollar un sistema de clasificación del estado ecológico de los torrentes de las Islas Baleares (integrando elementos biológicos, químicos e hidromorfológicos).
8. Evaluar el estado ecológico de los torrentes del archipiélago.
9. Definir propuestas de seguimiento de la red.

Los trabajos realizados para cumplir con estos objetivos se organizaron en dos ámbitos complementarios, correspondientes a las labores de campo/laboratorio (i.e., obtención de datos) y a las labores de gabinete (i.e., desarrollo y análisis de la base de datos). Además, el desarrollo de estos ámbitos vino precedido de una recopilación de información sobre los torrentes de las islas Baleares, lo que ayudó a la selección de los torrentes estudiados y permitió el diseño de la red.

1.2. METODOLOGÍA DESAROLLADA EN EL DISEÑO DE LA RED

Previa a la realización de las campañas de muestreo en los torrentes se llevó a cabo una búsqueda de información, recopilándose artículos, libros y documentos escritos o de la red, que pudiesen aportar información sobre los torrentes del archipiélago. La generación de material cartográfico y bases de datos asociados realizados por el SITIBSA (*Serveis d´Información Territorial de les Illes Balears S.A.*) permitieron obtener un listado de torrentes con sus correspondientes parámetros morfométricos, a partir del cual se estructuraron los trabajos a realizar. Además, y siempre que ha sido posible, se han mantenido conversaciones con residentes en la zona (agricultores, ganaderos, propietarios, guardeses, personal de ayuntamientos,...), con objeto de obtener información sobre acontecimientos ocurridos en el lugar, así como posibles modos y formas de gestión en los tramos de estudio. Gran parte de esta información se incluyó en las bases de datos como complemento de los datos obtenidos directamente por el equipo de la Universidad de Vigo.

1.2.1. Criterios generales de diseño de la red

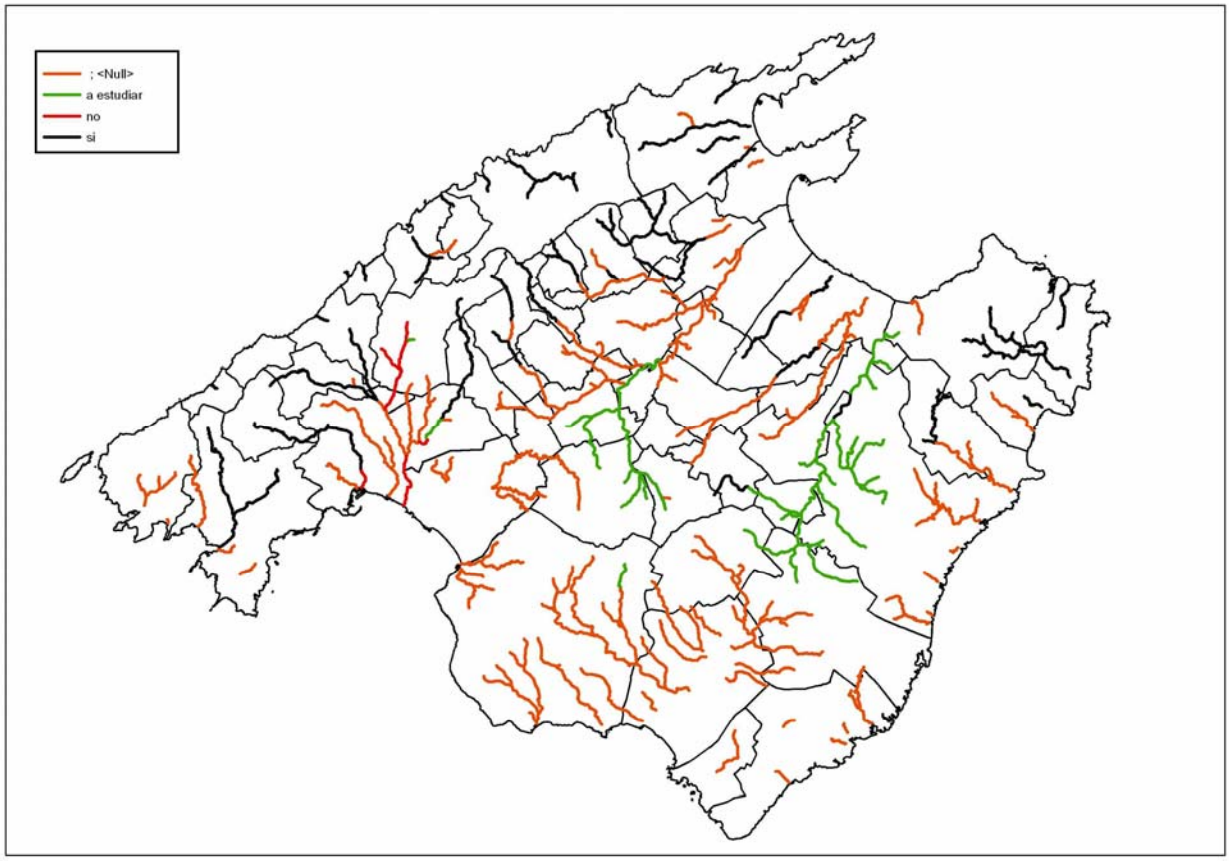
El procedimiento seguido por el SITIBSA consistió por un lado en generar la red hidrológica base y dividirla en tramos y por el otro lado, en calcular todos los parámetros asociados a cada tramo. Para llevar a cabo la tramitación, los tramos mayores de 4 Km. de la red se dividieron en tramos no mayores a 3 Km. En total el SITIBSA generó una red hidrográfica constituida por 571 tramos fluviales, pertenecientes a 68 cuencas hidrográficas (ver metodología en apartado 1.2.3).

Por necesidad del diseño se han añadido nuevos tramos fluviales a los resultantes de la tipología de las Islas Baleares realizada con cuencas >5 km^2. Debido al reducido tamaño de algunos de ellos (cuencas <5 Km^2), no se representaban en la red de tramos delimitados inicialmente por el SITIBSA. Estos nuevos tramos aparecen en la tabla 1.1 con un ID de tramo compuesto por 4 cifras (véase por ejemplo B2000 ó L3000).

En la selección de los tramos de estudio, previo análisis de la información cartográfica disponible, se visitaron un total de 178 tramos fluviales repartidas en un total de 43 cuencas, de las cuales 125 (70.2 %) estaban secos en la fecha en que se realizó la primera campaña de muestreo (mayo-junio 2005). Del total de tramos fluviales visitados que tenían agua bien en la primera campaña bien en la segunda (otoño 2005) o en ambas, se seleccionaron 56 tramos,

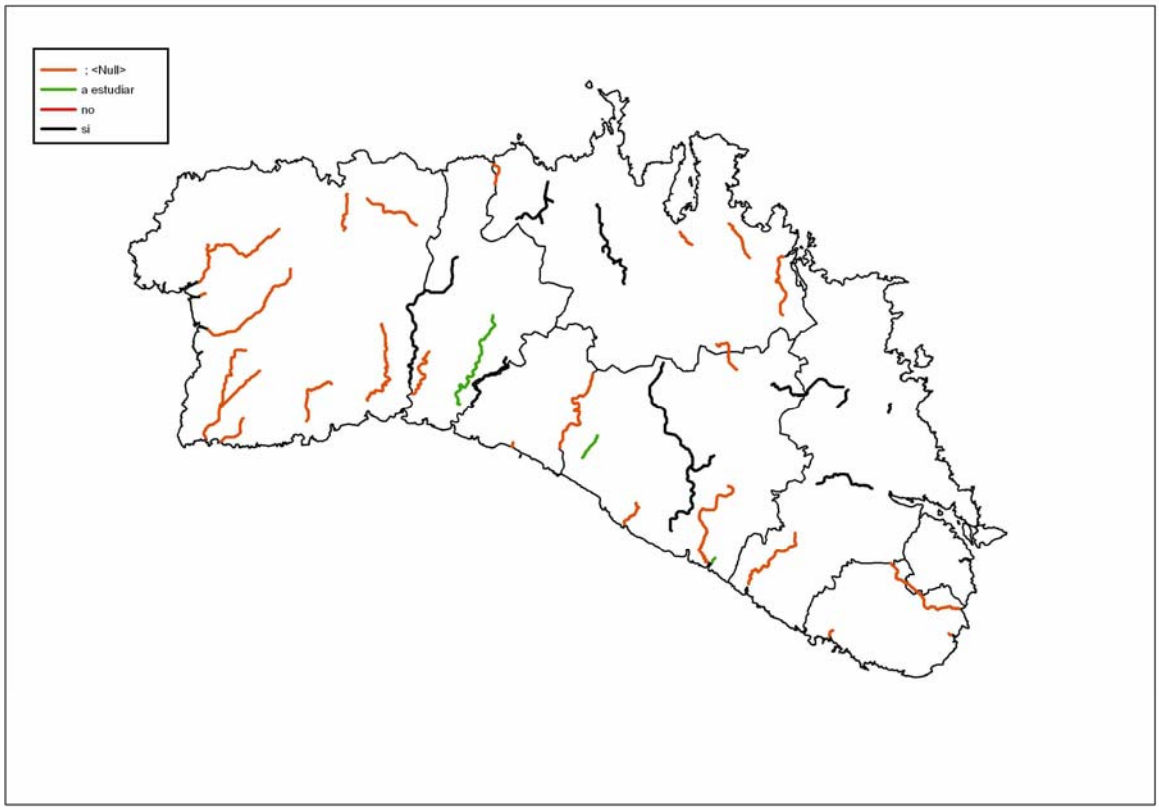
pertenecientes a 31 cuencas (tabla 1.1). Tras las observaciones de campo realizadas en la primera campaña de mayo de 2005 se habían propuesto cambios para algunas de las estaciones de muestreo seleccionadas, bien en su asignación a la tipología bien en su condición (véase información suministrada en Pardo & Olsen 2004[1]). Estos cambios pudieron confirmarse una vez analizados los datos de las siguientes campañas. Esta información extensiva, junto a los datos provenientes del trabajo de campo, y su contraste con mapas existentes de vegetación acuática de torrentes de Mallorca suministrados por Martín Llobera, ha permitido la delimitación de los tramos de torrentes a ser considerados masas de agua en el contexto de la DMA.

En los mapas 1 a 3 se representa la red hidrográfica de las Baleares en función de la permanencia del agua en las cuencas.

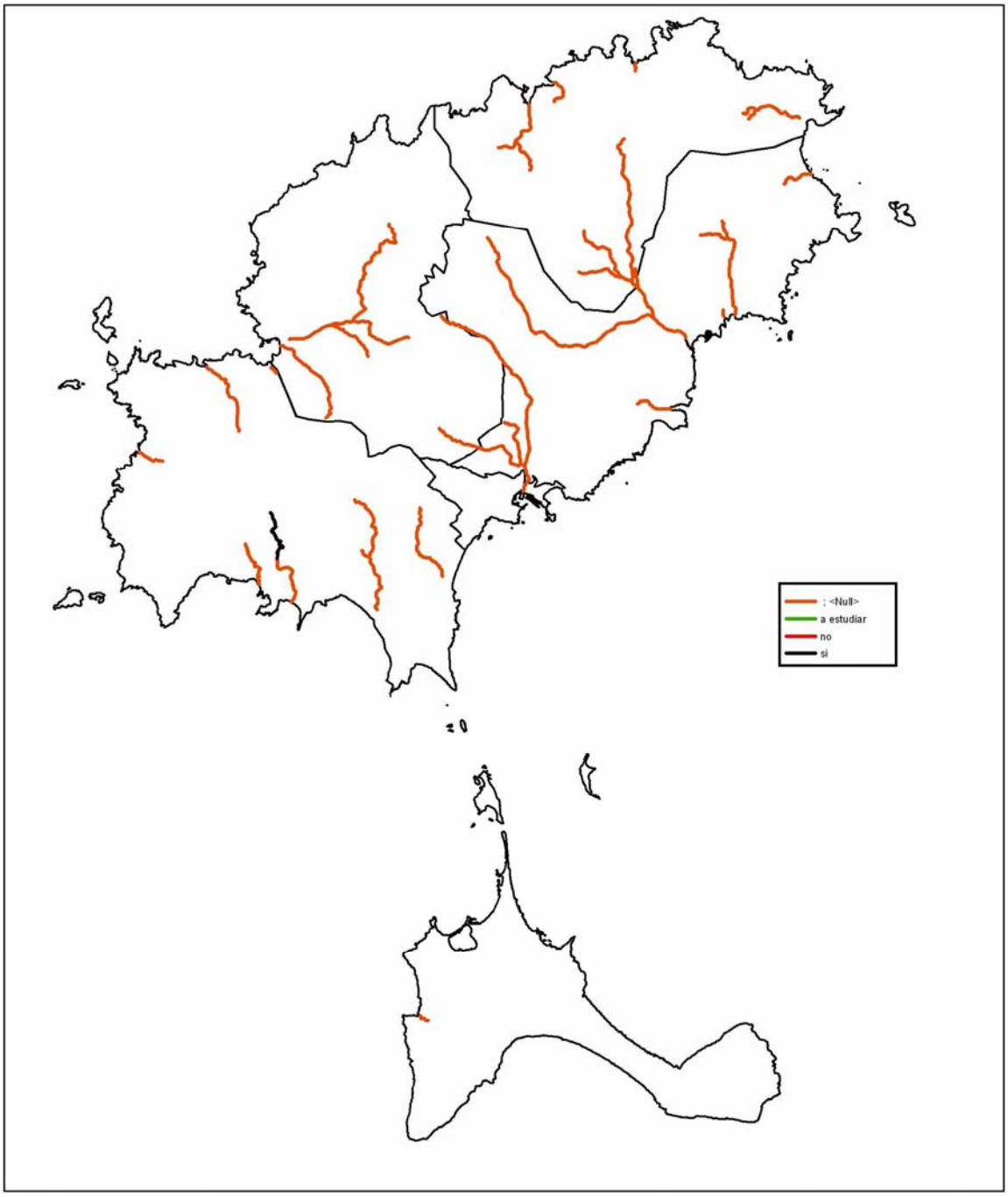


Mapa 1. Red hidrográfica de la isla de Mallorca en función de la permanencia del agua en los tramos fluviales.

[1] *Pardo I. & Olsen A.M. (2004). Tipologías A y B de los torrentes de las islas Baleares. Directiva Marco del agua en las islas Baleares.*



Mapa 2. Red hidrográfica de la isla de Menorca en función de la permanencia del agua en los tramos fluviales.



Mapa 3. Red hidrográfica de las islas de Ibiza y Formentera en función de la permanencia del agua en los tramos fluviales.

1.2.2. Morfometría

1.2.2.1. Cálculo de los parámetros principales de cada tramo fluvial (SITIBSA)

La elaboración de la cartografía temática de este estudio ha requerido de una considerable labor de análisis basada en la utilización de Sistemas de Información Geográfica (GIS), además de otras herramientas de análisis tipológico, como las aplicaciones ArcView o ArcGis. El objetivo principal de este trabajo, realizado por el SITIBSA, consistió en generar un mapa, en un formato incorporable al SIG de aguas superficiales, de la red hídrica de las Illes Balears donde el tramo de cada torrente tenga asociados los siguientes parámetros:

Referente al lecho del tramo: Longitud del tramo, cota media, cota máxima, cota mínima, pendiente en porcentaje, permeabilidad del suelo por tramo, pluviometría por tramo y fuentes y manantiales cercanos a los tramos.

Referente a la cuenca máxima de cada tramo: superficie máxima de cuenca, superficies de las diferentes clasificaciones del suelo y superficies de las diferentes ocupaciones del suelo (Según Mapa Corine Land Cover).

La cartografía utilizada para la realización del trabajo corresponde a diferentes orígenes, entre ellos el Modelo de Acumulación de Flujo, el modelo MDE, el Mapa de Usos del Suelo Corine Land Cover y la Capa de Clasificación del Suelo (todos ellos del SITIBSA) y la red Hidrológica del PPRI (Plan Prevención Riesgos Inundación), el Mapa de Pluviometría y el Mapa de Geología, generados por la DGRH (Dirección General de Recursos Hídricos). Esta información, una vez contrastada en el campo, permitió clasificar cada uno de los tramos fluviales estudiados en función de los usos mayoritarios del suelo adyacente (i.e., condición), separando los tramos fluviales poco alterados (referencias, referencias potenciales) de los tramos más alterados, afectados por algún uso antrópico (Tabla 1.1).

ISLA	ID_CUENCA	ID_TRAMO	TOPÓNIMO	CONDICIÓN	TIPO	xUTM100	yUTM100
IB	J	560	Sant Josep	rural	1	352342	4308124
MA	AB	240	Tte d´Almadrá	ref	5	483556	4402329
MA	ABB	1000	Font de Son Sant Joan	mejor	1	507589	4402082
MA	AC	19	Tte Comafreda-Guix	ref	2	491515	4406292
MA	AC	25	Cabecera de Mancor de la Vall. Font des Prat	ref	5	485564	4403901
MA	AC	223	Tte. San Miguel	dep	1	504489	4405311
MA	AF	700	Tte des Gross	ruralnat	1	504284	4410856
MA	AG	254	Tte. Séquerral	dep	3	509700	4396929
MA	AJ	364	Hortella	dep	3	504665	4380433
MA	AK	28	Tte. Matzoc	ref	3	533259	4400924
MA	AL	3200	Des Castellot	mejor	3	534990	4398741
MA	AN	260	Coccons	ref	3	528499	4398000
MA	AN	271	Canymel_Maians	regadio	3	534794	4393100
MA	AO	89	Son Jordi	artfagr	3	533538	4388054
MA	B	1000	Gorg Blau	ref	5	499504	4416150
MA	B	2000	Ternelles 3	ref	5	499822	4417133
MA	B	2001	Ternelles 5	ref	5	499754	4416028
MA	B	213	Sant Jordi 3	dep	1	503884	4415163
MA	B	216	Vall d´en Marc desde Fartaritx	ruralnat	5	498603	4413479
MA	C	217	Tte de Sitges	artfsemi	1	503081	4413325
MA	C	218	Son Brull	mejor	1	501843	4412347
MA	E	221	Tte de la Font del Mal-Any	artfagr	1	506222	4412812
MA	G	3000	Tte de Ses Comer (afluente Mortix)	ref	5	492650	4414304
MA	H	1000	Olmeda (Afluente del Tte Lluc-Alqueda)	mejor	3	489746	4409252
MA	H	12	Gorg Blau	ref	2	485051	4408100
MA	H	220	Lluc	ref	2	487000	4409854
MA	J	13	Na Mora	dep	2	477464	4407455
MA	K	23	Soller_pueblo	ruralnat	5	475077	4402581
MA	K	26	Biniaraitx	ruralnat	2	477754	4402115
MA	K	2600	Biniaratx-Camidel L´Ofre	ref	2	478464	4402040
MA	K	31	Sóller_tunel	ruralnat	5	475439	4401392
MA	K	3100	Sa Font de Soller	mejor	5	475294	4400835
MA	K	2100	Fornalutx1	ruralnat	5	478581	4403950
MA	K	2101	Fornalutx2	ruralnat	5	477646	4403170
MA	L	3000	Tte Deia	artfsemi	2	469329	4399817
MA	L	3001	Tte Deia	artfsemi	2	469666	4399676
MA	N	79	Estellencs	dep	5	454944	4389714
MA	R	380	Sa Ponsa	artfsemi	1	456768	4377203
MA	V	3190	Tte. Puig punyent	mejor	5	459132	4385918
MA	V	319	Tte. Puig punyent	dep	5	460407	4385481
MA	Y	274	Tte CoaNegra	ruralnat	2	478536	4396262
MA	Y	286	tte esporlas	dep	5	465725	4390020
MA	Y	288	"tres Fuentes"	ruralnat	5	460162	4389444
MA	Y	289	Tte Valldemossa	dep	5	468594	4393770
ME	AB	485	Cala en Porter (Alaior arriba)	rural	1	594704	4422945
ME	AB	500	Cala en Porter (Alaior arriba)	dep	1	596888	4419299
ME	C	454	Pont de S´Alairó	ruralnat	3	589339	4432069
ME	F	459	Mercadel	dep	1	592209	4431815
ME	F	460	Mercadel	artfagr	3	592400	4429434
ME	F	464	Mercadel	artfagr	3	593507	4428436
ME	L	482	Algendar	regadio	3	585054	4429442
ME	L	484	Algendar-Molí de Baix	mejor	1	582405	4425504
ME	O	502	Puntarró	ruralnat	3	605032	4422569
ME	R	508	Sa Cova	mejor	1	585992	4423029
ME	S	468	Son Biró	mejor	3	605126	4422152
ME	U	470	Na Bona	artfagr	3	607530	4421465

Tabla 1.1 Tabla síntesis de los tramos fluviales incluidos en este estudio. Isla: IB: Ibiza; MA: Mallorca; ME: Menorca, Condición: ref: Referencia; refpot: Referencia potencial, Mejor; ruralnat: Rural-natural; Rural; artfsemi: Artificial-seminatural; artfagri: Artificial-agricultura; reg: Regadío y dep: Depuradora/vertidos.

1.2.3. Localización de las estaciones de muestreo

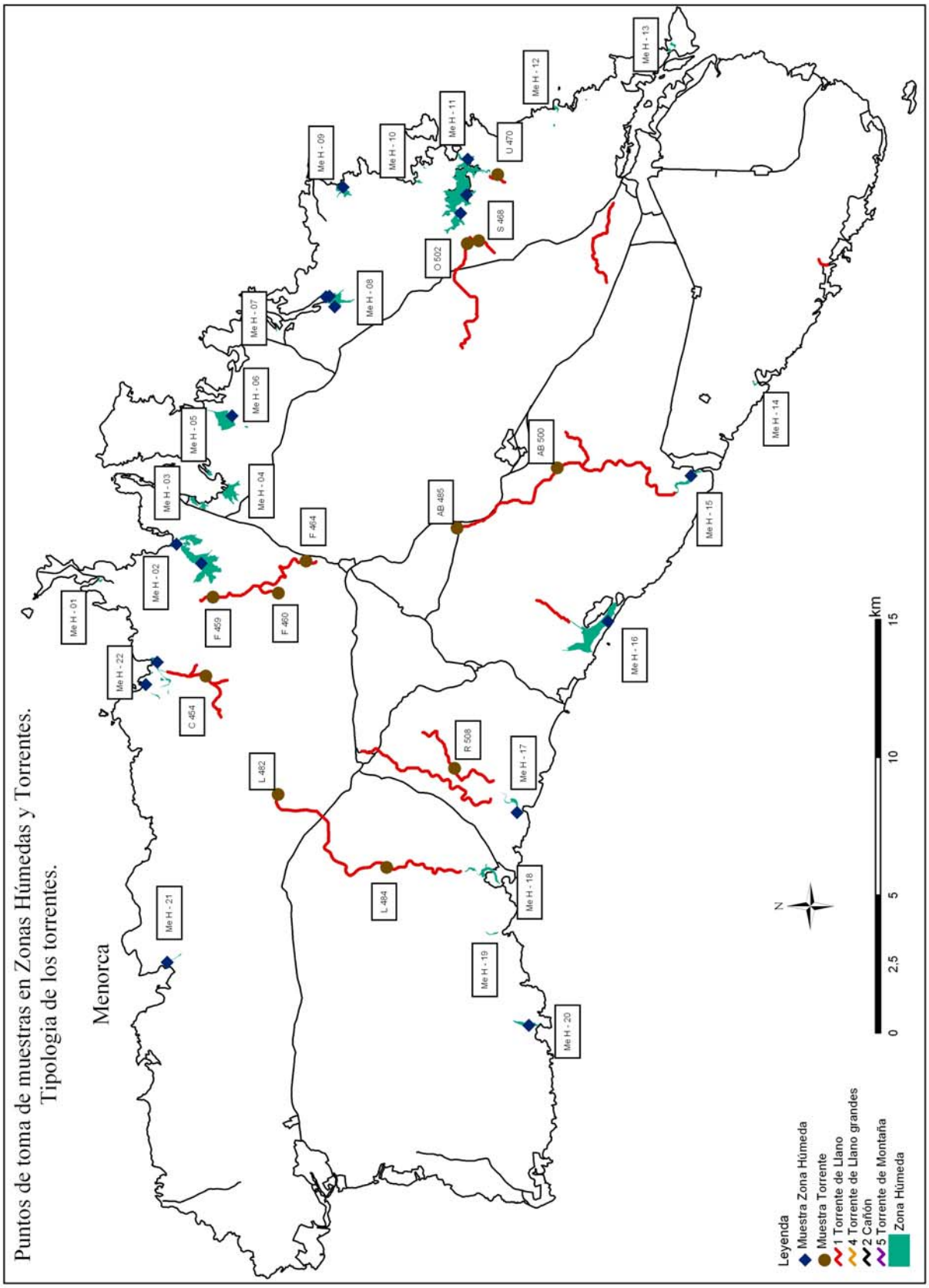
Los mapas 1-3, muestra las tres islas y los tramos fluviales que se han incluido en este estudio. En total se estudiaron 56 tramos fluviales, distribuidos en 26 cuencas (Tabla 1.1). La isla que mayor número de tramos aporta al ámbito considerado es Mallorca (43 tramos, distribuidos en 22 cuencas), seguida de Menorca (12 tramos, distribuidos en 8 cuencas). En Ibiza sólo se estudió 1 punto y no se incluye ningún punto en Formentera, debido a la inexistencia de cursos de agua superficiales en esta isla (Tabla 1.1).

Más información sobre cada uno de los tramos fluviales incluidos en este estudio puede verse en su ficha correspondiente incluida en el Anexo 1.XIII.

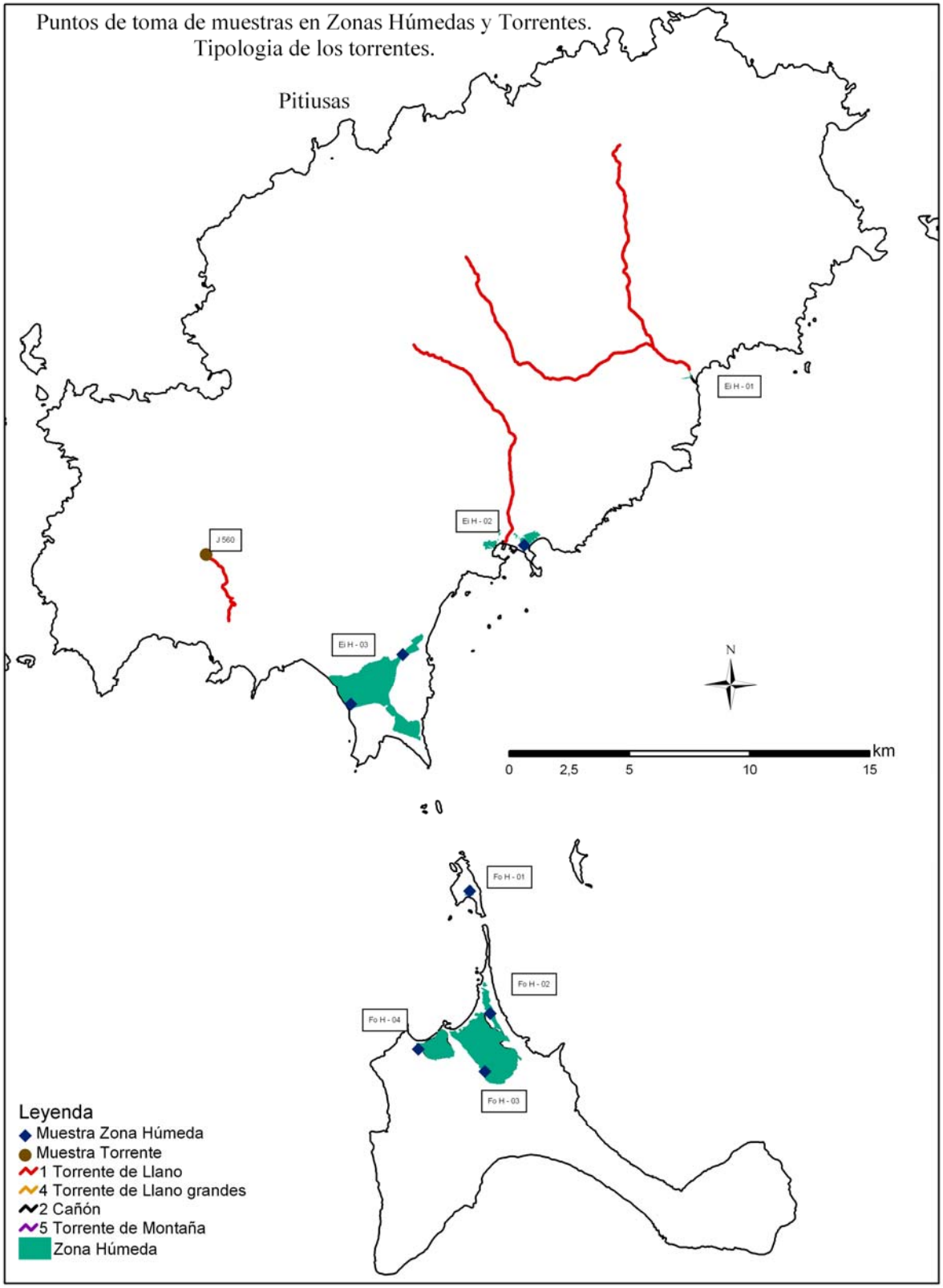
1.2.4. Identificación de las masas de agua de las Baleares

Se ha hecho una valoración del potencial de los torrentes de las islas Baleares de ser considerados como masas de agua superficial, en base a las visitas realizadas en las campañas mayo-junio y del otoño de 2005 (para cubrir el máximo rango que suelen presentar con agua los torrentes de las islas no alimentados por fuentes permanentes). Esta información extensiva, junto a los datos provenientes del trabajo de campo, y su contraste con mapas existentes de vegetación acuática de torrentes de Mallorca suministrados por Martín Llobera, ha permitido la delimitación de los tramos de torrentes a ser considerados masas de agua en el contexto de la DMA. En el Anexo 1.I figuran los tramos de agua que presentan características de masas de agua en las Baleares (por el tiempo de permanencia del agua), junto a otros tramos, que por lo complejo de su identificación en el presente estudio, se indica deben ser estudiados más en profundidad. En este anexo, también resuministran las masas de agua resultado de la fusión de tramos adyacentes del mismo tipo, un total de 81, dejando de forma individualizada, los tramos de referencia, y aquellos que por su condición y estado precisan de un análisis independiente. En los mapas 4 a 6 se suministran las masas de agua de las islas, y los tipos correspondientes de torrentes.

Mapa 4. Delimitación y tipología de las masas de agua a estudiar y situación de las localidades de estudio en la isla de Mallorca. Se incluyen también los puntos estudiados en los humedales.



Mapa 5. Delimitación y tipología de las masas de agua a estudiar y situación de las localidades de estudio en la isla de Menorca. Se incluyen también los puntos estudiados en los humedales.



Mapa 6. Delimitación y tipología de las masas de agua a estudiar y situación de las localidades de estudio en la isla de Ibiza. Se incluyen también los puntos estudiados en los humedales, tanto en Ibiza como en Formentera.

1.3. METODOLOGÍA DESARROLLADA EN LOS TRABAJOS DE CAMPO

El trabajo de campo fue realizado durante el periodo comprendido entre mayo-junio de 2005 y mayo/junio del 2006. Se realizaron un total de 4 campañas de muestreo que se llevaron a cabo con una periodicidad estacional: verano'05 (mayo-junio)[2], otoño'05 (noviembre y diciembre), primavera'06 (febrero y marzo) y verano'06 (mayo-junio). La primera campaña (mayo-Junio 2005) sirvió para comprobar el estado de los tramos previamente seleccionados, confirmar el ajuste a los criterios preestablecidos, buscar tramos nuevos y estandarizar metodologías. Los datos obtenidos en las 3 campañas siguientes, correspondientes a un mismo ciclo hidrológico, son las que se utilizaron, en su caso, para el estudio del comportamiento medio anual de cada uno de los tramos fluviales considerados.

1.3.1. Protocolo general de muestreo

Cada campaña de muestreo se desarrolló según un esquema común de actuación preestablecido, variándose según las necesidades y problemáticas que presentara cada tramo en concreto. Se realizaron diversas tareas por los miembros del equipo:

Localización del tramo: se localiza un tramo de 500 m. de longitud con el fin de valorar sus propiedades hidromorfológicas. Éstas servirán como soporte para la interpretación de datos biológicos, tal y como requiere la Directiva.

Observación y descripción de la vegetación riparia y sumergida.

Delimitación de cada punto de muestreo mediante GPS (Garmin GPS12).

Reportaje fotográfico de cada tramo fluvial por medio de una cámara digital, tomando en ocasiones según el interés de cada lugar, fotografías panorámicas o puntuales de aspectos concretos, tales como determinados impactos, características naturales especiales, etc.

Identificación del número de hábitats susceptibles de ser muestreados atendiendo a la existencia de distintas manchas de vegetación, régimen de velocidad/profundidad y heterogeneidad del sustrato

[2] Nótese que en este informe la denominación de las campañas primavera y verano, no corresponde exactamente a dichas estaciones del año, sino al invierno y a la primavera, respectivamente.

Toma de muestras: las muestras se tomaron en los últimos 100m. (aguas abajo) del tramo de 500m seleccionado. La recogida de muestras se efectuó en sentido contrario a la corriente, esto es de aguas abajo a aguas arriba. Además, para evitar que la toma de unas muestras pudiese influir en las siguientes el proceso de recogida de muestras siguió la siguiente secuencia temporal:

1º. Estima de parámetros físico-químicos *in situ* y toma de muestras de agua.

2º. Toma de muestras de diatomeas bentónicas (perifiton).

3º. Toma de muestras de invertebrados.

Estima de parámetros hidromorfológicos: se realizaron medidas del caudal y se estimaron diversas características hidromorfológicas de los tramos.

Observación de posibles impactos existentes en cada torrente y cuenca, así como una primera aproximación a los posibles usos que pueda acoger en sus inmediaciones.

Muchas de las observaciones y estimas de parámetros realizados in situ se recogieron en un estadillo de campo realizado específicamente para el desarrollo de este estudio (Anexo 1. III).

1.3.2. Vegetación marginal y macrófitas

En cada campaña de muestreo se realizó un inventario de la vegetación marginal (tanto especies arbóreas como arbustivas) así como de las macroalgas y macrófitas más abundantes encontradas en cada tramo de 500m seleccionado. De manera general se procedió a la identificación de *visu* de los ejemplares observados. Aunque no se realizó un muestreo específico de macroalgas y macrófitas, sí se identificaron los taxones de macrófitas más representativos. Cuando ha sido necesario, se han recogido muestras de vegetación para su posterior identificación en laboratorio, las cuales fueron debidamente etiquetadas y conservadas en el campo. En algunos casos se han realizado visitas a especialistas para la determinación de géneros que presentan especial complejidad. Además se anotó la cobertura aproximada de cada taxa en cada uno de los tramos.

1.3.3. Estima de parámetros físico-químicos

En cada punto de muestreo se determinaron *in situ* y por duplicado ciertas variables físico-químicas del agua: temperatura y pH (Termo Orion 3star), conductividad eléctrica (termo

Orion 115A+) y oxígeno disuelto (en mg/l y %) (Termo Orion 835). Para estimar el resto de las variables físico-químicas evaluadas en este estudio (i.e., nutrientes, aniones, cationes, alcalinidad, demanda biológica de oxígeno-DBO5-, etc.) se tomaron muestras de agua para el posterior análisis en el laboratorio. Estas muestras de agua se recogieron en los mismos puntos donde previamente se habían introducido los electrodos. Las muestras fueron tomadas, recogidas en recipientes de polipropileno y vidrio previamente etiquetados, almacenadas en oscuridad y refrigeradas a 4ºC hasta su posterior análisis en laboratorio. Tanto las determinaciones *in situ* como la recogida y conservación de muestras de agua se realizaron, siempre que fue posible, en zonas de rápidos donde el agua corría de manera continua.

1.3.4. Toma de muestras de diatomeas bentónicas

Se tomaron dos tipos de muestras de perifiton (comunidades de algas bentónicas microscópicas asociadas a las superficies de sustratos rocosos sumergidos), unas para el análisis de biomasa y otras para el análisis cuantitativo y cualitativo de la composición de la comunidad.

La toma de muestras para el análisis cuantitativo de la biomasa perifítica se realizó raspando áreas conocidas de las superficies de piedras sumergidas. La superficie de la piedra se dividió en dos mitades, una para la estima de la concentración de pigmentos fotosintéticos (clorofila -chl *a*-), y otra la cantidad de materia orgánica libre de cenizas (i.e., AFDM o PSLC). Estas muestras se guardaron posteriormente en recipientes opacos y se conservaron en nevera a 4ºC hasta ser procesados en el laboratorio.

Las muestras para el estudio de la composición taxonómica de diatomeas bentónicas fueron recolectadas en el campo raspando la superficie de sustratos naturales (piedras) en cada uno de los tramos seleccionados, siguiendo la metodología de Round (1993) y las normas europeas (Kelly *et. al*., 1998; CEN, 2002). Al menos 5 piedras (10-20 cm cada una) se rascaron con un cepillo de cerda fina y la suspensión de algas bentónicas fue introducida en un bote de plástico con agua del río. Tras su recogida en campo se fijaron las muestras con formaldehído hasta ser tratadas en el laboratorio.

1.3.5. Toma de muestras de invertebrados bentónicos

Las muestras de invertebrados bentónicos se tomaron con un kick (una manga de mano en forma de "D" con unas dimensiones estándares de 0.25 m*0.25 m y 0.5 mm de luz de malla), utilizando el método de muestreo en múltiple hábitats de la EPA (Barbour *et al.*, 1999). Se cogieron un total de 20 kicks por tramo, distribuidos en número proporcional a los hábitats más representativos identificados previamente. Así, la unidad de esfuerzo de muestreo semicuantitativo fue de 2.5 m^2 (20 kicks, cada uno de área 0.25*0.5 m). Las muestras fueron recogidas en una bolsa doble, de elevada dureza (Galga 200) y doble y se fijaron *in situ* en etanol al 70%, hasta ser procesadas en el laboratorio.

1.3.6. Estima de parámetros hidromorfológicos

Caudal.- Para el cálculo del caudal se marcó 1 transecto transversal a la orilla del torrente y mediante el establecimiento de un perfil de profundidades se midió el área del mismo. Después se utilizó un correntímetro (Global Water D–2466, England) para obtener una lectura integrada de la velocidad media del flujo de agua. Estos datos permitieron calcular el caudal en aquellos tramos en los que el flujo de agua fue suficiente para hacer girar el correntímetro.

River Habitat Survey.- se estimaron diversas características hidromorfológicas en base al método del *River Habitat Survey* (RHS, Environment Agency 1997, 2003) en su versión sur-europea (método CARAVAGGIO, Buffagni & Kemp 2002) según las características y tipos de flujo o corriente. El CARAVAGGIO (Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydro-morpholoGIcal cOndition,) es un método de evaluación del hábitat y de las características hidromorfológicas de los ecosistemas fluviales específicas para ríos Mediterráneos. El protocolo seguido para aplicar este método está basado en el análisis de parámetros asociados a la estructura física del curso de agua a lo largo de un tramo de 500 metros, registrados a intervalos de 50 metros. Tal sistema está constituido por cuatro componentes: 1) un protocolo estándar para rellenar los datos en el campo (Anexo 1.III.), 2) una base de datos para introducir la información en el laboratorio, 3) un módulo para la valoración de la calidad del hábitat y 4) un método para describir y valorar las características artificiales del tramo.

A través de la aplicación del método CARAVAGGIO es posible recopilar información sintetizada en dos índices:

- *Habitat Quality Assessment* (HQA, Raven et al. 1998a) que consiste en estimar la calidad de la estación de muestreo en base a la diversificación de hábitats y características naturales como por ejemplo: tipo de flujo, substrato, usos del suelo, estructura de la vegetación y del lecho del río.
- *Habitat Modification Score* (HMS, Raven et al. 1998a) que consiste en cuantificar el nivel de alteración morfológica de la estación de muestreo gracias al estudio acumulado de cada transecto.

Además gracias a la versión sur-europea también se obtiene el LRD (*Lentic-lotic River Descriptor*) que caracteriza la estación de muestreo en base a su carácter léntico-lótico.

1.4. METODOLOGÍA DESARROLLADA EN LOS TRABAJOS DE LABORATORIO

1.4.1. Análisis de aguas

El conjunto de los parámetros analizados y el método analítico utilizado para la determinación de cada uno de ellos aparecen en el Anexo 1.II. Las muestras de aguas recogidas se analizan en el laboratorio o bien se envían al Centro de Apoyo Científico y Tecnológico a la Investigación de la Universidad de Vigo (C.A.C.T.I.) para su análisis según la metodología establecida (Anexo 1.II).

1.4.2. Algas bentónicas (Diatomeas)

La determinación cuantitativa de la biomasa perifítica se realizó en el laboratorio. Las muestras recogidas en el campo se hicieron pasar a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/F con un tamaño de poro de 0.45 µm), utilizando una bomba de vacío manual. El método de extracción de la chl *a* se hizo en frío (4ºC) y en acetona al 90%. La determinación de la concentración de chl *a* se realizó por espectrofotometría ((UV/VIS UV4 Spectrometer; Unicam, Cambridge, UK). Las longitudes de onda y los coeficientes

empleados para los cálculos fueron los propuestos en el método monocromático de Lorenzen (1967). Para el cálculo de la AFDM, los filtros se secaron (1 día, 60 ºC), se llevaron a temperatura ambiente, y se pesaron. Después se introdujeron en la mufla (2.5 horas, 500 ºC) para proceder a la combustión de la materia orgánica, obteniendo el peso seco de la materia orgánica algal por diferencia de los dos pesos obtenidos.

Para la determinación cualitativa de la comunidad, las muestras de perifiton se trataron en el laboratorio siguiendo el procedimiento de Renberg (1990), que elimina toda la materia orgánica y los carbonatos con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y ácido clorhídrico (HCl). Después se montaron las suspensiones acuosas de diatomeas en preparaciones definitivas, con una resina sintética de alto índice de refracción (Naphrax® i. r. = 1.74). La identificación y recuento de las especies de diatomeas se realizó con aceite de inmersión a un aumento de 1000X, con un microscopio óptico Olympus BX40. En todas las muestras se contabilizaron como mínimo 400 valvas identificadas según Krammer y Lange-Bertalot (1986-1991) y Prygiel y Coste (2000) y han sido considerados algunos cambios en la nomenclatura de algunos géneros según Krammer (1997a, 1997b, 2000), Lange-Bertalot (1993, 2001) y Werum y Lange-Bertalot (2004). También se tuvo en cuenta para la identificación, algunos artículos específicos sobre algas de agua dulce en las Islas Baleares: Margalef (1951, 1652a, 1953a) y Moyá et al. (1993).

Se muestran a continuación algunos de los taxones identificados en este proyecto (Lámina 1.1).

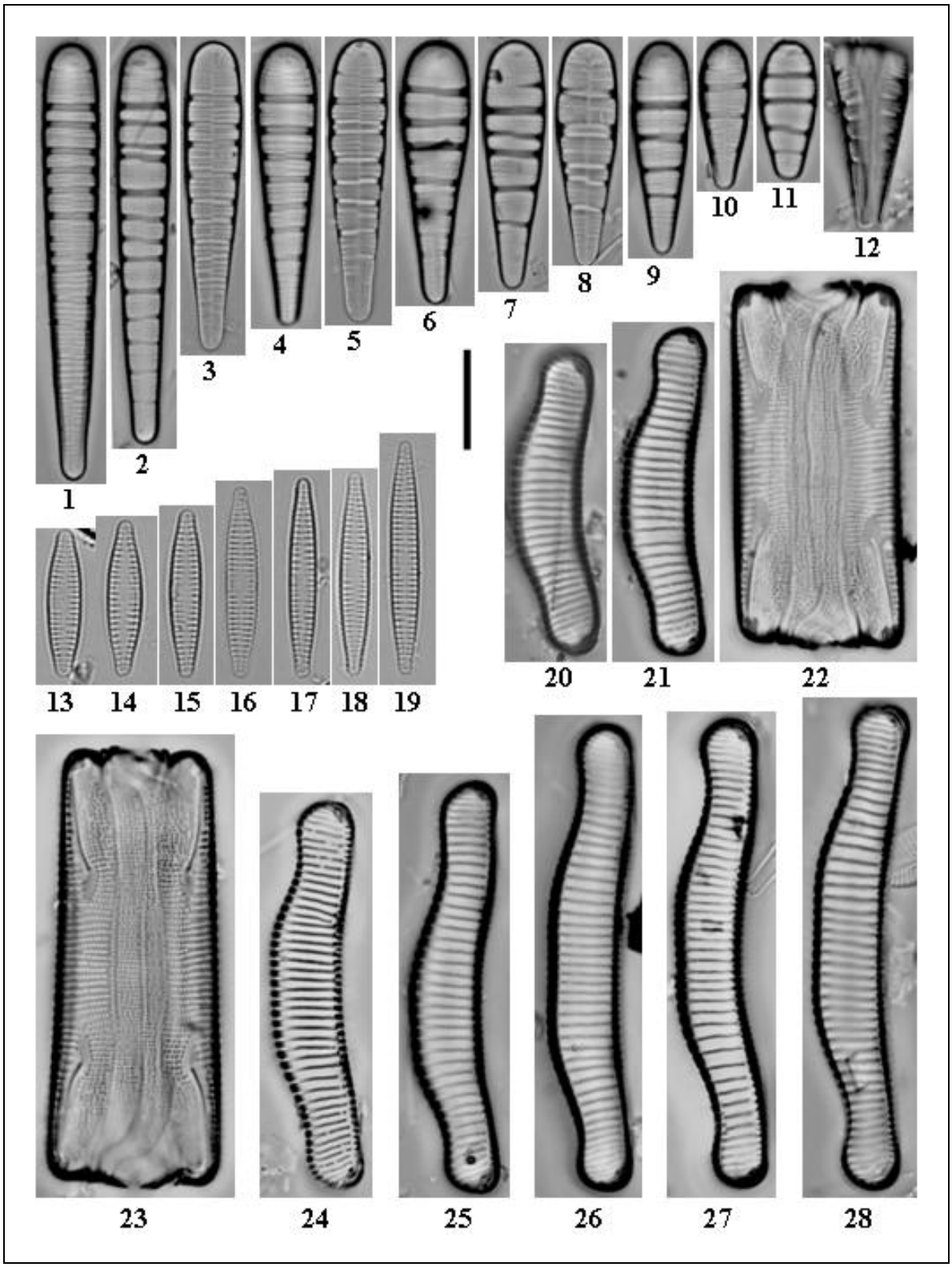


Lámina 1.1. Microscopio óptico. Barra de escala =10 µm. Figs 1-12. *Meridion circulare* (Greville) C.A. Agardh. K3100 13/03/06. Figs 13-19. *Fragilaria capucina* var. *rumpens* (Kützing) Lange-Bertalot. AC25 13/03/05. Figs 20-28. *Eunotia arcubus* Norpell & Lange-Bertalot 1993. Y288 19/05/05.

1.4.3. Invertebrados

En laboratorio, los organismos fueron separados mediante una columna de tamices con diferente luz de poro: 5 mm, 1 mm y 0.5 mm, obteniéndose así tres fracciones, gruesa, media y fina, respectivamente. Esto facilitó tanto la localización de ejemplares como su identificación y recuento. Posteriormente se procedió a la separación de los invertebrados de cada fracción, para ser contados e identificados. En los casos en que el número de individuos en una determinada fracción fuese muy elevado, se realizó un submuestreo. Para esto, el contenido de la muestra se homogenizó sobre su tamiz correspondiente y se dividió en partes iguales, tomando tantas partes como fuesen necesarias hasta alcanzar o superar el umbral de 100 que representan una fracción representativa del total (Wrona *et al.* 1982).

El material óptico utilizado para la identificación fue un microscopio Olympus U-TV1X a un aumento de 40X y una lupa Nikon SMZ645 con aumento 5X. El nivel de identificación de este estudio ha sido el mayor posible, mayormente a género y especie excepto para Díptera (familia, subfamilia y tribu), Oligochaeta (Familia) e Hydrachnidia, taxones que requieren un mayor tiempo de identificación, especialistas y precios más elevados por ello.

Los ejemplares separados, una vez identificados y contados, se volvieron a fijar en etanol al 70% y se almacenaron. El resto de la fracción, caso de que se hubiera realizado submuestreo, también se fijó y guardó.

Se muestran a continuación algunos de los taxones identificados en este proyecto (Lámina 1.2).

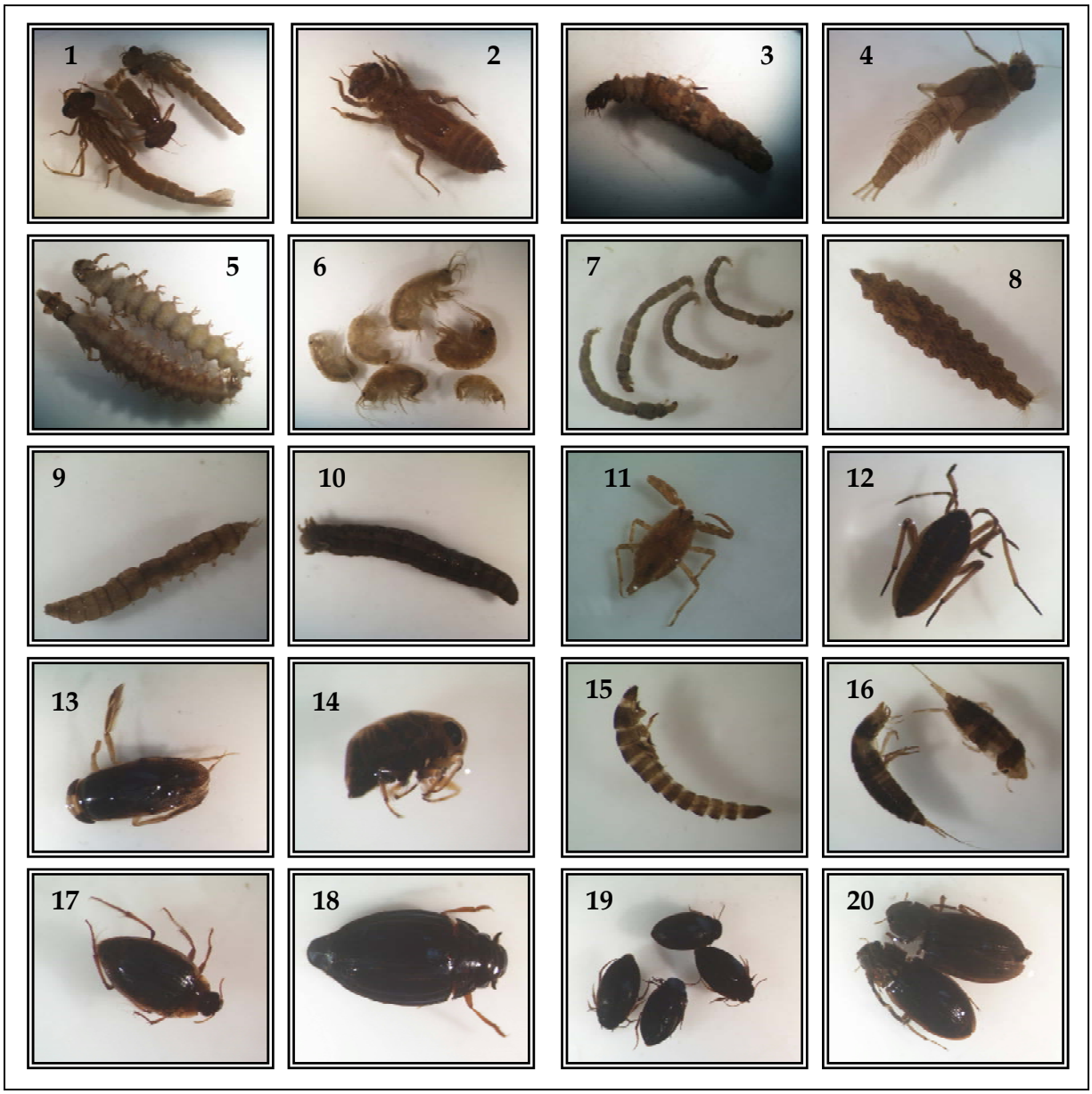


Lámina 1.2. Invertebrados bentónicos presentes en los torrentes de las Islas Baleares. Odonata: 1) *Ceriagrion tenellum* (6.3X) y 2) *Sympetrum striolatum* (6.3X); Trichoptera: 3) *Mesophylax aspersus* (6.3X) y 5) *Rhyacophila munda* (8X); Ephemeroptera: 4) *Baetis rhodani* (20X); Isopoda: 6) *Echinogammarus sicilianus-monomerus* (6.3X); Diptera: 7) Subfamilia Orthocladiinae (20X), 8) *Oxycera* sp. (16X), 9) *Limnophora* sp. (16X) y 10) *Tipula* sp. (8X); Heteroptera: 11) *Nepa* sp. (*ninfa*) (8X), 12) *Velia hoberlandti* (20X), 13) *Corixa affinis* (10X) y 14) *Plea minutissima* (32X); Coleoptera: 15) *Oulimnius* sp. (*larva*) (25X), 16) Subfamilia Hydroporinae (*larva*) (20X), 17) *Haliplus lineatocolis* (25X), 18) *Gyrinus urinator* (16X), 19) *Hydroporus tessellatus* (12.5X) y 20) *Helophorus* sp. (12.5X).

1.5. ANÁLISIS DE DATOS

El primer objetivo de este trabajo consiste en contrastar la tipología definida (véase información suministrada en Pardo & Olsen 2004) en base a los datos cartográficos y usos de suelo con los elementos biológicos. Se han utilizado métodos estadísticos de ordenación multivariante, tanto con los datos de caracterización físico-química como biológica, con el fin de minimizar la subjetividad de los resultados y sintetizar los datos obtenidos en nuevas variables más generales e interpretables. En primer lugar se utilizaron los datos físico-químicos de la composición de aguas de los torrentes, con el fin de explorar su utilidad para la caracterización de los tipos. En aquella pareja de variables cuyo coeficiente de correlación sea igual o superior a un 0.8, se eliminó una de ellas. Posteriormente, se ha realizado una reducción de la dimensionalidad de los datos con análisis multivariante de componentes principales (PCA) con el programa PRIMER.

Contraste de la tipología generada.- Para comprobar si la tipología anteriormente definida se ajustaba a la distribución de las comunidades biológicas se realizó una ordenación mediante escalamiento multidimensional (MDS, non-metric multidimensional scaling) con los datos de las comunidades biológicas. Este tipo de ordenación representa las muestras recogidas en cada estación de muestreo en base a la similitud en la composición de sus comunidades, y lo hace tomando como base la matriz de similaridades generada a partir del índice de Bray-Curtis.

Validación de las referencias.- Una vez establecida la tipología definitiva, se validaron las referencias que habían sido escogidas *a priori*. Para cada tipo se realizaron ordenaciones MDS con todas las muestras y se vio la posición relativa de las aquellas recogidas en estaciones de referencias frente a las "no referencias". En estas ordenaciones se partió de la matriz de datos de invertebrados obtenida para cada tipo.

Identificación de gradientes de presión.- Para evaluar las posibles presiones que afectan al establecimiento de las comunidades biológicas en cada una de las estaciones se analizaron las variables físico-químicas para cada uno de los tipos definidos. Con el fin de eliminar aquellas variables dependientes unas de otras o cuya información sea redundante, se realizó un análisis de correlación entre todas las variables físico-químicas estimadas. En aquella pareja de variables cuyo coeficiente de correlación sea igual o superior a un 80%, se eliminó una de ellas. A fin de corroborar el estado de las referencias y el resto de las estaciones muestreadas, se realizó una reducción de la dimensionalidad de los datos con análisis de

componentes principales (PCA) con las variables físico-químicas para cada uno de los tipos definidos. Esto permitió explicar de forma conjunta los gradientes ambientales naturales y no naturales subyacentes en la base de datos. Los gradientes extraídos son nuevas variables que permiten conocer cuales de las variables hidroquímicas son las responsables de la variación temporal encontrada en las muestras de una misma estación.

Obtención de métricos indicadores.- En primer lugar se procedió a la búsqueda de taxones indicadores de condiciones no alteradas. Para esto se siguieron distintos procedimientos. Por un lado se realizó un análisis de porcentajes de similaridad (*Similarity Percentage Analysis*, SIMPER), mediante el cual se calcula la contribución de cada taxón a la disimilaridad entre grupos establecidos (en este caso, referencia *vs.* no referencia). Este procedimiento permitió obtener la comunidad de referencia característica de cada tipo. Además se ha utilizado el software ASTERICS v.3.01 (AQEM/STAR *Ecological River Clasification System*) para el cálculo de métricos de invertebrados, tanto a nivel de género como de familias. ASTERICS es un software para el cálculo de métricos desarrollado en el contexto de la DMA por distintos países europeos dentro del proyecto AQEM. Del mismo modo, se utilizó el software OMNIDIA v4.2 (Lecointe et al., 1993, 1999) para extraer métricos de la base de datos de diatomeas bentónicas. La búsqueda de taxones indicadores se completó con un análisis de la distribución de los diferentes taxones de invertebrados en función de su grado de tolerancia a condiciones alteradas (i.e., extracción de taxones sensibles vs. tolerantes) y en función de su estacionalidad (medida de su resistencia en campañas de muestreo). Así, la obtención de métricos indicadores de presión se basó en el uso de las cuatro herramientas mencionadas: correlaciones con los gradientes de presión, SIMPER y ASTERICS/OMNIDIA, y análisis de distribución de las comunidades. Estos análisis se hicieron de forma separada para cada tipología y para cada elemento biológico (invertebrados vs. diatomeas). Por último, se realizaron análisis de correlación entre los valores gradientes de presión obtenidos con el PCA y los taxones o métricos obtenidos previamente, con el fin de identificar aquellos que potencialmente podrían servir como indicadores biológicos de presión. Después, una vez eliminados los métricos redundantes ($r > 0.8$), se comprueba cuales se encuentran más correlacionados con los gradientes de presión extraídos, considerándose éstos como indicadores candidatos para su inclusión en el sistema de evaluación para cada una de las topologías definidas.

Clasificación del estado ecológico.- La comparación entre los valores de los métricos obtenidos para las condiciones de referencia por cada tipo, con los valores obtenidos en el

resto de las localidades, permite valorar de forma cualitativa y cuantitativa el estado ecológico. La suma de aquellos métricos individuales que mejor discriminen entre referencias y no referencias da lugar a un índice Multimétrico para las Islas Baleares, calculado para cada elemento biológico (denominados INVMIB, en el caso de invertebrados y DIATMIB para las diatomeas) y tipo. Para poder obtener el multimétrico, los valores de los métricos individuales han tenido que ser previamente transformados y normalizados. A las abundancias se les aplica una transformación logarítmica mediante log(x+1), para ser después divididos por el máximo de la serie, y estar así estandarizados entre 0 y 1. Los métricos expresados en forma de frecuencia, se sustituirán por su valor en tanto por uno. Además, aquéllos métricos que tienden a aumentar frente a los gradientes de presión deben ser invertidos antes de fusionarse. La estandarización se hace dividiendo el valor de cada métrico por la mediana de los valores de las localidades de referencia y en el caso de que no existan referencias se estandariza de la misma manera pero dividiendo entre el Percentil 75 (P_{75}) de los valores de las localidades de referencia potencial.

Una vez realizados estos procedimientos los métricos seleccionados se suman, obteniéndose el valor del índice Multimétrico de las Islas Baleares (MIB), para cada uno de los tres tipos de torrentes estudiados (cañones, torrentes de montaña y torrentes del llano). Sin embargo, el estado ecológico de cada elemento biológico se expresa mediante un EQR (*Ecological Quality Ratio*), que se obtiene dividiendo el multimétrico (MIB) por la mediana de los valores de las localidades de referencia, o bien por el Percentil 75 (P_{75}) de los valores de las localidades de referencia potencial, y al que se denomina *EQR_INVMIB* o *EQR_DIATMIB*, según sea el MIB de invertebrados o diatomeas.

De esta manera, y siguiendo con las directrices de la DMA, introducimos un sistema de clasificación de cinco clases de estado ecológico INICIAL, que se obtiene dividiendo el percentil 25 de los valores de *EQR_MIB*, de las localidades de referencia, o en su caso de las referencia potencial, equitativamente en cuatro clases. Este sistema de clasificación, basado en las condiciones ecológicas específicas de las estaciones de referencia, clasifica a los torrentes según clases de estado, disminuyendo desde el muy buen estado hasta el malo, en función de la los valores de EQR obtenidos (Tabla 1.2).

Los valores de los EQR así calculados para los invertebrados en los torrentes, han sido contrastados con la aproximación seguida en el ejercicio de intercalibración europeo del GIG de ríos mediterráneos temporales (tipo de intercalibración RM5). Siguiendo la metodología

aplicada a la derivación de cortes en el Norte de España, idéntica a la del presente estudio), se ha comprobado la posibilidad de un ajuste único de los cortes a los tres tipos de torrentes (viendo que la media de los cortes calculados por tipos y elemento biológico es muy similar, debido al uso de la misma metodología de cálculo). Así, el corte entre la clase de estado "Muy bueno" y el "Bueno" se fija en 0.93, el corte entre el bueno/moderado es 0.7, y 0.5 y 0.25 suministran los restantes cortes, respectivamente (Tabla 1.2).

En el presente convenio en la integración final de los elementos biológicos (Apartado 1.6.7), los objetivos de calidad de la DMA representados con el corte Bueno/Moderado fijado en 0.7, se va a asumir un error en la clasificación de 10% (% asumido en los ejercicios de intercalibración europea, del 5% por encima y debajo del valor medio intercalibrado entre países), hasta que se finalice definitivamente el ejercicio. Por ello, el actual corte del 0.7 se reemplaza por el 0.6, en la evaluación e integración final del estado ecológico (apartado 1.6.7 y 1.6.8 del presente informe) a la espera de una futura validación con más datos, y resultante de la aplicación de los cortes europeos. En el sistema de clasificación por tipos que se describe para cada elemento biológico (apartado 1.6.6) se mantendrá sin embargo en el análisis, el corte equidistante de 0.7, entre las clases de estado Bueno y Moderado.

Corte	Grado de alteración	Clase de calidad	Color
		Referencia	
>0.93	Mínimo	Muy Bueno	
0.93-0.7	Leve	Bueno	
0.7-0.5	Importante	Moderado	
0.5-0.25	Grave	Deficiente	
<0.25	Muy grave	Malo	

Tabla 1.2. Asignación de niveles de estado ecológico a los distintos cortes de divergencia del EQR respecto a sus condiciones de referencia.

Para confirmar las clases resultantes generadas a partir de cada multimétrico, se generará una ordenación multivariante MDS de todas las muestras pertenecientes a un mismo tipo. Esta ordenación nos permitirá visualizar y comprobar si la clasificación del estado resultante obtenida con los índices multimétricos se corresponde con las diferencias reales existentes entre las muestras de la ordenación.

Integración final.- Se desarrolla un sistema de clasificación, integrando los resultados de los dos elementos biológicos para establecer la clase de *Estado Ecológico* única para cada tramo estudiado. Para llegar a la integración, se realizaron previamente diagramas de barras de los EQR por campañas y del EQR medio, para cada elemento biológico de calidad. Posteriormente, se realizaron correlaciones con los EQR nombrados anteriormente, para decidir el EQR *óptimo*, para cada uno de los elementos biológicos. La integración de ambos, se lleva a cabo utilizando este EQR *óptimo*, de forma que aquéllas masas de agua cuyo EQR sea inferior a 0.6 para alguno de los dos elementos, se considerará que no "cumplen" con el estado ecológico, y se les asigna la peor de las dos clases de estado calculadas para cada elemento, siendo ésta la Clase de Estado Ecológica para la masa de agua en cuestión. Además, la información proporcionada por los elementos biológicos estudiados se complementa con los datos físico-químicos e hidromorfológicos

Contribución al análisis de presiones e impactos.- Con el objeto de identificar el efecto que sobre el estado ecológico tienen las principales presiones a las que se encuentran sometidos los torrentes, se ha analizado la respuesta del EQR frente a tres tipos de presiones para cada tipo de torrente: *presión orgánica puntual* (efecto de depuradoras/vertidos*), presión orgánica difusa* (carga en nutrientes procedentes de usos del suelo adyacente), *y presión hidromorfológica* sobre el hábitat fluvial y usos adyacentes al torrente. Con este objetivo se testan modelos de efectos sinérgicos entre presiones mediante tests estadísticos (modelo lineal general, MLG) para discriminar entre los efectos directos y sinérgicos de la degradación orgánica, usos del suelo o modificaciones del hábitat sobre el EQR. El modelo se utiliza para contrastar el EQR Final (variable dependiente) por tipo, con las variables hidromorfológicas (factores fijos) y las variables físico-químicas (covariables) indicadoras de presión orgánica/nutrientes, así como las de usos del suelo (covariables) indicadoras de presión difusa nutrientes/hidromorfología, de manera independiente.

Todos los análisis de ordenación multivariante se han realizado previa transformación de variables mediante log (x+1), para todos los datos de estimas absolutas. Además, para realizar los PCAs los valores fueron estandarizados (media/desviación estándar). Todas las ordenaciones, análisis de similaridad, ordenaciones MDS y SIMPER se realizaron con el programa estadístico, PRIMER 5 (*Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research*) v5. Las gráficas de distribución de los invertebrados y los análisis de correlaciones se realizaron con SPPS (*Statistical Product and service Solutions* v14.0).

1.6. RESULTADOS OBTENIDOS

1.6.1. Condiciones de referencia: criterios de selección

La Directiva Marco de Agua dispone, en el punto 1.3 de su Anexo II, que para cada tipo de masa de agua superficial se establecerán condiciones de referencia biológicas e hidromorfológicas y fisicoquímicas acompañantes específicas del tipo, que representen los valores de los indicadores del estado ecológico. En este trabajo se ha utilizado el procedimiento de criterio *a priori* de selección de torrentes en una base espacial de ausencia de presiones significativas para establecer las condiciones de referencia creándose una red de puntos referencia para cada tipo. Esto ha requerido identificar previamente aquellos tramos fluviales que se pueden considerar en condiciones de referencia, es decir, que se encuentren en condiciones inalteradas o con alteraciones de muy escasa importancia. Debe tratarse de zonas sin modificaciones importantes en el uso del suelo, sin contaminación, extracción, regulación o alteraciones morfológicas significativas.

Las *estaciones de referencia* se seleccionaron siguiendo los siguientes criterios (ver Pardo & Olsen 2004):

- Los usos del suelo en la cuenca no han presentado una intensificación reciente.
- No existen superficies artificiales en la cuenca (primer nivel (1) del CORINE).
- El porcentaje de uso agrícola, teniendo en cuenta el uso agrícola de secano y la ausencia de regadío, es menor del 25% de acuerdo con el primer nivel (2) de las categorías del Corine.
- No presentan vertidos procedentes de depuradora.
- Ausencia de alteraciones longitudinales en el cauce.
- No existen reducciones marcadas de caudal en la cuenca vertiente.
- No existe regulación aguas arriba.
- La ribera no ha sido alterada significativamente manteniendo conectividad lateral con masas arbóreas adyacentes.

Además, se seleccionaron otros tramos fluviales, que si bien no cumplían de manera estricta con estos criterios podían considerarse como referencias potenciales en cuanto a su biología. Estos tramos se utilizaron en aquellos tipos para los que no se disponía de una base espacial de referencia. Así, las *estaciones de referencia potencial* se seleccionaron siguiendo los anteriores criterios con ligeras modificaciones:

- El porcentaje de uso agrícola con vegetación natural y secano, pero sin regadío es menor del 35% de acuerdo con el primer nivel de las categorías del Corine.
- El porcentaje de usos artificiales en la cuenca vertiente es menor del 0.4%.
- No presentan vertidos procedentes de depuradora.

Las restantes categorías mencionadas en el presente convenio (véase *condición* en la Tabla 1.1.) responden a distintas caracterizaciones de los tramos de torrentes utilizados en la tipología B y se han realizado en base a los usos del suelo, umbrales de los mismos en su cuenca y presencia de depuradora[3] con vertidos evaluados a priori por Pardo & Olsen (2004). Estas categorías constituyen una primera aproximación al riesgo potencial de los torrentes. Los criterios de esta clasificación son los siguientes:

- Lo mejor del tipo cuando no hay referencias (**MEJOR**). No hay suelo artificial. El porcentaje de uso agrícola es <50%, no existen retornos de depuradoras al torrente.
- Zonas rurales-naturales (**RURALNAT**). Porcentaje de suelo artificial menor al 3% y porcentaje agrícola menor al 60%, no existen retornos de depuradoras al torrente.
- Zonas rurales de secano (**RURAL**). Suelo artificial menor al 3%. Porcentaje agrícola total entre 60 y 80%, agricultura de regadío <10%.
- Zonas rurales de regadío (**REGADIO**). Suelo artificial menor al 3%. Porcentaje agrícola entre 60-80%, agricultura de regadío >10%.
- Usos artificiales y agrícolas (**ARTFSEMI**). Porcentaje de suelo artificial superior al 10% y porcentaje de usos seminaturales >40%.
- Usos artificiales y agrícolas (**ARTFAGR**). Porcentaje de suelo artificial superior al 10% y porcentaje de usos seminatural <40%.
- Retornos de depuradora (**DEP**). Existencia de retornos de depuradora o vertidos de otra índole al torrente en el tramo.

[3] se ha considerado la de Lluch en esta categoría, que no aparecía en las tablas suministradas

- Elevado porcentaje de suelo urbano (**URBANA**). Porcentaje del uso del suelo artificial >10%.

1.6.2. Establecimiento de tipologías

1.6.2.1. Modelo general por islas

En una primera aproximación se analizaron las comunidades bentónicas en función de la isla a la que pertenecían, para comprobar si las diferencias de la composición entre islas eran mayores que las diferencias entre los tipos hidromorfológicos definidos por la DMA.

1.6.2.1.1. Contraste de tipologías de islas con los elementos biológicos

Contraste de tipologías con invertebrados.- En la ordenación de las muestras de invertebrados (Fig. 1.1) se observa una homogeneidad entre tipos de distintas islas, lo que da base a que se analicen de manera conjunta. El sistema de clasificación en base a la comunidad de invertebrados se realiza, por ello, de manera independiente para cada tipo definido por el sistema B para el total de islas.

Contraste de tipologías con diatomeas bentónicas.-En la ordenación espacial se observa la agrupación del total de muestras de Menorca en un extremo de la ordenación, junto con algunas muestras de Mallorca (Fig. 1.2). Posteriormente se observó que la mayor similitud entre las muestras de Menorca y Mallorca se daba para aquellas estaciones de Mallorca con mayor contenido en nutrientes, como son las impactadas por depuradoras (e.g., Y286, Y289, N79, V319, B213, AC223, AG254). Debido a la ausencia de estaciones de referencia en Menorca, y al mayor contenido en nutrientes de los torrentes de Menorca, se descartó el uso de una tipología por islas, y se procedió al establecimiento de tipos en función del sistema B, independientemente de la isla a la que pertenece cada tramo de torrente.

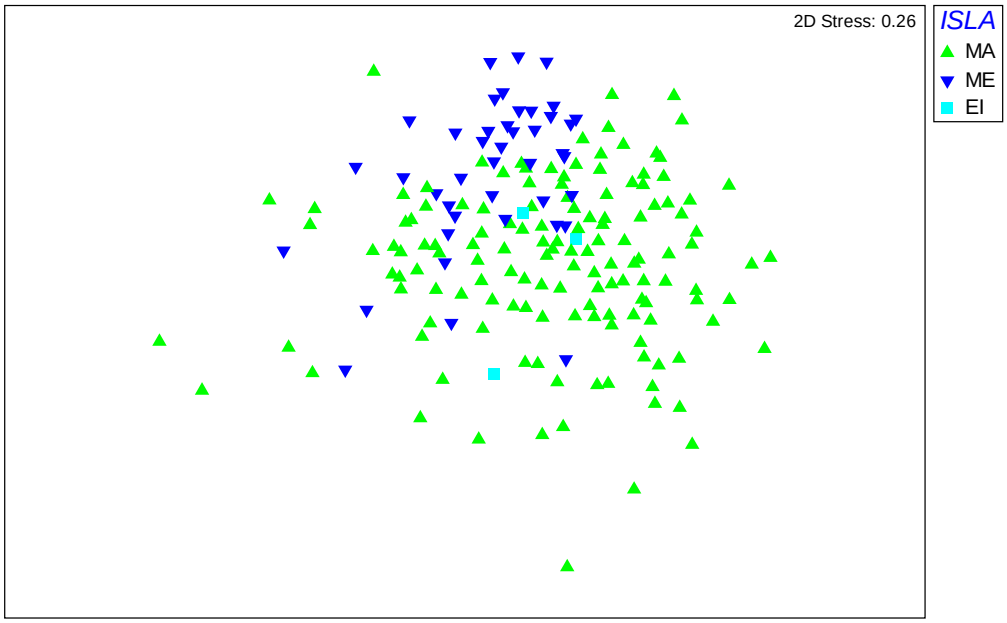


Figura 1.1. Ordenación bidimensional MDS de la comunidad de invertebrados en todas las estaciones de muestreo estudiadas en las Islas Baleares en función de la isla a la que pertenecen. Mallorca (MA), Menorca (ME) y Eivissa (EI).

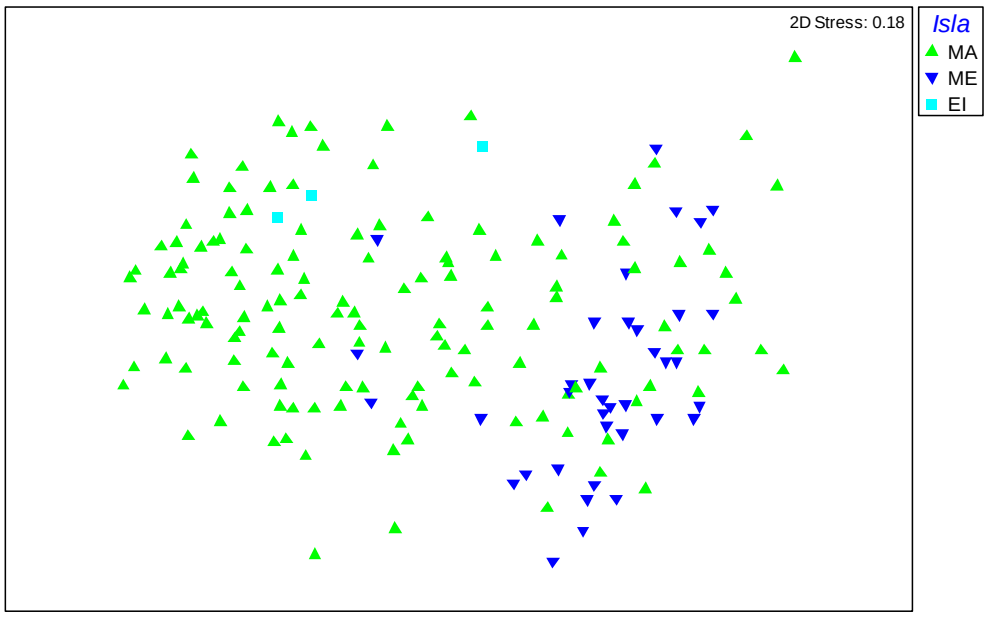


Figura 1.2. Ordenación bidimensional MDS de la comunidad de diatomeas en todas las estaciones de muestreo estudiadas en las Islas Baleares en función de la isla a la que pertenecen. Mallorca (MA), Menorca (ME) y Eivissa (EI).

1.6.2.2. Establecimiento de tipologías según la DMA

La Directiva Marco del Agua presenta dos posibilidades para desarrollar una tipología específica para cada tramo fluvial identificado: sistema A y sistema B. Según el sistema A las Islas Baleares pertenecen a la región Ibero-Macaronésica (región 1). Los torrentes de las Islas Baleares pertenecen al grupo de ríos temporales mediterráneos, que según los tipos de intercalibración se agrupan en el tipo R-M5. La tipología adoptada en este trabajo está basada en el sistema B, cuyos descriptores son: altitud máxima, tamaño de cuenca, pendiente del tramo, precipitación media, porcentaje de sustrato impermeable y tipo morfológico en cañón. Teniendo en cuenta estos descriptores, todos los torrentes de las Baleares están representados en 5 tipos (Tabla 1.2):

- Tipo 1: ***torrentes pequeños del llano***. Pertenecen a cuencas de tamaño pequeño a mediano, con pendiente bajas, y bajos niveles de precipitación. Es el tipo más representado en todas las islas Baleares.
- Tipo 2: **torrentes de tipo cañón**. Se caracterizan por sus elevadas pendientes y precipitación. Están representados únicamente en la Sierra de Tramontana de Mallorca.
- Tipo 3: **torrentes que discurren sobre lechos impermeables**. Este tipo está presente en Mallorca, Menorca e Ibiza.
- Tipo 4: **torrentes grandes del llano**. Al igual que el tipo 1 se caracterizan por las bajas pendientes y bajos niveles de precipitación, propios de grandes cuencas. Incluye la parte final de los torrentes de Na Borges, bahía de Alcudia y de Palma
- Tipo 5: **torrentes de montaña**. Se caracterizan por tener una pendiente media y unos valores de precipitación medio-altos. Son cuencas de tamaño pequeño a mediano. Sólo está representado en Mallorca.

La mayor parte de la red hidrológica está representada por los torrentes pequeños del llano (59,54%), mientras que el tipo de torrentes grandes del llano (tipo 4) está escasamente representado en el territorio balear (3,68%) (Tabla 1.2).

código	Tipo de torrente	Total km	% red hidrológica
1	Torrentes del llano	545.65	59.54
2	Torrentes tipo cañón	41.45	3.23
3	Torrentes sobre suelos impermeables	179.31	16.86
4	Torrentes grandes del llano	47.29	3.68
5	Torrentes de montaña	214.28	16.68

Tabla 1.2. Tipología y representación en las Islas Baleares

1.6.2.2.1. Contraste de tipologías DMA con los elementos biológicos

Para confirmar la tipología propuesta atendiendo a los criterios del sistema B de la DMA, con los datos de los componentes biológicos obtenidos en este trabajo (invertebrados y diatomeas bentónicas), se analizaron un total de 42 muestras, pertenecientes a 15 tramos fluviales. De estas muestras, 30 pertenecen a las estaciones de referencia del tipo 2 y 5 y doce muestras a las referencias potenciales (*i.e.*, muy buen estado) del tipo 1 y 3. Debido a que los tramos fluviales del tipo 4 que se visitaron estaban secos durante todo el año, este tipo no ha sido considerado en este trabajo ya que sólo lleva agua de forma episódica.

Contraste de tipologías con invertebrados.- La ordenación MDS realizada con las abundancias de invertebrados de las muestras recogidas en estaciones de referencia y referencias potenciales de los tipo 1 y 3 demuestra una clara separación del tipo 5, mientras que los otros tipos no aparecen bien definidos (Fig. 1.3). Las muestras del tipo 2 aparecen subdivididas en dos grupos, lo que se atribuyó a diferencias en la disponibilidad de agua entre los tramos fluviales incluidos en este tipo (Fig. 1.3). Así, los torrentes de Gorg Blau (H12) y de Guix (AC19) están afectados por una marcada estacionalidad y conservaron el agua en pozas (gorgs) durante todas (H12) o alguna de las la campañas (AC19 en los veranos). Este hecho explica que las muestras de estos torrentes aparezcan separadas de las del torrente de Biniaratx (K2600), el cual mantuvo un flujo de agua corriente durante todas las campañas de muestreo, haciendo que su composición de invertebrados sea más similar a la de los otros tipos (Fig. 1.3). Existe una gran similitud entre las muestras de los tipos 1 y 3 (Fig. 1.3) por lo que se descarta que el tipo 3 (caracterizado principalmente por discurrir por rocas impermeables) tenga una fauna distinta.

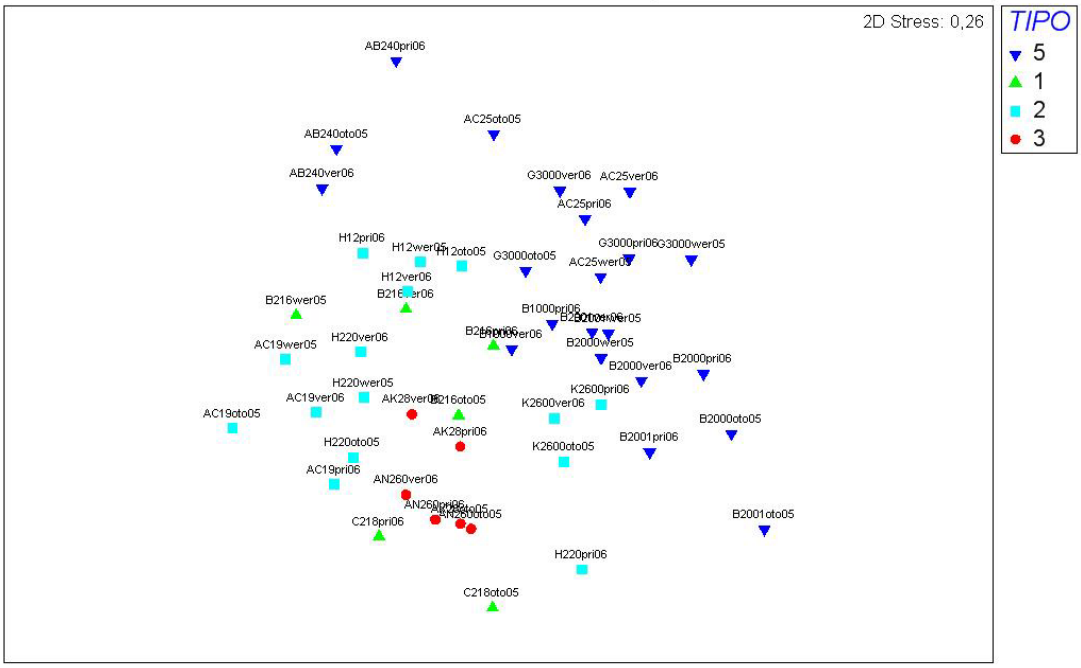


Figura 1.3. Ordenación MDS de la composición de invertebrados de las estaciones de referencia (tipos 2 y 5) y referencias potenciales (tipo 1 y 3) según la según la tipología original (ver texto)

Dado este grado de solapamiento se estudia la posibilidad de adjudicar las muestras del tipo 3 bien al tipo 1, bien al tipo 5 según se encuentren el llano o en áreas de mayor pendiente, respectivamente. Así, las referencias potenciales del tipo 3 pasan a ser las nuevas referencias potenciales del tipo 1. Así, la nueva ordenación realizada teniendo en cuenta los cambios propuestos muestra una clara separación de los tipos 2 y 5 y una subdivisión de las muestras del tipo 2, al igual que ocurría en la ordenación anterior (Fig. 1.4)

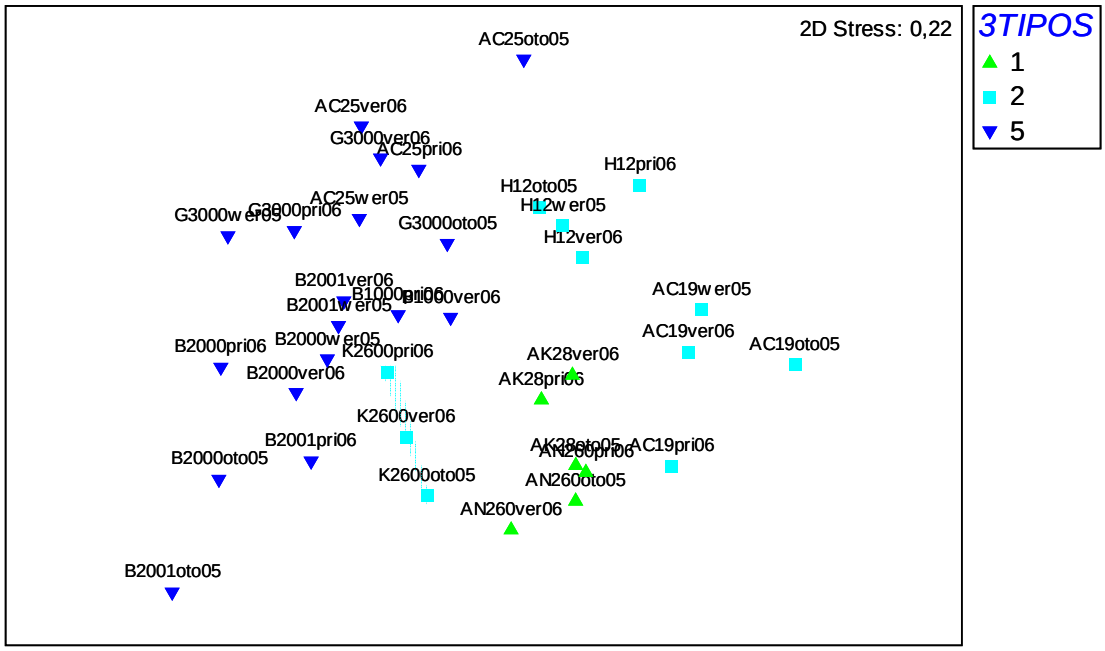


Figura 1.4. Ordenación MDS de las comunidades de invertebrados de las estaciones de referencia (tipos 2 y 5) y referencias potenciales (tipo 1) según las nuevas correcciones a la tipología propuesta (ver texto). Se señala la agrupación de las referencias con el fin de facilitar su interpretación.

Contraste de tipologías con diatomeas bentónicas.- .- La ordenación MDS realizada con las abundancias de diatomeas de las muestras recogidas en estaciones de referencia de los tipos 2 y 5 y referencias potenciales de los tipo 1 y 3 no demuestra una clara separación de los tipos (Fig. 1.5). Por los motivos expresados anteriormente, para invertebrados, se procedió a una reducción de tipos, desapareciendo el tipo 3 y quedando una tipología final en 3 tipos (1, 2 y 5), tal y como se indicó anteriormente.

La separación entre los 3 tipos obtenida con la ordenación MDS realizada con las abundancias de diatomeas bentónicas de las muestras recogidas en estaciones de referencia no es tan clara como para invertebrados (Fig. 1.6). Las muestras del Tipo 1 se agrupan frente a las muestras de los otros tipos. Todas las muestras estacionales pertenecientes a un mismo tramo fluvial se sitúan próximas entre sí, lo que indica que la comunidad de diatomeas del tipo 1 se diferencian más espacialmente que temporalmente (Fig. 1.6). Sin embargo, las muestras de los tipos 2 y 5 aparecen mezcladas (Fig. 1.6), lo que al igual que ocurría con los invertebrados podría atribuirse a diferencias en la disponibilidad de agua entre los tramos fluviales incluidos en estos tipos, que parecen afectar en mayor grado a las diatomeas. Los

tramos fluviales del tipo 2, también aparecen subdivididos en 3 grupos, uno por tramo fluvial (Fig. 1.6). Las muestras del torrente de Biniaraitx (K2600), que mantuvo un flujo de agua corriente durante todas las campañas de muestreo, aparecen juntas y próximas a las muestras del tipo 5 (Fig. 1.6). Las muestras del torrente de Gorg Blau (H12), que conservó el agua en gorgs durante todas las campañas forman otro grupo (Fig. 1.6), mientras que las muestras del torrente de Guix (AC19), marcadas por una mayor estacionalidad, aparecen menos próximas en la ordenación (Fig. 1.6). En cuanto a las muestras del Tipo 5, el tramo fluvial B2000 es el más estacional, hecho que hace que se separe del resto de muestras de este tipo, excepto por la muestra de B2001 en otoño (Fig. 1.6). Este último tramo fluvial, al igual que B2000, se seca en verano, lo que hace suponer que la comunidad de diatomeas encontrada en otoño se corresponde con las primeras etapas de colonización, de hecho esta muestra también se separaba ligeramente del resto en la ordenación realizada con la composición de invertebrados (Fig. 1.6).

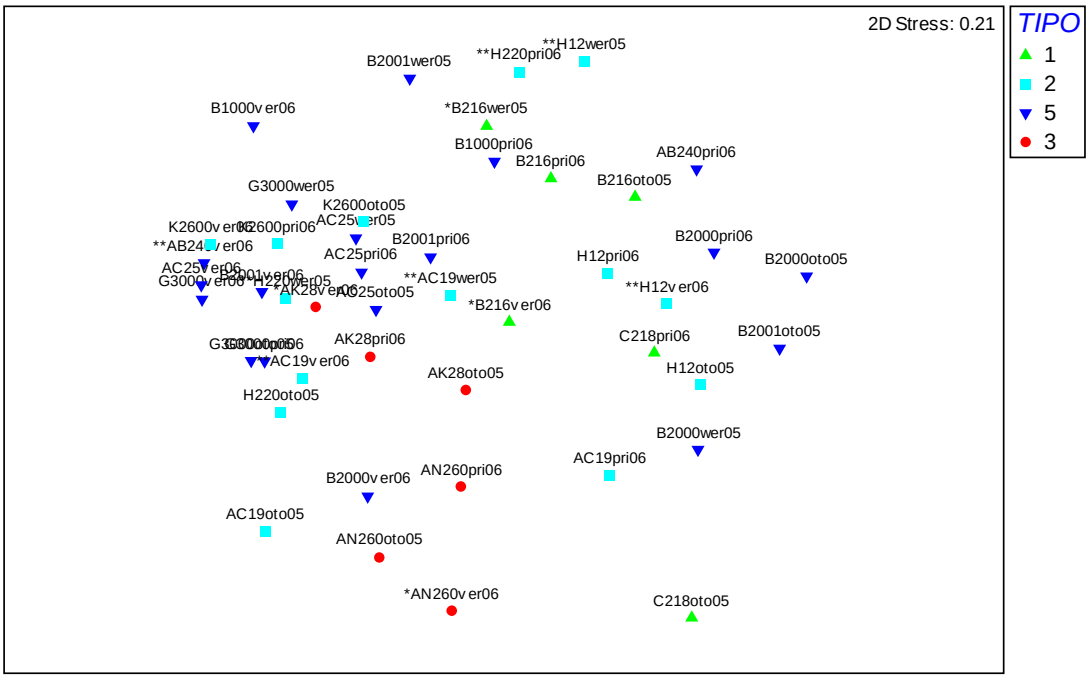


Figura 1.5. Ordenación MDS de la composición de diatomeas de las estaciones de referencia (tipos 2 y 5) y referencias potenciales (tipo 1 y 3) según la según la tipología original (ver texto).

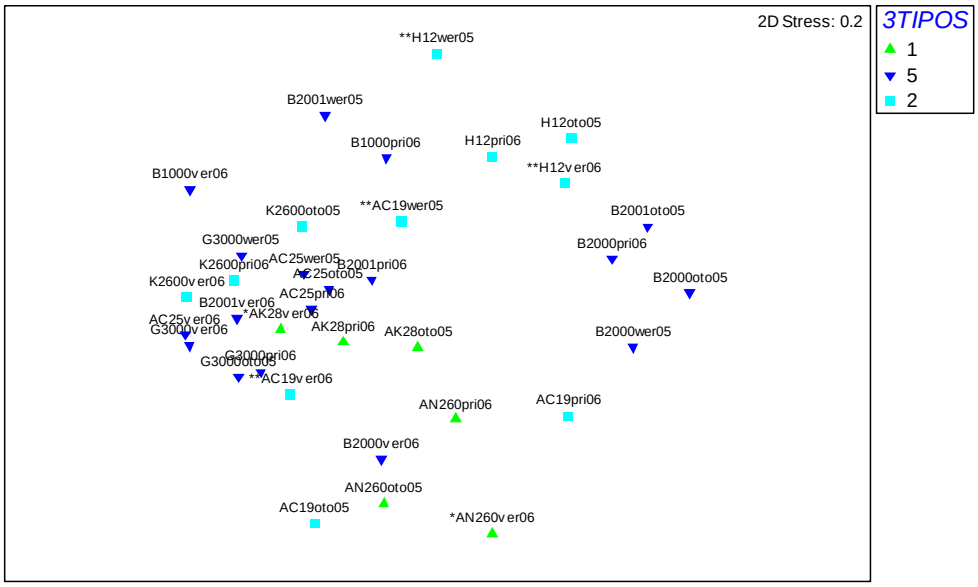


Figura 1.6. Ordenación MDS de las estaciones de referencia de los tipos 2 y 5 y las referencias potenciales del tipo 1 según la Tipología B (**gorgs, *pequeñas pozas)

Teniendo el cuenta la totalidad de estaciones de muestreo analizadas y como era de esperar, una vez comprobada la tipología, se observa que la mayor parte de los tramos fluviales seleccionados en este estudio pertenecen al tipo 1, con 32 tramos fluviales, seguido del tipo 5, que de manera natural poseen un mayor periodo de permanencia del agua en los cauces. Del tipo 2, que es de manera natural el menos representativo de la isla, sólo se incluyeron 9 tramos (Tabla 1.3).

CONDICIÓN	TIPO			
	1	**2**	**5**	
referencia	0	3	5	
referencia potencial	2	1	1	
mejor	6	0	1	
artificial-seminatural	2	2	0	
artificial-agricultura	6	0	0	
depuradora	6	1	4	
regadio	2	0	0	
rural	2	0	0	
rural-natural	6	2	5	
TOTAL	**32**	**9**	**16**	**57**

Tabla 1.3. Tabla resumen de la distribución del número de estaciones de muestreo estudiadas en función de tipología y la condición (categoría) a la que pertenecen.

1.6.3. Validación de estaciones de referencia

Como se indicó anteriormente, las estaciones de referencia seleccionadas se distribuyen de la siguiente manera:

Tipo 1: AK28 y AN260 (referencias potenciales)

Tipo 2: AC19, H12 y K2600

Tipo 5: AC25, B1000, B2000, B2001 y G3000

Para validar las estaciones de referencia seleccionadas para cada tipo se realizaron ordenaciones MDS con todas las muestras y se comprobó la posición relativa de las aquellas recogidas en estaciones de referencias frente a las "no referencias". En estas ordenaciones se partió de la matriz de datos de elementos biológicos obtenida para cada tipo. Además, se espera que la composición y abundancia de los elementos biológicos de las estaciones de referencia constituya la fauna característica para este tipo. Así, para determinar los taxones característicos del grupo de referencias se ha utilizado la rutina SIMPER, análisis que permite calcular la contribución de cada especie a la similaridad dentro del grupo de referencias específico para cada tipo ("*comunidad tipo de referencia*").

En total se trabajó con una matriz de 186 muestras (96 muestras del tipo 1; 29 muestras del tipo 2 y 61 muestras del tipo 5) correspondientes a las cuatro campañas de muestreo. Algunas muestras de diatomeas no se han incluido en los análisis que impliquen el uso de diatomeas como indicador biológico, debido a que no se encontraron suficiente cantidad de diatomeas como para poder realizar los recuentos Estas estaciones son: AB240oto05, AB485oto05, B2001oto05, F464pri06, F464ver06, H220ver06, K3100ver06, L482oto05, Y274pri06 y Y274ver06.

1.6.3.1. Validación de referencias: Tipo 1

Para este tipo no se encontraron estaciones de referencia, por lo que la comunidad de referencia va a estar caracterizada por las dos estaciones definidas como *referencias potenciales*: AK28 y AN260.

Invertebrados.- La ordenación de las muestras de invertebrados obtenida para el tipo 1 muestra una agrupación del núcleo de referencias, lo que indica la existencia de una comunidad diferenciada de las muestras (Fig. 1.7).

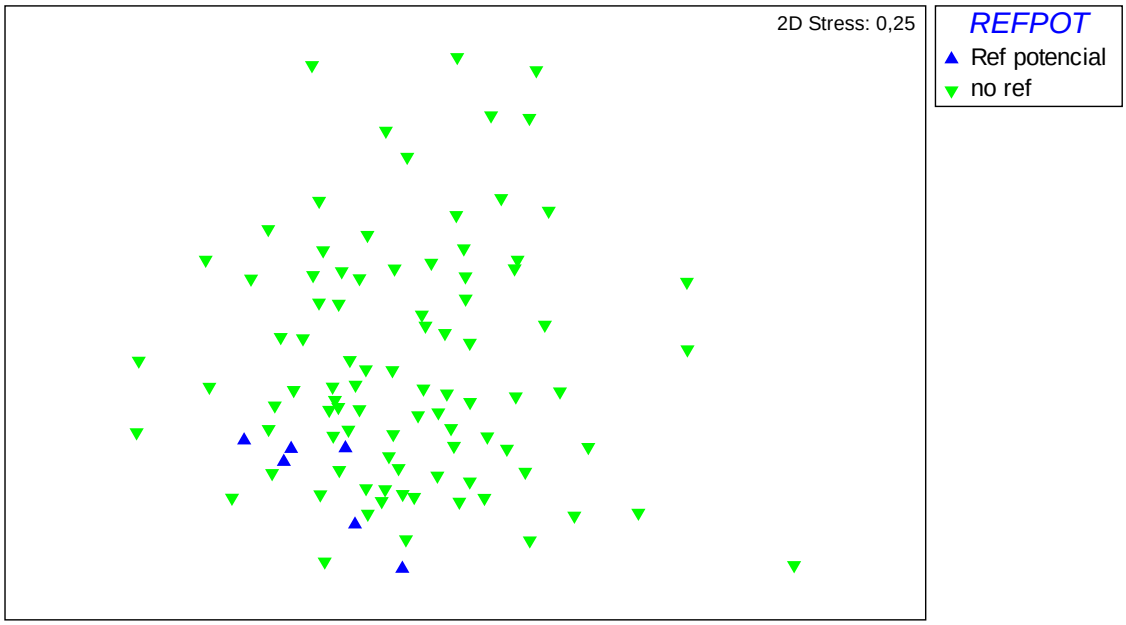


Figura 1.7. Ordenación bidimensional MDS para las muestras del tipo 1 basada en los datos de invertebrados. Se señala la agrupación de las referencias potenciales con el fin de facilitar su interpretación

Los análisis realizados con el SIMPER revelan que las estaciones de referencia potencial incluidas dentro de este tipo poseen una similitud media alta de las comunidades de invertebrados del 42.43%**.** El 50% de la comunidad característica de este tipo viene definida por taxones pertenecientes al orden Díptera (34%), junto con el gasterópodo *Ancylus fluviatilis* y ostrácodos. Existe además una fuerte contribución de géneros EPT (aproximadamente 11%) como *Cloeon*, *Caenis*, *Tyrhenoleuctra* e *Hydroptila*. Además también se encuentran otros grupos en menores proporciones como por ejemplo, larvas de coleópteros y oligoquetos (Tabla 1.4).

Especies	Abundancia media	Porcentaje contribución	Porcentaje acumulado
Orthocladiinae Gen. sp.	7.36	11.14	11.14
Tanypodinae Gen. sp.	6.21	10.03	21.17
Ostracoda Gen. sp.	5.57	8.23	29.39
Tanytarsini Gen. sp.	5.66	8.05	37.45
***Ancylus* sp.**	4.31	5.62	43.06
***Simulium* sp.**	4.74	4.51	47.57
Chironomini Gen. sp.	3.90	4.15	51.73
***Cloeon* sp.**	4.06	4.01	55.74
***Hydroptila* sp.**	3.49	3.49	59.23
Hydrachnidia Gen. sp.	3.23	3.39	62.62
***Physella* sp.**	3.49	3.12	65.74
***Tyrrhenoleuctra* sp.**	3.22	2.57	68.31
***Haliplus* sp. Lv.**	2.92	2.37	70.68
Libellulidae Gen. sp.	2.73	2.16	72.84
***Agabus* sp. Lv.**	2.69	2.16	75.00
***Proasellus* sp.**	3.01	2.10	77.11
***Lymnaea* sp.**	2.83	1.96	79.07
***Acanthocyclops* sp.**	2.63	1.80	80.87
***Laccobius* sp. Lv.**	2.34	1.71	82.58
Enchytraeidae Gen. sp.	2.26	1.32	83.90
***Sympetrum* sp.**	1.66	1.31	85.21
Naididae Gen. sp.	2.16	1.12	86.33
***Graptodytes* sp. Ad.**	1.63	0.91	87.24
Hydroporinae Gen. sp. Lv.	1.78	0.89	88.13
***Meladema* sp. Lv.**	0.93	0.88	89.02
***Caenis* sp.**	1.82	0.76	89.78
***Oxycera* sp.**	1.46	0.70	90.48

Tabla 1.4. Composición de la comunidad referencia potencial de invertebrados característica del tipo 1 obtenida mediante la rutina SIMPER (ver texto).

Diatomeas Bentónicas.- La ordenación de las muestras de diatomeas bentónicas del tipo 1 muestran una clara separación de las muestras de referencia potencial y el resto (Fig. 1.8).

La similitud media de la comunidad de diatomeas en las estaciones de referencia del tipo 1 es del 45.40%. Mas del 50% de la contribución media a la similitud de la comunidad de diatomeas de las referencias está representada por una única especie, *Achnanthidium minutissimum* (ADMI). *Gomphonema rosenstockianum* (GROS) le sigue con un 16.42%, y después aparecen tres especies con contribuciones menores entre el 7-5% como. *Navicula*

cryptotenella (NCTE), *Cymbella tumidula* (CTMD) y *Cymbella vulgata* var. *vulgata* (CVUL) (Tabla 1.5).

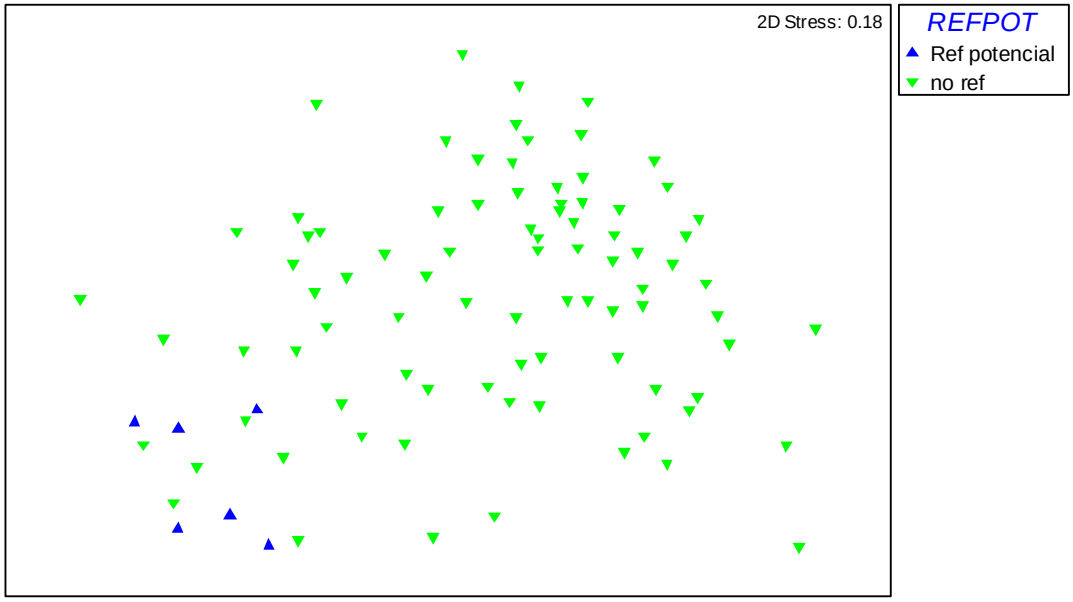


Figura 1.8. Ordenación bidimensional MDS para las muestras del tipo 1 basada en los datos de diatomeas. Se señala la agrupación de las referencias potenciales con el fin de facilitar su interpretación

Especies	Abundancia media	Porcentaje Contribución	Porcentaje acumulado
Achnanthidium minutissimum	5.59	56.43	53.43
Gomphonema rosenstockianum	2.66	16.42	72.85
Navicula cryptotenella	1.18	6.96	79.8
Cymbella tumidula	1.26	5.41	85.21
Cymbella vulgata	1.68	5.18	90.39

Tabla 1.5. Composición de la comunidad referencia potencial de diatomeas bentónicas característica del tipo 1 obtenida mediante la rutina SIMPER (ver texto).

1.6.3.2. Validación de referencias: Tipo 2

Las estaciones de *referencia* seleccionadas para este tipo son AC19, H12 y K2600. Para la determinación de la comunidad tipo también se incluyó los datos de la estación H220, por

ser la única *referencia potencial* del tipo y presentar una comunidad biológica similar a la de las localidades de referencia.

Invertebrados.- La ordenación de las muestras de invertebrados obtenida para el tipo 2 muestra una separación del núcleo de referencias, apareciendo las muestras del cañón de Biniaraitx (K2600) un poco alejada de las otras referencias (Fig. 1.9). Este tramo fluvial discurre sobre un valle menos cerrado que las otras referencias (AC19 y H12 son cañones mucho más profundos y que conservaron el agua en gorgs) y, como se indicó en el apartado anterior, mantuvo un flujo de agua corriente durante todas las campañas de muestreo, de ahí que se aproxime más a otros tramos fluviales más abiertos y con una mayor disponibilidad de agua, tales como L3000 y K26.

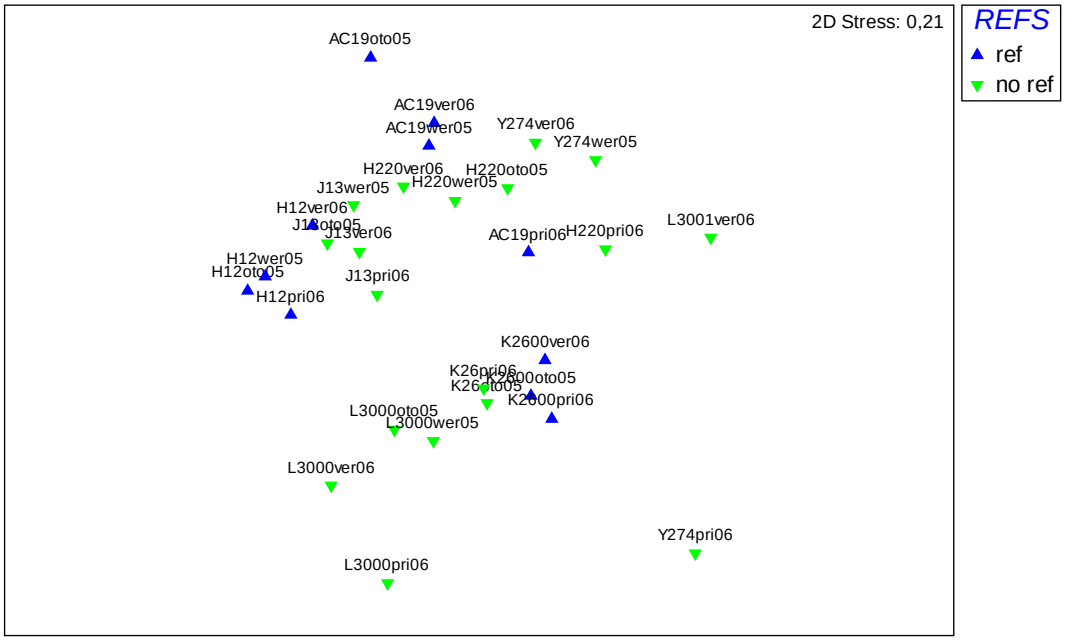


Figura 1.9. Ordenación bidimensional MDS para las muestras del tipo 2 basada en los datos de invertebrados.

Las estaciones de referencia de los tramos fluviales del tipo 2 presentan una similitud media de su composición de invertebrados del 38.95%. La mayor contribución a esta similitud viene dada por taxones del orden Díptera, sobre todo los pertenecientes a la familia Chironomidae (27.43%), seguida de la abundancia de dos géneros de efemerópteros, *Cloeon* y *Caenis*, que contribuyen con un 7.3% y un 3.5%, respectivamente, a la similitud del grupo de referencias.

Con una menor contribución, aparecen distintos géneros de coleópteros, muchos de ellos pertenecientes a la familia Dytiscidae, heterópteros y tricópteros, como *Hydroptila* y *Mesophylax*, dando una visión de la elevada diversidad que tiene este tipo de tramos fluviales (Tabla 1.6).

Especies	Abundancia media	Porcentaje contribución	Porcentaje acumulado
Orthocladiinae Gen. sp.	6.19	12.37	12.37
Hydrachnidia Gen. sp.	4.17	7.80	20.17
Tanypodinae Gen. sp.	4.46	7.64	27.81
***Cloeon* sp.**	5.03	7.30	35.11
Ostracoda Gen. sp.	4.34	7.13	42.24
Tanytarsini Gen. sp.	3.98	4.58	46.82
***Lymnaea* sp.**	3.58	4.19	51.01
***Hydroporus* sp. Ad.**	2.49	3.73	54.74
***Caenis* sp.**	3.27	3.48	58.21
Naididae Gen. sp.	3.40	3.40	61.61
***Physella* sp.**	3.23	3.12	64.73
***Ancylus* sp.**	2.24	2.61	67.34
Chironomini Gen. sp.	2.48	2.25	69.59
***Agabus* sp. Ad.**	1.66	2.12	71.71
***Oxycera* sp.**	2.09	1.74	73.45
***Bidessus* sp. Ad.**	1.90	1.71	75.16
***Notonecta* sp.**	1.45	1.40	76.56
***Proasellus* sp.**	1.98	1.35	77.91
***Macrocyclops* sp.**	2.40	1.25	79.16
***Ceriodaphnia* sp.**	2.38	1.22	80.38
***Hydroptila* sp.**	2.24	1.21	81.59
***Dasyhelea* sp.**	1.98	1.16	82.75
***Laccobius* sp. Ad.**	1.05	0.91	83.66
***Agabus* sp. Lv.**	1.52	0.90	84.57
***Meladema* sp. Lv.**	1.27	0.88	85.45
***Velia* sp.**	1.22	0.88	86.34
Lumbriculidae Gen. sp.	1.32	0.83	87.16
***Meladema* sp. Ad.**	0.79	0.82	87.98
***Stictonectes* sp. Lv.**	1.51	0.69	88.66
***Mesophylax* sp.**	0.97	0.64	89.31
***Chironomus* sp.**	1.26	0.59	89.90
***Simulium* sp.**	1.61	0.58	90.47

Tabla 1.6. Composición de la comunidad referencia de invertebrados característica del tipo 2 obtenida mediante la rutina SIMPER (ver texto).

Diatomeas Bentónicas.- La ordenación de las muestras del tipo 2 obtenida con la composición de diatomeas muestra sólo una ligera separación de las referencias frente a las otras localidades, lo que indica que existe una gran similitud entre las referencias y no referencias (Fig. 1.10). En general, las muestras se separan en dos subgrupos (Fig. 1.10). En un grupo aparecen las muestras del torrente de Gorg Blau (H12), que conservaron el agua en gorgs durante todas las campañas de muestreo, y dos muestras pertenecientes al Torrente del Guix (AC 19) y al Torrente de Lluc (H220), también caracterizados por la presencia de gorgs. En el otro grupo aparecen las muestras que pertenecen a tramos fluviales con una mayor disponibilidad de agua, tales como la parte alta del Torrente de Biniarratx (K2600) (Fig. 1.10).

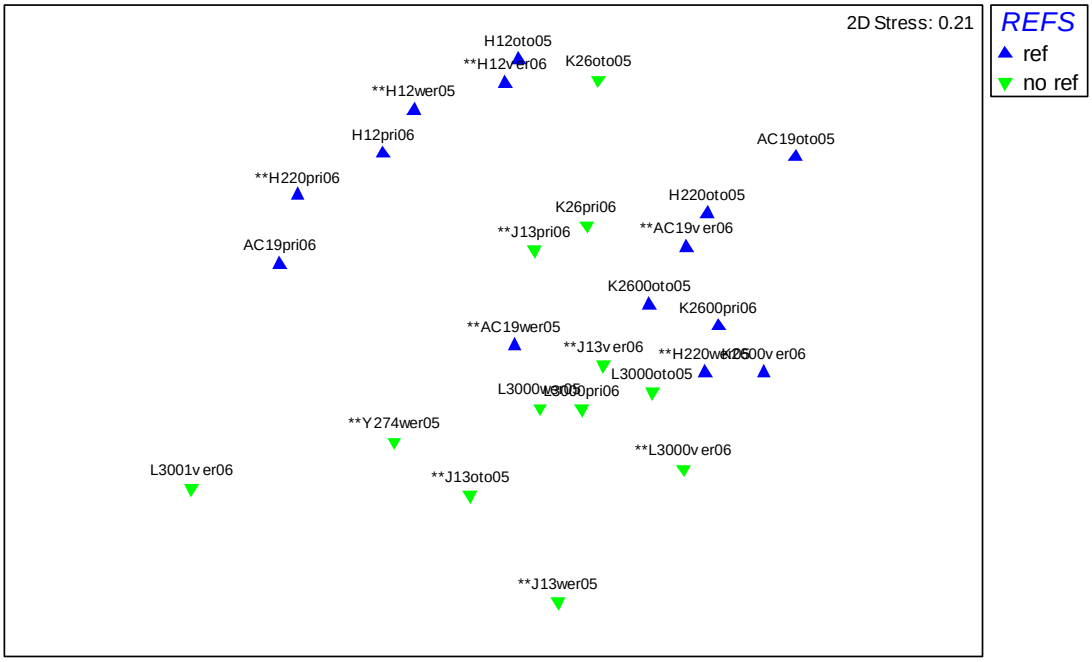


Figura 1.10. Ordenación bidimensional MDS para las muestras del tipo 2 basada en los datos de diatomeas bentónicas. Se señala la agrupación de las referencias con el fin de facilitar su interpretación.

La similitud media de la comunidad de referencia del tipo 2 es del 36.76%. De nuevo *Achnanthidium minutissimum* (ADMI) es la especie que más contribuye a esta similitud, seguida de *Cymbella microcephala* (CMIC) con un 10.49%, *Gomphonema pumilum* (GPUM) con un 4.94% y *Cymbella vulgata* (CVUL), con un 4.94%. Estas 4 especies contribuyen al 75% de la similitud encontrada en el grupo de referencias del tipo 2 (Tabla 1.7). Otras especies como

Amphora pediculus (APED) contribuye con un porcentaje de 4.52% y a esta le siguen tres especies con porcentajes de contribución entre el 1-4% como son *Navicula cryptotenella* (NCTE*), Nitzschia inconspicua* (NINC) y NITZSCHIA (NITZ).

Especies	Abundancia media	Porcentaje Contribución	Porcentaje acumulado
Achnanthidium minutissimum	5.6	54.79	54.79
Cymbella microcephala	1.92	10.49	65.28
Gomphonema pumilum	1.38	4.94	70.22
Cymbella vulgata	1.55	4.74	74.96
Amphora pediculus	1.59	4.52	79.48
Navicula cryptotenella	1.12	3.54	83.02
Nitzschia inconspicua	0.63	1.58	84.59
Nitzschia sp.	0.76	1.55	86.14
Nitzschia dissipata	0.59	1.26	87.4
Gomphonema rosenstockianum	0.67	0.98	88.38
Eolimna minima	0.67	0.9	89.28
Achnanthidium biassoletianum	0.81	0.87	90.15

Tabla 1.7. Composición de la comunidad referencia de diatomeas bentónicas característica del tipo 2 obtenida mediante la rutina SIMPER (ver texto).

1.6.3.3. Validación de referencias: Tipo 5

El tipo 5 posee 5 estaciones de *referencia*: AC25, B1000, B2000, B2001 y G3000. Además, para determinar la comunidad característica de este tipo también se incluyó la única *referencia potencial*, AB240 (Font des Pí).

Invertebrados.- La ordenación de las muestras de invertebrados obtenida para el tipo 5 muestra una separación del núcleo de referencias (Fig. 1.11).

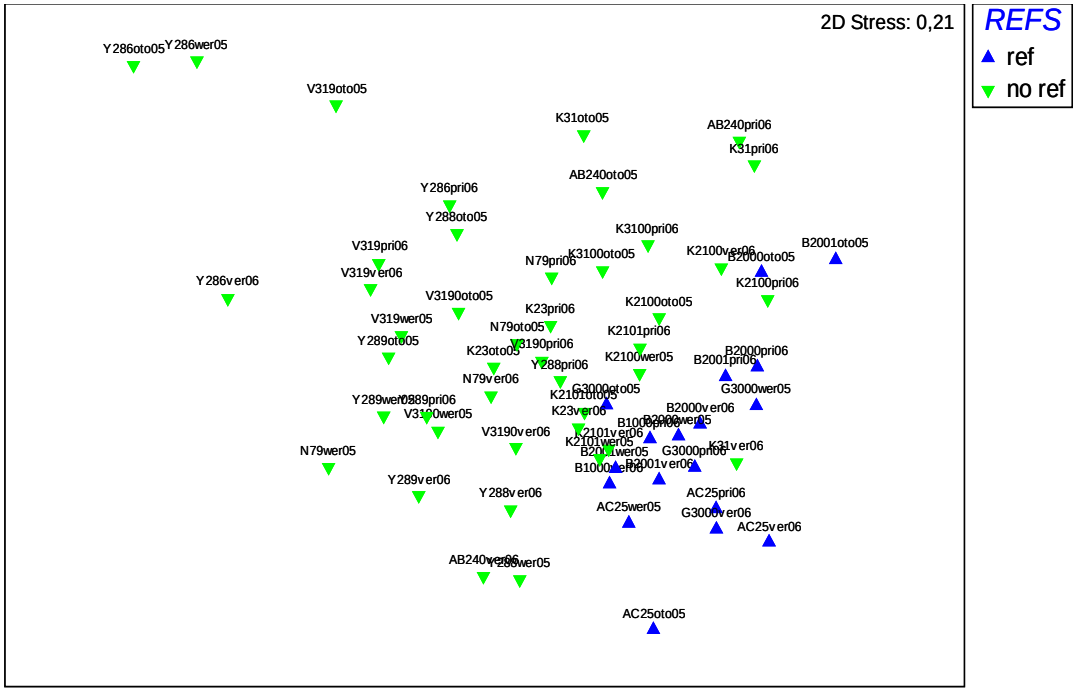


Figura 1.11. Ordenación bidimensional MDS para las muestras del tipo 2 basada en los datos de invertebrados. Se señala la agrupación de las referencias con el fin de facilitar su interpretación

La similitud media de la comunidad de invertebrados dentro del grupo de referencias para el tipo 5 es del 37.96%. Los taxones que más contribuyen a esta similitud son diversos géneros de EPT, tales como *Alainites*, *Baetis*, *Caenis*, *Cloeon*, *Leuctra*, *Hydroptila*, *Tinodes* y *Rhyacophila*, que juntos contribuyen con un 20% a la similitud del grupo de referencias para este tipo. Los amphípodos del género *Echinogammarus* están presentes en la comunidad de referencia dentro del tipo 5 como contribución importante y que marca una gran diferencia con la comunidad presente en las localidades del tipo 2. Géneros de coleópteros característicos de aguas limpias como *Hydraena* y *Oulimnius* junto con heterópteros del género *Nepa* y *Velia*, aparecen como representantes de la comunidad tipo de referencia del tipo 5. La contribución de los dípteros de la familia Chironomidae (30%), es similar a la que presentaba en los torrentes del tipo 2 y algo menor que la contribución en los torrentes del tipo 1. Además, también aparecen representadas diversas familias de oligoquetos, y géneros gasterópodos (Tabla 1.8).

Diatomeas Bentónicas.- En la ordenación de las muestras del tipo 5 en base a la composición de diatomeas se observa una separación de las muestras de las estaciones de referencias se agrupan formando un núcleo más o menos diferenciado (Fig. 1.12).

La similitud media de la comunidad de diatomeas para las estaciones de referencia seleccionadas es del 37.13%. Como ocurría en los otros tipos, la especie que más contribuye a esta similitud es *Achnanthidium minutissimum* (ADMI), con algo más del 40% (Tabla 1.9). En segundo lugar aparecen las especies *Cymbella microcephala* (CMIC) y *Cymbella vulgata* var. *vulgata* (CVUL), que contribuyen con un 13.51% y con un 10.34%, respectivamente, a la similitud del grupo de referencias para el tipo 5. En total, estas 3 especies contribuyen al 67 % de la similitud del grupo. El resto de especies contribuyen a la comunidad con porcentajes menores al 5% como *Navicula cryptotenella* (NCTE*), Achnanthidium biassoletianum* (ADBI), *Amphora pediculus* (APED), *Diploneis oblongella* (DOBL), *Gomphonema rosenstockianum* (GROS), *Cymbella tumidula* (CTMD), *Nitzschia dissipata* var. *dissipata* (NDIS) y *Planothidium frequentissimum* (PLFR).

Especies	Abundancia media	Porcentaje contribución	Porcentaje acumulado
Orthocladiinae Gen. sp.	5.63	10.53	10.53
***Echinogammarus* sp.**	5.46	8.16	18.69
Tanytarsini Gen. sp.	4.66	6.17	24.86
Tanypodinae Gen. sp.	4.32	5.84	30.70
***Simulium* sp.**	4.21	5.83	36.53
Hydrachnidia Gen. sp.	3.80	5.47	42.00
Ostracoda Gen. sp.	4.05	5.01	47.01
***Hydroptila* sp.**	3.72	4.33	51.34
***Baetis* sp.**	3.74	4.10	55.44
***Caenis* sp.**	3.75	3.96	59.40
***Hydraena* sp. Ad.**	3.27	3.75	63.15
***Alainites* sp.**	3.02	2.16	65.31
Chironomini Gen. sp.	2.50	1.92	67.24
***Lymnaea* sp.**	2.38	1.90	69.14
***Deronectes* sp. Ad.**	1.78	1.59	70.73
***Dicranota* sp.**	1.63	1.45	72.18
***Agabus* sp. Ad.**	1.36	1.44	73.62
***Tinodes* sp.**	1.94	1.40	75.03
Naididae Gen. sp.	2.30	1.29	76.32
***Velia* sp.**	1.54	1.19	77.50
***Ancylus* sp.**	1.74	1.10	78.61
***Oulimnius* sp. Lv.**	1.68	1.08	79.69
***Physella* sp.**	1.90	1.02	80.70
***Leuctra* sp.**	1.84	0.97	81.68
***Rhyacophila* sp.**	1.33	0.97	82.65
***Hydroporus* sp. Lv.**	1.67	0.91	83.56
***Oulimnius* sp. Ad.**	1.51	0.88	84.44
***Dixa* sp.**	1.75	0.87	85.31
***Oxycera* sp.**	1.37	0.86	86.17
***Stictonectes* sp. Ad.**	1.48	0.81	86.97
***Cloeon* sp.**	1.43	0.79	87.76
***Erpobdella* sp.**	1.15	0.69	88.45
Lumbricidae Gen. sp.	0.97	0.61	89.06
***Hydroporus* sp. Ad.**	1.05	0.55	89.61
***Nepa* sp.**	1.01	0.54	90.15

Tabla 1.8. Composición de la comunidad referencia de invertebrados característica del tipo 5 obtenida mediante la rutina SIMPER (ver texto).

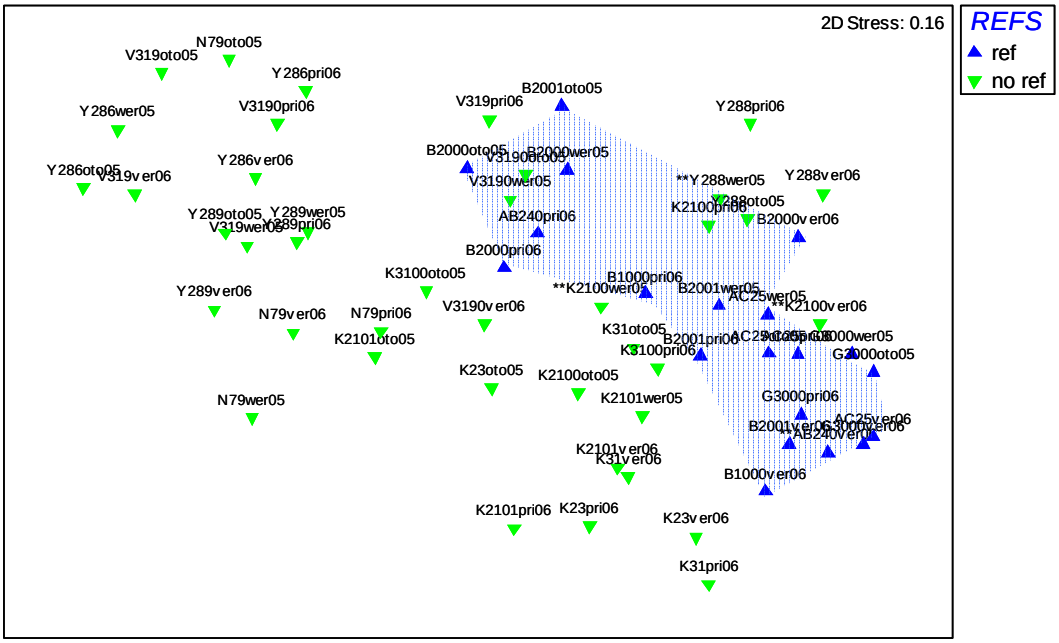


Figura 1.12. Ordenación bidimensional MDS para las muestras del tipo 5 basada en los datos de diatomeas bentónicas. Se señala la agrupación de las referencias con el fin de facilitar su interpretación

Especies	Abundancia media	Porcentaje Contribución	Porcentaje acumulado
Achnanthidium minutissimum	5.08	43.18	43.18
Cymbella microcephala	2.56	13.51	56.69
Cymbella vulgata	2.19	10.34	67.03
Navicula cryptotenella	1.39	5	72.03
Achnanthidium biassoletianum	1.07	4.16	76.19
Amphora pediculus	1.36	4.09	80.28
Diploneis oblonguella	1.19	3.46	83.74
Gomphonema rosenstockianum	0.87	2.19	85.93
Cymbella tumidula	0.70	2.14	88.07
Nitzschia dissipata	0.49	1.21	87.29
Planothidium frequentissimum	0.82	1.19	90.48

Tabla 1.9. Composición de la comunidad referencia de diatomeas bentónicas característica del tipo 5 obtenida mediante la rutina SIMPER (ver texto).

1.6.4. Identificación de gradientes de presión

La elaboración de sistemas de clasificación del estado ecológico es uno de los principales objetivos de este trabajo. Esta tarea es por su propia naturaleza multivariante y compleja, por ello, se han realizados esfuerzos de análisis dirigidos, en la medida de lo posible, a la generalización de la metodología en todos los tipos y elementos biológicos. Los sistemas de clasificación elaborados en este estudio son específicos para cada tipo de torrente, de esta manera se obtiene para los elementos biológicos (invertebrados y diatomeas) un sistema de clasificación por componente que se integran junto con los elementos físico-químicos e hidromorfológicos, como indica la DMA.

1.6.4.1. Gradientes de Presión general dominantes

Los torrentes de las Islas Baleares se encuentran afectados, según el diseño del estudio, por contaminación orgánica puntual y de origen difuso por nutrientes. Dichas presiones suelen afectar a la composición química del agua, por ello los análisis PCA permiten reducir las variables individuales a una variable múltiple que expresa el gradiente de presión definido.

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA), con la matriz de 187 muestras y 21 variables (Tabla 1.10). Los 3 primeros ejes generados por el análisis explicaron el 52.6 % de la varianza total de las muestras. El primero explica un 32.8%, el segundo un 10.7 % y el tercero un 9.1%.

Las variables que se correlacionaron más con el primer eje (PC1) fueron conductividad eléctrica, K, Na, alcalinidad, Mg y los contenidos en nutrientes ($PO_4^{=}$ y NO_2^{-}) en oposición al porcentaje de oxígeno y al porcentaje de uso de suelo forestal, determinando un gradiente espacial de aumento en concentración de sales y nutrientes conforme se pasa de tramos de cabecera (2 y 5) a los tramos bajos (1) y de puntos con elevada carga de nutrientes a baja. El segundo eje (PC2) determina un gradiente de dinámica trófica principalmente temporal, indicado en la relación inversa entre el caudal y la temperatura. Indicando valores altos de N con altos caudales en otoño y la tendencia inversa del fósforo. El eje 3 (PC3) se correlacionó con la clorofila *a*, biomasa orgánica y DBO_5 indicando la dinámica de biomasa de la clorofila.

Variable	PC1	PC2	PC3
Alcalinidad_meqL-1	-0.277	0.102	-0.003
DBO_ mgL	-0.132	0.211	0.305
PO4_mgL	-0.217	0.247	0.194
NO3_mgL	-0.178	-0.304	0.137
SIO2_mgL	-0.216	0.022	0.252
SO4_ mgL	-0.253	-0.169	-0.047
Cl_mgL	-0.214	-0.073	-0.166
S_mgL	-0.237	0.042	0.046
Mg_mgL	-0.317	-0.113	-0.242
Fe_mgL	-0.077	0.31	-0.294
Ca_mgL	-0.224	0.078	-0.16
Na_mgL	-0.315	-0.099	-0.226
K_mgL	-0.311	-0.015	-0.161
caudal_Ls	0.004	-0.433	0.234
Temp_ºC	-0.058	0.39	0.101
Oxig_porc	0.175	-0.376	-0.279
pH	0.15	-0.221	-0.182
CE_mScm	-0.343	-0.059	-0.094
Chla_Ugcm2L	-0.102	-0.216	0.494
AFDMgm2L	-0.092	-0.074	0.279
3_Forestal	0.264	0.213	-0.032

Tabla 1.10. Contribución de cada uno de las variables a los componentes del PCA realizado con las réplicas de las variables hidroquímicas y biomasa del perifiton para todas las muestras incluidas en este estudio.

En la ordenación de muestras del PCA según la tipología B (Fig. 1.13), se observa la disposición de las muestras en base a la composición físico-química de sus aguas. De forma general se observa una mayor similitud en la composición de aguas de las muestras pertenecientes a un mismo tipo que entre tipos diferentes (Fig. 1.13) y se observa la disposición espacial desde tramos de montaña hacia el llano. Así, las muestras del tipo 1, que es el que presenta más estaciones alteradas, muestran una mayor dispersión, debido a la localización de mayores núcleos urbanos, junto con la existencia de depuradoras y mayor acción antropogénica sobre ellas (Fig. 1.13).

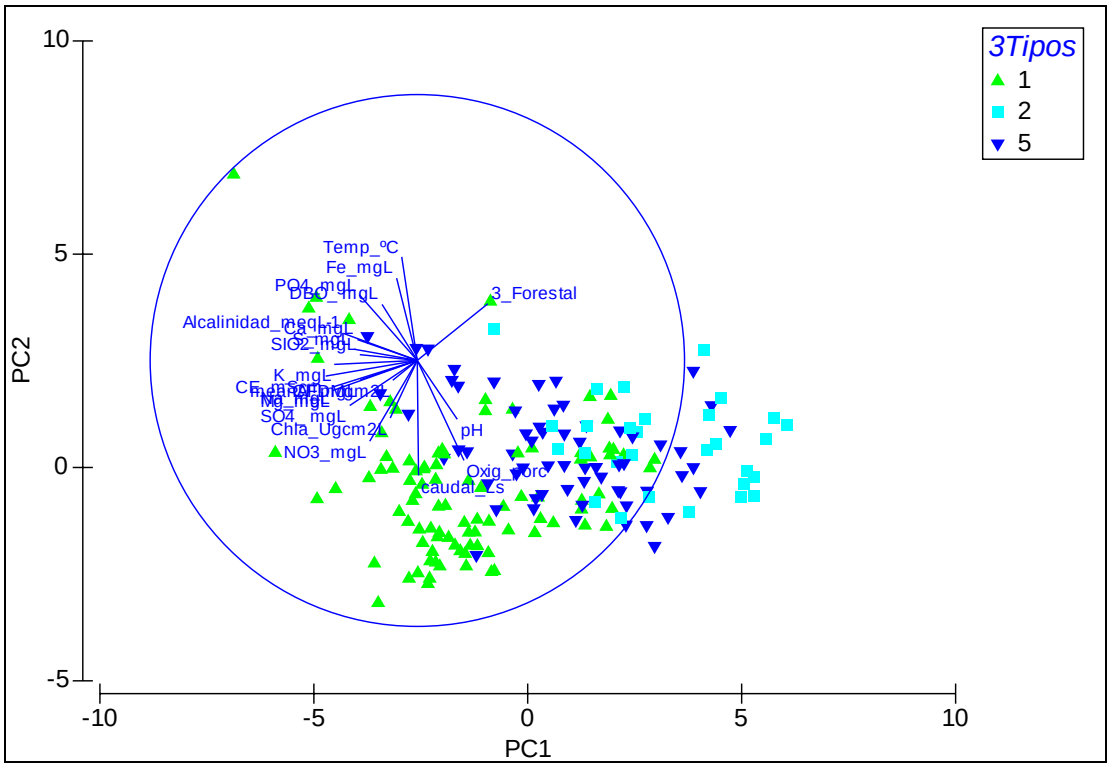


Figura 1.13. Ordenación bidimensional PCA de todas las muestras de torrentes en función de su la tipología B. El análisis se realizó con los datos de caracterización fisicoquímica e hidromorfológica

La misma ordenación PCA de muestras esta vez en función de la "*condición*" establecida para cada estación (ver diseño de la red en el apartado 1.6.1. del presente informe) conforma un gradiente de degradación orgánico general (Fig. 1.14). Se puede observar con claridad cómo aquellos tramos fluviales más alterados, por ejemplo que reciben efluentes de depuradoras, se distribuyen a la izquierda del eje, en contraposición a las estaciones definidas como referencia y otras no tan alteradas, y que aparecen al lado contrario del eje.

El tipo 1 no se encuentra representado por estaciones de referencia propiamente dichas, pero sí por estaciones en muy buen estado (referencias potenciales) que muestran valores de nutrientes claramente más bajos que las estaciones afectadas (Tabla 1.12). En general, las muestras del tipo 1 presentan una composición de aguas más diferenciada que la de los tipos 2 y 5, mostrando elevados contenidos en sales disueltas y nutrientes (Tabla 1.12, Fig. 1.15). Es evidente que en este tipo de río de llanura el impacto antrópico (i.e., depuración o regadío) ocasiona un aumento más marcado en los niveles de nutrientes.

La composición del agua de los torrentes de referencia correspondientes a los tipos 2 (cañones) y 5 (torrentes de montaña), se corresponde con la que presentan aguas naturales en zonas cársticas. Las menores conductividades medias corresponden a los cañones (393 µS cm^{-1}, Tablas 1.13, Fig. 1.15), cursos que se alimentan en gran medida de agua de lluvia y de fuentes de montaña quedando esta retenida en los gorgs durante el verano. Además, las localidades de referencia del tipo 2 son las que tienen menores valores de nutrientes comparándolas con las otras localidades del tipo (Tablas 1.13). A pesar de que para el tipo 2 sólo hay un punto ubicado aguas debajo de vertidos (J13) éste tiene valores algo más altos de fosfatos, nitritos y amonio en el agua que los detectados en el resto de las estaciones (Tabla 1.13). Esta estación había sido seleccionada como referencia, pero tras su visita se vio que estaba afectado por vertido directo a un afluente de la Finca de Balitx de abajo, hecho que llevó a cambiarle su condición.

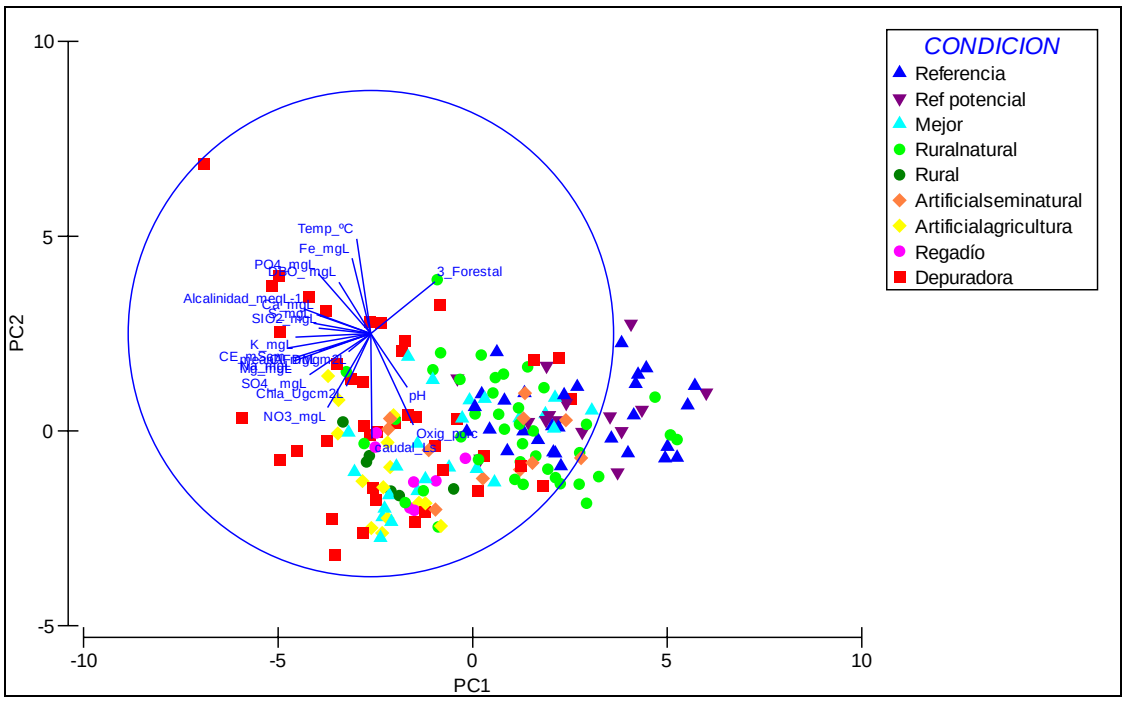


Figura 1.14. Ordenación bidimensional PCA realizado en base a diferentes variables medioambientales en el que se muestran todas las muestras de torrentes en función de su condición

Los torrentes de montaña (tipo 5) presentan unas conductividades mayores (763 µS/cm) tendiendo a situarse aguas abajo de los cañones y por tanto sus mayores conductividades se deben al lavado de una mayor superficie de cuenca (Tablas 1.14). En el tipo 5 son las

referencias y las referencias potenciales las que tienen un menor contenido en nutrientes, siendo las localidades afectadas por depuradora las que tienen una mayor concentración. Sin embargo, como era de esperar, los tramos situados aguas debajo de depuradoras del tipo 5 presentan una composición de aguas distinta. Las concentraciones en sales disueltas, conductividad, alcalinidad y DBO_5 y nutrientes son mayores que las de referencias, mientras que el oxígeno disuelto es inferior (Tablas 1.12-1.14, Fig. 1.14).

		Condicion							
		Ref potencial	Mejor	Ruralnatural	Rural	Artificialse minatural	Artificiala gricultura	Depuradora	Regadío
Oxígeno (mgL)	Media	9.75	9.42	8.67	9.59	9.41	8.66	6.53	10.75
	Error típico de la media	.73	.44	.68	.42	.29	.67	.80	.74
Temperatura (ºC)	Media	14.8	14.8	16.1	15.1	13.5	13.5	15.8	16.2
	Error típico de la media	1.1	1.3	1.2	1.6	1.4	1.1	1.2	2.0
pH	Media	7.9	7.9	7.9	8.0	8.1	8.0	7.8	8.2
	Error típico de la media	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1	.1
Conductividad eléctrica (CE_mScm)	Media	719.2	1533.0	1105.1	1763.3	1718.8	1705.3	1680.2	1887.6
	Error típico de la media	40.4	167.1	154.4	236.9	337.6	165.8	118.9	337.8
Alcalinidad_meqL-1	Media	6.55	6.66	5.76	6.76	6.54	7.97	8.15	6.81
	Error típico de la media	.28	.31	.25	1.14	.36	.59	.57	.49
DBO_ mgL	Media	2	3	3	4	1	4	7	3
	Error típico de la media	1	0	1	1	1	1	3	0
Fosfato (PO4_mgL)	Media	.07	.16	.09	.47	.04	.44	5.60	.21
	Error típico de la media	.03	.04	.03	.15	.02	.21	1.14	.08
Nitrito (NO2_mgL)	Media	.11	.04	.03	.04	.01	.65	.34	.08
	Error típico de la media	.11	.02	.01	.03	.00	.55	.11	.03
Nitrato (NO3_mgL)	Media	2.18	24.71	5.21	15.37	5.85	10.75	19.91	11.90
	Error típico de la media	.80	9.44	1.19	2.96	1.56	2.47	4.95	2.15
Amonio (NH4_mgL)	Media	.04	.04	.01	.05	.01	.66	1.73	.10
	Error típico de la media	.03	.01	.00	.04	.01	.42	.61	.06
Sulfato (SO4_mgL)	Media	31.26	136.97	120.30	129.61	127.36	124.71	115.46	136.05
	Error típico de la media	4.62	29.63	27.05	13.72	15.32	6.56	8.14	31.31
Sílice (SiO2_mgL)	Media	4.07	4.43	4.62	5.38	5.28	5.09	8.90	4.58
	Error típico de la media	.56	.64	.96	.49	.63	.73	1.38	.79
Cloruro (Cl_mgL)	Media	90.99	188.66	159.20	283.66	160.76	285.57	217.51	291.33
	Error típico de la media	17.55	34.53	42.05	78.55	57.74	53.93	23.37	107.58
Calcio (Ca_mgL)	Media	71.67	81.28	99.98	106.73	115.30	84.73	99.06	85.27
	Error típico de la media	8.15	6.05	8.02	21.83	14.15	11.75	8.75	11.73
Sodio (Na_mgL)	Media	54.91	136.48	82.15	182.72	133.83	204.35	165.82	170.49
	Error típico de la media	12.59	18.39	20.63	28.61	35.81	52.58	18.68	48.92
Potasio (K_mgL)	Media	4.28	9.49	5.53	7.67	4.32	14.19	18.53	10.32
	Error típico de la media	2.56	1.71	1.50	1.52	1.10	3.47	2.89	3.17
Magnesio (Mg_mgL)	Media	15.02	44.22	33.11	61.31	35.11	60.08	47.61	48.46
	Error típico de la media	5.12	6.26	6.92	10.77	7.02	4.89	4.44	12.52
Hierro (Fe_mgL)	Media	.00	.02	.03	.01	.01	.04	.08	.01
	Error típico de la media	.00	.01	.02	.01	.01	.04	.04	.00
Clorofila a (Chla_Ugcm)	Media	.82	2.08	1.55	1.76	2.78	3.63	3.64	1.32
	Error típico de la media	.34	.41	.28	.76	1.18	.86	.66	.27
Peso seco libre de cenizas (AFDM_gm2L)	Media	7.66	16.12	16.62	11.13	12.98	26.08	20.75	14.33
	Error típico de la media	1.46	3.02	3.47	1.67	3.14	7.95	2.91	4.48

Tabla 1.12. Valores medios y error típico de la media de las variables físico-químicas estimadas en el campo y en laboratorio (alcalinidad, DBO, nutrientes, cationes, clorofila a y Peso seco). Valores para el tipo 1 según la condición[4]. Categorías derivadas del uso de suelo de las cuencas, especificadas en Pardo & Olsen 2004.

[4] establecida *a priori* según el diseño de la red de puntos de muestreo.

		Condicion				
		Referencia	Mejor	Artificialse minatural	Ruralnatural	Depuradora
Oxígeno (mgL)	Media	10.27	11.28	9.05	8.71	8.48
	Error típico de la media	.77	1.17	.33	.49	1.15
Temperatura (ºC)	Media	13.7	16.1	17.0	13.9	16.7
	Error típico de la media	1.4	3.4	.6	1.0	1.7
pH	Media	8.3	8.7	8.3	8.0	7.6
	Error típico de la media	.1	.2	.1	.2	.1
Conductividad eléctrica (CE_mScm)	Media	393.0	302.3	657.1	475.8	708.4
	Error típico de la media	51.0	24.9	47.1	96.5	56.8
Alcalinidad_meqL-1	Media	2.99	2.71	4.17	3.82	5.94
	Error típico de la media	.34	.60	.39	.61	.47
DBO_ mgL	Media	2	3	3	2	1
	Error típico de la media	0	1	1	1	1
Fosfato (PO4_mgL)	Media	.07	.10	.08	.07	.10
	Error típico de la media	.02	.04	.03	.03	.05
Nitrito (NO2_mgL)	Media	.01	.01	.01	.01	.04
	Error típico de la media	.00	.01	.01	.00	.04
Nitrato (NO3_mgL)	Media	2.22	1.97	2.85	4.49	.49
	Error típico de la media	.82	1.10	1.14	1.09	.18
Amonio (NH4_mgL)	Media	.03	.03	.01	.02	.06
	Error típico de la media	.02	.02	.00	.01	.03
Sulfato (SO4_mgL)	Media	38.34	32.87	82.01	73.31	15.43
	Error típico de la media	13.65	9.72	15.52	23.95	4.32
Sílice (SiO2_mgL)	Media	1.39	1.56	3.00	3.72	6.45
	Error típico de la media	.27	.60	.45	.65	3.50
Cloruro (Cl_mgL)	Media	112.55	140.43	32.16	32.85	90.93
	Error típico de la media	57.28	96.58	4.04	8.50	36.90
Calcio (Ca_mgL)	Media	49.57	36.55	68.60	69.63	87.44
	Error típico de la media	5.06	7.90	9.25	17.58	7.39
Sodio (Na_mgL)	Media	16.10	16.58	19.80	14.03	111.52
	Error típico de la media	2.38	4.24	1.99	1.80	79.67
Potasio (K_mgL)	Media	1.57	2.31	1.35	1.53	11.19
	Error típico de la media	.31	1.19	.19	.41	9.72
Magnesio (Mg_mgL)	Media	11.06	6.29	18.10	13.98	12.63
	Error típico de la media	2.59	1.04	2.55	4.48	.66
Hierro (Fe_mgL)	Media	.01	.08	.01	.01	.13
	Error típico de la media	.01	.06	.01	.01	.12
Clorofila a (Chla_Ugcm)	Media	1.25	.26	3.33	1.29	1.01
	Error típico de la media	.35	.15	1.60	.28	.21
Peso seco libre de cenizas (AFDM_gm2L)	Media	13.07	5.95	26.01	16.37	13.49
	Error típico de la media	2.89	4.40	8.66	6.79	2.62

Tabla 1.13. Valores medios y error típico de la media de las variables físico-químicas estimadas en el campo y en laboratorio (alcalinidad, DBO, nutrientes, cationes, clorofila a y Peso seco). Valores para el tipo 2 según la condición[5]. Categorías derivadas del uso de suelo de las cuencas, especificadas en Pardo & Olsen 2004.

[5] establecida *a priori* según el diseño de la red de puntos de muestreo

		Condicion			
		Referencia	Mejor	Ruralnatural	Depuradora
Oxígeno (mgL)	Media	9.71	17.57	9.20	6.04
	Error típico de la media	.23	9.13	.73	.88
Temperatura (ºC)	Media	15.3	13.2	17.0	16.5
	Error típico de la media	.9	1.6	.9	.6
pH	Media	8.2	7.8	8.0	7.8
	Error típico de la media	.0	.2	.1	.1
Conductividad eléctrica (CE_mScm)	Media	763.3	639.3	716.9	1240.1
	Error típico de la media	76.7	124.8	69.2	69.6
Alcalinidad_meqL-1	Media	5.26	5.83	4.79	6.46
	Error típico de la media	.25	.52	.38	.37
DBO_ mgL	Media	1	1	2	6
	Error típico de la media	0	0	0	1
Fosfato (PO4_mgL)	Media	.22	.08	.06	2.93
	Error típico de la media	.13	.03	.01	.98
Nitrito (NO2_mgL)	Media	.01	.09	.01	.16
	Error típico de la media	.00	.07	.00	.09
Nitrato (NO3_mgL)	Media	2.80	1.97	3.63	9.62
	Error típico de la media	.73	.49	.73	2.13
Amonio (NH4_mgL)	Media	.02	.03	.06	.91
	Error típico de la media	.00	.02	.04	.50
Sulfato (SO4_mgL)	Media	96.27	85.43	102.68	136.49
	Error típico de la media	12.89	14.34	9.52	10.11
Sílice (SiO2_mgL)	Media	4.01	3.71	3.50	7.30
	Error típico de la media	.46	.73	.64	.66
Cloruro (Cl_mgL)	Media	87.28	57.95	66.05	80.29
	Error típico de la media	22.78	16.33	23.54	7.10
Calcio (Ca_mgL)	Media	84.68	83.29	90.02	118.85
	Error típico de la media	7.28	14.96	9.07	13.65
Sodio (Na_mgL)	Media	26.38	21.95	21.56	57.89
	Error típico de la media	3.06	4.68	1.77	7.55
Potasio (K_mgL)	Media	1.68	1.66	1.99	8.90
	Error típico de la media	.21	.36	.25	1.74
Magnesio (Mg_mgL)	Media	25.88	18.44	20.42	32.06
	Error típico de la media	2.65	4.70	2.54	3.43
Hierro (Fe_mgL)	Media	.02	.01	.01	.04
	Error típico de la media	.02	.01	.01	.02
Clorofila a (Chla_Ugcm)	Media	.91	51.85	2.60	4.72
	Error típico de la media	.16	50.02	.56	1.77
Peso seco libre de cenizas (AFDM_gm2L)	Media	9.70	14.98	15.76	15.33
	Error típico de la media	2.61	3.13	2.51	2.94

Tabla 1.14. Valores medios y error típico de la media de las variables físico-químicas estimadas en el campo y en laboratorio (alcalinidad, DBO, nutrientes, cationes, clorofila a y Peso seco). Valores para el tipo 5 según la condición[6]. Categorías derivadas del uso de suelo de las cuencas, especificadas en Pardo & Olsen 2004.

[6] establecida *a priori* según el diseño de la red de puntos de muestreo

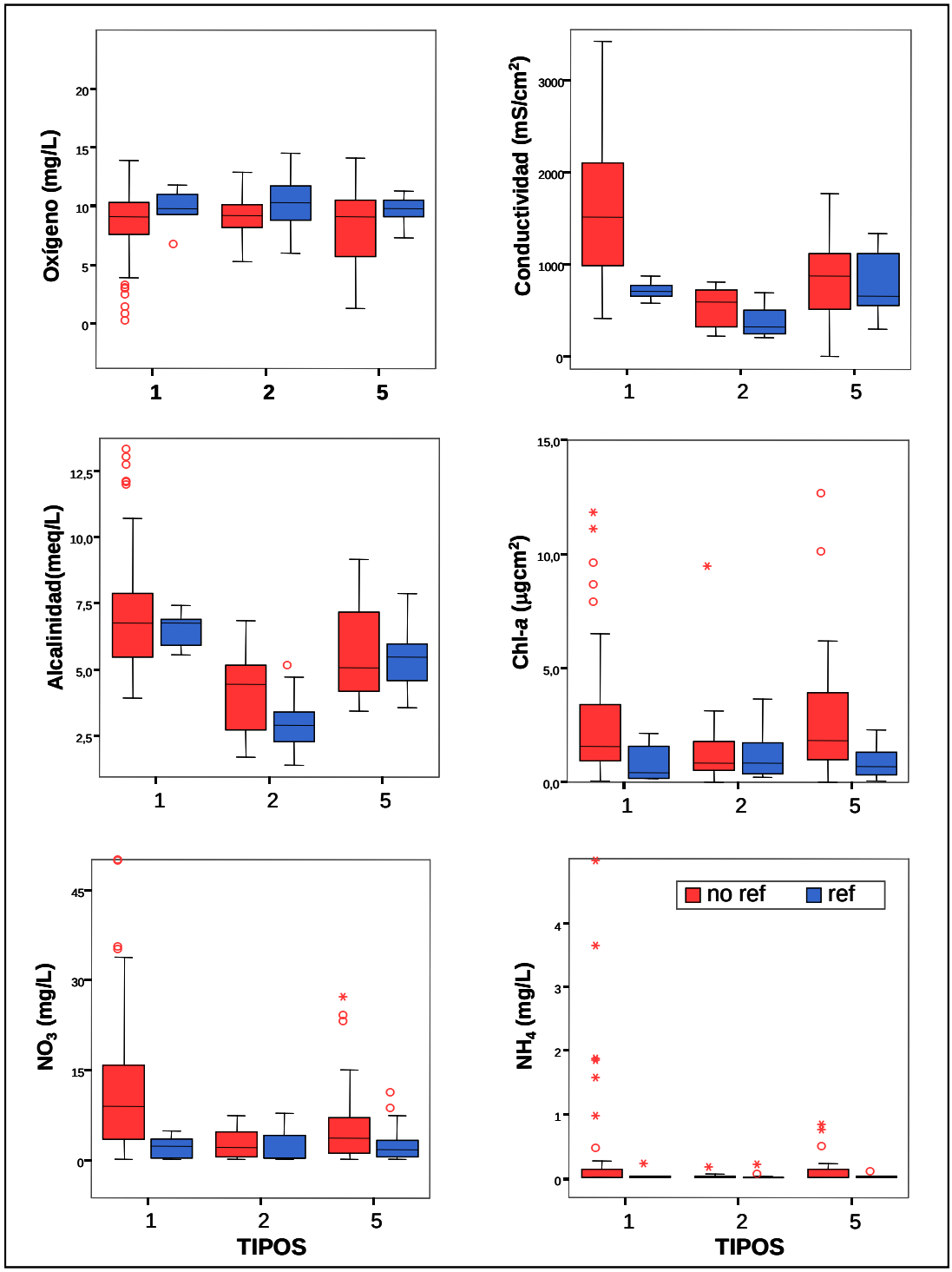


Figura 1.15. Variación de las características medioambientales entre los tipos de torrente referencia (1= *ref potencial*, 2 y 5= *referencia*) en azul y torrentes no referencia en rojo. La figura muestra los diagramas de cajas correspondientes a los datos de las Tabla 1.12-1.14. La línea central en la caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

1.6.4.2. Gradientes de Presión orgánica por tipo

Para la extracción del gradiente orgánico se realizaron análisis multivariante PCA, utilizando como base la matriz de variables medioambientales. Para la selección de variables se ha seguido el criterio explicado en el Apartado 1.6, teniendo en cuenta solamente variables que podrían ocasionar un impacto orgánico. Las variables seleccionadas fueron, para todos los tipos: DBO_5, la concentración de fosfatos, nitratos, caudal, el oxígeno disuelto y el porcentaje de uso forestal.

1.6.4.2.1. Gradiente de presión orgánica: TIPO 1

Los 2 primeros ejes generados explicaron el 63.4% de la variación total de las muestras; el primer eje explicó un 37.6% y el segundo el 25.7%. El primer gradiente orgánico identificado (PC1) se relaciona positivamente con la carga en fosfatos ($PO_4^{=}$), y negativamente con el porcentaje de oxígeno disuelto en el agua y de suelo forestal existente en la subcuenca (Tabla 1.12). Este eje separa las estaciones afectadas por depuradoras, con una mayor carga en fosfatos y menos oxígeno, y que se localizan en la parte derecha de la ordenación, de las estaciones poco alteradas con elevada cobertura forestal en sus cuencas, que se localizan en el lado contrario (Fig. 1.16). El segundo eje (PC2) muestra una relación directa entre el caudal y los nitratos, indicando al igual que el gradiente general que aumentan los valores de N al aumentar los caudales en los meses más lluviosos y podría definirse como un gradiente de enriquecimiento en nutrientes temporal y espacial por indicar una elevada concentración de N en puntos afectados por regadío y agricultura, variables inversas al porcentaje de uso forestal (Tabla 1.15).

Variable	PC1	PC2
DBO_ mgL	0.466	-0.031
PO4_mgL	0.547	0.064
NO3_mgL	0.048	0.692
caudal_Ls	-0.282	0.464
Oxig_porc	-0.544	0.171
3_Forestal	-0.325	-0.521

Tabla 1.15. Contribución de cada uno de las variables a los componentes del PCA realizado con las réplicas de las variables tróficas y usos del suelo para todas las muestras del tipo 1.

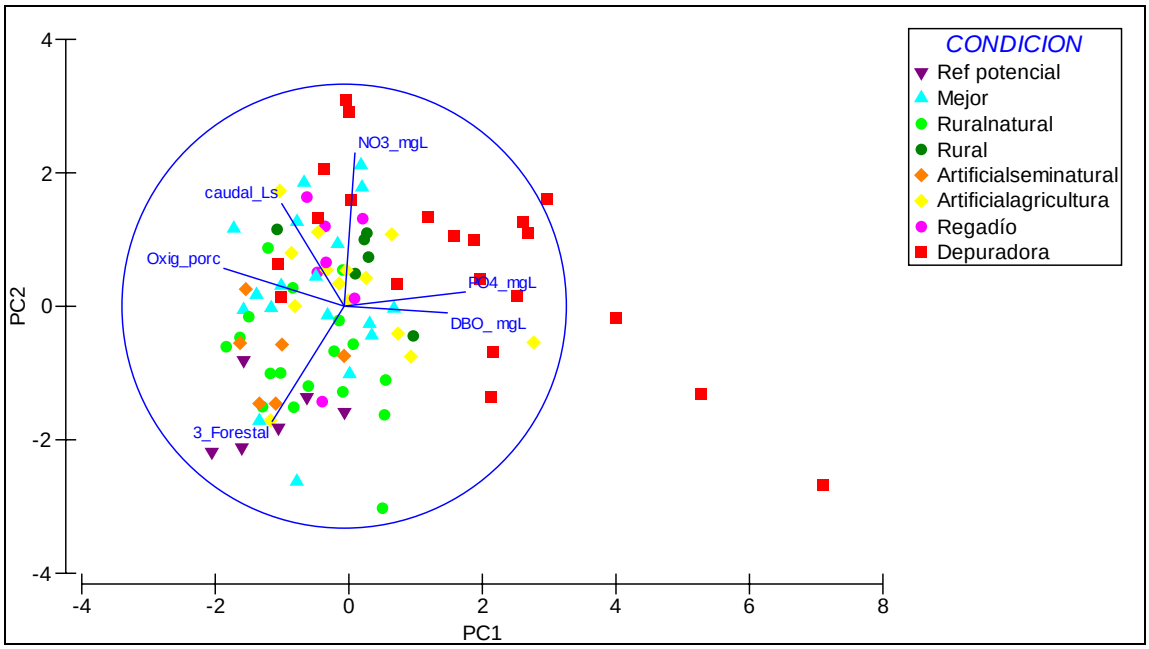


Figura 1.16. Ordenación de muestras de torrentes en los ejes I y II del PCA según la condición establecida para cada tramo fluvial del tipo 1.

1.6.4.2.2. Gradiente de presión orgánica: TIPO 2

Los 2 primeros ejes generados explicaron el 54.8% de la variación total de las muestras; el primer eje explicaba un 29.1% y el segundo el 25.7%. El primer eje indica un gradiente trófico, marcado por las variables DBO, nitratos y fosfatos frente al % de suelo forestal existente en la subcuenca (Tabla 1.16). Este eje separa las estaciones de referencia de las estaciones con usos de suelo caracterizados como artificiales o rurales, que se localizan en el lado contrario (Fig. 1.16). El segundo eje se relaciona negativamente con el caudal, marcando un gradiente temporal que distribuye las localidades según las campañas de muestreo, enfrentando las muestras de verano con el resto. La localidad L3001ver06´ aparece diferenciada del resto, como la localidad más afectada como consecuencia de un vertido puntual. Junto a esta aparecen también muestras del Y274 (Cañón de Coanegra) apuntando a mayores contenidos en nutrientes. Se observa que el único vertido presente en este tipo (J13) muestra mayores concentraciones de nutrientes en épocas de menos caudal (ver06´) (Tabla 1.16).

Variable	PC1	PC2
DBO_ mgL	-0.594	0.223
PO4_mgL	-0.548	0.299
NO3_mgL	-0.555	-0.297
caudal_Ls	0.004	-0.549
Oxig_porc	0.074	0.35
3_Forestal	0.182	0.59

Tabla 1.16. Contribución de cada uno de las variables a los componentes del PCA realizado con las réplicas de las variables tróficas y usos del suelo para todas las muestras del tipo 2.

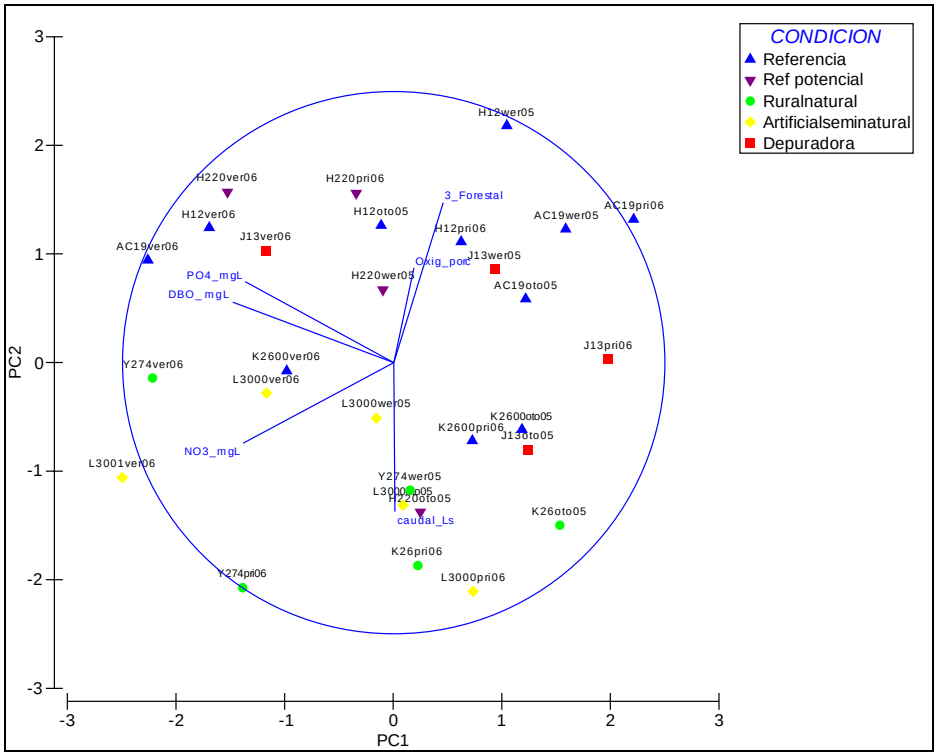


Figura 1.16. Ordenación de muestras de torrentes en los ejes I y II del PCA según la condición establecida para cada tramo fluvial del tipo 2.

1.6.4.2.3. Gradiente de presión orgánica: TIPO 5

Los 3 primeros ejes generados explican el 58% de la variación total de las muestras; el primer eje explicó un 38.4% y el segundo el 19.5%. El primer gradiente orgánico identificado (eje I) se relaciona positivamente con la carga de fosfatos y la DBO, y negativamente con el

porcentaje de oxígeno disuelto en el agua (Tabla 1.17) marcando un gradiente orgánico. Este eje separa las estaciones afectadas por depuradoras, con una mayor carga en fosfatos y que se localizan en la parte derecha de la ordenación, de las estaciones poco alteradas, que se localizan en el lado contrario (Fig. 1.17). El segundo eje podría definirse como un gradiente de enriquecimiento en nitratos temporal y espacial, en épocas de lluvias y en zonas con poca cobertura forestal, en contrapartida con el elevado % agrícola (Tabla 1.17). De forma general, este eje separa las muestras de referencia y mejores en su parte positiva de las muestras de depuradoras y zonas menos forestadas en su parte inferior (Fig. 1.17).

Variable	PC1	PC2
DBO_ mgL	0.535	-0.023
PO4_mgL	0.574	0.09
NO3_mgL	0.165	-0.749
caudal_Ls	-0.105	-0.227
Oxig_porc	-0.524	-0.367
3_Forestal	-0.267	0.494

Tabla 1.17. Contribución de cada uno de las variables a los componentes del PCA realizado con las réplicas de las variables tróficas y usos del suelo para todas las muestras del tipo 5.

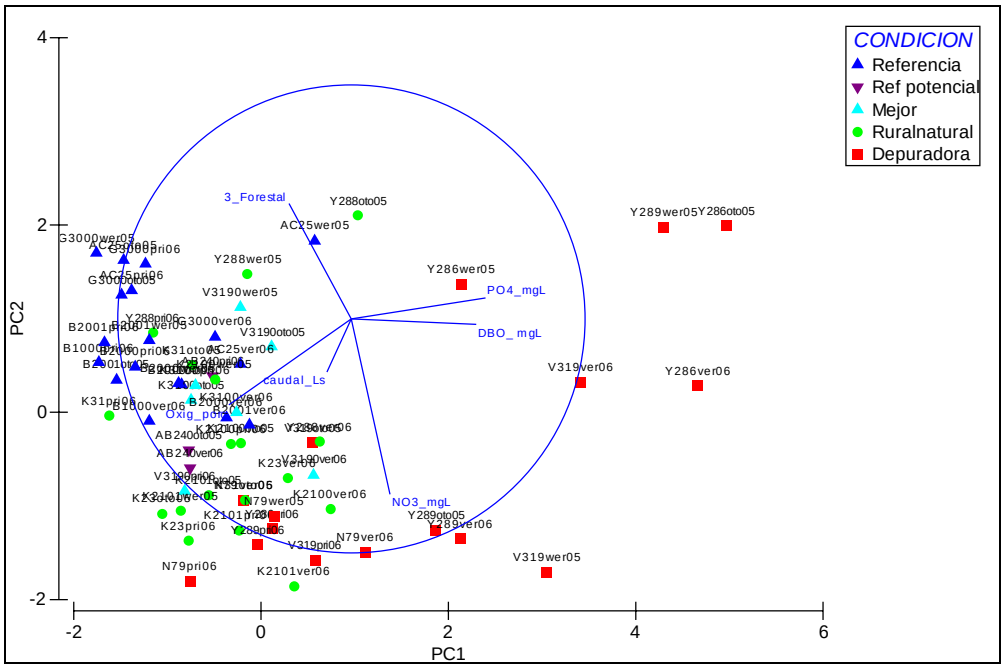


Figura 1.17. Ordenación de muestras de torrentes en los ejes I y II del PCA según la condición establecida para cada tramo fluvial del tipo 5.

1.6.5. Modelos de clasificación del estado ecológico

Se han identificado 262 taxones de invertebrados y 273 taxones de diatomeas, que se encuentran en los Anexos 1.V y 1.VI respectivamente. Aquellos taxones que presentaron abundancias superiores al 1% fueron utilizados en el tratamiento de datos llevado a cabo en la elaboración de este informe (216 taxones de invertebrados y 184 taxones de diatomeas).

Para evaluar las masas de agua según indica la DMA, se ha elaborado un multimétrico compuesto por varios métricos para cada uno de los elementos biológicos de calidad estudiados (invertebrados y diatomeas). Al índice multimétrico creado para las Islas Baleares, se le ha denominado con el acrónimo de MIB (Multimétrico de Islas Baleares), además se le añade indicativo del elemento biológico y el tipo de masa de agua para el que está diseñado, en este caso, torrentes. De modo los acrónimos que se encontrarán a lo largo del texto y en las figuras serán para invertebrados INVMIB (Invertebrados - Multimétrico de Islas Baleares) y para diatomeas DIATMIB (Diatomeas - Multimétrico de Islas Baleares).

Las clases de estado ecológico así como la metodología para su cálculo, fue explicado en el apartado 2.6. No obstante, se recuerda aquí de nuevo, que para este apartado, *Modelos de clasificación*, el corte utilizado entre las clases *Bueno/Moderado* es 0.6.

Invertebrados.- El tratamiento de la comunidad de invertebrados se ha realizado a nivel de género. Se han escogido métricos que cubren las condiciones normativas, basadas en la existencia de métricos de 1) composición y abundancia taxonómicas (*i.e.*, riqueza y abundancia), 2) taxones sensibles a las perturbaciones e insensibles (tolerantes) (Anexo 1.IX) y 3) grado de diversidad de taxones. Siguiendo el procedimiento explicado anteriormente en este informe (ver apartado 1.6.) se seleccionaron, para cada tipo, aquellos métricos individuales que mejor respondían a la presión definida por los gradientes de presión extraídos en el apartado anterior (Tabla 1.15). Posteriormente, estos métricos individuales fueron transformados y normalizados en función de su naturaleza y el modo de respuesta a la presión, para poder sumarlos y calcular así el multimétrico, **INVMIB** (Tabla 1.18).

Diatomeas.- El tratamiento de la comunidad de diatomeas se ha realizado a nivel de especie. De los índices calculados con el OMNIDIA**,** se han escogido dos: el IPS (*Specific pollution sensitivity index*; Coste in CEMAGREF, 1982) y el TDI (*Trophic Diatom index*; Kelly & Whitton, 1995). El primero (IPS), fue desarrollado en Francia y se ha propuesto como uno de los mejores índices europeos existentes en la actualidad, habiendo sido aplicado en otros ríos Mediterráneos (e.g., Cambra *et al.*, 2003). El segundo (TDI), fue desarrollado en UK y es un

buen indicador del grado de eutrofia en ríos (Kelly, 1997). Para el cálculo de este índice se tiene en cuenta tanto la sensibilidad de las distintas especies a la contaminación orgánica como el porcentaje de valvas tolerantes a la polución (%PT). Ambos índices están siendo utilizados en el ejercicio de Intercalibración Europeo. Los dos tienen valores entre 0 y 20, porque aunque el TDI tendría valores entre 0 y 100 aquí usamos el valor transformado e invertido calculado por el OMNIDIA 4.2 de TDI/20. Ambos responden inversamente a la presión orgánica (Tabla 1.19).

También se han utilizado métricos elaborados a partir de la comunidad de diatomeas (Passy & Bode, 2004). En nuestro caso usamos métricos de frecuencias, tales como el FSS (Frecuencia de especies sensibles) que es la suma de aquellas especies que solamente aparecen en las referencias y las que, aunque aparezcan en el resto de localidades, son más abundantes en las referencias; y el FST (Frecuencia de especies tolerantes) que es la suma de las especies que o bien no aparecen en las localidades de referencias o aparecen con abundancias muy bajas (Anexo 1.IX). Siguiendo el procedimiento explicado (ver apartado 1.6) se seleccionaron, para cada tipo, aquellos métricos individuales de diatomeas que mejor respondían a la presión (Tabla 1.19). Posteriormente, estos métricos individuales fueron invertidos (si respondan positivamente a la presión) transformados y normalizados en función de su naturaleza y el modo de respuesta a la presión, para poder sumarlos y calcular así el multimétrico, **DIATMIB** (Tabla 1.19).

TIPO	MÉTRICO		RESPUESTA A LA PRESIÓN	INVERSIÓN	TRANSFORMACIÓN	ESTANDARIZACIÓN
1	**NTAXA**	Número de taxones	disminuye	no	no	P_{75}
	%3GENDOM	Porcentaje 3 taxones dominantes	aumenta	si	no	P_{75}
	RSENGEN2	Riqueza de taxones sensibles	disminuye	no	no	P_{75}
	ABSENGEN4	Abundancia de taxones sensibles	disminuye	no	LOG (x+1)/ MAX serie	P_{75}
	Shannon-Wiener	Índice Shannon-Wiener	disminuye	no	no	P_{75}
2	**NTAXA**	Número de taxones	disminuye	no	no	Mediana
	%TOLGEN4	Porcentaje de taxones tolerantes	aumenta	si	no	Mediana
	ABSENRESIST	Abundancia de taxones resitentes	disminuye	no	LOG (x+1)/ MAX serie	Mediana
	Margalef	Índice Margalef	disminuye	no	no	Mediana
5	**%TOLRESIST**	Pocentaje de taxones tolerantes	aumenta	si	no	Mediana
	RSENGEN2	Riqueza de taxones sensibles	disminuye	no	no	Mediana
	ABSENGEN3	Abundancia de taxones sensibles	disminuye	no	LOG (x+1)/ MAX serie	Mediana
	Shannon-Wiener	Índice Shannon-Wiener	disminuye	no	no	Mediana

Tabla 1.18. Tabla resumen de los métricos utilizados en la elaboración del multimétrico de invertebrados (INVMIB), indicando su respuesta a la presión y las transformaciones y normalizaciones necesarias para la obtención del multimétrico.

TIPO	MÉTRICO		RESPUESTA A LA PRESIÓN	INVERSIÓN	TRANSFORMACIÓN	ESTANDARIZACIÓN
1	**Specific Pollution Sensivity Index**	**IPS**	disminuye	no	no	P_{75}
	Trophic Diatom Index	**TDI**	disminuye	no	no	P_{75}
2	**Specific Pollution Sensivity Index**	**IPS**	disminuye	no	no	Mediana
	Trophic Diatom Index	**TDI**	disminuye	no	no	Mediana
	Frecuencia de especies sensibles	**FSS**	disminuye	no	no	Mediana
	Frecuencia de especies tolerantes	**FST**	aumenta	si	no	Mediana
5	**Specific Pollution Sensivity Index**	**IPS**	disminuye	no	no	Mediana
	Frecuencia de especies sensibles	**FSS**	disminuye	no	no	Mediana
	Frecuencia de especies tolerantes	**FST**	aumenta	si	no	Mediana

Tabla 1.19. Tabla resumen de los métricos utilizados en la elaboración del multimétrico de diatomeas bentónicas (DIATMIB), indicando su respuesta a la presión y las transformaciones y normalizaciones necesarias para la obtención del multimétrico.

1.6.5.1. Modelos general TIPO 1: TORRENTES DEL LLANO

1.6.5.1.1. Modelo general TIPO 1 para Invertebrados

Debido a que no existen localidades de referencia para este tipo, para la elaboración del multimétrico se han usado los valores de las localidades *AK28* y *AN260* que son referencias potenciales.

Elaboración del multimétrico.- Para el cálculo del multimétrico del tipo 1 se utilizaron 5 métricos: un métrico de diversidad (Índice Shannon-Wiener, número de taxones y riqueza de géneros sensibles (RSENGEN2)), uno de abundancia de géneros sensibles (ABSENGEN4) y uno de frecuencia de géneros dominantes (3GENDOM) (Tabla 1.18).

Tanto los métricos individuales como el multimétrico se correlacionan significativamente con los ejes de presión identificados, tanto con el gradiente orgánico como con el gradiente general (Tabla 1.20). Se observa que los métricos de riqueza de géneros sensibles y el multimétrico del tipo son los que mayor correlación tienen con los ejes, indicando la sensibilidad de los mismos a la presión confirmando su poder indicador (Tabla 1.20). Se observa una clara segregación de las muestras a lo largo del gradiente orgánico en función del valor multimétrico **INVMIB**, lo que afirma su funcionamiento como indicador de degradación orgánica (Fig. 1.18).

Correlaciones

			Eje1ORG	Eje1DEG	INVMIB	NTAXA	HSHANNON	RSENGEN2	ABSENGEN4	3GENDOM
Rho de Spearman	Eje1ORG	Coeficiente de correlación	1.000	-.667**	-.315**	-.184	-.203*	-.353**	-.142	.165
		Sig. (bilateral)	.	.000	.002	.073	.047	.000	.168	.108
		N	96	96	96	96	96	96	96	96
	Eje1DEG	Coeficiente de correlación	-.667**	1.000	.388**	.268**	.242*	.474**	.197	-.187
		Sig. (bilateral)	.000	.	.000	.008	.018	.000	.055	.068
		N	96	96	96	96	96	96	96	96
	INVMIB	Coeficiente de correlación	-.315**	.388**	1.000	.861**	.683**	.859**	.393**	-.615**
		Sig. (bilateral)	.002	.000	.	.000	.000	.000	.000	.000
		N	96	96	96	96	96	96	96	96
	NTAXA	Coeficiente de correlación	-.184	.268**	.861**	1.000	.629**	.819**	.553**	-.584**
		Sig. (bilateral)	.073	.008	.000	.	.000	.000	.000	.000
		N	96	96	96	96	96	96	96	96
	HSHANNON	Coeficiente de correlación	-.203*	.242*	.683**	.629**	1.000	.503**	.167	-.971**
		Sig. (bilateral)	.047	.018	.000	.000	.	.000	.103	.000
		N	96	96	96	96	96	96	96	96
	RSENGEN2	Coeficiente de correlación	-.353**	.474**	.859**	.819**	.503**	1.000	.463**	-.433**
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.000	.000	.000	.	.000	.000
		N	96	96	96	96	96	96	96	96
	ABSENGEN4	Coeficiente de correlación	-.142	.197	.393**	.553**	.167	.463**	1.000	-.185
		Sig. (bilateral)	.168	.055	.000	.000	.103	.000	.	.071
		N	96	96	96	96	96	96	96	96
	3GENDOM	Coeficiente de correlación	.165	-.187	-.615**	-.584**	-.971**	-.433**	-.185	1.000
		Sig. (bilateral)	.108	.068	.000	.000	.000	.000	.071	.
		N	96	96	96	96	96	96	96	96

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Tabla 1.20. Tabla de correlación ente el multimétrico INVMIB, los métricos individuales utilizados para el cálculo del multimétrico de invertebrados, los valores del EQR_INVMIB y los gradientes de presión general (EJE1DEG) y orgánico (EJE1ORG) extraidos con el PCA (ver texto) para las muestras del Tipo 1. Se muestra el valor del coeficiente de correlación (*Rho Spearman*) obtenido entre dos variables.

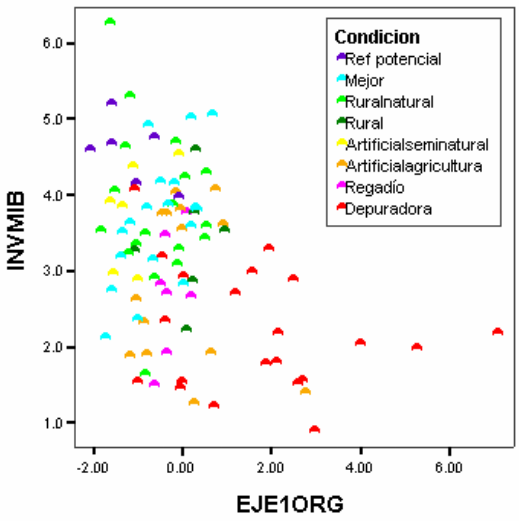


Figura 1.18. Relación entre el gradiente de presión orgánico y el multimétrico de invertebrados para el Tipo 1 (INVMIB).

Relación entre las clases de estado y la comunidad de invertebrados.- Una vez establecidos los métricos que componen el INVMIB para el tipo 1, y normalizar los valores del multimétrico en EQR_INVMIB (Apartado 1.5 del presente informe), se identifica la clase de estado ecológico de cada muestra según cortes equidistantes. El siguiente análisis representa la respuesta de cada métrico por individual y el multimétrico, expresados con sus valores, en cada clase de estado ecológico. Se puede observar el cambio que se produce en los valores de los métricos individuales al disminuir la clase de estado ecológico (Tabla 1.21, Fig. 1.19, Fig. 1.20).

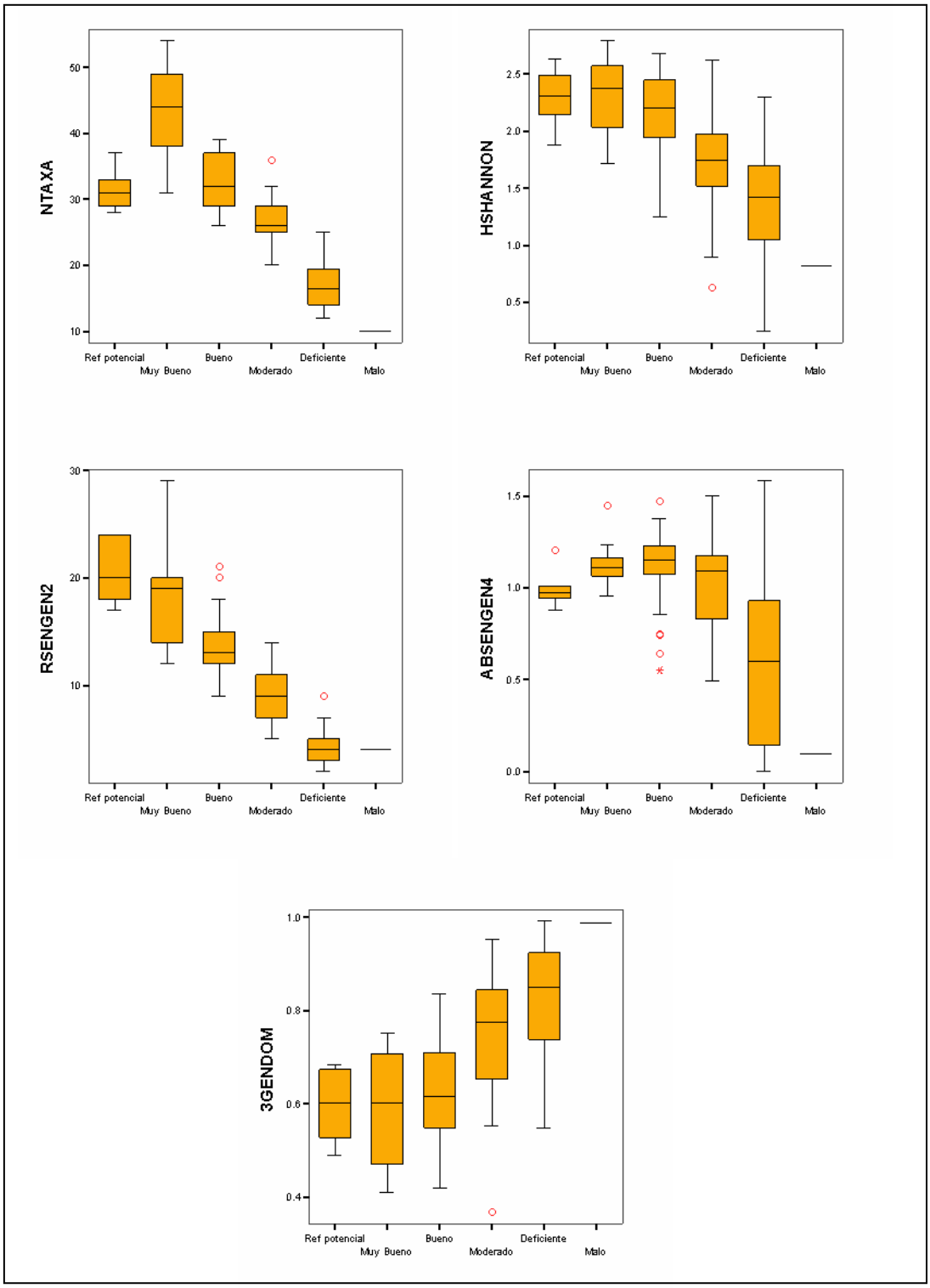
		CLASE					
		Ref potencial	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
NTAXA	Media	32	43	33	27	17	10
	Error típico de la media	1	3	1	1	1	.
	Mínimo	28	31	26	20	12	10
	Máximo	37	54	39	36	25	10
HSHANNON	Media	2.30	2.33	2.16	1.73	1.40	.82
	Error típico de la media	.11	.12	.06	.10	.11	.
	Mínimo	1.88	1.72	1.25	.62	.25	.82
	Máximo	2.64	2.79	2.68	2.62	2.30	.82
RSENGEN2	Media	21	18	14	9	4	4
	Error típico de la media	1	2	1	1	0	.
	Mínimo	17	12	9	5	2	4
	Máximo	24	29	21	14	9	4
ABSENGEN4	Media	1.00	1.13	1.10	1.04	.59	.10
	Error típico de la media	.05	.05	.04	.05	.09	.
	Mínimo	.88	.96	.55	.50	.00	.10
	Máximo	1.20	1.44	1.47	1.50	1.58	.10
3GENDOM	Media	.60	.58	.63	.75	.82	.99
	Error típico de la media	.03	.04	.02	.03	.03	.
	Mínimo	.49	.41	.42	.37	.55	.99
	Máximo	.68	.75	.84	.95	.99	.99
INVMIB	Media	4.56	5.00	3.81	2.94	1.80	.90
	Error típico de la media	.18	.18	.05	.05	.07	.
	Mínimo	3.97	4.53	3.35	2.37	1.22	.90
	Máximo	5.20	6.26	4.39	3.30	2.36	.90
EQR_INVMIB	Media	.962	1.055	.803	.620	.380	.190
	Error típico de la media	.038	.038	.010	.011	.014	.
	Mínimo	.837	.956	.707	.500	.258	.190
	Máximo	1.097	1.321	.925	.696	.497	.190

Tabla 1.21. Tabla resumen del valor del multimétrico INVMIB, el EQR_INVMIB y los cinco métricos que lo componen obtenidos para cada una de las 5 clases de estado definidas con el valor de EQR obtenido para tipo 1. Se muestran los valores medios, error típico de la media, máximo y mínimo.

Los valores del multimétrico INVMIB para cada una de las localidades, se presentan en la tabla 1.22 junto con el percentil75 de los valores de las referencias potenciales y su valor EQR obtenido. El valor de EQR se obtiene de dividir el INVMIB por el percentil75 de la serie de referencias potenciales. También se pueden observar las distintas clases de estado ecológico a la que pertenece cada torrente según los cortes propuestos de 0.93, 0.7, 0.5 y 0.25.

IDmuestra	REFPOT	CONDICIÓN	NTAXA	HSHANNON	RSENGEN2	ABSENGEN4	3GENDOM	NNTAXA	NHSHANNON	NRSENGEN2	NABSENGEN4	N3GENDOM	INVMIB	EQR_INVMIB	CLASE
AK28oto05	Ref potencial	Ref potencial	33	1.881	20	902	0.683	1.008	0.761	0.870	0.941	0.694	4.595	0.969	Ref potencial
AK28pri06	Ref potencial	Ref potencial	29	2.491	18	582	0.527	0.885	1.008	0.783	0.880	1.035	4.678	0.987	Ref potencial
AK28ver06	Ref potencial	Ref potencial	30	2.142	20	1148	0.673	0.916	0.867	0.870	0.974	0.715	4.153	0.876	Ref potencial
AN260oto05	Ref potencial	Ref potencial	32	2.636	24	1478	0.489	0.977	1.067	1.043	1.009	1.118	5.200	1.097	Ref potencial
AN260pri06	Ref potencial	Ref potencial	37	2.408	24	6032	0.590	1.130	0.975	1.043	1.203	0.896	4.760	1.004	Ref potencial
AN260ver06	Ref potencial	Ref potencial	28	2.217	17	1105	0.612	0.855	0.897	0.739	0.969	0.848	3.965	0.837	Ref potencial
		PERCENTIL75	33	2.470	23	1396	0.658								
B216pri06	No ref	Ruralnatural	47	2.741	29	1005	0.470	1.435	1.110	1.261	0.955	1.159	6.263	1.321	Muy Bueno
H1000oto05	No ref	Ruralnatural	44	2.379	21	3078	0.623	1.344	0.963	0.913	1.110	0.825	5.298	1.118	Muy Bueno
S468oto05	No ref	Mejor	54	2.792	19	4506	0.445	1.649	1.130	0.826	1.163	1.215	5.068	1.069	Muy Bueno
L484pri06	No ref	Mejor	49	2.470	13	34653	0.511	1.496	1.000	0.565	1.445	1.070	5.013	1.058	Muy Bueno
L484oto05	No ref	Mejor	49	2.036	12	1236	0.723	1.496	0.824	0.522	0.984	0.606	4.919	1.038	Muy Bueno
C454ver06	No ref	Ruralnatural	38	1.950	20	7439	0.707	1.160	0.789	0.870	1.232	0.642	4.694	0.990	Muy Bueno
B216oto05	No ref	Ruralnatural	33	2.315	20	2287	0.601	1.008	0.937	0.870	1.069	0.872	4.634	0.978	Muy Bueno
J560ver06	No ref	Rural	31	1.720	14	4255	0.752	0.947	0.696	0.609	1.155	0.543	4.597	0.970	Muy Bueno
R380ver06	No ref	Artificialseminatural	38	2.572	15	2212	0.409	1.160	1.041	0.652	1.064	1.293	4.531	0.956	Muy Bueno
R380oto05	No ref	Artificialseminatural	36	2.213	15	489	0.603	1.099	0.896	0.652	0.856	0.869	4.385	0.925	Bueno
B216ver06	No ref	Ruralnatural	30	1.942	21	4094	0.710	0.916	0.786	0.913	1.149	0.634	4.291	0.905	Bueno
C454wer05	No ref	Ruralnatural	39	2.561	15	2335	0.462	1.191	1.037	0.652	1.072	1.177	4.244	0.895	Bueno
L484wer05	No ref	Mejor	33	2.184	9	5626	0.617	1.008	0.884	0.391	1.193	0.838	4.168	0.879	Bueno
R508pri06	No ref	Mejor	38	2.681	12	1522	0.463	1.160	1.085	0.522	1.013	1.175	4.162	0.878	Bueno
B213pri06	No ref	Depuradora	30	2.079	14	217	0.687	0.916	0.842	0.609	0.744	0.686	4.068	0.858	Bueno
F460ver06	No ref	Artificialagricultura	38	2.196	20	2786	0.651	1.160	0.889	0.870	1.096	0.763	4.067	0.858	Bueno
AF700pri06	No ref	Ruralnatural	39	1.778	17	12269	0.795	1.191	0.720	0.739	1.301	0.448	4.052	0.855	Bueno
F460oto05	No ref	Artificialagricultura	37	2.390	16	793	0.530	1.130	0.968	0.696	0.923	1.029	4.040	0.852	Bueno
R380pri06	No ref	Artificialseminatural	26	2.450	10	3113	0.563	0.794	0.992	0.435	1.112	0.955	3.918	0.827	Bueno
R508oto05	No ref	Mejor	34	2.548	11	2337	0.549	1.038	1.031	0.478	1.072	0.987	3.873	0.817	Bueno
AF700ver06	No ref	Ruralnatural	28	1.991	12	2703	0.710	0.855	0.806	0.522	1.092	0.634	3.865	0.816	Bueno
R380wer05	No ref	Artificialseminatural	27	2.447	11	552	0.467	0.824	0.991	0.478	0.873	1.166	3.858	0.814	Bueno
S468ver06	No ref	Mejor	38	2.415	14	10847	0.548	1.160	0.978	0.609	1.284	0.989	3.832	0.809	Bueno
AL3200oto05	No ref	Mejor	26	2.201	16	53	0.634	0.794	0.891	0.696	0.551	0.801	3.828	0.808	Bueno
AO89ver06	No ref	Artificialagricultura	29	2.474	11	4702	0.537	0.885	1.002	0.478	1.169	1.013	3.820	0.806	Bueno
R508ver06	No ref	Mejor	35	2.275	13	4313	0.577	1.069	0.921	0.565	1.157	0.925	3.814	0.805	Bueno
L482ver06	No ref	Regadío	37	1.824	18	7319	0.738	1.130	0.738	0.783	1.230	0.574	3.781	0.798	Bueno
AB485pri06	No ref	Rural	39	2.582	12	10236	0.465	1.191	1.045	0.522	1.276	1.171	3.780	0.798	Bueno
U470oto05	No ref	Artificialagricultura	36	2.541	13	3879	0.567	1.099	1.029	0.565	1.142	0.948	3.754	0.792	Bueno
F460pri06	No ref	Artificialagricultura	37	2.265	12	2577	0.615	1.130	0.917	0.522	1.086	0.843	3.743	0.790	Bueno
C218pri06	No ref	Mejor	31	1.642	17	41037	0.822	0.947	0.665	0.739	1.468	0.389	3.627	0.765	Bueno
U470ver06	No ref	Artificialagricultura	32	2.203	12	6797	0.592	0.977	0.892	0.522	1.220	0.894	3.620	0.764	Bueno
O502ver06	No ref	Ruralnatural	38	1.871	16	10850	0.739	1.160	0.757	0.696	1.284	0.571	3.596	0.759	Bueno
L484ver06	No ref	Mejor	29	1.253	9	4687	0.831	0.885	0.507	0.391	1.168	0.369	3.593	0.758	Bueno
U470pri06	No ref	Artificialagricultura	31	2.655	11	7215	0.420	0.947	1.075	0.478	1.228	1.269	3.550	0.749	Bueno
H1000pri06	No ref	Ruralnatural	30	1.438	10	3015	0.815	0.916	0.582	0.435	1.107	0.406	3.535	0.746	Bueno
AB485ver06	No ref	Rural	36	2.159	12	8032	0.614	1.099	0.874	0.522	1.243	0.846	3.529	0.745	Bueno
AL3200pri06	No ref	Mejor	29	2.463	13	104	0.571	0.885	0.997	0.565	0.643	0.939	3.514	0.741	Bueno
AF700oto05	No ref	Ruralnatural	31	2.060	15	10037	0.697	0.947	0.834	0.652	1.273	0.664	3.485	0.735	Bueno
L482wer05	No ref	Regadío	27	1.476	13	5919	0.835	0.824	0.598	0.565	1.200	0.360	3.477	0.734	Bueno
B216wer05	No ref	Ruralnatural	26	2.027	14	219	0.727	0.794	0.821	0.609	0.745	0.597	3.430	0.724	Bueno
O502pri06	No ref	Ruralnatural	31	1.938	12	21223	0.676	0.947	0.785	0.522	1.377	0.710	3.352	0.707	Bueno
O502oto05	No ref	Ruralnatural	30	2.300	9	368	0.585	0.916	0.931	0.391	0.817	0.908	3.299	0.696	Moderado
AB500oto05	No ref	Depuradora	30	2.620	7	162	0.367	0.916	1.061	0.304	0.704	1.384	3.294	0.695	Moderado
J560pri06	No ref	Rural	25	2.136	9	5310	0.552	0.763	0.865	0.391	1.185	0.979	3.264	0.689	Moderado
C454oto05	No ref	Ruralnatural	26	1.453	11	1841	0.867	0.794	0.588	0.478	1.039	0.290	3.232	0.682	Moderado
B213oto05	No ref	Depuradora	25	1.789	9	266	0.827	0.763	0.724	0.391	0.772	0.378	3.189	0.673	Moderado
S468pri06	No ref	Mejor	26	1.984	11	7411	0.649	0.794	0.803	0.478	1.231	0.768	3.185	0.672	Moderado
ABB1000pri06	No ref	Mejor	25	1.965	5	256	0.749	0.763	0.795	0.217	0.767	0.549	3.152	0.665	Moderado
C454pri06	No ref	Ruralnatural	28	1.560	11	3469	0.847	0.855	0.632	0.478	1.127	0.334	3.092	0.652	Moderado
F459ver06	No ref	Depuradora	36	1.185	11	2081	0.892	1.099	0.480	0.478	1.056	0.237	2.985	0.630	Moderado
C217pri06	No ref	Artificialseminatural	26	1.620	11	6872	0.780	0.794	0.656	0.478	1.221	0.481	2.976	0.628	Moderado
F459pri06	No ref	Depuradora	28	2.056	7	1071	0.657	0.855	0.832	0.304	0.964	0.750	2.919	0.616	Moderado
H1000ver06	No ref	Ruralnatural	30	0.624	13	452	0.951	0.916	0.253	0.565	0.845	0.106	2.909	0.614	Moderado
C217oto05	No ref	Artificialseminatural	22	1.748	10	2719	0.818	0.672	0.708	0.435	1.093	0.398	2.886	0.609	Moderado
F459wer05	No ref	Depuradora	26	1.693	5	3738	0.776	0.794	0.685	0.217	1.137	0.491	2.881	0.608	Moderado
AB485oto05	No ref	Rural	32	1.728	10	52500	0.753	0.977	0.700	0.435	1.502	0.540	2.860	0.603	Moderado
L482oto05	No ref	Regadío	24	1.216	12	3039	0.907	0.733	0.492	0.522	1.108	0.203	2.834	0.598	Moderado
R508wer05	No ref	Mejor	26	1.878	6	7753	0.719	0.794	0.760	0.261	1.238	0.616	2.824	0.596	Moderado
C218oto05	No ref	Mejor	27	1.477	13	3306	0.836	0.824	0.598	0.565	1.120	0.358	2.739	0.578	Moderado
L482pri06	No ref	Regadío	32	1.920	14	35074	0.617	0.977	0.777	0.609	1.446	0.838	2.711	0.572	Moderado
F459oto05	No ref	Depuradora	25	1.917	8	35	0.720	0.763	0.776	0.348	0.495	0.614	2.709	0.572	Moderado
AN271ver06	No ref	Regadío	22	0.897	9	4681	0.927	0.672	0.363	0.391	1.168	0.159	2.664	0.562	Moderado
AO89pri06	No ref	Artificialagricultura	22	2.300	6	2495	0.557	0.672	0.931	0.261	1.081	0.970	2.631	0.555	Moderado
ABB1000ver06	No ref	Mejor	20	1.612	6	257	0.840	0.611	0.653	0.261	0.767	0.350	2.371	0.500	Moderado
AB500pri06	No ref	Depuradora	22	2.304	4	0	0.547	0.672	0.933	0.174	0.000	0.991	2.355	0.497	Deficiente
AO89oto05	No ref	Artificialagricultura	20	2.033	6	49	0.652	0.611	0.823	0.261	0.541	0.762	2.328	0.491	Deficiente
J560oto05	No ref	Rural	22	1.356	4	84	0.812	0.672	0.549	0.174	0.614	0.411	2.216	0.468	Deficiente
AC223wer05	No ref	Depuradora	12	1.549	2	1	0.776	0.366	0.627	0.087	0.096	0.490	2.183	0.461	Deficiente
AB500wer05	No ref	Depuradora	14	1.509	4	0	0.797	0.427	0.611	0.174	0.000	0.444	2.181	0.460	Deficiente
ABB1000oto05	No ref	Mejor	17	1.008	4	32	0.953	0.519	0.408	0.174	0.483	0.103	2.116	0.446	Deficiente
AB500ver06	No ref	Depuradora	17	1.442	3	302	0.874	0.519	0.584	0.130	0.790	0.275	2.035	0.429	Deficiente
AC223ver06	No ref	Depuradora	14	1.080	2	0	0.937	0.427	0.437	0.087	0.000	0.138	1.982	0.418	Deficiente
F464pri06	No ref	Artificialagricultura	16	1.597	2	0	0.832	0.489	0.646	0.087	0.000	0.367	1.917	0.405	Deficiente
AN271oto05	No ref	Regadío	14	0.834	5	92859	0.919	0.427	0.338	0.217	1.581	0.176	1.916	0.404	Deficiente
E221pri06	No ref	Artificialagricultura	25	1.318	7	1574	0.887	0.763	0.534	0.304	1.017	0.247	1.894	0.400	Deficiente
E221oto05	No ref	Artificialagricultura	19	1.368	5	4289	0.868	0.580	0.554	0.217	1.156	0.288	1.889	0.399	Deficiente
AC223oto05	No ref	Depuradora	13	0.921	3	1504	0.927	0.397	0.373	0.130	1.011	0.159	1.796	0.379	Deficiente
AJ364oto05	No ref	Depuradora	14	1.391	6	3	0.895	0.427	0.563	0.261	0.192	0.230	1.787	0.377	Deficiente
H1000wer05	No ref	Ruralnatural	21	0.256	9	533	0.990	0.641	0.104	0.391	0.868	0.022	1.648	0.348	Deficiente
AG254oto05	No ref	Depuradora	16	0.897	4	258	0.941	0.489	0.363	0.174	0.768	0.129	1.561	0.329	Deficiente
AJ364pri06	No ref	Depuradora	19	2.034	3	33	0.630	0.580	0.823	0.130	0.487	0.809	1.534	0.324	Deficiente
AC223pri06	No ref	Depuradora	17	2.177	3	304	0.549	0.519	0.881	0.130	0.791	0.986	1.531	0.323	Deficiente
AG254ver06	No ref	Depuradora	17	1.801	4	1280	0.702	0.519	0.729	0.174	0.989	0.653	1.511	0.319	Deficiente
AN271pri06	No ref	Regadío	20	1.576	6	2662	0.832	0.611	0.638	0.261	1.090	0.368	1.510	0.319	Deficiente
AG254pri06	No ref	Depuradora	16	2.068	3	154	0.623	0.489	0.837	0.130	0.697	0.825	1.456	0.307	Deficiente
F464ver06	No ref	Artificialagricultura	14	0.246	5	9	0.991	0.427	0.100	0.217	0.318	0.020	1.401	0.296	Deficiente
F464oto05	No ref	Artificialagricultura	13	1.215	2	0	0.880	0.397	0.492	0.087	0.000	0.263	1.258	0.265	Deficiente
B213ver06	No ref	Depuradora	15	1.567	3	67	0.774	0.458	0.634	0.130	0.583	0.494	1.223	0.258	Deficiente
AJ364ver06	No ref	Depuradora	10	0.818	4	1	0.987	0.305	0.331	0.174	0.096	0.028	0.899	0.190	Malo
												PERCENTIL 75	4.740		

Tabla 1.22. Valor del EQR obtenido para cada muestra (IDmuestra=identificador de cada muestra; Refpot= identificador de referencia vs. no referencia; Condición de cada muestra; Ntaxa= riqueza de taxones; HShannon= diversidad de Shannon; RSenGen2= riqueza de taxones sensibles; AbSenGen4= abundancia de taxones sensibles; 3GenDom= porcentaje de los tres taxones dominantes; INVMIB=multimétrico tipo1; EQR_INVMIB= índice de estado ecológico; CLASE: clases de estado. Las muestras aparecen ordenadas en orden descendente en función del EQR.



Figuras 1.19. La figura muestra los diagramas de cajas correspondientes a los métricos de la Tabla 1.18 que han sido utilizados para la construcción del multimétrico INVMIB. La línea central en la caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

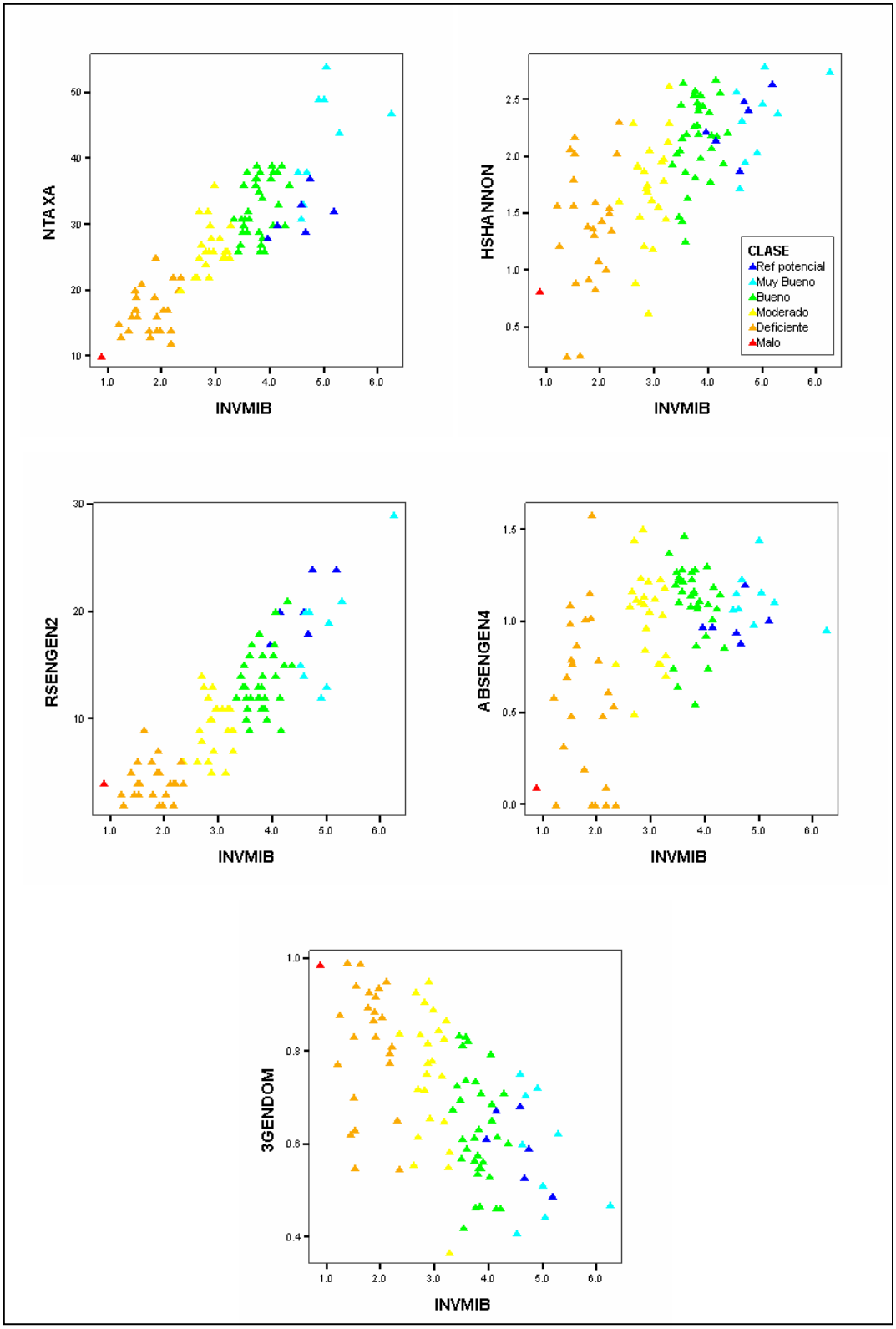


Figura 1.20. Diagramas de dispersión entre los valores del multimétrico de invertebrados (INVMIB) y cada uno de los métricos que lo componen.

Para comprobar si las clases del estado ecológico que han sido definidas por este nuevo multimétrico se corresponden con las comunidades de invertebrados. Se ha realizado una ordenación MDS con todas las muestras incluidas en este tipo (Figura 1.21), adjudicándosele a cada muestra la clase en la que ha sido incluida según nuestro métrico (Tabla 1.22).

En la ordenación se puede observar un gradiente de cambio de la clase de estado. Las referencias potenciales y las muestras pertenecientes a la clase de estado *Muy Bueno* se agrupan en la parte inferior de la ordenación, rodeadas de las localidades en estado *Bueno*, *Moderado* correspondiendo las más alejadas a las localidades con estado *Deficiente* y *Malo*, algunas entremezcladas. Se observa en esta figura como las clases del multimétrico, separan claramente las comunidades de invertebrados más diferentes como son las referencias y las muestras más impactadas por presiones orgánicas (i.e., AC223, AJ364, F464, AB500).

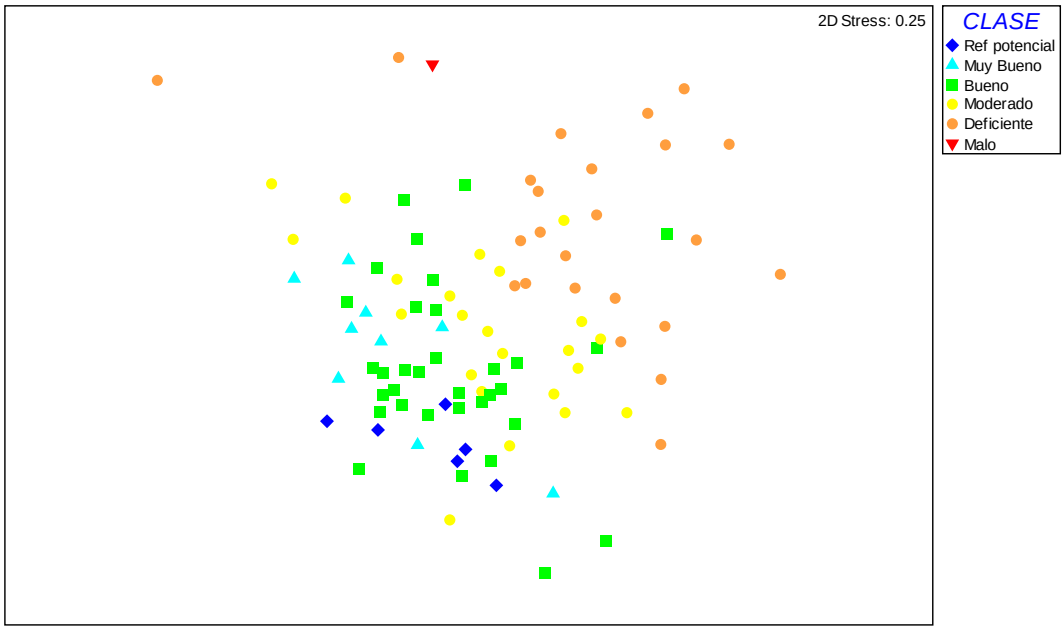


Figura 1.21. Ordenación bidimensional MDS en base a las comunidades de invertebrados de las todas las muestras incluidas en el tipo 1. Las clases de estado ecológico son las correspondientes a la Tabla 1.22.

Relación entre las clases de estado de invertebrados y las condiciones físico-químicas.- El cambio que se produce en el valor del EQR a lo largo del gradiente trófico, también se refleja en un cambio en las condiciones físico-químicas entre las 5 clases de estado identificadas (Fig. 1.22, Tabla 1.23).

		CLASE					
		Ref potencial	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Fosfato (PO4_mgL)	Media	.07	.17	.18	1.22	3.88	4.28
	Error típico de la media	.03	.08	.04	.48	1.12	.
	Mínimo	.00	.00	.00	.00	.00	4.28
	Máximo	.15	.67	.91	7.76	18.02	4.28
Nitrato (NO3_mgL)	Media	2.18	15.82	11.01	20.28	12.04	56.50
	Error típico de la media	.80	5.10	4.72	4.99	2.45	.
	Mínimo	.03	1.53	.03	.49	.03	56.50
	Máximo	4.80	49.62	159.28	93.29	49.41	56.50
Amonio (NH4_mgL)	Media	.04	.04	.02	.30	1.64	.19
	Error típico de la media	.03	.03	.01	.22	.55	.
	Mínimo	.01	.01	.01	.00	.01	.19
	Máximo	.19	.24	.24	5.13	7.94	.19
Sulfato (SO4_mgL)	Media	31.26	116.43	126.65	133.08	119.18	147.03
	Error típico de la media	4.62	18.27	17.13	20.67	7.89	.
	Mínimo	17.11	26.49	11.38	43.21	36.28	147.03
	Máximo	42.64	210.12	510.51	568.21	185.52	147.03
Calcio (Ca_ mgL)	Media	71.67	85.48	86.27	89.37	108.52	181.70
	Error típico de la media	8.15	11.14	5.95	5.38	9.23	.
	Mínimo	51.74	47.92	42.00	47.53	38.79	181.70
	Máximo	105.20	135.00	178.20	154.00	199.40	181.70
Potasio (K_ mgL)	Media	4.28	7.57	7.81	11.16	15.39	50.33
	Error típico de la media	2.56	2.97	1.03	1.57	2.89	.
	Mínimo	.86	.59	.62	.57	.61	50.33
	Máximo	17.01	23.60	26.16	28.10	57.05	50.33
Porcentaje Oxígeno (O2%)	Media	97.9	90.6	92.4	89.9	72.7	40.1
	Error típico de la media	7.3	3.4	4.6	4.9	7.4	.
	Mínimo	70.3	75.0	22.8	35.3	1.5	40.1
	Máximo	121.8	106.4	147.6	132.0	143.0	40.1
Clorofila a (Chla_ Ugcm)	Media	.82	1.59	2.11	2.51	3.53	2.49
	Error típico de la media	.34	.25	.32	.43	.72	.
	Mínimo	.19	.84	.07	.17	.16	2.49
	Máximo	2.16	2.90	6.53	7.84	11.75	2.49
Peso seco libre de cenizas (AFDM_ gm2L)	Media	7.66	11.38	15.58	16.37	26.24	12.45
	Error típico de la media	1.46	2.93	2.31	2.19	4.94	.
	Mínimo	2.95	2.93	2.12	4.95	8.31	12.45
	Máximo	11.48	31.80	55.33	44.00	122.87	12.45

Tabla 1.23. Tabla resumen de del valor de aquellas variables medioambientales más correlacionadas con los valores del multimétrico obtenidos para las muestras del tipo 1. Se muestran los valores medios, error de la media, mínimo y máximo para cada una de las 5 clases de estado definidas con el valor de EQR obtenido.

Así, por ejemplo, la concentración media anual de fosfatos en las estaciones más alteradas es superior a 1.22 ± 0.48 mg/l (valor promedio del estado *Moderado)* mientras que en las localidades de referencia presenta valores medios de 0.07 ± 0.03 mg/l (Fig. 1.22, Tabla 1.23). Del mismo modo, el contenido medio del conjunto de formas inorgánicas nitrogenadas en las estaciones más alteradas es superior a 20.28 ± 4.99 mg/l (valor promedio del estado *Moderado)* mientras que en las localidades de referencia presenta valores medios de 2.18 ± 0.80 mg/l. Este enriquecimiento en nutrientes en las estaciones más alteradas se ve reflejado

en los valores de la biomasa de productores primarios, cuyos valores también descienden conforme el valor del EQR es más alto (Fig. 1.22, Tabla 1.23).

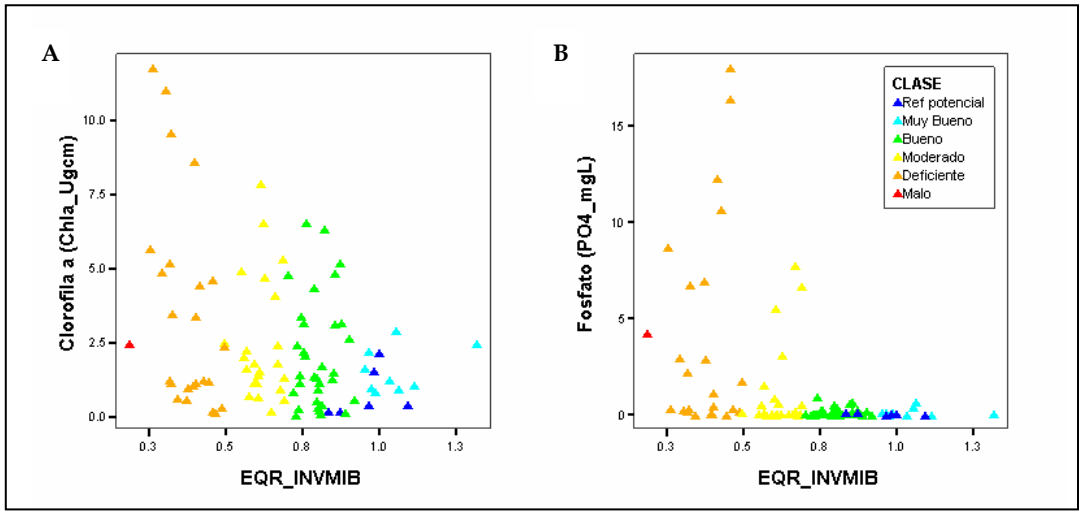


Figura 1.22. Cambio que se produce en el valor de ciertas variables medioambientales con las clases de estado. La figura muestra los gráficos de dispersión de: A) biomasa de productores primarios, en forma de cl-*a* y B) Concentración de fosfatos.

Relación entre las clases de estado de invertebrados y las condiciones hidromorfológicas y usos del suelo.- La valoración de las características hidromorfológicas y de los usos del suelo de cada estación se realizó mediante la aplicación de índices obtenidos a partir del CARAVAGGIO y de la aplicación del CORINE, respectivamente (ver Apartado 1.5). El índice HQA (*Habitat Quality Assessment*), nos muestra la diversidad de hábitats existentes en cada localidad así, cuanto más elevado sea el índice mayor diversidad de hábitats fluviales presenta, referidos tanto a la diversidad de tipos de corriente, substratos, estructura de la vegetación, etc. Sin embargo el HMS (*Habitat Modification Score*) nos muestra el grado de modificación de la localidad estudiada, de manera que valores elevados del índice indican una mayor alteración.

El cambio que se produce en las comunidades de invertebrados y en la calidad de las aguas a lo largo de las clases de estado, también se refleja en un cambio en las condiciones hidromorfológicas y en los usos del suelo adyacentes, como se observó en los gradientes de presión (Figura 1.23, Tabla 1.24). Sin embargo, dado que un valor de EQR bajo, suelen tener

también aportes directos, puede darse el efecto de una presión combinada, presión orgánica/hidromorfológica, más que un efecto directo de la hidromorfología en el EQR.

La tabla 1.24 indica los valores de los índices del CARAVAGGIO (*HMS* y *HQA*) y del porcentaje de usos del suelo para las distintas clases de estado.

		CLASE					
		Ref potencial	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
HQA	Media	36.0	37.6	40.7	33.0	29.2	20.0
	Error típico de la media	3.6	3.8	1.9	1.6	1.6	.
	Mínimo	28.0	21.0	21.0	19.0	19.0	20.0
	Máximo	44.0	57.0	57.0	50.0	45.0	20.0
HMS	Media	2.0	29.0	31.6	23.9	49.9	90.0
	Error típico de la media	.9	8.2	4.5	5.9	6.6	.
	Mínimo	.0	3.0	.0	.0	.0	90.0
	Máximo	4.0	82.0	85.0	82.0	90.0	90.0
% Áreas agrícolas	Media	.18	.43	.43	.50	.62	.90
	Error típico de la media	.05	.07	.04	.04	.05	.
	Mínimo	.07	.16	.00	.00	.00	.90
	Máximo	.29	.66	.66	.78	.97	.90
% Bosques y áreas seminaturales	Media	.82	.56	.51	.45	.34	.09
	Error típico de la media	.05	.07	.03	.03	.04	.
	Mínimo	.71	.33	.34	.19	.01	.09
	Máximo	.93	.84	.84	.72	.72	.09
% Áreas agrícolas de secano	Media	.06	.30	.27	.32	.49	.87
	Error típico de la media	.01	.05	.02	.03	.05	.
	Mínimo	.03	.15	.06	.15	.17	.87
	Máximo	.09	.64	.46	.64	.94	.87
Depuradora	Media	0	0	0	0	1	1
	Error típico de la media	0	0	0	0	0	.
	Mínimo	0	0	0	0	0	1
	Máximo	0	1	1	1	1	1

Tabla 1.24. Tabla resumen de las variables hidromorfológicas y usos del suelo (media, error, mínimo y máximo) correlacionadas significativamente con el multimétrico INVMIB.

Así, por ejemplo, las localidades de referencia (potencial para este tipo) presentan un valor medio del índice *HMS* de 2 ± 0.9, lo que implica condiciones muy poco alteradas, casi naturales, siendo este valor en las estaciones en estado deficiente de 49.9 ± 6.6, lo que se corresponde con localidades fuertemente alteradas (Figura 1.23 A-B, Tabla 1.24). El hecho que las estaciones en estado *Muy bueno* presenten un valor tan elevado del *HMS* se debe a que son localidades que poseen una parte del tramo reforzada con muros, aunque son de martges, lo que permite la existencia de conexiones laterales entre la cuenca y el torrente, no afectando gravemente a la fauna. La diversidad de hábitats (HQA) presenta valores similares en las localidades con clases por encima de la clase Moderado, mientras que las localidades de peor estado presentan un menor valor del índice.

El cambio en los usos de suelo con las clases de estado es también evidente. Así, cuando comparamos el porcentaje de áreas agrícolas entre las distintas clases de estado, presenta valores muy bajos para las estaciones en *Muy Buen* estado y aumenta a medida que el valor del EQR (y las clases de Estado que le corresponden) disminuye (Fig. 1.23 C-D, Tabla 1.24).

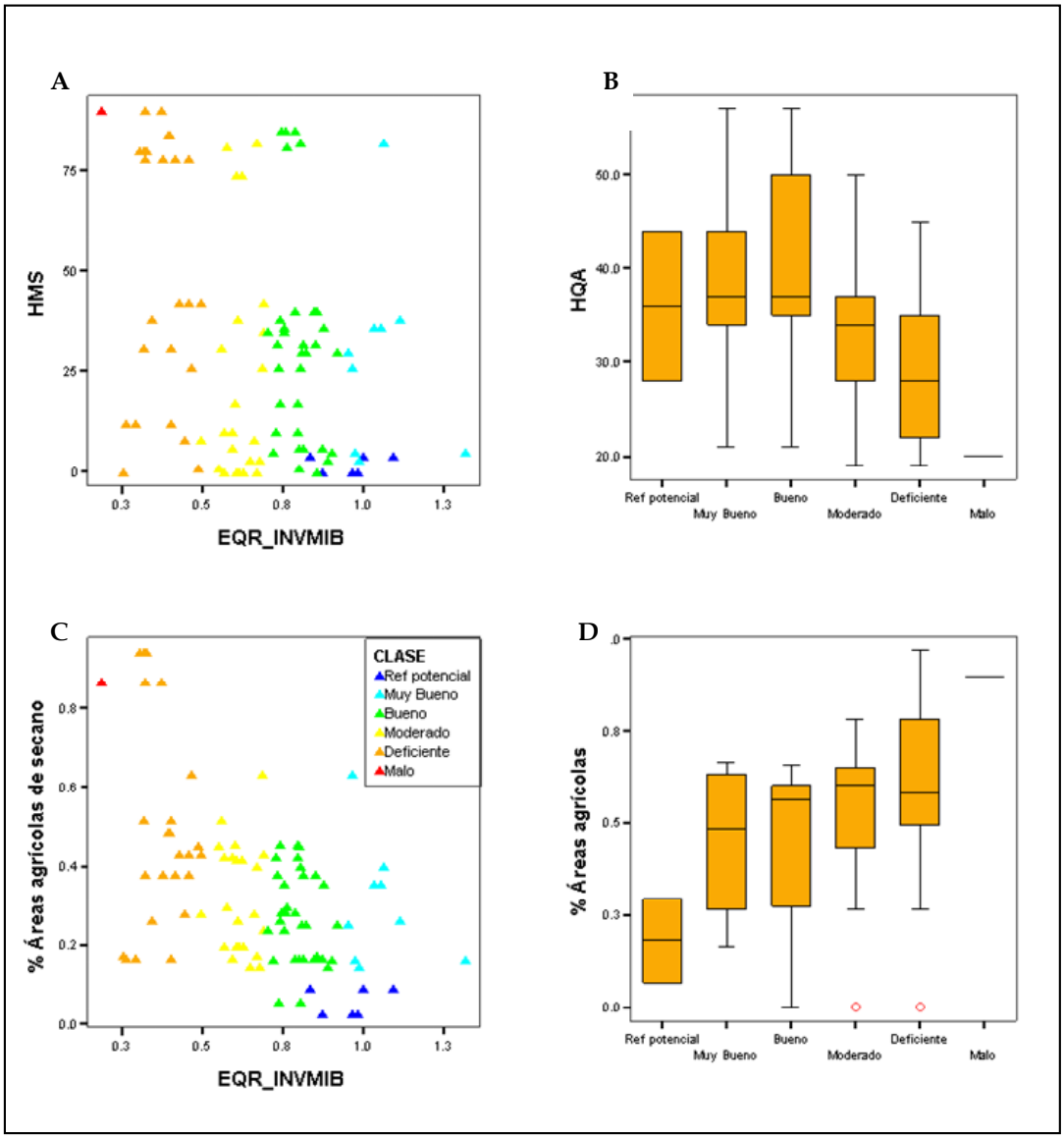


Figura 1.23. Cambio que se produce en el valor de ciertas variables hidromorfológicas y usos de suelo con las clases de estado. La figura muestra los gráficos de dispersión (A, C) y los diagramas de cajas (B, D) para las siguientes variables: A) el índice HMS, B) índice HQA, C) % Suelo agrícola total y D) % agricultura de secano. La línea central en la caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

1.6.5.1.2. Modelo general TIPO 1 para Diatomeas

Al igual que ocurría con los macroinvertebrados, al no existir referencias para este tipo, para la elaboración del multimétrico **DIATMIB** se han usado los valores de las 2 localidades, que habían sido identificadas como referencias potenciales (i.e., AK28 y AN260).

Existe una clara segregación de las muestras a lo largo del gradiente orgánico en función del valor multimétrico DIATMIB, lo que afirma su funcionamiento como indicador de degradación orgánica (Figura 1.24).

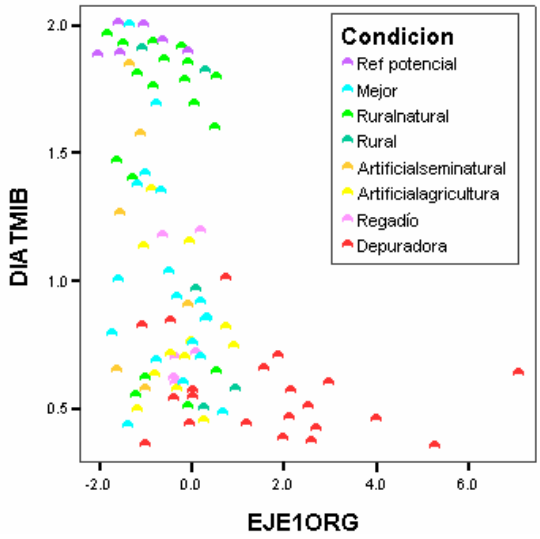


Figura 1.24. Relación entre el gradiente de presión orgánica extraído mediante PCA y el multimétrico de diatomeas (DIATMIB) para el tipo 1.

Elaboración del multimétrico.- Para el cálculo del multimétrico del tipo 1, se han descartado los métricos de especies sensibles y tolerantes (FSS y FST), al tener este tipo solo Referencias potenciales. De este modo se han utilizado dos índices generados por el OMNIDIA: IPS Y TDI.

Los índices escogidos y el multimétrico se correlacionan significativamente con los ejes de presión extraídos: Eje orgánico y Eje general, con coeficientes de correlación superiores al 0.4. (Tabla 1.25). Se observa que en ambos caso el multimétrico DIATMIB tiene mayor correlación que cada uno de los índices por separado.

Correlaciones

			EJE1ORG	EJE1GEN	IPS	TDI/20	DIATMIB
Rho de Spearman	EJE1ORG	Coeficiente de correlación	1.000	-.667**	-.465**	-.412**	-.487**
		Sig. (bilateral)	.	.000	.000	.000	.000
		N	96	96	92	92	92
	EJE1GEN	Coeficiente de correlación	-.667**	1.000	.606**	.520**	.614**
		Sig. (bilateral)	.000	.	.000	.000	.000
		N	96	96	92	92	92
	IPS	Coeficiente de correlación	-.465**	.606**	1.000	.645**	.925**
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.	.000	.000
		N	92	92	92	92	92
	TDI/20	Coeficiente de correlación	-.412**	.520**	.645**	1.000	.849**
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.000	.	.000
		N	92	92	92	92	92
	DIATMIB	Coeficiente de correlación	-.487**	.614**	.925**	.849**	1.000
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.000	.000	.
		N	92	92	92	92	92

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Tabla 1.25. Tabla de correlación ente el multimétrico DIATMIB, los métricos individuales utilizados para el cálculo del multimétrico de diatomeas y los gradientes de presión general (EJE1DEG) y orgánico (EJE1ORG) extraídos con el PCA (ver texto) para las muestras del Tipo 1. Se muestra el valor del coeficiente de correlación (*Rho Spearman*) obtenido entre dos variables.

Los valores del multimétrico DIATMIB para cada una de las localidades, se presenta en la tabla 1.26, junto con el percentil75 de los valores de las referencias potenciales y su valor EQR_DIATMIB. También observamos en la tabla las distintas clases de estado ecológico a la que pertenece cada torrente según los cortes de 0.93, 0.7, 0.5 y 0.25 propuestos (Tabla 1.26).

ID_MUESTRA	REFPOT	Condición	IPS	TDI/20	NIPS	NTDI	DIAT	EQR	Clase
AN260ver06	Ref potencial	Ref potencial	17.5	15.2	0.895	1.000	1.895	0.953	Ref potencial
AN260pri06	Ref potencial	Ref potencial	19	14.7	0.972	0.967	1.939	0.975	Ref potencial
AN260oto05	Ref potencial	Ref potencial	20	13.2	1.023	0.868	1.891	0.951	Ref potencial
AK28ver06	Ref potencial	Ref potencial	18.1	16.4	0.926	1.079	2.005	1.008	Ref potencial
AK28pri06	Ref potencial	Ref potencial	19.7	15.2	1.008	1.000	2.008	1.010	Ref potencial
AK28oto05	Ref potencial	Ref potencial	19.1	13.8	0.977	0.908	1.885	0.948	Ref potencial
		Percentil 75	19.55	15.2	1.000	1.000	1.988	0.952	
AL3200pri06	no ref	Mejor	19.8	15	1.013	0.987	2.000	1.006	Muy Bueno
H1000pri06	no ref	Ruralnatural	19.4	14.8	0.992	0.974	1.966	0.989	Muy Bueno
H1000wer05	no ref	Ruralnatural	16.4	16.6	0.839	1.092	1.931	0.971	Muy Bueno
AF700pri06	no ref	Ruralnatural	19.2	14.4	0.982	0.947	1.929	0.970	Muy Bueno
AF700ver06	no ref	Ruralnatural	18	15.1	0.921	0.993	1.914	0.963	Muy Bueno
J560pri06	no ref	Rural	18.3	14.8	0.936	0.974	1.910	0.960	Muy Bueno
H1000ver06	no ref	Ruralnatural	17.3	14.9	0.885	0.980	1.865	0.938	Muy Bueno
C454pri06	no ref	Ruralnatural	18.1	14.1	0.926	0.928	1.853	0.932	Muy Bueno
R380wer05	no ref	Artificialseminatural	16.6	15.2	0.849	1.000	1.849	0.930	Muy Bueno
J560ver06	no ref	Rural	16.4	14.9	0.839	0.980	1.819	0.915	Bueno
H1000oto05	no ref	Ruralnatural	17.2	14.1	0.880	0.928	1.807	0.909	Bueno
B216ver06	no ref	Ruralnatural	18.8	12.7	0.962	0.836	1.797	0.904	Bueno
C454ver06	no ref	Ruralnatural	16.9	14	0.864	0.921	1.786	0.898	Bueno
AF700oto05	no ref	Ruralnatural	17.3	13.3	0.885	0.875	1.760	0.885	Bueno
C454wer05	no ref	Ruralnatural	17.7	12	0.905	0.789	1.695	0.852	Bueno
AL3200oto05	no ref	Mejor	18.7	11.2	0.957	0.737	1.693	0.852	Bueno
B216wer05	no ref	Ruralnatural	14.2	13.3	0.726	0.875	1.601	0.805	Bueno
R380oto05	no ref	Artificialseminatural	16.1	11.4	0.824	0.750	1.574	0.791	Bueno
B216pri06	no ref	Ruralnatural	16.1	9.8	0.824	0.645	1.468	0.738	Bueno
ABB1000ver06	no ref	Mejor	17	8.4	0.870	0.553	1.422	0.715	Bueno
B216oto05	no ref	Ruralnatural	15.3	9.4	0.783	0.618	1.401	0.705	Bueno
C218pri06	no ref	Mejor	14.6	9.6	0.747	0.632	1.378	0.693	Moderado
AO89oto05	no ref	Artificialagricultura	15.4	8.7	0.788	0.572	1.360	0.684	Moderado
ABB1000pri06	no ref	Mejor	16	8.1	0.818	0.533	1.351	0.680	Moderado
C217pri06	no ref	Artificialseminatural	14.7	7.8	0.752	0.513	1.265	0.636	Moderado
AN271ver06	no ref	Regadío	11.4	9.3	0.583	0.612	1.195	0.601	Moderado
AN271pri06	no ref	Regadío	10.7	9.6	0.547	0.632	1.179	0.593	Moderado
AO89ver06	no ref	Artificialagricultura	11.7	8.4	0.598	0.553	1.151	0.579	Moderado
AO89pri06	no ref	Artificialagricultura	10.7	8.9	0.547	0.586	1.133	0.570	Moderado
L484wer05	no ref	Mejor	13.7	5.1	0.701	0.336	1.036	0.521	Moderado
B213ver06	no ref	Depuradora	10.7	7	0.547	0.461	1.008	0.507	Moderado
C218oto05	no ref	Mejor	7	9.8	0.358	0.645	1.003	0.504	Moderado
J560oto05	no ref	Rural	8	8.5	0.409	0.559	0.968	0.487	Deficiente
R508oto05	no ref	Mejor	15	2.6	0.767	0.171	0.938	0.472	Deficiente
L484ver06	no ref	Mejor	12.3	4.4	0.629	0.289	0.919	0.462	Deficiente
R380ver06	no ref	Artificialseminatural	13.4	3.3	0.685	0.217	0.903	0.454	Deficiente
R508ver06	no ref	Mejor	11.3	4.2	0.578	0.276	0.854	0.430	Deficiente
S468ver06	no ref	Mejor	10.2	5	0.522	0.329	0.851	0.428	Deficiente
B213oto05	no ref	Depuradora	6.9	7.4	0.353	0.487	0.840	0.422	Deficiente
B213pri06	no ref	Depuradora	11.1	3.9	0.568	0.257	0.824	0.415	Deficiente
F460ver06	no ref	Artificialagricultura	13.9	1.6	0.711	0.105	0.816	0.411	Deficiente
ABB1000oto05	no ref	Mejor	13.3	1.7	0.680	0.112	0.792	0.398	Deficiente
U470pri06	no ref	Artificialagricultura	8.8	4.7	0.450	0.309	0.759	0.382	Deficiente
R508wer05	no ref	Mejor	13	1.4	0.665	0.092	0.757	0.381	Deficiente
U470ver06	no ref	Artificialagricultura	10.7	3	0.547	0.197	0.745	0.375	Deficiente
L482ver06	no ref	Regadío	11.2	2.2	0.573	0.145	0.718	0.361	Deficiente
F460pri06	no ref	Artificialagricultura	10	3.1	0.512	0.204	0.715	0.360	Deficiente
AJ364oto05	no ref	Depuradora	7.9	4.6	0.404	0.303	0.707	0.355	Deficiente
AN271oto05	no ref	Regadío	8.3	4.2	0.425	0.276	0.701	0.352	Deficiente
L484pri06	no ref	Mejor	11.5	1.7	0.588	0.112	0.700	0.352	Deficiente
F460oto05	no ref	Artificialagricultura	11.6	1.6	0.593	0.105	0.699	0.351	Deficiente
L484oto05	no ref	Mejor	10	2.7	0.512	0.178	0.689	0.347	Deficiente
F459ver06	no ref	Depuradora	10.1	2.1	0.517	0.138	0.655	0.329	Deficiente
R380pri06	no ref	Artificialseminatural	10.4	1.8	0.532	0.118	0.650	0.327	Deficiente
O502ver06	no ref	Ruralnatural	9.9	2.1	0.506	0.138	0.645	0.324	Deficiente
AC223wer05	no ref	Depuradora	5.6	5.3	0.286	0.349	0.635	0.319	Deficiente
E221pri06	no ref	Artificialagricultura	8.5	3	0.435	0.197	0.632	0.318	Deficiente
O502pri06	no ref	Ruralnatural	6.1	4.7	0.312	0.309	0.621	0.312	Deficiente
L482wer05	no ref	Regadío	5.8	4.9	0.297	0.322	0.619	0.311	Deficiente
AJ364ver06	no ref	Depuradora	10	1.4	0.512	0.092	0.604	0.304	Deficiente
R508pri06	no ref	Mejor	10.1	1.3	0.517	0.086	0.602	0.303	Deficiente
L482pri06	no ref	Regadío	10.6	0.9	0.542	0.059	0.601	0.302	Deficiente
C217oto05	no ref	Artificialseminatural	6.3	3.9	0.322	0.257	0.579	0.291	Deficiente
U470oto05	no ref	Artificialagricultura	7.7	2.8	0.394	0.184	0.578	0.291	Deficiente
AB485ver06	no ref	Rural	8.9	1.8	0.455	0.118	0.574	0.289	Deficiente
F459pri06	no ref	Depuradora	9.5	1.3	0.486	0.086	0.571	0.287	Deficiente
AB500wer05	no ref	Depuradora	4.6	5.1	0.235	0.336	0.571	0.287	Deficiente
C454oto05	no ref	Ruralnatural	5.6	4	0.286	0.263	0.550	0.276	Deficiente
AJ364pri06	no ref	Depuradora	8.2	1.9	0.419	0.125	0.544	0.274	Deficiente
AB500pri06	no ref	Depuradora	8.6	1.5	0.440	0.099	0.539	0.271	Deficiente
O502oto05	no ref	Ruralnatural	4.1	4.5	0.210	0.296	0.506	0.254	Deficiente
F459wer05	no ref	Depuradora	7.3	2	0.373	0.132	0.505	0.254	Deficiente
AB485pri06	no ref	Rural	7.6	1.7	0.389	0.112	0.501	0.252	Deficiente
E221oto05	no ref	Artificialagricultura	7.4	1.8	0.379	0.118	0.497	0.250	Deficiente
S468oto05	no ref	Mejor	4.2	4.1	0.215	0.270	0.485	0.244	Malo
AC223oto05	no ref	Depuradora	5	3.2	0.256	0.211	0.466	0.235	Malo
AB500ver06	no ref	Depuradora	5.4	2.8	0.276	0.184	0.460	0.232	Malo
F464oto05	no ref	Artificialagricultura	2.4	5	0.123	0.329	0.452	0.227	Malo
F459oto05	no ref	Depuradora	5.9	2.1	0.302	0.138	0.440	0.221	Malo
AG254pri06	no ref	Depuradora	5.1	2.7	0.261	0.178	0.439	0.221	Malo
S468pri06	no ref	Mejor	7	1.1	0.358	0.072	0.430	0.216	Malo
AG254oto05	no ref	Depuradora	5.2	2.4	0.266	0.158	0.424	0.213	Malo
AB500oto05	no ref	Depuradora	6.5	0.8	0.332	0.053	0.385	0.194	Malo
AG254ver06	no ref	Depuradora	6	1	0.307	0.066	0.373	0.187	Malo
AC223pri06	no ref	Depuradora	1.9	4	0.097	0.263	0.360	0.181	Malo
AC223ver06	no ref	Depuradora	4.1	2.2	0.210	0.145	0.354	0.178	Malo
AB485oto05	no ref	Rural							
F464pri06	no ref	Artificialagricultura							
F464ver06	no ref	Artificialagricultura							
L482oto05	no ref	Regadío							

Tabla 1.26. Valor del EQR obtenido para cada muestra (IDmuestra=identificador de cada muestra; Refpot=identificado de referencia vs. No referencia; Condición de cada muestra; métricos seleccionados y normalizados, DIATMIB = multimétrico tipo 1, EQR_DIATMIB=índice de estado ecológico; CLASE: clases de estado. Las clases de estado aparecen ordenadas en orden descendente en función del EQR.

Relación entre las clases de estado y la comunidad de diatomeas.- Una vez establecidos los índices que componen el DIATMIB para el tipo 1, así como los cortes correspondientes a cada clase de estado ecológico, se puede observar el cambio que se produce en los valores de los índices al disminuir la clase de estado ecológico (Tabla 1.27, Figura 1.25).

		Clases de Estado					
		Ref potencial	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
IPS	Media	18.9	18.1	16.8	12.4	9.3	4.9
	Error típico de la media	.4	.4	.4	.8	.4	.4
	Mínimo	17.5	16.4	14.2	7.0	4.1	1.9
	Máximo	20.0	19.8	18.8	16.0	15.0	7.0
TDI/20	Media	14.8	15.0	12.0	8.4	3.1	2.6
	Error típico de la media	.5	.2	.6	.4	.3	.4
	Mínimo	13.2	14.1	8.4	5.1	.9	.8
	Máximo	16.4	16.6	14.9	9.8	8.5	5.0
DIATMIB	Media	1.937	1.913	1.652	1.187	.683	.422
	Error típico de la media	.023	.017	.045	.042	.020	.013
	Mínimo	1.885	1.849	1.401	1.003	.497	.354
	Máximo	2.008	2.000	1.819	1.378	.968	.485
EQR_DIATMIB	Media	.974	.962	.831	.597	.343	.212
	Error típico de la media	.012	.009	.023	.021	.010	.006
	Mínimo	.948	.930	.705	.504	.250	.178
	Máximo	1.010	1.006	.915	.693	.487	.244

Tabla 1.27. Tabla resumen por clases de estado de los valores medios, error de la media y rango para el multimétrico DIATMIB, el EQR_DIATMIB y los dos métricos que lo componen.

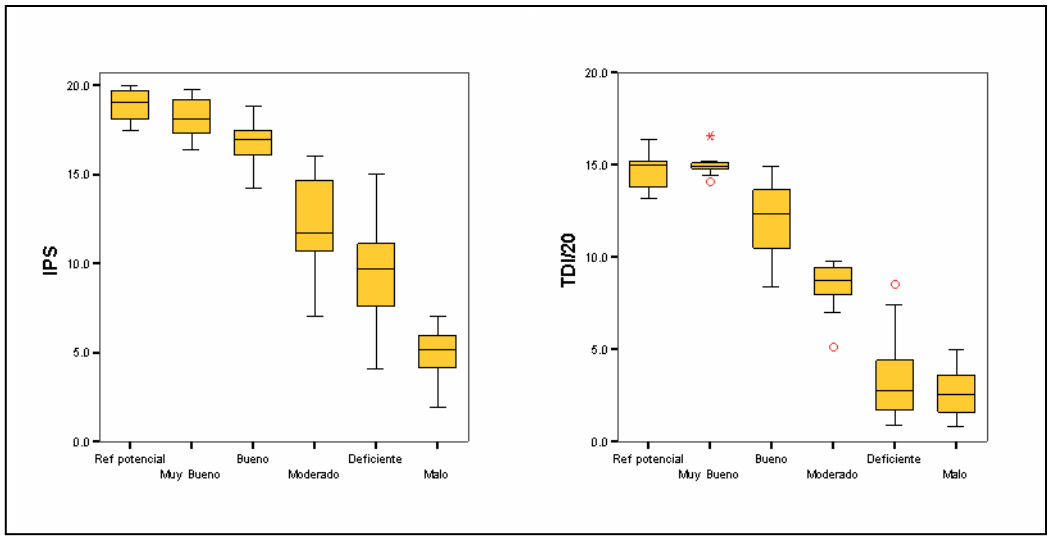
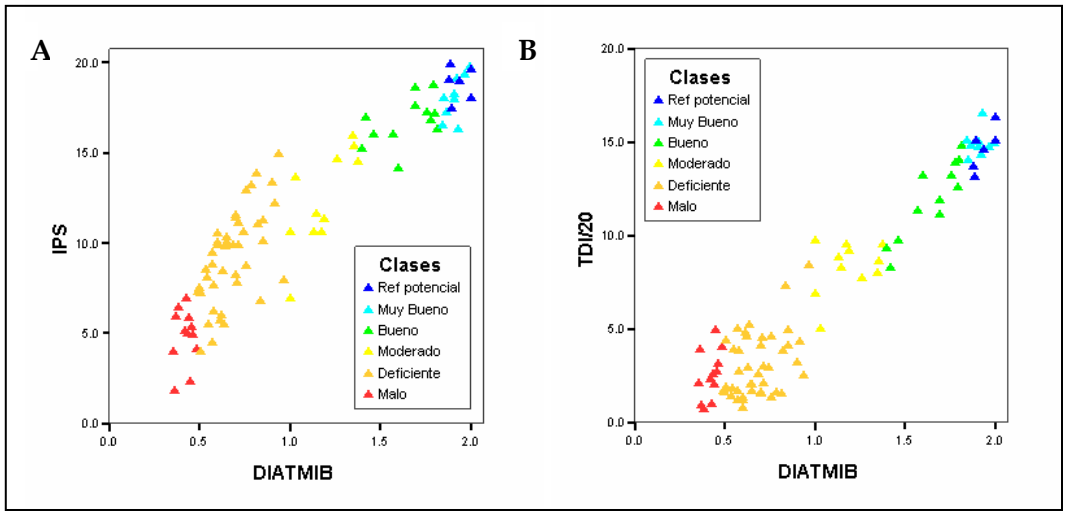


Figura 1.25. Diagramas de cajas de las muestras por clase según el DIATMIB, y el rango de valores para cada uno de los índices y multimétrico. La línea central de caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

Como era de esperar, este cambio en la clase de estado ecológico también se observa al variar cada uno de los métricos que componen el índice (Figura 1.26).



Figuras 1.26. Relación entre los valores del multimétrico DIATMIB y cada uno de los métricos que lo componen: A) Índice IPS y B) índice TDI/20.

Para comprobar si la clases del estado ecológico que han sido definidas por este nuevo multimétrico se corresponden con las comunidades de diatomeas, se ha realizado una ordenación MDS con todas las muestras incluidas en el tipo 1 (Figura 1.27), adjudicándosele a cada muestra la clase en la que ha sido incluida según el valor del métrico (Tabla 1.26).

En la ordenación se puede observar como la clase de estado cambia de izquierda, donde se agrupan las referencias y las muestras pertenecientes a la clase de Muy Buen estado, a derecha, donde se agrupan las muestras en mal estado. Se observa por lo tanto como las clases de estado ecológico generadas a partir del multimétrico, separan claramente las comunidades de diatomeas más diferentes como son las referencias y las muestras más impactadas por presiones orgánicas como son localidades como: AC223, AG254, AB500,....

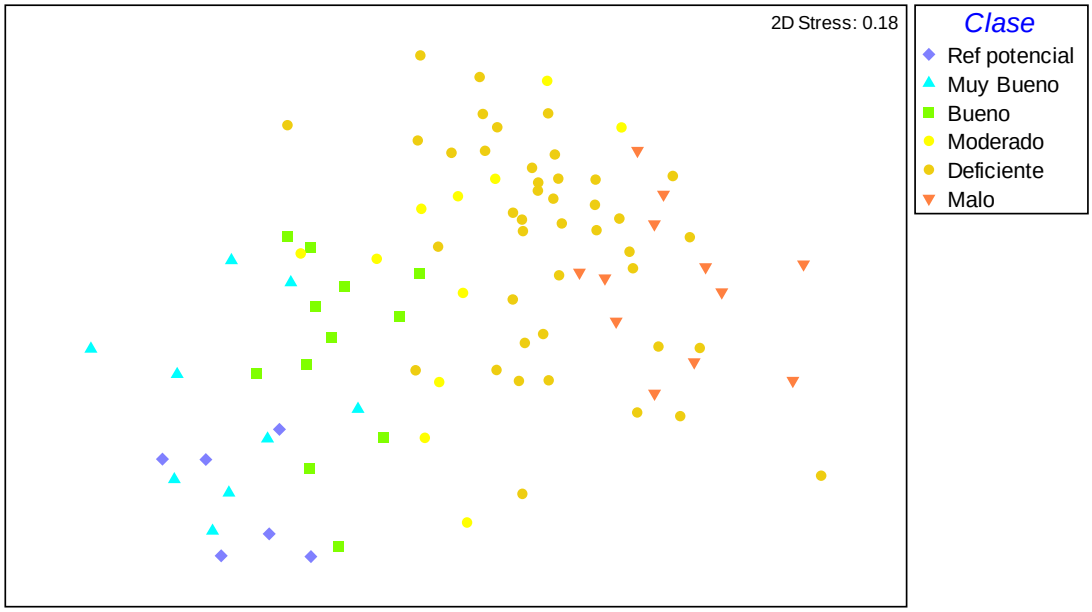


Figura 1.27. Ordenación MDS de las comunidades de diatomeas de las todas las muestras incluidas en tipo 1 con sus correspondientes clases de estado ecológico según tabla 1.26.

Relación entre las clases de estado y las condiciones físico-químicas.- El cambio que se produce en el valor del EQR_DIATMIB a lo largo de los dos gradientes identificados (gradiente de presión orgánica (EJE1ORG) y de degradación general (EJE1DEG) se refleja en un cambio en las condiciones físico-químicas entre las 5 clases de estado identificadas (Tabla 1.28, Figura 1.28). De forma general, los puntos con un valor de EQR mayor (referencias y tramos en *Muy Buen* estado) se corresponden con aquellos tramos fluviales con un menor contenido de nutrientes y menor valor promedio de biomasa de algas bentónicas (clorofila *a* y AFDM), incrementándose el valor promedio y el rango de de ambos parámetros en condiciones de eutrofia (Tabla 1.28, Figuras 1.28 y 1.29). Así, las muestras con un mayor contenido en nutrientes se corresponden con localidades pertenecientes a las clases de estado *moderado*, *deficiente* y *malo* (Figura 1.29).

		Clases de Estado					
		Ref potencial	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
EJE1ORG	Media	-1.171	-.993	-.559	-.653	.203	1.518
	Error típico de la media	.297	.197	.218	.216	.230	.571
	Mínimo	-2.060	-1.850	-1.640	-1.590	-1.730	-1.390
	Máximo	-.077	-.104	.522	.718	7.080	5.270
EJE1GEN	Media	3.470	1.940	1.646	.466	-.939	-1.613
	Error típico de la media	.529	.616	.668	.416	.283	.596
	Mínimo	1.090	-1.020	-2.150	-1.310	-5.510	-4.000
	Máximo	4.940	3.870	4.990	2.270	2.950	3.950
DBO (mgL)	Media	1.7	2.0	2.4	2.2	4.4	5.2
	Error típico de la media	.7	.8	.4	.6	1.2	2.2
	Mínimo	.0	.0	1.0	.0	.0	.0
	Máximo	4.0	7.3	6.0	5.1	50.0	28.0
Fosfato (PO4 mgL)	Media	.067	.056	.051	.912	1.710	3.733
	Error típico de la media	.027	.020	.019	.779	.611	1.242
	Mínimo	.001	.009	.001	.001	.001	.214
	Máximo	.146	.201	.165	8.692	18.017	12.273
Nitrito (NO2 mgL)	Media	.113	.009	.029	.046	.239	.535
	Error típico de la media	.107	.002	.015	.017	.183	.177
	Mínimo	.005	.005	.005	.003	.005	.005
	Máximo	.647	.021	.138	.184	7.720	2.203
Nitrato (NO3 mgL)	Media	2.177	5.746	6.681	21.494	16.584	16.647
	Error típico de la media	.799	2.071	2.177	7.108	4.056	7.380
	Mínimo	.030	.027	.052	7.803	.028	2.235
	Máximo	4.801	19.329	25.774	88.930	159.284	93.286
Amonio (NH4 mgL)	Media	.041	.012	.020	.056	.300	2.396
	Error típico de la media	.030	.005	.010	.038	.149	.958
	Mínimo	.005	.005	.005	.005	.005	.013
	Máximo	.191	.044	.110	.438	5.127	7.939
Sulfato (SO4 mgL)	Media	31.256	88.863	86.445	109.311	138.004	169.48
	Error típico de la media	4.624	15.164	13.862	8.056	12.674	38.577
	Mínimo	17.115	30.600	11.378	48.727	43.208	36.281
	Máximo	42.639	155.045	144.902	136.779	510.513	568.21
Conductividad electrica (CE mScm)	Media	719	1199	1345	1351	1776	1556
	Error típico de la media	40	254	271	198	99	131
	Mínimo	580	450	414	733	582	566
	Máximo	873	2389	3084	2703	3425	2358
Clorofila a (Ugcm2L	Media	.822	1.412	1.411	3.234	2.373	4.449
	Error típico de la media	.340	.532	.275	.739	.316	1.178
	Mínimo	.185	.114	.147	.327	.066	.950
	Máximo	2.155	5.301	2.631	6.554	8.594	11.754
Peso seco (gm2L)	Media	7.658	14.589	12.761	14.854	17.104	31.898
	Error típico de la media	1.455	5.337	3.890	2.024	1.868	8.851
	Mínimo	2.952	2.848	2.116	5.103	4.263	9.177
	Máximo	11.483	55.329	46.220	29.015	57.265	122.87

Tabla 1.28. Tabla resumen de las variables físico-químicas más correlacionadas significativamente con los valores del multimétrico obtenidos para las muestras del tipo 1. Se muestran los valores medios, error de la media, mínimo y máximo para cada una de las cinco clases del estado definidas con el valor del EQR obtenido.

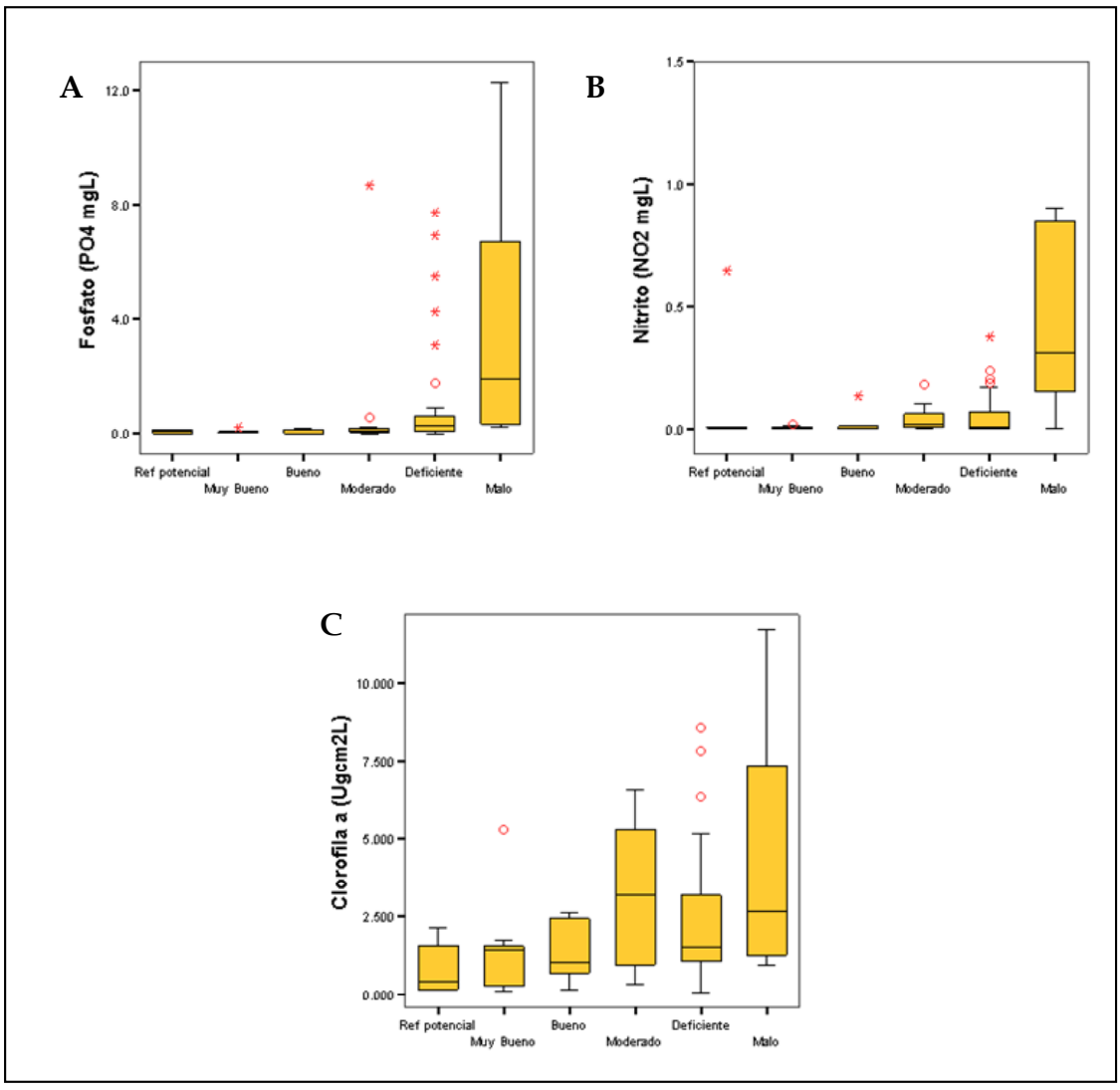


Figura 1.28. Diagramas de cajas mostrando la variación de las variables físico-químicas y Cl a, más correlacionadas con los gradientes de presión extraídos para cada clase de estado obtenida a partir del EQR_DIATMIB: A) Fosfatos, B) Nitritos y C) Clorofila *a*. La línea central en la caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

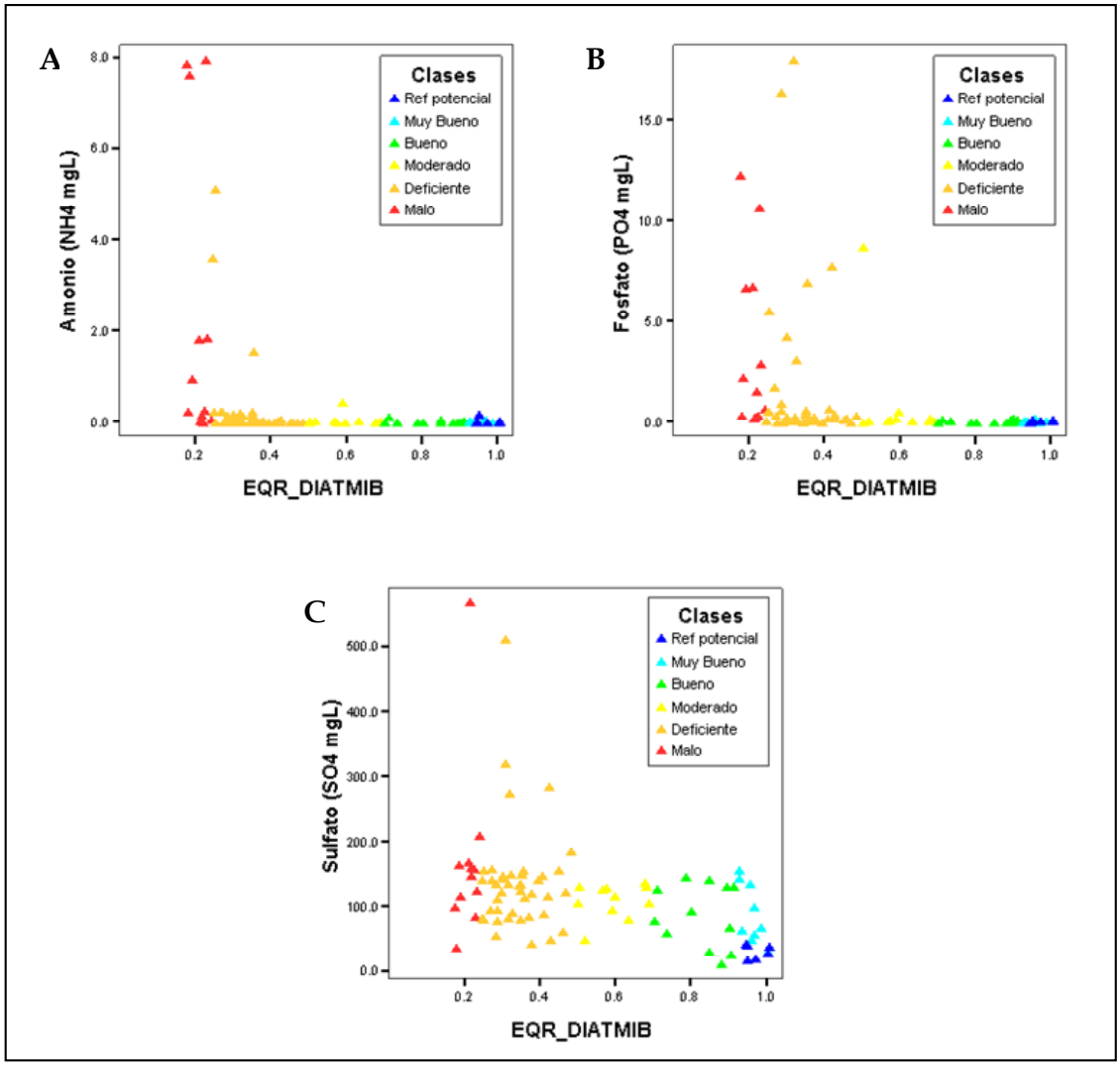


Figura 1.29. Gráficos de dispersión que muestran la relación entre el contenido de nutrientes y en valor del EQR_DIATMIB obtenido para el Tipo 1. Los gráficos muestras los valores de: A) amonio, B) fosfato y C) sulfato.

Relación entre las clases de estado y las condiciones hidromorfológicas y usos del suelo.- Los valores del EJE1ORG, EJE1DEG y del EQR_DIATMIB se correlacionaron con los valores de variables calculadas con el CARAVAGGIO (base de datos de ríos mediterráneos) como son el HQA, HMS y LRD y con los porcentajes de usos del suelo en la cuenca (Tabla 1.29, Figuras 1.30 y 1.31). Se observa como el porcentaje de áreas agrícolas aumenta al disminuir la clase de estado y sucediendo lo contrario con el porcentaje de bosques y áreas seminaturales (Tabla 1.29, Figura 1.30). Del mismo modo, los puntos con un valor de EQR mayor (referencias y tramos en *Muy Buen* estado) se corresponden con aquellos tramos fluviales con un menor porcentaje de suelo artificial (Figura 1.31).

		Clases de Estado					
		Ref potencial	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
EJE1ORG	Media	-1.171	-.993	-.559	-.653	.203	1.518
	Error típico de la media	.297	.197	.218	.216	.230	.571
	Mínimo	-2.060	-1.850	-1.640	-1.590	-1.730	-1.390
	Máximo	-.077	-.104	.522	.718	7.080	5.270
EJE1GEN	Media	3.470	1.940	1.646	.466	-.939	-1.613
	Error típico de la media	.529	.616	.668	.416	.283	.596
	Mínimo	1.090	-1.020	-2.150	-1.310	-5.510	-4.000
	Máximo	4.940	3.870	4.990	2.270	2.950	3.950
% Áreas artificiales	Media	.000	.013	.007	.020	.016	.020
	Error típico de la media	.000	.003	.003	.006	.004	.002
	Mínimo	.000	.000	.000	.000	.000	.006
	Máximo	.000	.032	.032	.046	.089	.031
% Áreas agricolas	Media	.180	.268	.252	.448	.577	.700
	Error típico de la media	.051	.070	.058	.063	.026	.054
	Mínimo	.067	.000	.000	.000	.000	.493
	Máximo	.294	.664	.664	.647	.899	.968
% Bosques y Áreas seminaturales	Media	.820	.609	.670	.500	.398	.280
	Error típico de la media	.051	.053	.051	.049	.023	.055
	Mínimo	.706	.326	.326	.330	.088	.007
	Máximo	.933	.820	.835	.723	.723	.491
%Áreas agricolas con vegetación natural	Media	.121	.040	.042	.047	.176	.132
	Error típico de la media	.037	.015	.014	.024	.020	.034
	Mínimo	.039	.000	.000	.000	.000	.026
	Máximo	.203	.121	.121	.263	.433	.320
% Áreas agricolas de secano	Media	.059	.294	.235	.382	.349	.500
	Error típico de la media	.014	.054	.044	.033	.029	.081
	Mínimo	.027	.059	.059	.174	.145	.169
	Máximo	.090	.635	.635	.517	.867	.942
% Áreas agricolas de regadio	Media	.000	.044	.045	.050	.060	.069
	Error típico de la media	.000	.026	.026	.015	.014	.027
	Mínimo	.000	.000	.000	.000	.000	.000
	Máximo	.000	.227	.227	.117	.257	.257
HQA	Media	36.0	43.6	39.9	34.5	34.4	28.0
	Error típico de la media	3.6	3.2	3.0	2.6	1.7	1.9
	Mínimo	28.0	27.0	19.0	19.0	19.0	21.0
	Máximo	44.0	57.0	57.0	44.5	57.0	36.0
HMS	Media	2.0	29.2	15.3	31.3	37.1	61.2
	Error típico de la media	.9	3.6	4.0	10.0	4.9	8.6
	Mínimo	.0	3.0	3.0	.0	.0	.0
	Máximo	4.0	38.0	38.0	81.0	90.0	82.0

Tabla 1.29. Tabla resumen de las variables hidromorfológicas y usos del suelo (media, error, mínimo y máximo) correlacionadas significativamente con el multimétrico DIATMIB.

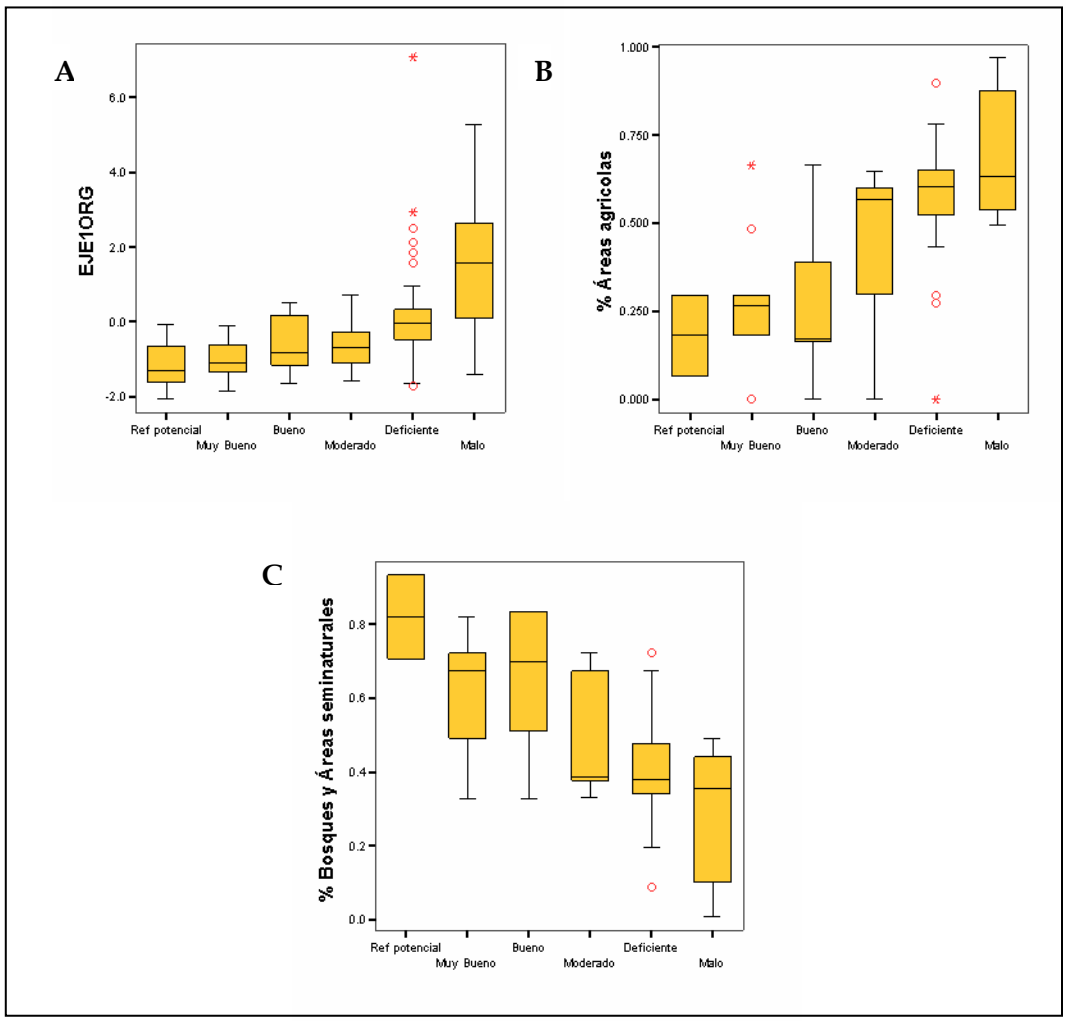


Figura 1.30. Diagramas de cajas mostrando la variación de las variables hidromorfológicas y de usos del suelo en cada clase de estado: A) Gradiente de presión orgánica (EJE1ORG), B) % áreas agrícolas y C) % Bosques y áreas seminaturales. La línea central en la caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

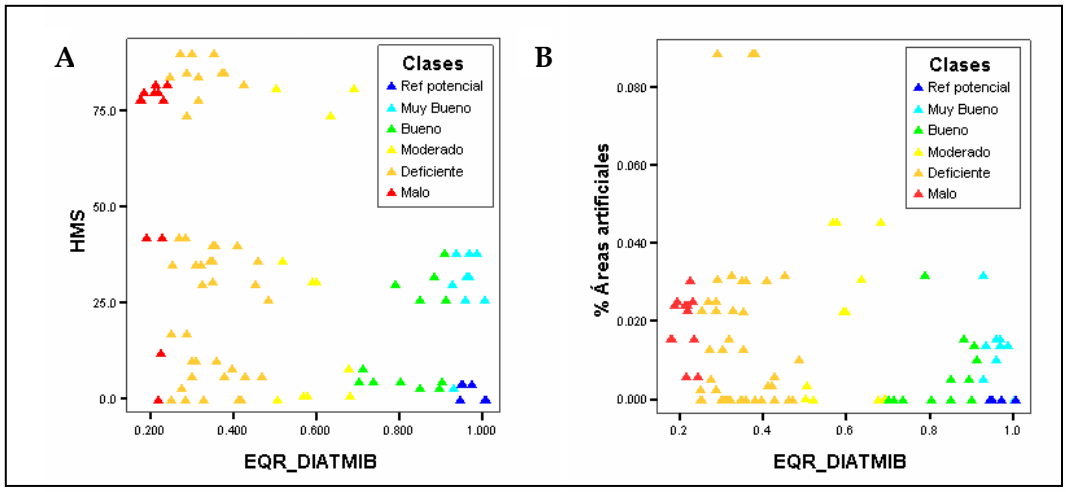


Figura 1.31. Gráficos de dispersión que muestran la distribución de las variables hidromorfológicas y de usos del suelo en función del EQR_DIATMIB de diatomeas: A) índice HMS y B) % superficies artificiales.

1.6.5.2. Modelos general TIPO 2: TORRENTES TIPO CAÑÓN

1.6.5.2.1. Modelo general TIPO 2 para Invertebrados

Existen tres localidades de referencia dentro de este tipo: *AC19*, *H12* Y *K2600*, por lo que los valores de los métricos individuales se dividieron por la mediana de los valores de las referencias para calcular el multimétrico **INVMIB**.

Elaboración del multimétrico.- El multimétrico INVMIB elaborado para el tipo 2 se compone de 4 métricos que cumplen los requerimientos normativos: unos que expresan diversidad (Diversidad Margalef y riqueza de taxones), un métrico de abundancia (ABSENSRESIST) y otro de frecuencia (porcentaje de géneros tolerantes, TOLGEN4) (Tabla 1.18).

No se observan correlaciones significativas entre los métricos individuales y los ejes que de degradación orgánica extraídas debido a que el grupo de localidades que representa este tipo no está afectado por fuertes presiones que indiquen un gradiente (Tabla 1.30). Como consecuencia, no existe una segregación muy clara de las muestras a lo largo del gradiente orgánico en función del valor multimétrico INVMIB (Figura 1.31).

Correlaciones

			Eje1ORG	Eje1DEG	INVMIB	NTAXA	HMARGALEF	%TOLGEN4	ABSENSRESIST
Rho de Spearman	Eje1ORG	Coeficiente de correlación	1.000	-.029	.236	.143	.161	-.042	-.061
		Sig. (bilateral)	.	.883	.218	.461	.405	.827	.754
		N	29	29	29	29	29	29	29
	Eje1DEG	Coeficiente de correlación	-.029	1.000	.321	.254	.174	-.278	.164
		Sig. (bilateral)	.883	.	.090	.184	.367	.144	.396
		N	29	29	29	29	29	29	29
	INVMIB	Coeficiente de correlación	.236	.321	1.000	.887**	.783**	-.190	.399*
		Sig. (bilateral)	.218	.090	.	.000	.000	.324	.032
		N	29	29	29	29	29	29	29
	NTAXA	Coeficiente de correlación	.143	.254	.887**	1.000	.827**	.164	.287
		Sig. (bilateral)	.461	.184	.000	.	.000	.397	.131
		N	29	29	29	29	29	29	29
	HMARGALEF	Coeficiente de correlación	.161	.174	.783**	.827**	1.000	.064	-.014
		Sig. (bilateral)	.405	.367	.000	.000	.	.743	.941
		N	29	29	29	29	29	29	29
	%TOLGEN4	Coeficiente de correlación	-.042	-.278	-.190	.164	.064	1.000	-.141
		Sig. (bilateral)	.827	.144	.324	.397	.743	.	.464
		N	29	29	29	29	29	29	29
	ABSENSRESIST	Coeficiente de correlación	-.061	.164	.399*	.287	-.014	-.141	1.000
		Sig. (bilateral)	.754	.396	.032	.131	.941	.464	.
		N	29	29	29	29	29	29	29

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Tabla 1.30. Tabla de correlación ente el multimétrico INVMIB, los métricos individuales utilizados para el cálculo del multimétrico de invertebrados con los gradientes de presión general (EJE1DEG) y orgánico (EJE1ORG) extraídos con el PCA (ver texto) para el Tipo 2. Se muestra el valor del coeficiente de correlación (*Rho Spearman*) obtenido entre dos variables.

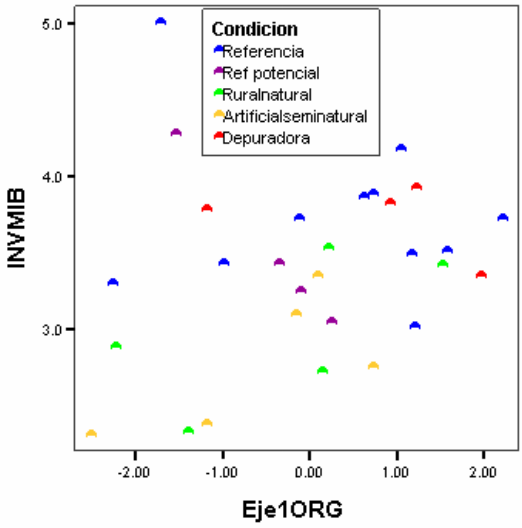


Figura 1.31. Relación entre el gradiente de presión orgánico y el multimétrico de invertebrados (INVMIB) obtenido para el tipo 2.

Los valores del multimétrico INVMIB para cada una de las localidades, se presentan en la tabla 1.31 junto con la mediana de los valores de las referencias y su valor de EQR obtenido. Los valores del EQR van a resultar de dividir este multimétrico entre la mediana de la serie.

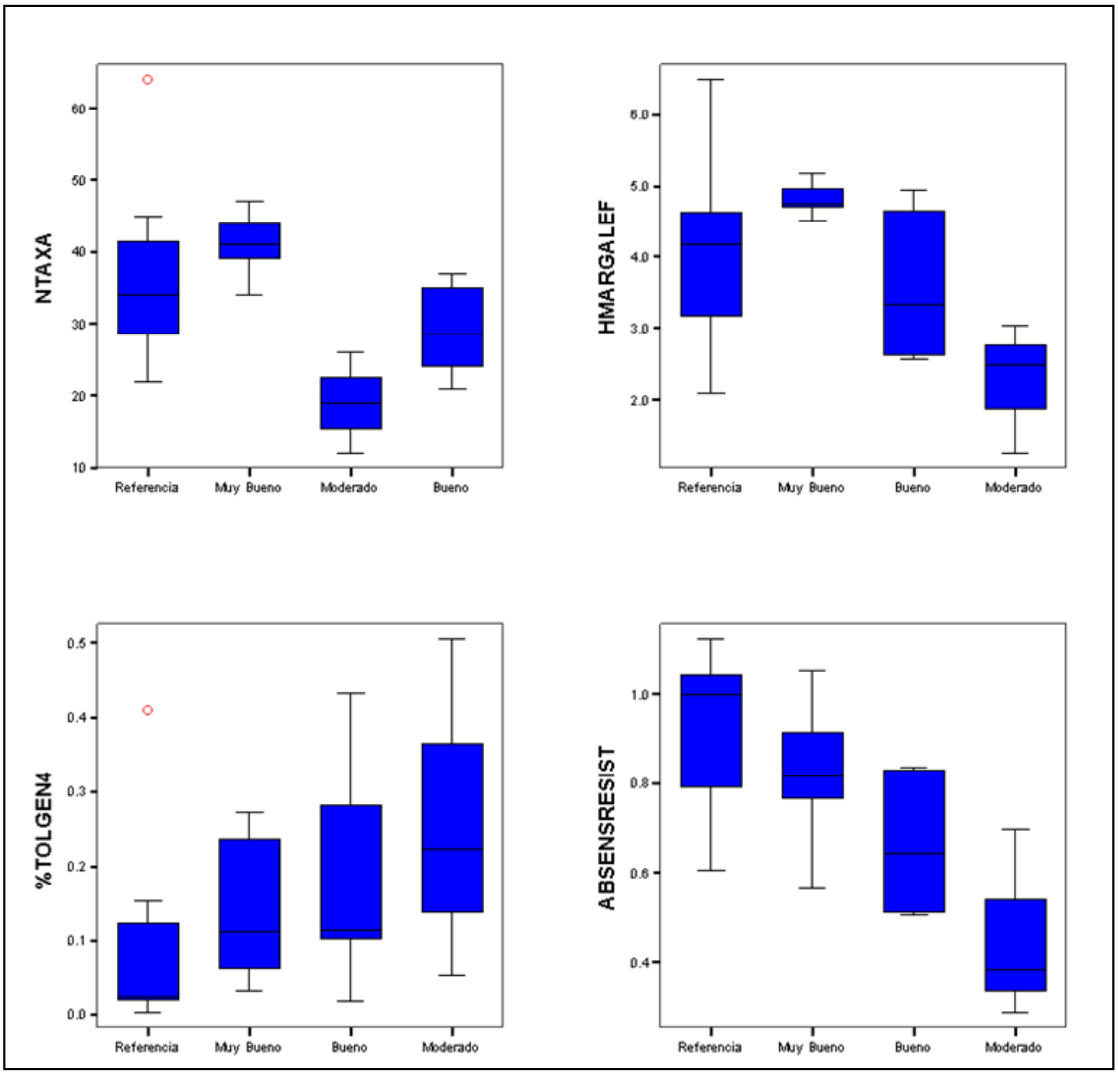
IDmuestra	REF	CONDICIÓN	NTAXA	HMARGALEF	%TOLGEN4	ABSENSRESIST	NNTAXA	NHMARGALEF	N%TOLGEN4	NABSENSRESIST	INVMIB	EQR_INVMIB	CLASE
AC19oto05	ref	Referencia	22	2.101	0.119	3836	0.647	0.503	0.902	1.075	3.019	0.811	Referencia
AC19pri06	ref	Referencia	33	4.659	0.021	452	0.971	1.116	1.003	0.797	3.724	1.000	Referencia
AC19ver06	ref	Referencia	26	2.636	0.007	2971	0.765	0.632	1.017	1.042	3.305	0.888	Referencia
AC19wer05	ref	Referencia	26	2.835	0.002	5582	0.765	0.679	1.022	1.124	3.517	0.945	Referencia
H12oto05	ref	Referencia	45	4.202	0.409	2157	1.324	1.007	0.605	1.000	3.728	1.001	Referencia
H12pri06	ref	Referencia	37	4.173	0.023	415	1.088	1.000	1.000	0.786	3.862	1.037	Referencia
H12ver06	ref	Referencia	64	6.493	0.153	3085	1.882	1.556	0.867	1.047	5.008	1.345	Referencia
H12wer05	ref	Referencia	45	4.647	0.127	2438	1.324	1.114	0.894	1.016	4.178	1.122	Referencia
K2600oto05	ref	Referencia	31	3.832	0.055	103	0.912	0.918	0.967	0.605	3.491	0.937	Referencia
K2600pri06	ref	Referencia	38	4.603	0.021	393	1.118	1.103	1.002	0.778	3.884	1.043	Referencia
K2600ver06	ref	Referencia	34	3.533	0.018	486	1.000	0.847	1.006	0.806	3.428	0.921	Referencia
		MEDIANA	42	4.625	0.123	3028							
H220ver06	ref	Mejor	47	5.174	0.032	3223	1.382	1.240	0.991	1.052	4.283	1.150	Muy Bueno
J13oto05	no ref	Depuradora	44	4.517	0.062	358	1.294	1.082	0.960	0.766	3.925	1.054	Muy Bueno
J13wer05	no ref	Depuradora	39	4.961	0.236	531	1.147	1.189	0.782	0.818	3.827	1.028	Muy Bueno
J13ver06	no ref	Depuradora	41	4.715	0.273	1106	1.206	1.130	0.745	0.913	3.788	1.017	Muy Bueno
K26pri06	no ref	Ruralnatural	34	4.739	0.111	76	1.000	1.136	0.911	0.566	3.535	0.949	Muy Bueno
H220pri06	ref	Mejor	32	4.939	0.017	48	0.941	1.184	1.007	0.507	3.428	0.921	Bueno
K26oto05	no ref	Ruralnatural	34	4.121	0.107	95	1.000	0.988	0.915	0.595	3.420	0.918	Bueno
J13pri06	no ref	Depuradora	37	4.734	0.328	58	1.088	1.134	0.688	0.531	3.354	0.901	Bueno
L3000oto05	no ref	Artificialseminatural	35	4.651	0.243	47	1.029	1.115	0.775	0.504	3.355	0.901	Bueno
H220wer05	ref	Mejor	36	3.806	0.281	577	1.059	0.912	0.736	0.828	3.246	0.872	Bueno
L3000wer05	no ref	Artificialseminatural	24	2.617	0.113	609	0.706	0.627	0.908	0.835	3.101	0.833	Bueno
H220oto05	ref	Mejor	25	2.556	0.102	577	0.735	0.613	0.920	0.828	3.053	0.820	Bueno
Y274ver06	no ref	Ruralnatural	22	2.578	0.115	570	0.647	0.618	0.907	0.827	2.890	0.776	Bueno
L3000pri06	no ref	Artificialseminatural	25	2.783	0.433	208	0.735	0.667	0.581	0.696	2.751	0.739	Bueno
Y274wer05	no ref	Ruralnatural	21	2.863	0.031	50	0.618	0.686	0.993	0.512	2.729	0.733	Bueno
L3000ver06	no ref	Artificialseminatural	26	3.031	0.505	18	0.765	0.726	0.507	0.384	2.386	0.641	Moderado
L3001ver06	no ref	Artificialseminatural	12	1.252	0.053	208	0.353	0.300	0.970	0.696	2.312	0.621	Moderado
Y274pri06	no ref	Ruralnatural	19	2.490	0.223	8	0.559	0.597	0.795	0.286	2.332	0.626	Moderado
										MEDIANA	3.724		

Tabla 1.31. Valor del EQR obtenido para cada muestra. (IDmuestra=identificador de cada muestra; Refpot= identificador de referencia vs. no referencia; Condición de cada muestra; Ntaxa= riqueza de taxones; HMargalef= diversidad de Margalef; %TolGen4= porcentaje de géneros dominantes; AbSenGenResist= abundancia de géneros resistentes; INVMIB=multimétrico tipo2; EQR_INVMIB= índice de estado ecológico; CLASE: clases de estado. Las muestras aparecen ordenadas en orden descendente en función del EQR.

Relación entre las clases de estado y la comunidad de invertebrados.- En la tabla 1.32 se presentan los valores correspondientes al INVMIB y a cada uno de los métricos que lo componen, según la clase de estado ecológico. Se indican los valores medios, error de la media y rango de valores (mínimo y máximo). Se observa que el cambio más importante entre clases se produce en los valores de los índices entre la clase Bueno y Moderado (Fig. 1.31 y Fig. 1.32).

		CLASE			
		Referencia	Muy Bueno	Moderado	Bueno
NTAXA	Media	36	41	19	29
	Error típico de la media	4	2	4	2
	Mínimo	22	34	12	21
	Máximo	64	47	26	37
HMARGALEF	Media	3.97	4.82	2.26	3.56
	Error típico de la media	.36	.11	.53	.31
	Mínimo	2.10	4.52	1.25	2.56
	Máximo	6.49	5.17	3.03	4.94
%TOLGEN4	Media	.09	.14	.26	.18
	Error típico de la media	.04	.05	.13	.04
	Mínimo	.00	.03	.05	.02
	Máximo	.41	.27	.51	.43
ABSENSRESIST	Media	.92	.82	.46	.67
	Error típico de la media	.05	.08	.12	.05
	Mínimo	.60	.57	.29	.50
	Máximo	1.12	1.05	.70	.84
INVMIB	Media	3.74	3.87	2.34	3.13
	Error típico de la media	.16	.12	.02	.09
	Mínimo	3.02	3.54	2.31	2.73
	Máximo	5.01	4.28	2.39	3.43
EQR_INVMIB	Media	1.005	1.040	.629	.841
	Error típico de la media	.042	.033	.006	.023
	Mínimo	.811	.949	.621	.733
	Máximo	1.345	1.150	.641	.921

Tabla 1.32. Tabla resumen del valor del multimétrico INVMIB, el EQR_INVMIB y los cinco métricos que lo componen obtenidos para cada una de las 5 clases de estado definidas con el valor de EQR obtenido para tipo 2. Se muestran los valores medios, error típico de la media, máximo y mínimo.



Figuras 1.31. La figura muestra los diagramas de cajas correspondientes a los métricos que han sido utilizados para la construcción del multimétrico INVMIB. La línea central en la caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

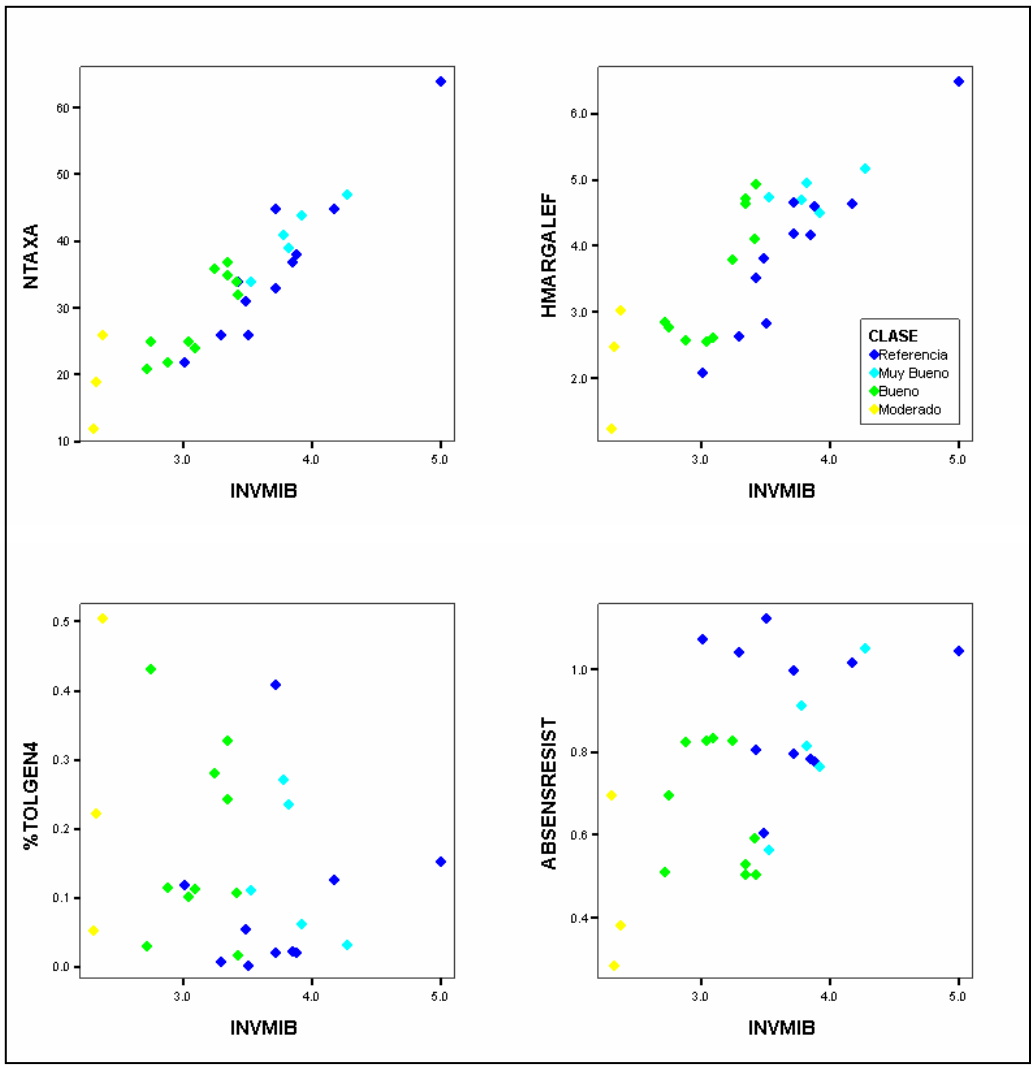


Figura 1.32. Diagramas de dispersión entre los valores del multimétrico de invertebrados (INVMIB) y cada uno de los métricos que lo componen.

Para comprobar si las clases del estado ecológico que han sido definidas por este nuevo multimétrico se corresponden con las comunidades de invertebrados. Se ha realizado una ordenación MDS con todas las muestras incluidas en este tipo (Figura 1.33), adjudicándosele a cada muestra la clase en la que ha sido incluida según nuestro métrico (Tabla 1.31).

En la ordenación se pueden observar las clases de estado de cada localidad estudiada. Las referencias se agrupan entre campañas de la misma localidad, por lo que la comunidad no varía mucho a lo largo del año. Las diferencias entre ellas son debidas a las perturbaciones naturales en sus regímenes hidrológicos de los cañones, y forma natural de secarse de los torrentes, bien dejando pozas, bien secándose gradualmente. Así se ven dos zonas: la parte

de la derecha que se corresponde con aquellos torrentes que tenían gorgs o pozas en alguna o varias campañas de muestreo, y en la parte izquierda aquellos que permanecieron con agua corriendo durante todos los muestreos. A medida que nos alejamos de la referencias, el estado ecológico va disminuyendo.

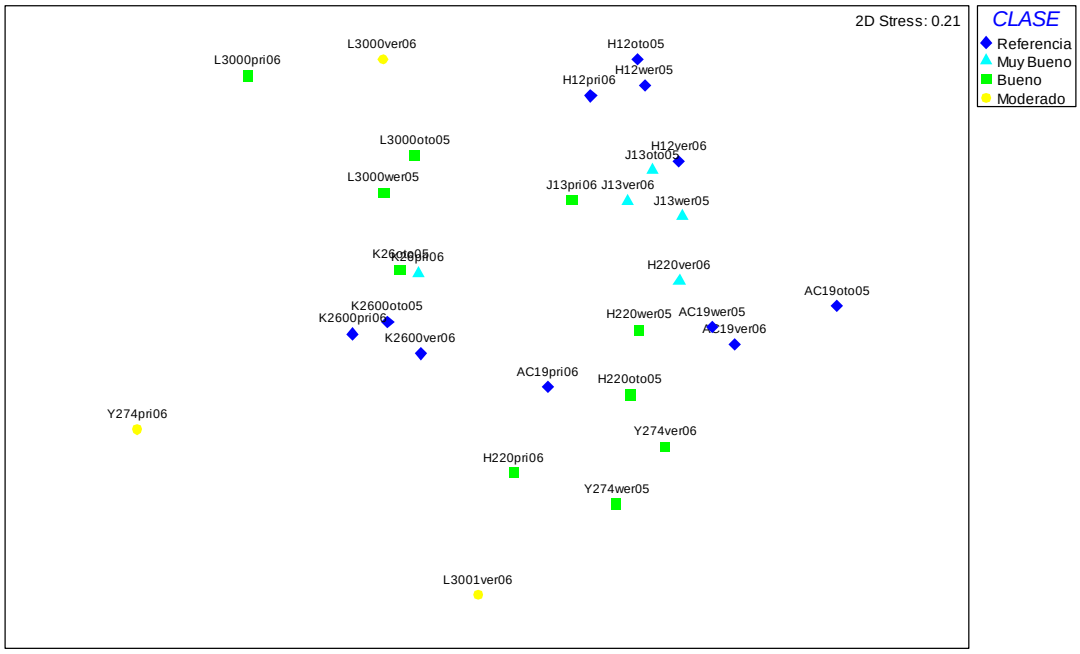


Figura 1.33. Ordenación bidimensional MDS en base a las comunidades de invertebrados de las todas las muestras incluidas en el tipo 2. Las clases de estado ecológico son las correspondientes a la tabla 1.31.

Relación entre las clases de estado de invertebrados y las condiciones físico-químicas.- Las diferentes variables físico-químicas del tipo 2 son bastante similares entre localidades ya que el estado general de este tipo es bastante homogéneo y permanece poco alterado. A diferencia de lo que ocurría en el tipo 1, donde la degradación se puede observar fácilmente en función de las clases diferenciadas, tanto a nivel biológico como físico-químico. La cantidad media de nitratos es de proximadamente 2 mg/l excepto en las localidades clasificadas en estado moderado, que tienen valores próximos a 5 mg/l. El sulfato en esta última clase también alcanzan valores medios más elevados (100.47 mg/l) que las localidades menos degradadas. Esto indica la ausencia de presiones significativas en buen estado de conservación de casi la totalidad de las localidades tipo cañón en Mallorca.

En la tabla resumen (Tabla 1.33) solamente se presentan aquellas variables que se correlacionan con el multimétrico INVMIB, y posteriormente en las figuras aparecen algunos ejemplos, que permiten observar las diferencias entre clases de una manera más gráfica, y que son importantes para los macroinvertebrados. De forma general se puede ver una clara diferenciación de las localidades en estado moderado, sobretodo en cuanto al contenido en nutrientes (Tabla 1.33, Fig. 1.34).

		CLASE			
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado
Nitrito (NO2_mgL)	Media	.01	.03	.01	.02
	Error típico de la media	.00	.03	.00	.01
	Mínimo	.01	.01	.01	.01
	Máximo	.03	.15	.03	.04
Nitrato (NO3_mgL)	Media	2.22	1.28	2.46	5.16
	Error típico de la media	.82	.49	.79	1.42
	Mínimo	.03	.17	.15	2.44
	Máximo	7.72	2.78	7.44	7.21
Sulfato (SO4_mgL)	Media	38.34	16.76	58.46	100.47
	Error típico de la media	13.65	4.99	13.65	6.99
	Mínimo	1.02	6.90	8.47	87.42
	Máximo	125.83	29.96	120.92	111.35
Magnesio (Mg_mgL)	Media	11.06	9.16	14.53	14.99
	Error típico de la media	2.59	2.17	2.56	3.50
	Mínimo	3.84	3.51	4.52	10.87
	Máximo	30.66	14.35	25.47	21.96
Caudal (Ls)	Media	3.46	13.91	15.17	101.33
	Error típico de la media	2.27	13.91	11.02	97.37
	Mínimo	.00	.00	.00	.00
	Máximo	20.51	69.55	110.89	296.02

Tabla 1.33. Tabla resumen de del valor de aquellas variables medioambientales más correlacionadas con los valores del multimétrico obtenidos para las muestras del Tipo 2. Se muestran los valores medios, error de la media, mínimo y máximo para cada una de las 4 clases de estado definidas con el valor de EQR obtenido.

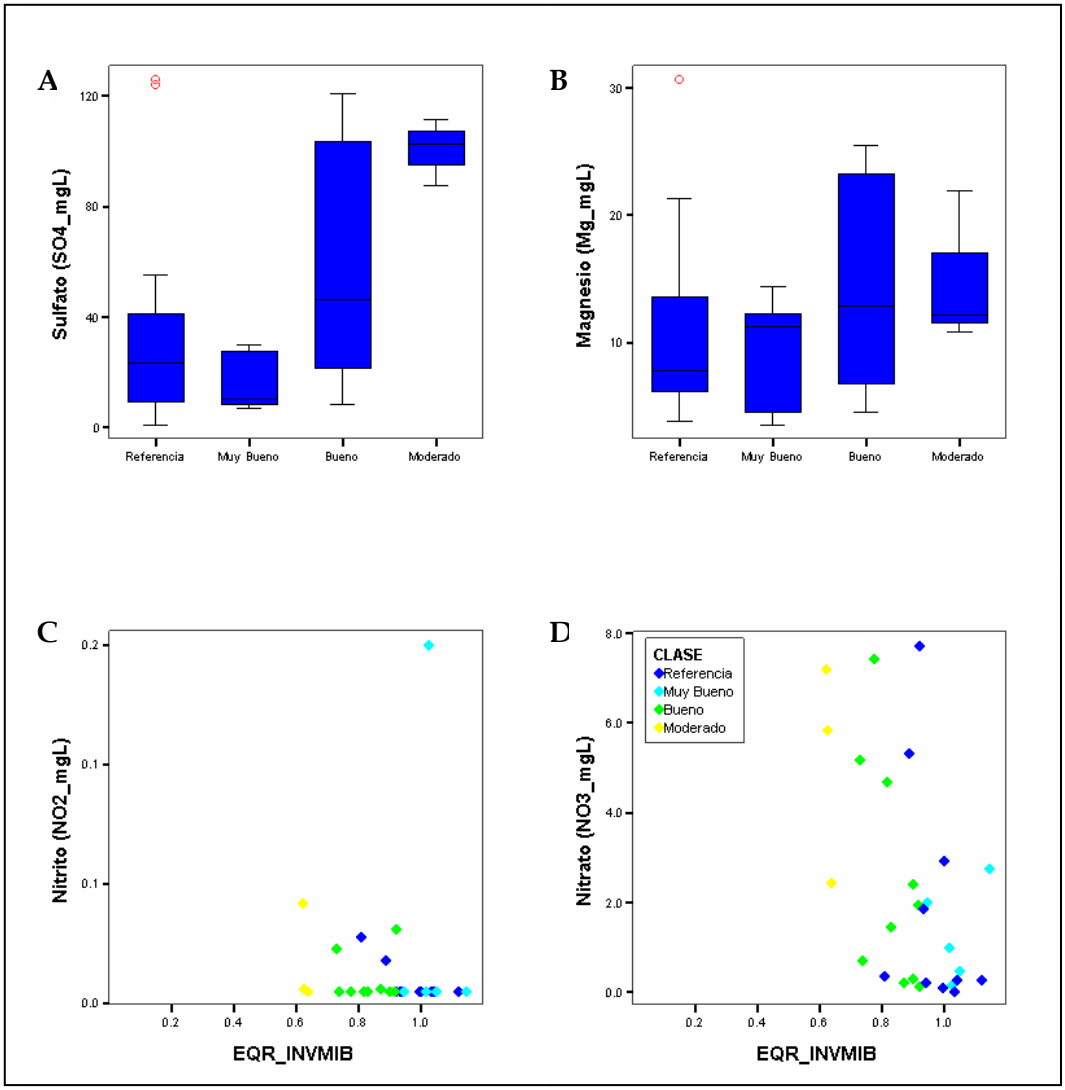


Figura 1.34. Diagramas de cajas (A_B) y gráficos de dispersión (C_D) mostrando el cambio que se produce en el valor de ciertas variables medioambientales con las clases de estado: A) sulfato, B) magnesio, C) nitrito y D) nitrato. La línea central en las cajas (A_B) muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

Relación entre las clases de estado de invertebrados y las condiciones hidromorfológicas y usos del suelo.- Se presentan aquellas variables que se correlacionan significativamente con el multimétrico INVMIB. En este caso solamente se observa relación con los usos del suelo más importantes, como son el uso de suelo agrícola (% áreas agrícolas), el uso forestal (% bosques y áreas seminaturales) y el secano (% uso agricultura de secano). Las localidades de referencia no se ven impactadas por ningún tipo de uso agrícola, sino que pertenecen a zonas con un uso de casi el 100% de uso forestal. Las localidades en estado moderado son

las que presentan un mayor porcentaje de suelo agrícola (31%), aunque también presentan un elevado porcentaje de áreas forestales y bosques seminaturales (66%) (Tabla 1.34).

		CLASE			
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado
% Áreas agrícolas	Media	.00	.20	.25	.31
	Error típico de la media	.00	.01	.02	.02
	Mínimo	.00	.19	.19	.28
	Máximo	.01	.22	.33	.33
% Bosques y áreas seminaturales	Media	.93	.79	.73	.66
	Error típico de la media	.03	.01	.02	.03
	Mínimo	.75	.75	.63	.63
	Máximo	1.00	.80	.80	.72
% Áreas agrícolas de secano	Media	.03	.16	.23	.30
	Error típico de la media	.02	.01	.02	.03
	Mínimo	.00	.11	.11	.24
	Máximo	.11	.19	.33	.33

Tabla 1.34. Tabla resumen de las variables hidromorfológicas (media, error, mínimo y máximo) correlacionadas significativamente con el multimétrico INVMIB.

Los índices que caracterizan y evalúan el hábitat (HQA, HMS y LRD) no aparecen significativamente diferenciados entre las clases de los torrentes tipo cañón. Esto es debido a la elevada homogeneidad de hábitat que existe en estas zonas de montaña, junto con la escasa alteración antropogénica hidromorfológica existente en estas zonas.

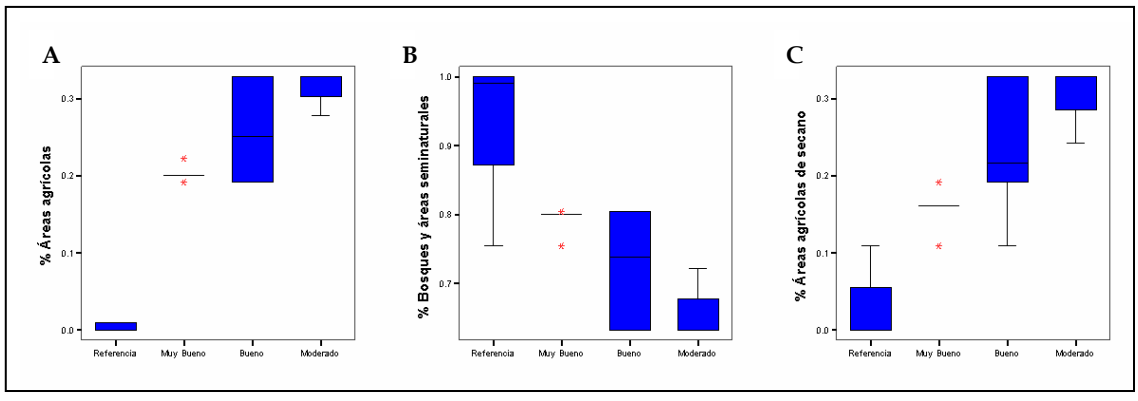


Figura 1.35. Diagramas de cajas que muestra la distribución de las variables hidromorfológicas y usos del suelo en función del EQR_INVMIB: A) % áreas agrícolas, B) Bosques y áreas seminaturales y C) % áreas agrícolas de secano. La línea central en las cajas (A, B) muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango

1.6.5.2.2. Modelo general TIPO 2 para Diatomeas

Para la elaboración del multimétrico **DIATMIB** se han usado los valores de las 3 localidades, que habían sido identificadas como referencias (i.e., AC19, H12 y K2600). En la Fig. 1.36 se observa que no hay una clara segregación de las muestras a lo largo del eje orgánico (EJE1ORG) en función del multimétrico DIATMIB.

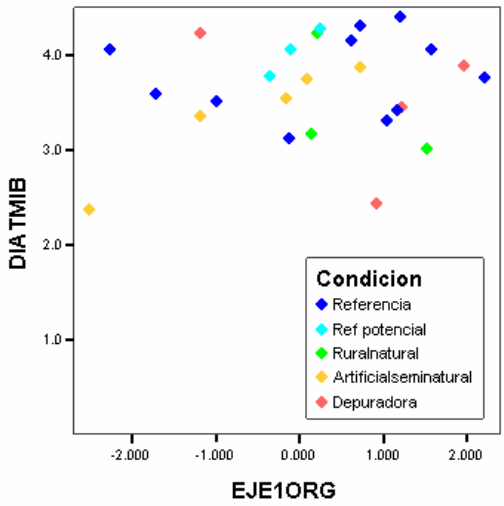


Figura 1.36. Correspondencia entre el gradiente de presión (EJE1ORG) y el DIATMIB.

Elaboración del multimétrico.- Para la elaboración del multimétrico DIATMIB para el tipo 2 se escogieron los índices IPS, TDI, FSS y FST (Tabla 1.19). Los tres primeros disminuyen su valor al aumentar el nivel de presión orgánica, en cambio el FST aumenta su valor con la presión. Los valores de estos índices se dividieron por la mediana de los valores de las muestras de referencias y se calculó el multimétrico DIATMIB como la suma de los cuatro.

De los métricos individuales seleccionados y el multimétrico tan sólo el FSS se correlacionó significativamente con los gradientes de presión extraídos (i.e., Eje orgánico y Eje general), con un coeficiente de correlación superior al 0.4 (Tabla 1.35). El resto no se correlacionan significativamente, lo que se explica porque en este tipo no existen localidades con grandes impactos y el gradiente por ello no esta muy marcado. Por ejemplo, las muestras de la única localidad afectada por impacto de vertido, J13, aparecen muy dispersas lo que indica un marcado carácter temporal y la ausencia de una presión muy contrastada.

Correlaciones

			EJE1ORG	EJE1GEN	IPS	TDI/20	FSS	FST	DIATMIB
Rho de Spearman	EJE1ORG	Coeficiente de correlación	1.000	-.029	.047	-.077	.095	-.106	.074
		Sig. (bilateral)	.	.883	.821	.708	.645	.605	.719
		N	29	29	26	26	26	26	26
	EJE1GEN	Coeficiente de correlación	-.029	1.000	.350	-.188	.458*	-.369	.338
		Sig. (bilateral)	.883	.	.079	.358	.018	.064	.091
		N	29	29	26	26	26	26	26
	IPS	Coeficiente de correlación	.047	.350	1.000	.538**	.498**	-.313	.720**
		Sig. (bilateral)	.821	.079	.	.005	.010	.120	.000
		N	26	26	26	26	26	26	26
	TDI/20	Coeficiente de correlación	-.077	-.188	.538**	1.000	.045	.145	.324
		Sig. (bilateral)	.708	.358	.005	.	.828	.480	.107
		N	26	26	26	26	26	26	26
	FSS	Coeficiente de correlación	.095	.458*	.498**	.045	1.000	-.928**	.921**
		Sig. (bilateral)	.645	.018	.010	.828	.	.000	.000
		N	26	26	26	26	26	26	26
	FST	Coeficiente de correlación	-.106	-.369	-.313	.145	-.928**	1.000	-.833**
		Sig. (bilateral)	.605	.064	.120	.480	.000	.	.000
		N	26	26	26	26	26	26	26
	DIATMIB	Coeficiente de correlación	.074	.338	.720**	.324	.921**	-.833**	1.000
		Sig. (bilateral)	.719	.091	.000	.107	.000	.000	.
		N	26	26	26	26	26	26	26

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Tabla 1.35. Tabla de correlación ente el multimétrico DIATMIB para el tipo 2 y los métricos individuales utilizados para el cálculo del multimétrico de diatomeas, con los gradientes de presión general (EJE1DEG) y orgánico (EJE1ORG) extraídos con el PCA (ver texto). Se muestra el valor del coeficiente de correlación (*Rho Spearman*) obtenido entre dos variables.

Los valores del multimétrico DIATMIB para cada una de las localidades, se presenta en la tabla 1.36 junto con la mediana de los valores de las referencias y su valor del EQR_DIATMIB. También observamos en la tabla a que clase de estado pertenece cada una de las muestras según los cortes: 0.93, 0.7, 0.5 y 0.25.

ID_MUESTRA	REFPOT	Condición	IPS	TDI/20	FSS	FST	1-FST	NIPS	NTDI	NFSS	NFST	DIAT	EQR	Clases
AC19oto05	ref	Referencia	19.9	15.2	0.983	0.002	0.998	1.070	1.041	1.160	1.144	4.416	1.171	Referencia
AC19pri06	ref	Referencia	14.8	11.7	0.903	0.034	0.966	0.796	0.801	1.067	1.108	3.772	1.000	Referencia
AC19ver06	ref	Referencia	18.6	15.5	0.847	0.128	0.872	1.000	1.062	1.000	1.000	4.062	1.077	Referencia
AC19wer05	ref	Referencia	18.7	14.6	0.860	0.094	0.906	1.005	1.000	1.015	1.039	4.060	1.076	Referencia
H12oto05	ref	Referencia	17.2	8.4	0.696	0.292	0.708	0.925	0.575	0.822	0.812	3.134	0.831	Referencia
H12pri06	ref	Referencia	18.3	13.2	0.960	0.009	0.991	0.984	0.904	1.134	1.137	4.158	1.103	Referencia
H12ver06	ref	Referencia	17.2	10.9	0.820	0.167	0.833	0.925	0.747	0.969	0.955	3.595	0.953	Referencia
H12wer05	ref	Referencia	17.2	10.3	0.662	0.205	0.795	0.925	0.705	0.782	0.912	3.325	0.882	Referencia
K2600oto05	ref	Referencia	19	14.7	0.585	0.385	0.615	1.022	1.007	0.691	0.706	3.425	0.908	Referencia
K2600pri06	ref	Referencia	19.2	15.2	0.962	0.034	0.966	1.032	1.041	1.136	1.108	4.318	1.145	Referencia
K2600ver06	ref	Referencia	19.4	15.7	0.600	0.393	0.607	1.043	1.075	0.709	0.696	3.523	0.934	Referencia
		Mediana	18.6	14.6	0.847	0.128	0.872	1.000	1.000	1.000	1.000	3.772	0.921	
H220oto05	Ref potencial	Ref potencial	19.4	15.3	0.944	0.056	0.944	1.043	1.048	1.115	1.083	4.289	1.137	Muy Bueno
J13ver06	no ref	Depuradora	19.4	15.3	0.920	0.068	0.932	1.043	1.048	1.086	1.069	4.246	1.126	Muy Bueno
K26pri06	no ref	Ruralnatural	19.2	15.2	0.918	0.062	0.938	1.032	1.041	1.083	1.076	4.233	1.122	Muy Bueno
H220wer05	Ref potencial	Ref potencial	18.7	15.8	0.845	0.145	0.855	1.005	1.082	0.998	0.981	4.066	1.078	Muy Bueno
J13pri06	no ref	Depuradora	18.3	13.6	0.835	0.139	0.861	0.984	0.932	0.986	0.988	3.889	1.031	Muy Bueno
L3000pri06	no ref	Artificialseminatural	18.5	14.3	0.787	0.144	0.856	0.995	0.979	0.929	0.982	3.885	1.030	Muy Bueno
H220pri06	Ref potencial	Ref potencial	15.5	10.7	0.922	0.009	0.991	0.833	0.733	1.089	1.137	3.792	1.005	Muy Bueno
L3000oto05	no ref	Artificialseminatural	17.5	16	0.741	0.259	0.741	0.941	1.096	0.875	0.850	3.761	0.997	Muy Bueno
L3000wer05	no ref	Artificialseminatural	17.5	15.4	0.650	0.314	0.686	0.941	1.055	0.767	0.788	3.551	0.941	Muy Bueno
J13oto05	no ref	Depuradora	17.5	15.3	0.610	0.346	0.654	0.941	1.048	0.720	0.750	3.459	0.917	Bueno
L3000ver06	no ref	Artificialseminatural	18.1	15	0.574	0.407	0.593	0.973	1.027	0.678	0.681	3.360	0.891	Bueno
Y274wer05	no ref	Ruralnatural	16.6	12	0.446	0.188	0.812	0.892	0.822	0.527	0.932	3.173	0.841	Bueno
K26oto05	no ref	Ruralnatural	17.3	12.3	0.525	0.451	0.549	0.930	0.842	0.620	0.629	3.022	0.801	Bueno
J13wer05	no ref	Depuradora	16.3	16.8	0.131	0.773	0.227	0.876	1.151	0.154	0.260	2.442	0.647	Moderado
L3001ver06	no ref	Artificialseminatural	12.7	4.7	0.465	0.280	0.720	0.683	0.322	0.549	0.827	2.380	0.631	Moderado
H220ver06	Ref potencial	Ref potencial												
Y274pri06	no ref	Ruralnatural												
Y274ver06	no ref	Ruralnatural												

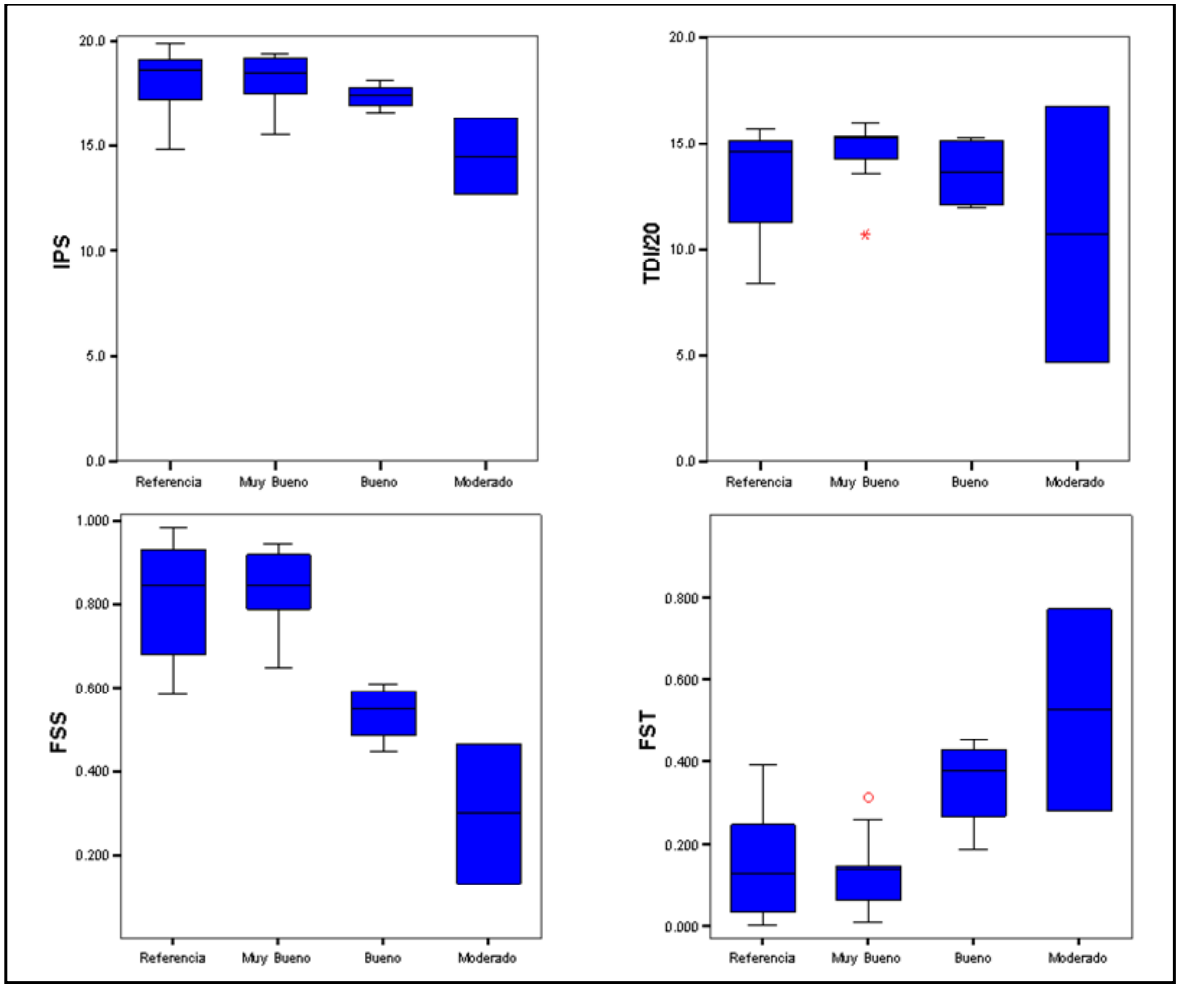
Tabla 1.36. Valor del EQR obtenido para cada muestra (IDmuestra=identificador de cada muestra; Refpot=identificador de referencia vs. No referencia; Condición de cada muestra; métricos seleccionados y normalizados, DIAT=multimétrico diatomeas DIATMIB, EQR (EQR_DIATMIB)=índice de estado ecológico; CLASES: clases de estado. Las clases de estado aparecen ordenadas en orden descendente en función del EQR y las clases de estado a la que pertenecen según los cortes propuestos (ver texto).

Relación entre las clases de estado y la comunidad de diatomeas.- En la tabla 1.37 se presentan los valores correspondientes para cada clase de estado ecológico, del DIATMIB y de cada uno de los índices que lo componen. Se indican los valores medios, error de la media y rango de valores (mínimo y máximo).

Se observa el cambio que se produce entre clases en los valores de los índices, que tienden a disminuir hasta la clase Moderado (Tabla 1.37 y Figura 1.37).

		Clases de Estado			
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado
IPS	Media	18.1	18.2	17.4	14.5
	Error típico de la media	.4	.4	.3	1.8
	Mínimo	14.8	15.5	16.6	12.7
	Máximo	19.9	19.4	18.1	16.3
TDI/20	Media	13	15	14	11
	Error típico de la media	1	1	1	6
	Mínimo	8	11	12	5
	Máximo	16	16	15	17
FSS	Media	.807	.840	.539	.298
	Error típico de la media	.044	.033	.035	.167
	Mínimo	.585	.650	.446	.131
	Máximo	.983	.944	.610	.465
FST	Media	.159	.133	.348	.526
	Error típico de la media	.044	.033	.058	.247
	Mínimo	.002	.009	.188	.280
	Máximo	.393	.314	.451	.773
DIATMIB	Media	3.799	3.968	3.253	2.411
	Error típico de la media	.129	.085	.097	.031
	Mínimo	3.134	3.551	3.022	2.380
	Máximo	4.416	4.289	3.459	2.442
EQR_DIATMIB	Media	1.007	1.052	.863	.639
	Error típico de la media	.034	.023	.026	.008
	Mínimo	.831	.941	.801	.631
	Máximo	1.171	1.137	.917	.647

Tabla 1.37. Tabla resumen por clases de estado de los valores medios, error de la media y rango para el multimétrico DIATMIB, el EQR_DIATMIB y los cuatro métricos que lo componen.



Figuras 1.37. Diagramas de cajas por clase según el DIATMIB y los índices que lo componen. La línea central en la caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

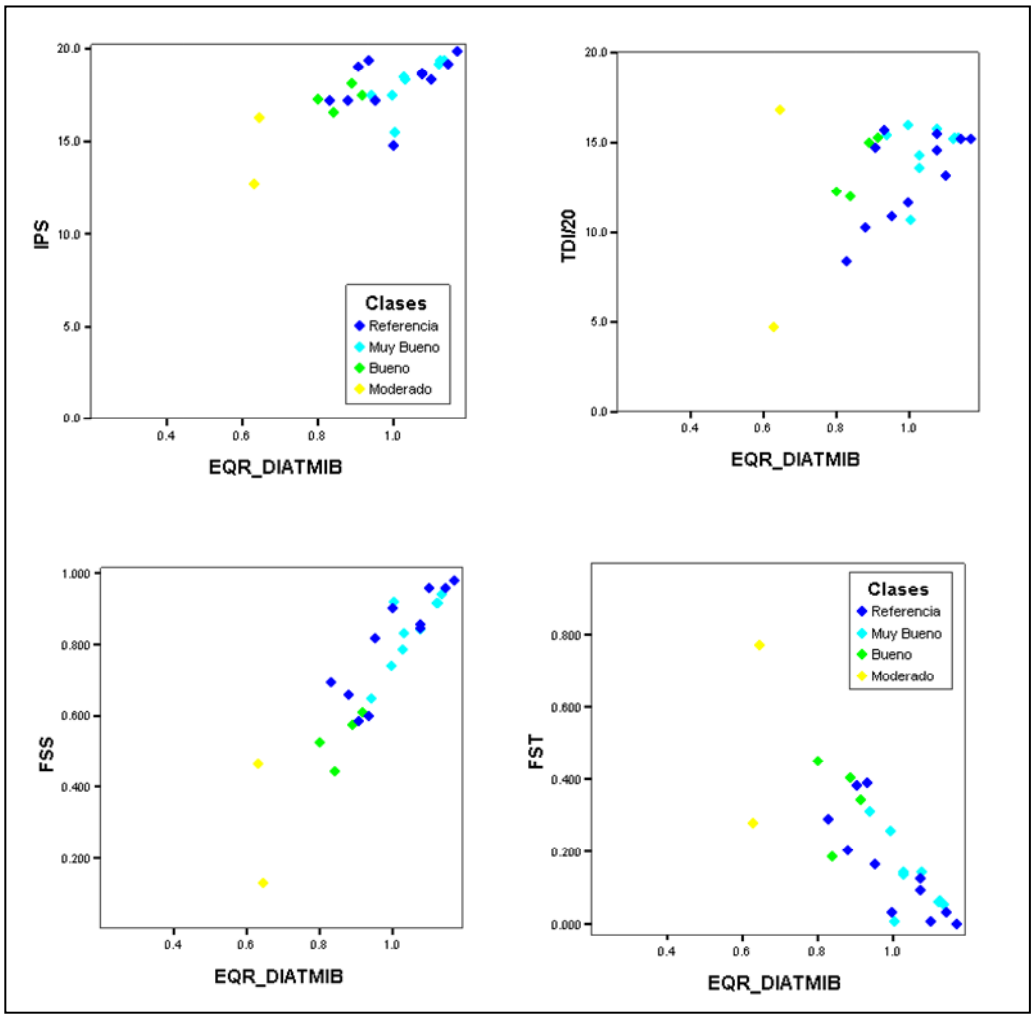


Figura 1.38 Relación entre los valores del multimétrico DIATMIB y cada uno de los métricos que lo componen. Cada muestra está etiquetada con el color de la clase a la que pertenece (ver tabla 1.36).

Para comprobar si las clases del estado ecológico que han sido definidas por este nuevo multimétrico, se corresponden con las comunidades de diatomeas, se ha realizado una ordenación MDS con todas las muestras incluidas en este tipo (Figura 1.39), adjudicándosele a cada muestra la clase en la que ha sido incluida según nuestro métrico (Tabla 1.36).

En la ordenación se puede observar como la clase de estado cambia de izquierda a derecha. Las referencias y las muestras pertenecientes a la clase de estado Muy Bueno se agrupan en la izquierda de la ordenación, aunque se observa que sus comunidades presentan cierta variabilidad. Hay una muestra K26oto05 que pertenece a la clase de estado Bueno pero se

sitúa próxima a las muestras de Referencia y muy buen estado. En la periferia de las referencias y del muy buen estado se distribuyen las muestras correspondientes a la clase del buen estado y las dos muestras de la clase Moderado aparecen más alejadas. Se observa que la distribución de las clases que han sido generadas por los valores del multimétrico, separan claramente las comunidades de diatomeas de referencia, de las muestras más impactadas por presiones orgánicas como son localidades como: L3001ver06 (Tte. De Deiá) afectada por un vertido de gasoil de un Hotel (Mayo 2006).

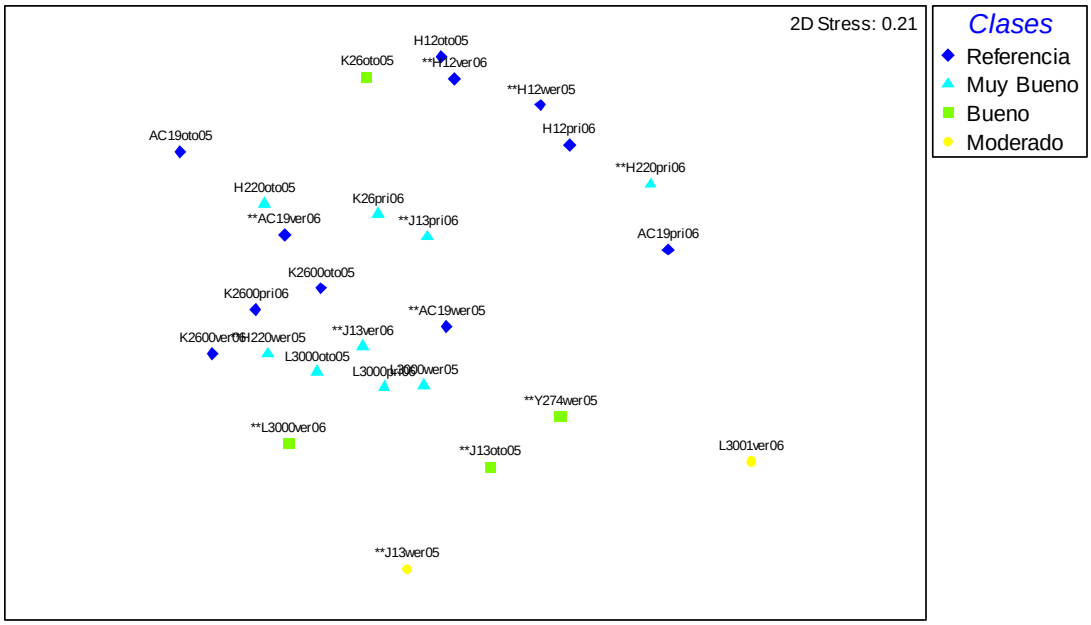


Figura 1.39. Ordenación MDS de las comunidades de diatomeas de las todas las muestras incluidas en tipo 2. Las clases de estado ecológico son las correspondientes a la tabla 1.36.

Relación entre las clases de estado y las condiciones físico-químicas.- Los valores de los ejes y del EQR_DIATMIB para este tipo se correlacionaron con los valores de cada una de las variables físico-químicas del agua medidas en campo y en laboratorio. En este tipo aunque algunas variables se correlacionaron con los ejes, ninguna se correlacionó con nuestro EQR_DIATMIB, por este motivo no damos valores de rangos para cada clase en este tipo.

Gráficamente se pueden ver los rangos de valores que tiene el EJE1ORG y los sulfatos (Figura 1.40) en cada clase de estado. Podemos ver claramente como las muestras con mayor

concentración en nitritos corresponden a las dos localidades que hemos clasificado con el EQR_DIATMIB, dentro de la clase de estado moderado.

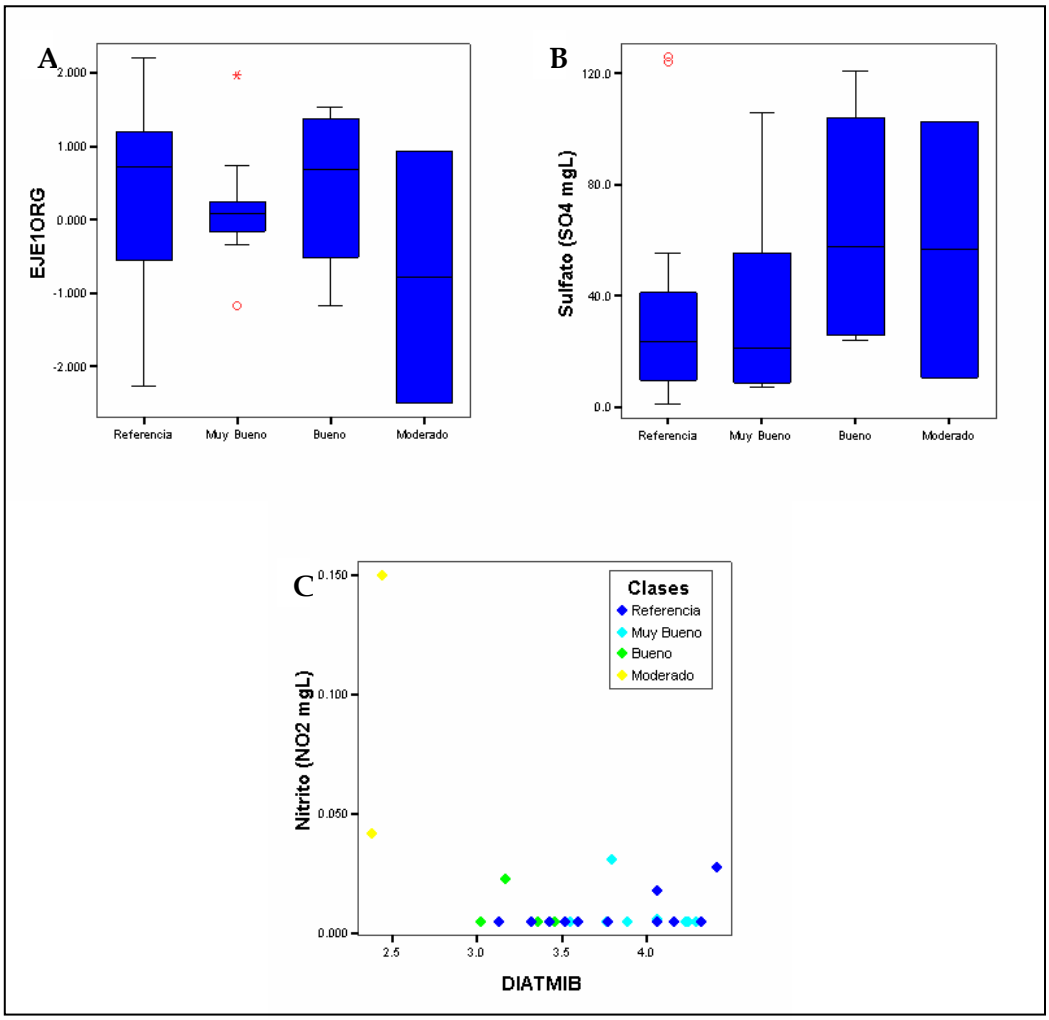


Figura 1.40. Diagramas de cajas (A,B) y gráfico de dispersión (C) mostrando la variación de las variables físico-químicas en cada clase de estado: A) Gradiente de presión orgánica (EJE1ORG), B) Sulfato y C) Nitrito. La línea central en las cajas (A, B) muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango

Relación entre las clases de estado y las condiciones hidromorfológicas y usos del suelo.- Los valores del los ejes y del EQR_DIATMIB se correlacionaron con los valores de índices calculados con el CARAVAGGIO (base de datos de ríos mediterráneos) como son el HQA, HMS y LRD y con los porcentajes de usos del suelo en la cuenca.

En este caso tampoco se correlacionó significativamente ninguna de las variables ni de los usos con nuestro EQR, por este motivo no se incluye la tabla con los rangos para cada una de estas variables.

Gráficamente observamos los rangos de valores que tiene porcentaje de bosques y áreas seminaturales, para cada una de las clases, en el siguiente diagrama de cajas (Fig. 1.41). Se observa como los valores del EJE1ORG se reducen al disminuir la clase de estado y como sucede lo mismo con el porcentaje de bosques y áreas seminaturales (Fig. 1.41). Del mismo modo, el valor más alto de la variable HMS pertenece a una localidad de clase de estado moderado.

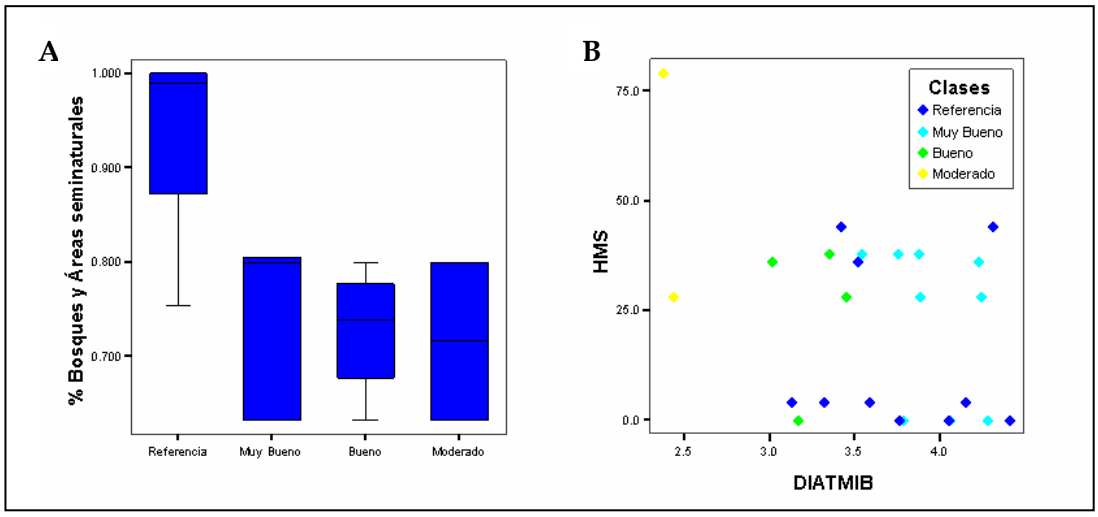


Figura 1.41. Diagrama de cajas(A) y gráfico de dispersión (B) mostrando la variación de las variables hidromorfológicas en cada clase de estado: A) % Bosques y áreas seminaturales y B) índice HMS. La línea central en la caja (A) muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

1.6.5.3. Modelos general TIPO 5: TORRENTES DE MONTAÑA

1.6.5.3.1. Modelo general TIPO 5 para Invertebrados

El tipo 5 presenta 5 localidades de referencia. Se identificó otra localidad como referencia potencial, *AB240*, que al igual que para el tipo de cañones, al no mostrar diferencias

importantes con las de referencia se incluyó en los análisis de extracción de métricos como parte del grupo de referencias.

Además, existe una clara segregación de las muestras a lo largo del gradiente orgánico en función del valor multimétrico **INVMIB**, lo que afirma su funcionamiento como indicador de degradación orgánica (Figura 1.42).

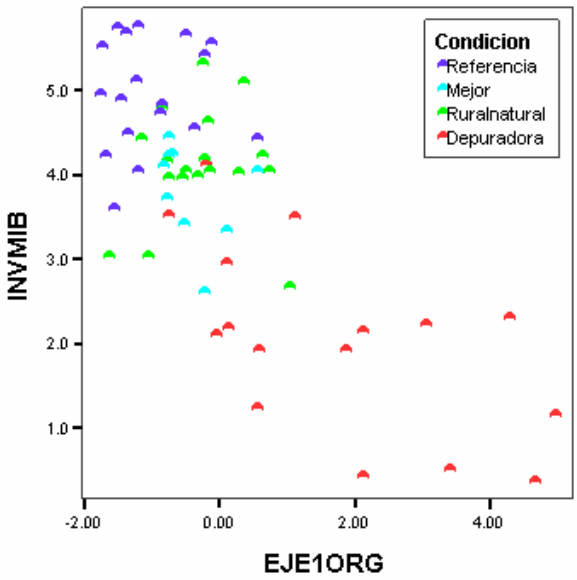


Figura 1.42. Relación entre el gradiente de presión orgánico y el multimétrico de invertebrados para el Tipo 5 (INVMIB).

Elaboración del multimétrico.- El multimétrico INVMIB se elaboró a partir de 5 métricos individuales que cumplen los requerimientos normativos: diversidad (Diversity Shannon-Wiener, número de taxones, RSENGEN2), abundancia (ABSENGEN3) y frecuencia (%TOLRESIST) (Tabla 1.18) Al existir referencias, los valores de los métricos individuales se dividieron por la mediana de los valores de las 5 referencias identificadas para posteriormente calcular el multimétrico INVMIB.

Todos los métricos escogidos y el multimétrico INVMIB se correlacionan significativamente con los gradientes de presión extraídos para este tipo (i.e., eje orgánico y eje general), con coeficientes de correlación elevados (Tabla 1.38).

Correlaciones

			EJE1ORG	EJE1DEG	INVMIB	NTAXA	HSHANNON	RSENGEN2	ABSENGEN3	%TOLRESIST
Rho de Spearman	EJE1ORG	Coeficiente de correlación	1.000	-.657**	-.596**	-.498**	-.458**	-.587**	-.460**	.494**
		Sig. (bilateral)	.	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000
		N	62	62	61	61	61	61	61	61
	EJE1DEG	Coeficiente de correlación	-.657**	1.000	.516**	.485**	.406**	.498**	.477**	-.469**
		Sig. (bilateral)	.000	.	.000	.000	.001	.000	.000	.000
		N	62	62	61	61	61	61	61	61
	INVMIB	Coeficiente de correlación	-.596**	.516**	1.000	.864**	.779**	.930**	.823**	-.527**
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.	.000	.000	.000	.000	.000
		N	61	61	61	61	61	61	61	61
	NTAXA	Coeficiente de correlación	-.498**	.485**	.864**	1.000	.703**	.777**	.687**	-.341**
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.000	.	.000	.000	.000	.007
		N	61	61	61	61	61	61	61	61
	HSHANNON	Coeficiente de correlación	-.458**	.406**	.779**	.703**	1.000	.635**	.556**	-.210
		Sig. (bilateral)	.000	.001	.000	.000	.	.000	.000	.105
		N	61	61	61	61	61	61	61	61
	RSENGEN2	Coeficiente de correlación	-.587**	.498**	.930**	.777**	.635**	1.000	.749**	-.577**
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.000	.000	.000	.	.000	.000
		N	61	61	61	61	61	61	61	61
	ABSENGEN3	Coeficiente de correlación	-.460**	.477**	.823**	.687**	.556**	.749**	1.000	-.265*
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.	.039
		N	61	61	61	61	61	61	61	61
	%TOLRESIST	Coeficiente de correlación	.494**	-.469**	-.527**	-.341**	-.210	-.577**	-.265*	1.000
		Sig. (bilateral)	.000	.000	.000	.007	.105	.000	.039	.
		N	61	61	61	61	61	61	61	61

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Tabla 1.38. Resultado del análisis de correlación entre el gradiente de presión orgánico (EJE1ORG) y general (EJE1DEG), los métricos individuales seleccionados y el multimétrico INVMIB.

Los valores del multimétrico INVMIB para cada una de las localidades, se presentan en la tabla 1.39 junto con la mediana de los valores de las referencias y su valor de EQR obtenido. Los valores del EQR van a resultar de dividir este multimétrico entre la mediana de la serie, y posterior asignación de los cortes 0.93, 0.7, 0.5 y 0.25.

IDmuestra	REF	CONDICIÓN	NTAXA	HSHANNON	RSENGEN2	ABSENGEN3	%TOLRESIST	NINTAXA	NHSHANNON	NRSENGEN2	NABSENGEN3	N%TOLRESIST	INVMIB	EQR_INVMIB	CLASE
G3000oto05	ref	Referencia	53	2.896	22	4441	0.117	1.432	1.276	0.978	1.157	0.913	5.757	1.167	Referencia
B1000ver06	ref	Referencia	48	2.684	30	1617	0.096	1.297	1.183	1.333	1.018	0.934	5.766	1.169	Referencia
AC25pri06	ref	Referencia	48	2.302	28	5617	0.087	1.297	1.014	1.244	1.190	0.943	5.689	1.154	Referencia
G3000ver06	ref	Referencia	45	2.615	27	2516	0.012	1.216	1.152	1.200	1.079	1.021	5.669	1.149	Referencia
B2001ver06	ref	Referencia	39	2.665	28	2914	0.044	1.054	1.174	1.244	1.099	0.988	5.560	1.127	Referencia
AC25ver06	ref	Referencia	40	2.499	28	2264	0.093	1.081	1.101	1.244	1.065	0.937	5.428	1.101	Referencia
B1000pri06	ref	Referencia	39	2.928	27	1415	0.057	1.054	1.290	1.200	1.000	0.975	5.519	1.119	Referencia
B2000oto05	ref	Referencia	35	2.788	20	306	0.040	0.946	1.228	0.889	0.789	0.992	4.844	0.982	Referencia
G3000pri06	ref	Referencia	38	2.091	23	3419	0.007	1.027	0.921	1.022	1.121	1.027	5.118	1.038	Referencia
AC25oto05	ref	Referencia	40	2.237	16	5711	0.105	1.081	0.986	0.711	1.192	0.925	4.895	0.993	Referencia
B2000wer05	ref	Referencia	30	2.393	21	798	0.025	0.811	1.054	0.933	0.921	1.008	4.728	0.959	Referencia
G3000wer05	ref	Referencia	36	2.205	25	604	0.003	0.973	0.972	1.111	0.883	1.030	4.969	1.007	Referencia
B2001wer05	ref	Referencia	33	2.082	18	325	0.389	0.892	0.917	0.800	0.797	0.632	4.039	0.819	Referencia
B2000ver06	ref	Referencia	30	1.859	23	584	0.017	0.811	0.819	1.022	0.878	1.016	4.547	0.922	Referencia
B2001pri06	ref	Referencia	27	1.855	19	347	0.003	0.730	0.817	0.844	0.806	1.030	4.228	0.857	Referencia
B2001oto05	ref	Referencia	18	2.115	12	91	0.003	0.486	0.932	0.533	0.623	1.030	3.605	0.731	Referencia
B2000pri06	ref	Referencia	26	2.201	18	1418	0.004	0.703	0.970	0.800	1.000	1.029	4.502	0.913	Referencia
AC25wer05	ref	Referencia	28	2.085	19	745	0.025	0.757	0.919	0.844	0.912	1.008	4.440	0.900	Referencia
		MEDIANA	40	2.6525	27	2815	0.092								
K2101pri06	no ref	Ruralnatural	47	2.422	21	2485	0.053	1.270	1.067	0.933	1.077	0.979	5.327	1.080	Muy Bueno
K2101ver06	no ref	Ruralnatural	40	2.445	19	4948	0.099	1.081	1.077	0.844	1.172	0.931	5.106	1.035	Muy Bueno
K2101wer05	no ref	Ruralnatural	34	2.006	18	5454	0.032	0.919	0.884	0.800	1.186	1.001	4.789	0.971	Muy Bueno
K31ver06	no ref	Ruralnatural	35	2.253	15	1356	0.002	0.946	0.993	0.667	0.994	1.031	4.631	0.939	Muy Bueno
K3100oto05	no ref	Mejor	38	2.931	10	450	0.171	1.027	1.291	0.444	0.842	0.857	4.462	0.905	Bueno
Y288pri06	no ref	Ruralnatural	36	2.313	13	1944	0.214	0.973	1.019	0.578	1.044	0.813	4.426	0.897	Bueno
K3100pri06	no ref	Mejor	34	2.412	10	374	0.030	0.919	1.063	0.444	0.817	1.003	4.245	0.861	Bueno
Y288ver06	no ref	Ruralnatural	33	1.996	13	5021	0.312	0.892	0.879	0.578	1.174	0.712	4.235	0.859	Bueno
AB240ver06	ref	Mejor	38	1.238	17	639	0.019	1.027	0.545	0.756	0.890	1.014	4.233	0.858	Bueno
K2100oto05	no ref	Ruralnatural	32	2.343	15	149	0.103	0.865	1.032	0.667	0.690	0.927	4.182	0.848	Bueno
K23pri06	no ref	Ruralnatural	30	1.954	11	1767	0.050	0.811	0.861	0.489	1.030	0.982	4.173	0.846	Bueno
N79oto05	no ref	Depuradora	41	2.550	12	33	0.148	1.108	1.124	0.533	0.486	0.881	4.132	0.838	Bueno
V3190pri06	no ref	Mejor	34	2.474	10	748	0.288	0.919	1.090	0.444	0.912	0.736	4.102	0.832	Bueno
V3190ver06	no ref	Mejor	27	2.178	10	1157	0.082	0.730	0.960	0.444	0.972	0.949	4.055	0.822	Bueno
Y288wer05	no ref	Ruralnatural	32	2.079	12	845	0.221	0.865	0.916	0.533	0.929	0.805	4.048	0.821	Bueno
K2100ver06	no ref	Ruralnatural	31	2.012	16	70	0.014	0.838	0.887	0.711	0.587	1.019	4.042	0.819	Bueno
K2100wer05	no ref	Ruralnatural	29	1.832	15	274	0.024	0.784	0.807	0.667	0.774	1.009	4.041	0.819	Bueno
K23ver06	no ref	Ruralnatural	30	1.897	12	8425	0.427	0.811	0.836	0.533	1.246	0.593	4.018	0.815	Bueno
K2100pri06	no ref	Ruralnatural	25	1.904	13	626	0.020	0.676	0.839	0.578	0.888	1.014	3.994	0.810	Bueno
K2101oto05	no ref	Ruralnatural	29	1.861	14	1336	0.267	0.784	0.820	0.622	0.992	0.758	3.976	0.806	Bueno
K31oto05	no ref	Ruralnatural	32	2.443	9	372	0.224	0.865	1.076	0.400	0.816	0.802	3.959	0.803	Bueno
AB240oto05	ref	Mejor	33	1.774	9	130	0.046	0.892	0.782	0.400	0.672	0.987	3.732	0.757	Bueno
N79pri06	no ref	Depuradora	29	1.962	8	50	0.048	0.784	0.865	0.356	0.542	0.984	3.530	0.716	Bueno
N79ver06	no ref	Depuradora	30	1.718	8	65	0.038	0.811	0.757	0.356	0.577	0.994	3.495	0.709	Bueno
AB240pri06	ref	Mejor	31	0.582	14	136	0.001	0.838	0.256	0.622	0.678	1.033	3.428	0.695	Moderado
V3190oto05	no ref	Mejor	26	2.305	7	151	0.398	0.703	1.016	0.311	0.692	0.622	3.344	0.678	Moderado
K31pri06	no ref	Ruralnatural	26	1.116	6	53	0.003	0.703	0.492	0.267	0.550	1.031	3.042	0.617	Moderado
K23oto05	no ref	Ruralnatural	23	2.013	4	320	0.471	0.622	0.887	0.178	0.795	0.547	3.029	0.614	Moderado
Y286pri06	no ref	Depuradora	19	2.157	6	48	0.342	0.514	0.950	0.267	0.536	0.680	2.947	0.597	Moderado
Y288oto05	no ref	Ruralnatural	37	1.211	9	67	0.846	1.000	0.534	0.400	0.581	0.159	2.674	0.542	Moderado
V3190wer05	no ref	Mejor	22	1.751	5	6	0.266	0.595	0.772	0.222	0.268	0.759	2.616	0.530	Moderado
Y289wer05	no ref	Depuradora	15	2.061	3	0	0.167	0.405	0.908	0.133	0.000	0.861	2.308	0.468	Deficiente
V319wer05	no ref	Depuradora	22	1.631	1	0	0.166	0.595	0.719	0.044	0.000	0.862	2.220	0.450	Deficiente
N79wer05	no ref	Depuradora	26	0.925	2	0	0.038	0.703	0.408	0.089	0.000	0.995	2.194	0.445	Deficiente
Y289ver06	no ref	Depuradora	17	1.564	4	0	0.210	0.459	0.689	0.178	0.000	0.816	2.143	0.434	Deficiente
Y289pri06	no ref	Depuradora	18	1.799	6	0	0.459	0.486	0.793	0.267	0.000	0.559	2.105	0.427	Deficiente
Y289oto05	no ref	Depuradora	14	1.397	4	65	0.838	0.378	0.616	0.178	0.577	0.168	1.917	0.389	Deficiente
V319pri06	no ref	Depuradora	14	1.943	1	0	0.385	0.378	0.856	0.044	0.000	0.635	1.914	0.388	Deficiente
V319oto05	no ref	Depuradora	8	0.597	2	96	0.960	0.216	0.263	0.089	0.630	0.041	1.240	0.251	Deficiente
Y286oto05	no ref	Depuradora	7	0.183	1	384	0.973	0.189	0.081	0.044	0.820	0.028	1.162	0.236	Malo
V319ver06	no ref	Depuradora	12	0.289	0	0	0.952	0.324	0.127	0.000	0.000	0.049	0.501	0.102	Malo
Y286wer05	no ref	Depuradora	11	0.244	0	0	0.981	0.297	0.108	0.000	0.000	0.020	0.425	0.086	Malo
Y286ver06	no ref	Depuradora	8	0.182	1	0	0.975	0.216	0.080	0.044	0.000	0.026	0.367	0.074	Malo
												MEDIANA	4.932		

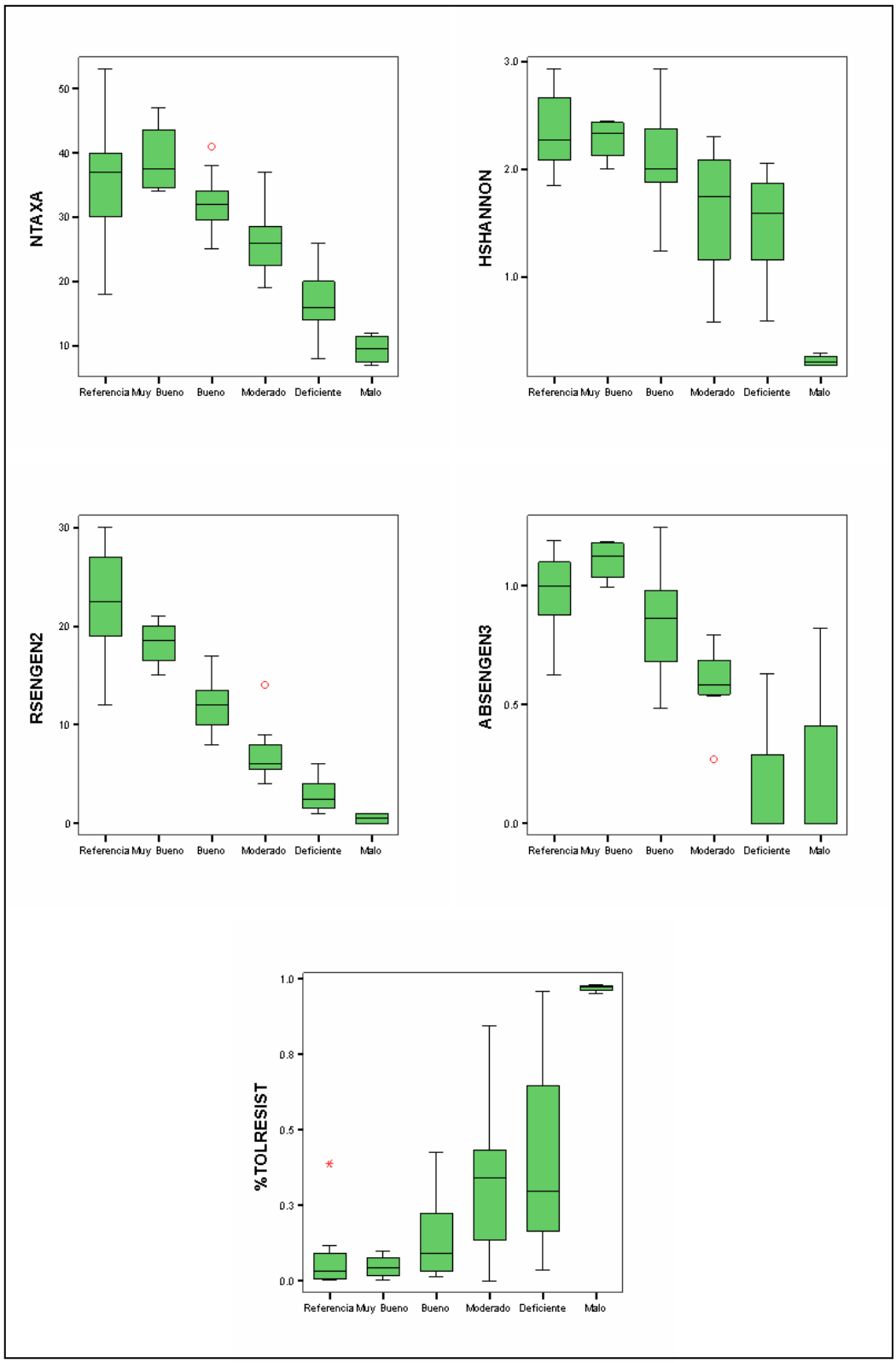
Tabla 1.39. Valor del EQR obtenido para cada muestra. (IDmuestra= identificador de cada muestra; Refpot= identificador de referencia vs. no referencia; Condición de cada muestra; Ntaxa= riqueza de taxones; HShannon= diversidad de Shannon; RSenGen2= riqueza de taxones sensibles; AbSenGen3= abundancia de taxones sensibles; %TolResist= porcentaje de los taxones tolerantes resistentes en todas las campañas; INVMIB= multimétrico invertebrados tipo5; EQR_INVMIB= índice de estado ecológico; CLASE: clases de estado. Las muestras aparecen ordenadas en orden descendente en función del EQR.

En la tabla 1.40 se observa entre clases el cambio que se produce en los valores de los índices al disminuir la clase de estado ecológico.

		CLASE					
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
NTAXA	Media	36	39	32	26	17	10
	Error típico de la media	2	3	1	2	2	1
	Mínimo	18	34	25	19	8	7
	Máximo	53	47	41	37	26	12
HSHANNON	Media	2.36	2.28	2.09	1.59	1.49	.22
	Error típico de la media	.08	.10	.08	.24	.18	.03
	Mínimo	1.86	2.01	1.24	.58	.60	.18
	Máximo	2.93	2.45	2.93	2.31	2.06	.29
RSENGEN2	Media	22	18	12	7	3	1
	Error típico de la media	1	1	1	1	1	0
	Mínimo	12	15	8	4	1	0
	Máximo	30	21	17	14	6	1
ABSENGEN3	Media	.97	1.11	.84	.59	.15	.21
	Error típico de la media	.04	.04	.05	.06	.10	.21
	Mínimo	.62	.99	.49	.27	.00	.00
	Máximo	1.19	1.19	1.25	.80	.63	.82
%TOLRESIST	Media	.06	.05	.14	.33	.40	.97
	Error típico de la media	.02	.02	.03	.11	.12	.01
	Mínimo	.00	.00	.01	.00	.04	.95
	Máximo	.39	.10	.43	.85	.96	.98
INVMIB	Media	4.96	4.96	4.05	3.01	2.01	.61
	Error típico de la media	.15	.16	.06	.12	.12	.18
	Mínimo	3.61	4.63	3.50	2.62	1.24	.37
	Máximo	5.77	5.33	4.46	3.43	2.31	1.16
EQR_INVMIB	Media	1.006	1.006	.822	.610	.407	.125
	Error típico de la media	.031	.032	.011	.023	.024	.038
	Mínimo	.731	.939	.709	.530	.251	.074
	Máximo	1.169	1.080	.905	.695	.468	.236

Tabla 1.40. Tabla resumen por clases de estado de los valores medios, error de la media, mínimo y máximo para el multimétrico INVMIB, el EQR_INVMIB y los cinco métricos que lo componen.

Gráficamente observamos los rangos de valores que tienen los métricos utilizados en el cálculo del multimétrico, para cada una de las clases de estado ecológico (Figura 1.43 y 1.44).



Figuras 1.43. La figura muestra los diagramas de cajas correspondientes a los métricos que han sido utilizados para la construcción del multimétrico INVMIB. La línea central en la caja muestra la mediana, las barras de error indican los valores que delimitan el 95% central de los datos. También se representan los valores extremos que caen fuera de este rango.

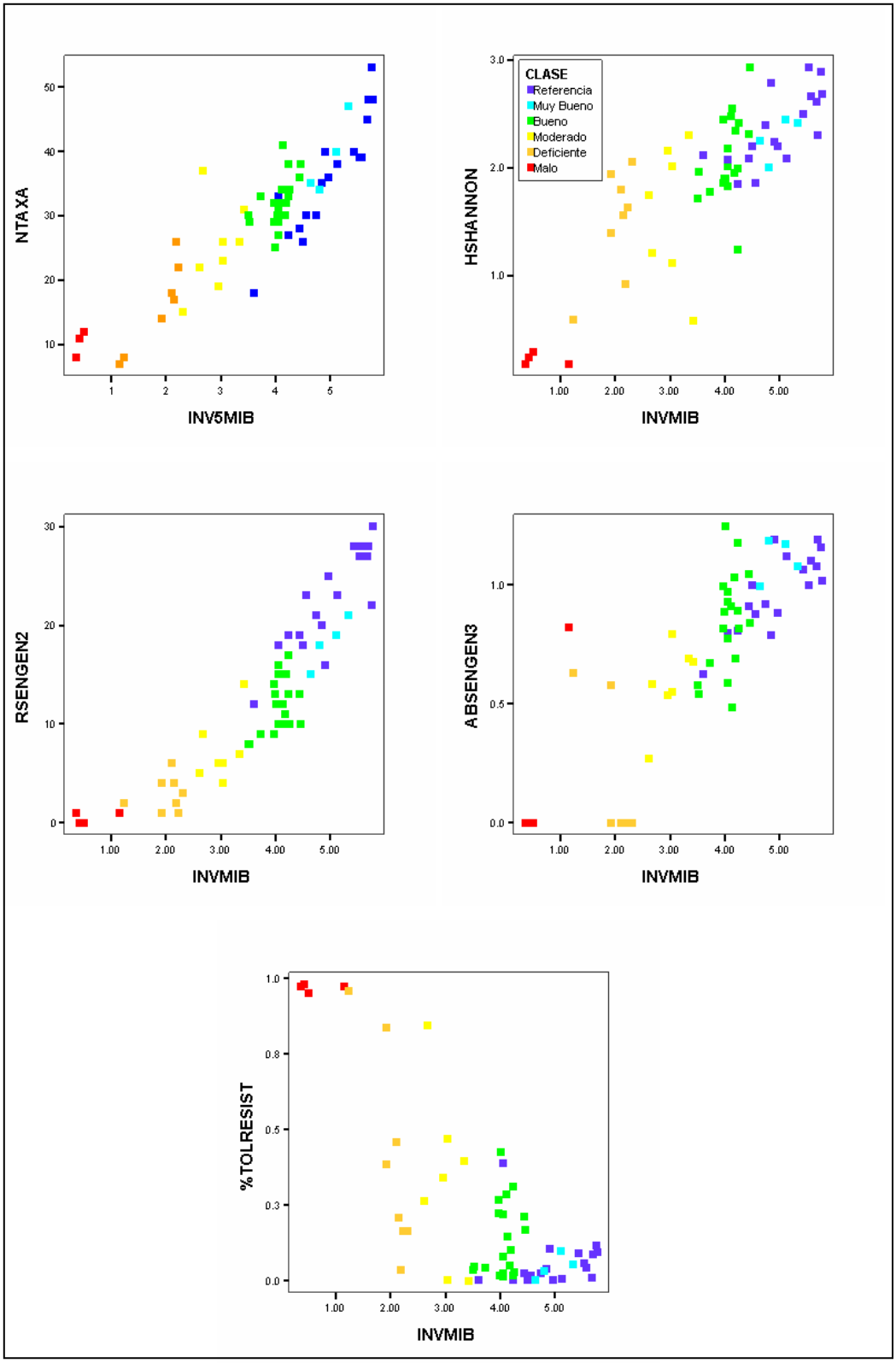


Figura 1.44. Relación entre los valores del multimétrico de invertebrados (INVMIB) y cada uno de los métricos que lo componen.

Para comprobar si las clases del estado ecológico que han sido definidas por este nuevo multimétrico se corresponden con las comunidades de invertebrados se realizó ordenación MDS con todas las muestras incluidas en este tipo (Figura 1.45), adjudicándosele a cada muestra la clase en la que ha sido incluida según nuestro métrico (Tabla 1.39). En la ordenación se puede observar como la clase de estado cambia de izquierda a derecha. Así, las clases generadas a partir de los valores del multimétrico, separan claramente las localidades más degradadas en base a sus comunidades de invertebrados. Las localidades más impactadas resultan ser las muestras Y286 (Esporles, depuradora), V319 (Puigpunyent, depuradora) e Y289 (Valldemossa, depuradora).

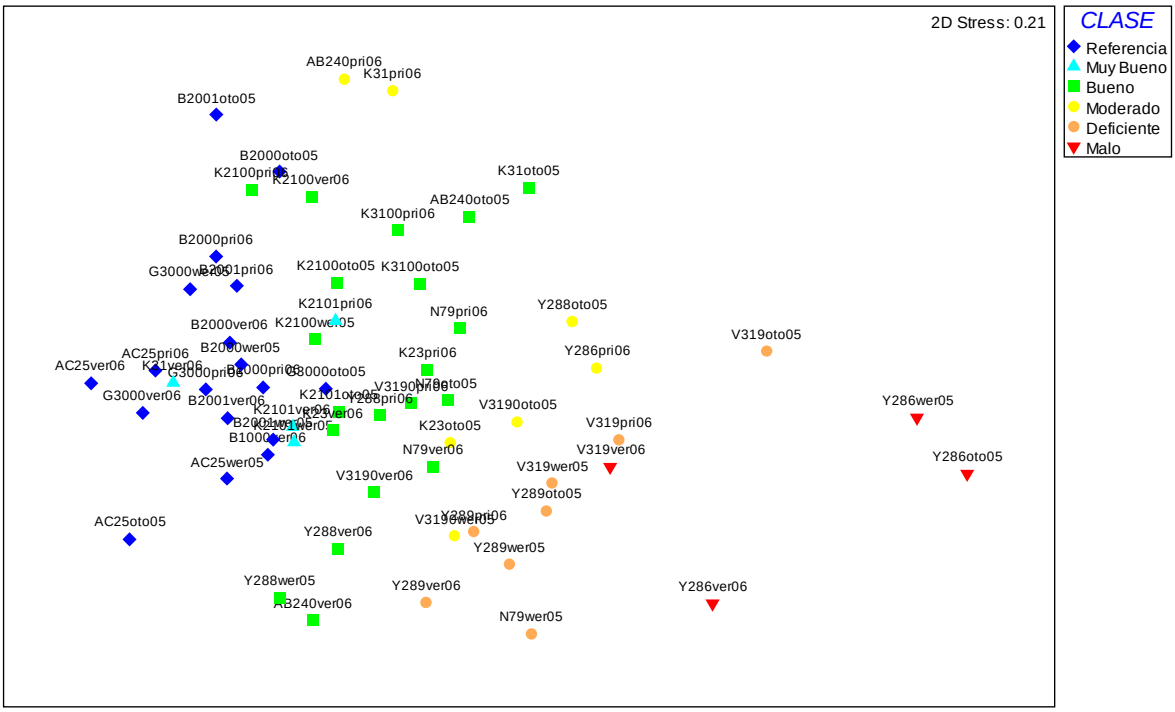


Figura 1.45. Ordenación bidimensional MDS en base a las comunidades de invertebrados de todas las muestras incluidas en el tipo 5. Las clases de estado ecológico son las correspondientes a la tabla 1.39.

Relación entre las clases de estado de invertebrados y las condiciones físico-químicas.- La físico-química del tipo 5 muestra una gran variabilidad ya que dentro de este tipo nos encontramos con un gradiente de degradación bien diferenciado que ocurre desde las localidades de referencia hasta las localidades más degradadas con un estado deficiente o

malo. Observando las variables físico-químicas más relacionadas, podemos comprobar este gradiente, ya que los niveles de nutrientes aumentan con el descenso de las clases de estado ecológico (Tabla 1.41).

		CLASE					
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Alcalinidad_meqL-1	Media	5.26	4.02	5.10	6.14	6.60	7.27
	Error típico de la media	.25	.05	.28	.93	.64	.24
	Mínimo	3.57	3.92	3.43	3.63	4.44	6.62
	Máximo	7.89	4.15	7.66	9.17	8.61	7.69
Fosfato (PO4_mgL)	Media	.22	.08	.13	.05	2.65	6.00
	Error típico de la media	.13	.03	.04	.04	1.00	3.02
	Mínimo	.00	.03	.00	.00	.05	1.04
	Máximo	2.33	.17	.65	.29	8.04	14.28
Nitrato (NO3_mgL)	Media	2.80	6.78	3.75	1.76	13.67	2.77
	Error típico de la media	.73	2.03	.72	.76	3.54	1.64
	Mínimo	.11	3.64	.54	.17	.98	.12
	Máximo	10.84	12.16	11.94	5.10	26.80	7.16
Amonio (NH4_mgL)	Media	.02	.01	.07	.02	.23	3.11
	Error típico de la media	.00	.01	.04	.01	.10	1.69
	Mínimo	.01	.01	.01	.01	.01	.19
	Máximo	.06	.04	.73	.10	.80	6.19
Porcentaje Oxígeno (O2%)	Media	99.1	116.8	93.8	71.2	65.4	19.0
	Error típico de la media	1.9	10.5	5.2	12.7	9.4	1.5
	Mínimo	78.2	100.5	31.0	18.0	14.0	16.8
	Máximo	115.5	144.9	135.1	100.1	93.9	23.3
Conductividad eléctrica (CE_mScm)	Media	763.3	774.9	752.4	759.1	1324.8	1267.8
	Error típico de la media	76.7	129.3	69.4	141.3	115.1	106.8
	Mínimo	302.0	448.5	356.0	378.0	966.0	998.0
	Máximo	1334.0	1066.1	1532.1	1371.7	1779.7	1463.1
Clorofila a (Chla_ Ugcm)	Media	.91	3.49	3.70	1.99	2.21	4.87
	Error típico de la media	.16	.59	1.42	.55	.58	2.86
	Mínimo	.08	2.07	.02	.93	.56	.04
	Máximo	2.31	4.89	28.69	4.14	5.50	12.58

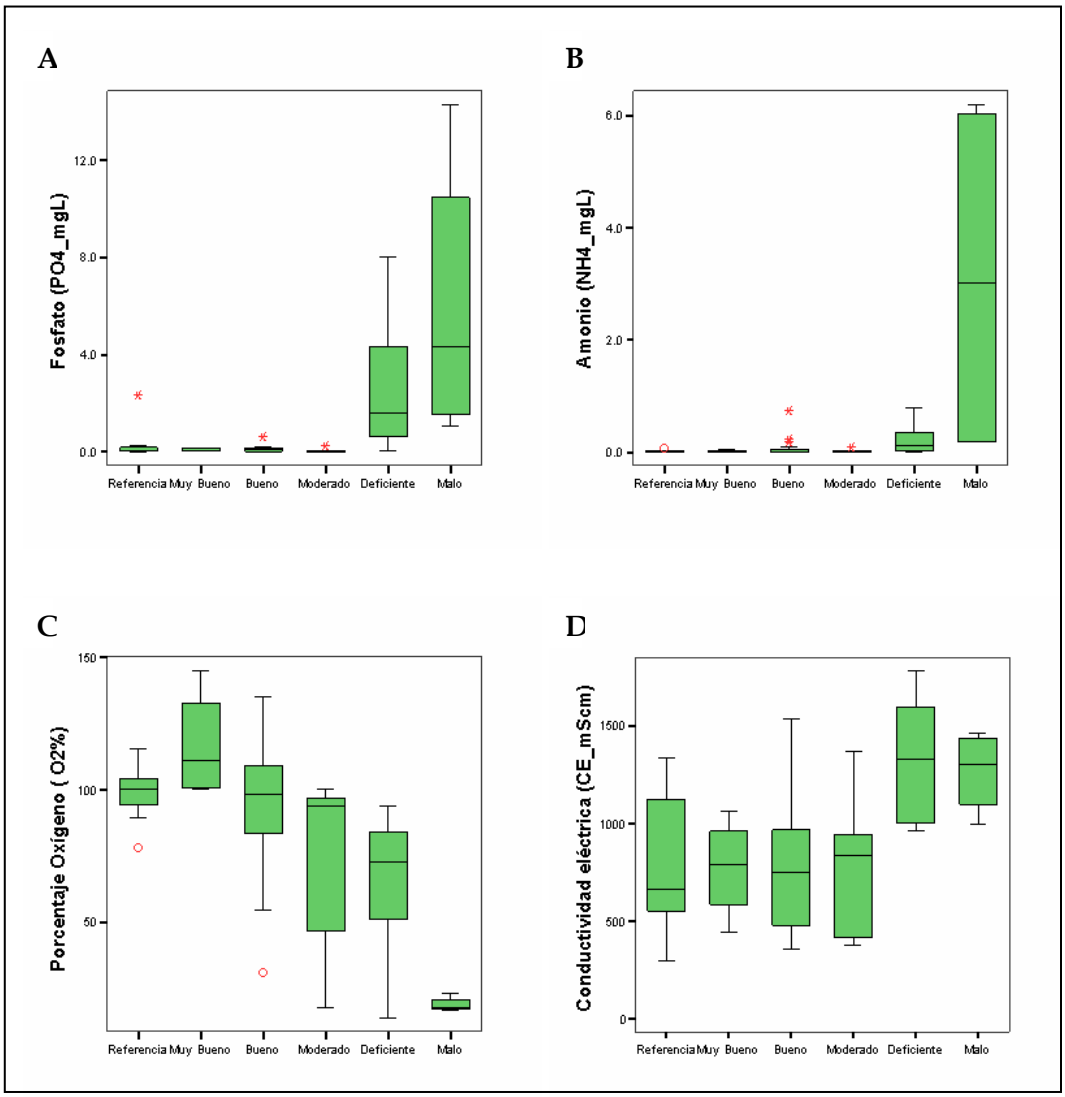
Tabla 1.41. Tabla resumen de del valor de aquellas variables medioambientales más correlacionadas con los valores del multimétrico obtenidos para las muestras del tipo 5. Se muestran los valores medios, error de la media, mínimo y máximo para cada una de las clases de estado definidas con el valor de EQR obtenido.

El fosfato, como medida de eutrofización, es mucho más elevado en localidades de estado malo y deficiente (alrededor de 6 y 2.65 mg/l, respectivamente) que las localidades con estado muy bueno o de referencia (0,08-0,22 mg/l) (Tabla 1.41). El oxígeno puede alcanzar niveles muy bajos en aquellas localidades impactadas por depuradoras como es la de Esporles (Y286) o Puigpunyent (V319). El porcentaje de oxígeno marca una fuerte gradación entre las localidades de referencia, estado muy bueno y bueno (AC25, cuenca B, y G3000) con valores medios del 100%; las localidades en estado moderado y deficiente (con una media del 71.2%) y las localidades en estado malo (19%).

Las localidades que permanecen con bajos niveles de nutrientes se corresponden con aquellas localidades (condición rural-natural) prácticamente inalteradas y clasificadas en estado Bueno y Muy Bueno según los elementos biológicos.

La respuesta de los elementos tanto biológicos como físico-químicos frente a un gradiente de presión es similar, por lo que el análisis en conjunto para realizar la integración, como requiere la Directiva, es posible, y nos dará una buena interpretación.

Los diagramas de cajas y gráficos de dispersión muestran esta distribución de las variables para cada clase de estado de manera gráfica (Figura 1.46 y 1.47).



Figuras 1.46. Diagramas de cajas mostrando la variación de las variables físico-químicas en cada clase de estado: A) Fosfato B) Amonio, C) Porcentaje de oxígeno y D) Conductividad eléctrica. También se representan los valores extremos que caen fuera de ese rango.

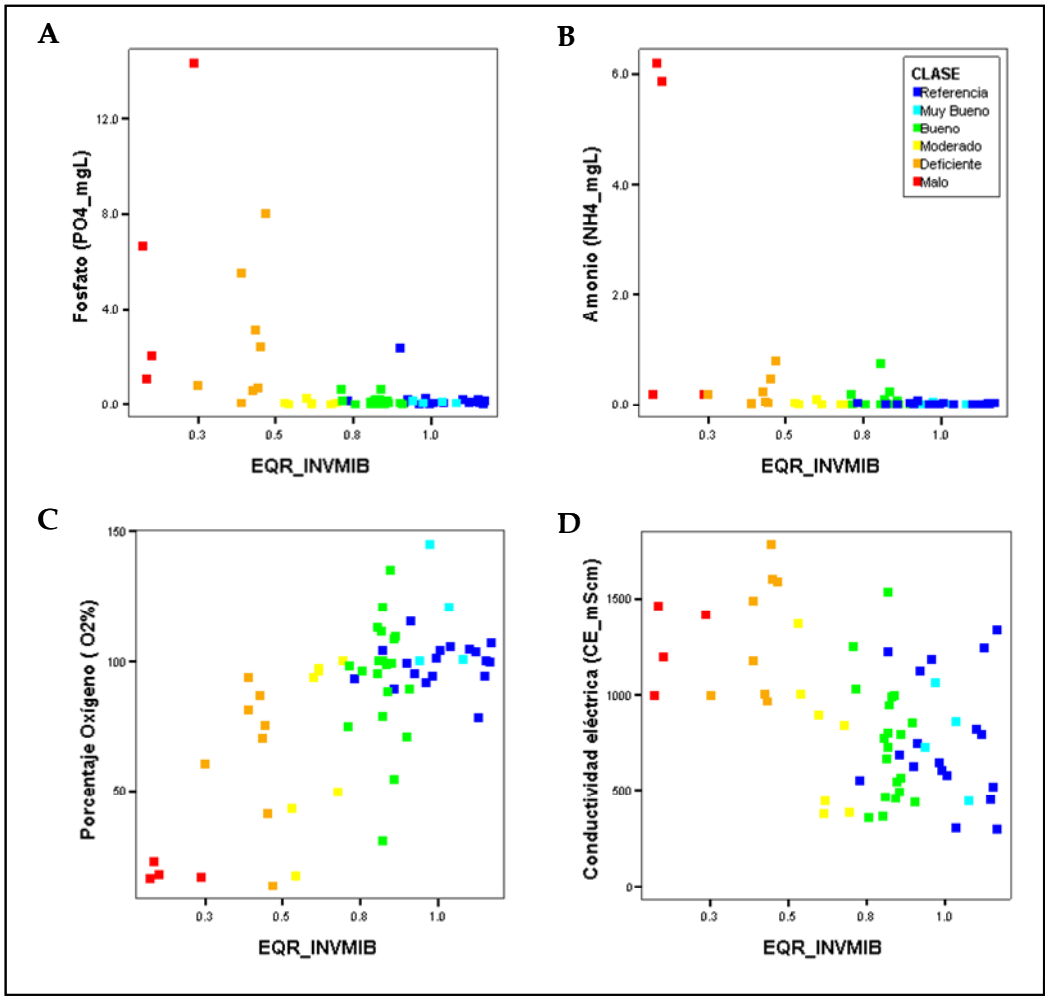


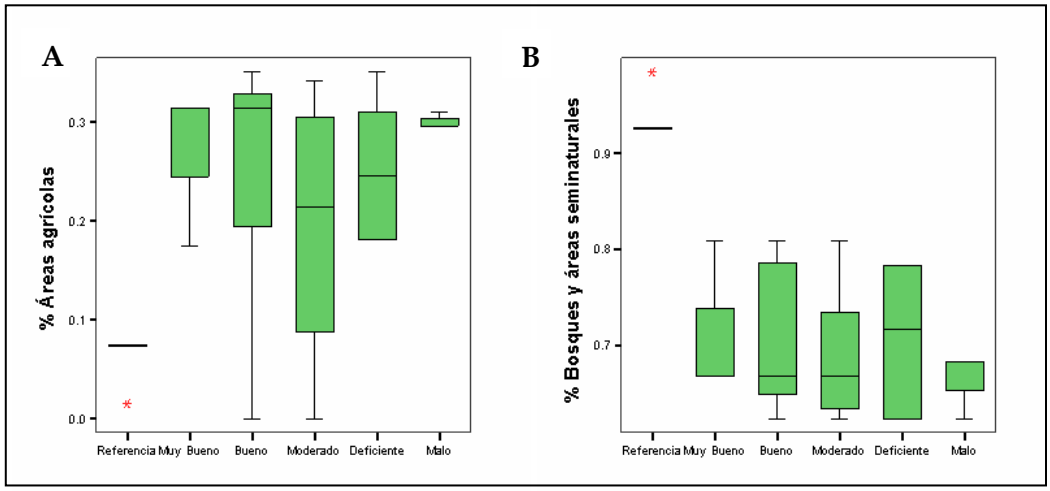
Figura 1.47. Gráficos de dispersión mostrando la variación de las variables físico-químicas en cada clase de estado: A) Fosfato B) Amonio, C) Porcentaje de oxígeno y D) Conductividad eléctrica. También se representan los valores extremos que caen fuera de ese rango.

Relación entre las clases de estado de invertebrados y las condiciones hidromorfológicas y usos del suelo.- Las condiciones hidromorfológicas también se ven correlacionadas con el multimétrico INVMIB para este tipo. Las relaciones más significativas son las que están relacionadas con usos del suelo tanto agrícola (%Áreas agrícolas) como forestal (%Bosques y áreas seminaturales), además del índice de modificación del hábitat (HMS). El uso agrícola está mucho menos representado que en el tipo 1, como es de suponer al tratarse de torrentes de montaña *vs.* llano. Sin embargo aunque la representación es menor, se observa el mismo gradiente en función de las clases, aumentando el porcentaje de suelo agrícola a medida que el estado empeora. Al contrario ocurre con el porcentaje de uso forestal que disminuye en las localidades de peor estado ecológico (Tabla 1.42).

		CLASE					
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
% Áreas agrícolas	Media	.06	.28	.24	.19	.25	.30
	Error típico de la media	.01	.03	.03	.05	.03	.00
	Mínimo	.02	.18	.00	.00	.18	.30
	Máximo	.07	.31	.35	.34	.35	.31
% Bosques y áreas seminaturales	Media	.94	.70	.70	.69	.71	.67
	Error típico de la media	.01	.04	.02	.03	.03	.01
	Mínimo	.93	.67	.62	.62	.62	.62
	Máximo	.98	.81	.81	.81	.78	.68
% Áreas agrícolas con vegetación natural	Media	.00	.07	.09	.08	.04	.09
	Error típico de la media	.00	.00	.01	.01	.02	.00
	Mínimo	.00	.06	.06	.06	.00	.08
	Máximo	.00	.07	.15	.15	.11	.09
% Áreas agrícolas de secano	Media	.05	.16	.17	.18	.15	.19
	Error típico de la media	.00	.02	.02	.03	.03	.01
	Mínimo	.02	.10	.06	.06	.06	.17
	Máximo	.07	.18	.28	.28	.24	.23
HMS	Media	13.7	43.3	28.5	30.1	31.9	35.3
	Error típico de la media	4.3	11.3	5.5	13.5	6.5	6.3
	Mínimo	1.0	32.0	.0	.0	17.0	29.0
	Máximo	53.0	77.0	83.0	83.0	54.0	54.0

Tabla 1.42. Tabla resumen de las variables hidromorfológicas y usos del suelo (media, error, mínimo y máximo) correlacionadas significativamente con el multimétrico INVMIB.

Podemos ver estos resultados de una manera más gráfica en las figuras 1.48 y 1.49. El porcentaje total de uso agrícola podemos diferenciarlo según sea dedicado a cultivos de secano (% Áreas agrícolas de secano) o con vegetación natural (% Áreas agrícolas con vegetación natural) y diferenciar el impacto de cada uno por separado.



Figuras 1.48. Diagramas de cajas mostrando la variación de las variables hidromorfológicas en cada clase de estado: A) Porcentaje de áreas agrícolas B) Porcentaje de bosques y áreas seminaturales. También se representan los valores extremos que caen fuera de ese rango.

La correlación entre el índice que cuantifica la modificación del hábitat (HMS) y el multimétrico INVMIB es alta. Podemos distinguir también que las localidades más degradadas según los elementos biológicos y físico-químicos, también están degradadas según las condiciones hidromorfológicas.

Hay algunos valores del índice que son elevados para localidades de referencia o en buen estado (por ejemplo, cuenca de Ternelles B, o en Fornalutx K2101), pero si las estudiamos en detalle comprobamos que esto es debido a la existencia de muros de piedra rústicos o reforzamientos naturalizados que no impactan de manera significativa en la calidad del estado ecológico (Figura 1.49).

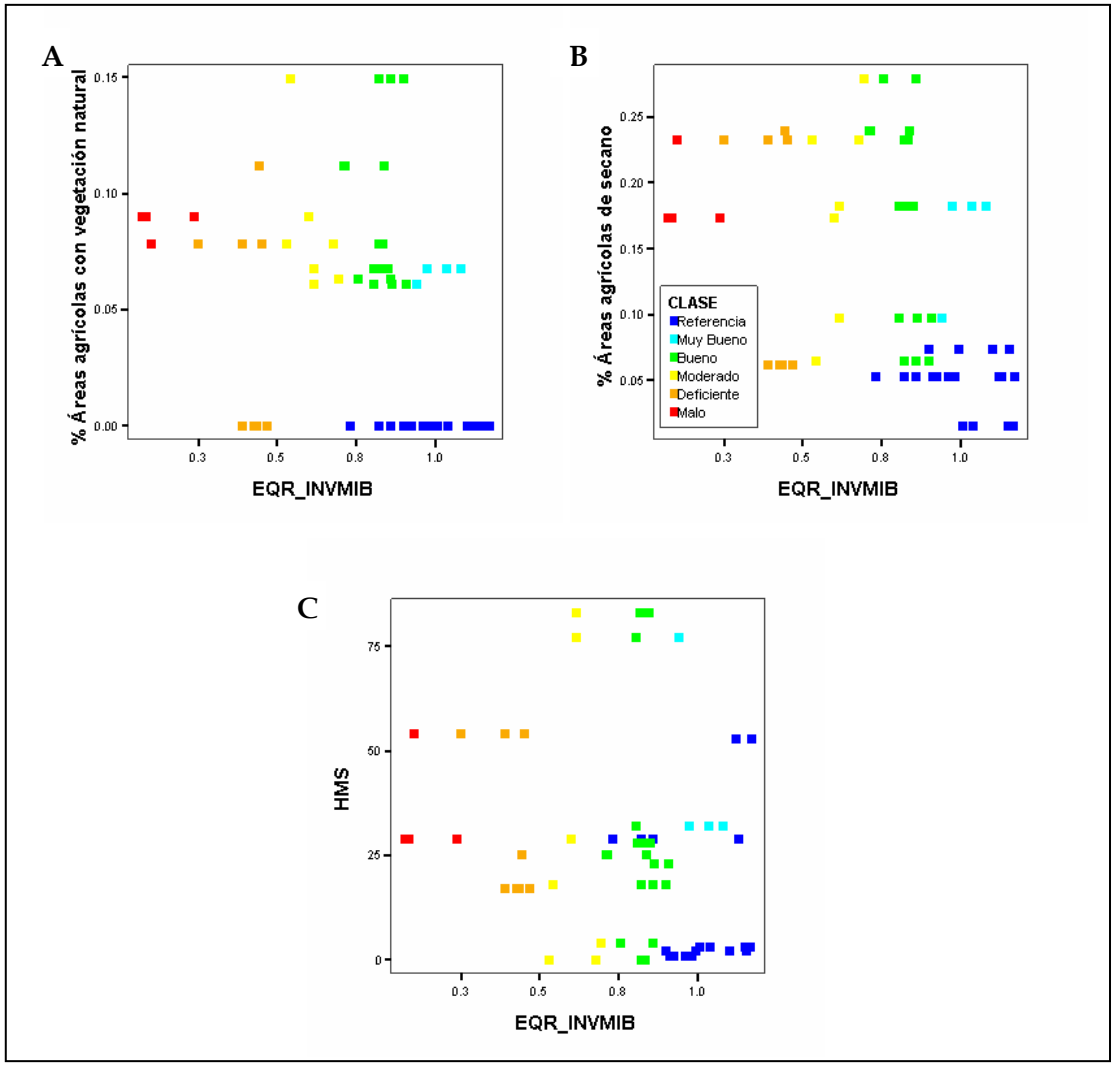


Figura 1.49. Gráficos de dispersión que muestran la distribución de las variables hidromorfológicas y usos del suelo en función del EQR_INVMIB.

1.6.5.3.2. Modelo general TIPO 5 para Diatomeas

Para la elaboración del multimétrico DIATMIB se han usado los valores de las cinco localidades de referencia. Como se observa en la figura 1.50 existe una clara segregación de la muestras a lo largo del gradiente orgánico en función del multimétrico DIATMIB, lo que nos confirma su funcionamiento como indicador de degradación orgánica.

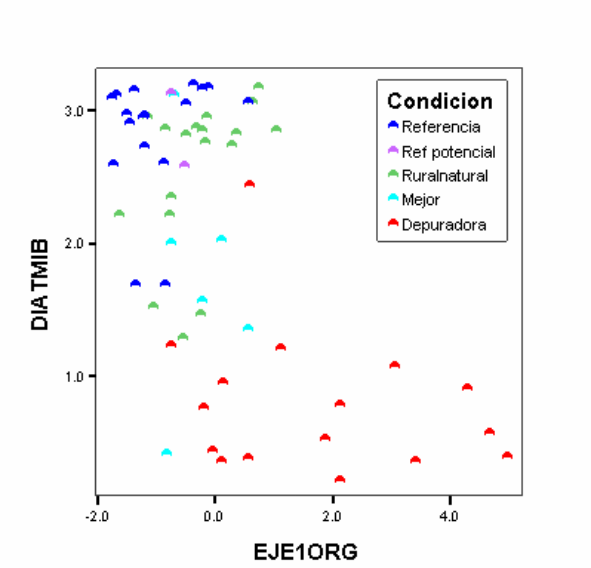


Figura 1.50. Correspondencia entre el gradiente de presión (EJE1ORG) y el DIATMIB.

Elaboración del multimétrico.- Para este tipo se propusieron los cuatro métricos: IPS, FSS, TDI y FST (Tabla 1.19). Posteriormente se descartó el TDI por tener un coeficiente de correlación con el IPS mayor del 0.8 y considerar que su información sería redundante. Al haber referencias, los valores de estos métricos individuales se dividieron por la mediana de los valores de las referencias para posteriormente calcular el multimétrico DIATMIB.

Tanto los métricos individuales seleccionados como el multimétrico DIATMIB se correlacionaron significativamente con los dos ejes de presión extraídos para el tipo 5 (i.e., gradiente orgánico y gradiente general) (Tabla 1.43). Se observa que el multimétrico final esta más correlacionado con el EJE1ORG que los índices individuales.

Correlaciones

			EJE1ORG	EJE1GEN	IPS	FSS	FST	DIATMIB
Rho de Spearman	EJE1ORG	Coeficiente de correlación	1.000	-.657**	-.316*	-.413**	-.409**	-.433**
		Sig. (bilateral)	.	.000	.014	.001	.001	.001
		N	62	62	60	60	60	59
	EJE1GEN	Coeficiente de correlación	-.657**	1.000	.409**	.475**	.506**	.473**
		Sig. (bilateral)	.000	.	.001	.000	.000	.000
		N	62	62	60	60	60	59
	IPS	Coeficiente de correlación	-.316*	.409**	1.000	.861**	.810**	.934**
		Sig. (bilateral)	.014	.001	.	.000	.000	.000
		N	60	60	60	60	60	59
	FSS	Coeficiente de correlación	-.413**	.475**	.861**	1.000	.953**	.968**
		Sig. (bilateral)	.001	.000	.000	.	.000	.000
		N	60	60	60	60	60	59
	FST	Coeficiente de correlación	-.409**	.506**	.810**	.953**	1.000	.919**
		Sig. (bilateral)	.001	.000	.000	.000	.	.000
		N	60	60	60	60	60	59
	DIATMIB	Coeficiente de correlación	-.433**	.473**	.934**	.968**	.919**	1.000
		Sig. (bilateral)	.001	.000	.000	.000	.000	.
		N	59	59	59	59	59	59

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Tabla 1.43. Tabla de correlación ente el multimétrico DIATMIB, los métricos utilizados para el cálculo del multimétrico de diatomeas para el Tipo 5, los valores de EQR_DIATMIB y los gradientes de presión general (EJE1DEG) y orgánico (EJE1ORG) extraídos con el PCA (ver texto) para el Tipo5. Se muestra el valor del coeficiente de correlación (*Rho Spearman*) obtenido entre dos variables.

Los valores del multimétrico para cada una de las localidades, se presenta en al tabla 1.44 junto a la mediana de los valores de las referencias y su valor de EQR_DIATMIB. Los valores del EQR van a resultar de dividir DIATMIB entre la mediana de la serie de referencia. También observamos en la tabla el resultado de los cortes de 0.93, 0.7, 0.5 y 0.25 propuestos.

ID_MUESTREO	REFPOT	Condición	IPS	TDI/20	FSS T5	FST T5	1-FST	NIPS	NTDI	NFST	DIAT	EQR	Clases
AC25oto05	ref	Referencia	16.6	15.7	0.909	0.002	0.962	0.971	1.043	0.984	2.900	0.975	Referencia
AC25pri06	ref	Referencia	19.3	14.9	0.968	0.002	0.990	1.129	0.990	1.012	3.149	1.058	Referencia
AC25ver06	ref	Referencia	19.1	15.7	0.988	0.002	0.998	1.117	1.043	1.020	3.165	1.063	Referencia
AC25wer05	ref	Referencia	17.6	16.2	0.981	0.002	0.993	1.029	1.076	1.015	3.065	1.030	Referencia
B1000pri06	ref	Referencia	15.7	11.1	0.782	0.002	0.845	0.918	0.738	0.863	2.595	0.872	Referencia
B1000ver06	ref	Referencia	17	14.4	0.936	0.002	0.976	0.994	0.957	0.998	2.966	0.997	Referencia
B2000oto05	ref	Referencia	10.2	6.4	0.192	0.000	0.873	0.596	0.425	0.892	1.689	0.567	Referencia
B2000pri06	ref	Referencia	13.5	4.1	0.237	0.001	0.644	0.789	0.272	0.658	1.695	0.569	Referencia
B2000ver06	ref	Referencia	19.7	15.2	0.986	0.002	0.993	1.152	1.010	1.015	3.194	1.073	Referencia
B2000wer05	ref	Referencia	17.2	12.6	0.727	0.002	0.824	1.006	0.837	0.842	2.605	0.875	Referencia
B2001oto05	ref	Referencia											Referencia
B2001pri06	ref	Referencia	19.2	14.8	0.962	0.002	0.974	1.123	0.983	0.995	3.119	1.048	Referencia
B2001ver06	ref	Referencia	19.5	15.3	0.983	0.002	0.988	1.140	1.017	1.010	3.174	1.066	Referencia
B2001wer05	ref	Referencia	14.7	12	0.896	0.002	0.916	0.860	0.797	0.937	2.729	0.917	Referencia
G3000oto05	ref	Referencia	16.3	17.9	0.973	0.002	0.988	0.953	1.189	1.010	2.976	1.000	Referencia
G3000pri06	ref	Referencia	15.9	18.6	0.980	0.002	0.980	0.930	1.236	1.002	2.952	0.992	Referencia
G3000ver06	ref	Referencia	17.3	17.3	0.985	0.002	0.990	1.012	1.150	1.012	3.050	1.025	Referencia
G3000wer05	ref	Referencia	18.5	15.6	0.960	0.002	0.996	1.082	1.037	1.018	3.099	1.041	Referencia
		Mediana	17.1	15.05	0.961	0.002	0.978	1.000	1.000	1.000	2.976	0.917	
AB240oto05	Ref potencial	Ref potencial											
K2100ver06	no ref	Ruralnatural	19.2	15.4	0.988	0.002	0.995	1.123	1.023	1.017	3.168	1.064	Muy Bueno
AB240ver06	Ref potencial	Ref potencial	19.1	15.6	0.963	0.002	0.990	1.117	1.037	1.012	3.131	1.052	Muy Bueno
K3100pri06	no ref	Mejor	19.5	14.8	0.944	0.002	0.970	1.140	0.983	0.991	3.114	1.046	Muy Bueno
Y288ver06	no ref	Ruralnatural	19	14.2	0.918	0.002	0.973	1.111	0.944	0.994	3.061	1.029	Muy Bueno
Y288pri06	no ref	Ruralnatural	17.8	13	0.865	0.002	0.988	1.041	0.864	1.010	2.951	0.992	Muy Bueno
Y288wer05	no ref	Ruralnatural	17.5	14.7	0.901	0.002	0.968	1.023	0.977	0.990	2.951	0.992	Muy Bueno
K2100pri06	no ref	Ruralnatural	18.5	13.4	0.789	0.002	0.948	1.082	0.890	0.969	2.872	0.965	Muy Bueno
K2101wer05	no ref	Ruralnatural	18.5	13.5	0.801	0.002	0.921	1.082	0.897	0.942	2.858	0.960	Muy Bueno
K2100oto05	no ref	Ruralnatural	17.3	14	0.864	0.002	0.917	1.012	0.930	0.938	2.849	0.957	Muy Bueno
Y288oto05	no ref	Ruralnatural	17.2	15.1	0.831	0.002	0.954	1.006	1.003	0.975	2.845	0.956	Muy Bueno
K2101ver06	no ref	Ruralnatural	18.9	14	0.811	0.002	0.863	1.105	0.930	0.882	2.832	0.952	Muy Bueno
K2100wer05	no ref	Ruralnatural	17	14.2	0.872	0.002	0.894	0.994	0.944	0.914	2.816	0.946	Muy Bueno
K31ver06	no ref	Ruralnatural	18.3	13.5	0.751	0.002	0.884	1.070	0.897	0.904	2.756	0.926	Bueno
K23ver06	no ref	Ruralnatural	17.4	13.9	0.702	0.002	0.972	1.018	0.924	0.994	2.742	0.921	Bueno
AB240pri06	Ref potencial	Ref potencial	16.8	11	0.665	0.001	0.892	0.982	0.731	0.912	2.586	0.869	Bueno
V319pri06	no ref	Depuradora	11.9	9.1	0.804	0.002	0.888	0.696	0.605	0.908	2.441	0.820	Bueno
K31oto05	no ref	Ruralnatural	15.2	12.2	0.645	0.003	0.766	0.889	0.811	0.783	2.344	0.787	Bueno
K31pri06	no ref	Ruralnatural	15.4	11.9	0.320	0.001	0.961	0.901	0.791	0.983	2.217	0.745	Bueno
K23pri06	no ref	Ruralnatural	16	11.1	0.378	0.001	0.867	0.936	0.738	0.886	2.216	0.745	Bueno
V3190oto05	no ref	Mejor	15.9	15.2	0.393	0.001	0.667	0.930	1.010	0.682	2.021	0.679	Moderado
K3100oto05	no ref	Mejor	14	6.2	0.236	0.001	0.920	0.819	0.412	0.940	2.005	0.674	Moderado
V3190wer05	no ref	Mejor	15.7	7.4	0.244	0.001	0.382	0.918	0.492	0.390	1.562	0.525	Moderado
K23oto05	no ref	Ruralnatural	13.8	7.2	0.300	0.001	0.399	0.807	0.478	0.407	1.526	0.513	Moderado
K2101pri06	no ref	Ruralnatural	16.9	4	0.150	0.000	0.317	0.988	0.266	0.324	1.468	0.493	Deficiente
V3190ver06	no ref	Mejor	14.6	7.5	0.168	0.001	0.322	0.854	0.498	0.329	1.358	0.456	Deficiente
K2101oto05	no ref	Ruralnatural	12.4	4.5	0.151	0.000	0.400	0.725	0.299	0.409	1.291	0.434	Deficiente
N79pri06	no ref	Depuradora	10.9	2	0.072	0.000	0.507	0.637	0.133	0.519	1.231	0.414	Deficiente
N79ver06	no ref	Depuradora	13.1	1.1	0.021	0.000	0.413	0.766	0.073	0.422	1.211	0.407	Deficiente
V319wer05	no ref	Depuradora	11.3	2.2	0.013	0.000	0.398	0.661	0.146	0.407	1.082	0.363	Deficiente
N79wer05	no ref	Depuradora	14.9	0.9	0.005	0.000	0.072	0.871	0.060	0.073	0.950	0.319	Deficiente
Y289wer05	no ref	Depuradora	9	1.6	0.022	0.000	0.351	0.526	0.106	0.359	0.908	0.305	Deficiente
Y289ver06	no ref	Depuradora	9.4	3.5	0.000	0.000	0.236	0.550	0.233	0.241	0.791	0.266	Deficiente
N79oto05	no ref	Depuradora	8.6	1.3	0.000	0.000	0.258	0.503	0.086	0.264	0.767	0.258	Deficiente
Y286ver06	no ref	Depuradora	4.5	1.7	0.027	0.000	0.272	0.263	0.113	0.278	0.570	0.191	Malo
Y289oto05	no ref	Depuradora	6.5	1.5	0.000	0.000	0.146	0.380	0.100	0.149	0.529	0.178	Malo
Y289pri06	no ref	Depuradora	5.2	2.2	0.012	0.000	0.127	0.304	0.146	0.129	0.446	0.150	Malo
V3190pri06	no ref	Mejor	3.4	4.7	0.007	0.000	0.206	0.199	0.312	0.210	0.417	0.140	Malo
Y286oto05	no ref	Depuradora	4.2	1.6	0.002	0.000	0.145	0.246	0.106	0.148	0.396	0.133	Malo
V319oto05	no ref	Depuradora	4.3	1.2	0.057	0.000	0.069	0.251	0.080	0.071	0.382	0.128	Malo
V319ver06	no ref	Depuradora	3.5	1.6	0.002	0.000	0.158	0.205	0.106	0.161	0.368	0.124	Malo
Y286pri06	no ref	Depuradora	4	3.1	0.019	0.000	0.107	0.234	0.206	0.109	0.363	0.122	Malo
Y286wer05	no ref	Depuradora	3.4	1.5	0.000	0.000	0.021	0.199	0.100	0.021	0.220	0.074	Malo
K3100ver06	no ref	Mejor											

Tabla 1.44. Valor del EQR obtenido para cada muestra (IDmuestra= identificador de cada muestra; Refpot= identificado de referencia vs. No referencia; Condición de cada muestra; métricos seleccionados y normalizados, DIATMIB= multimétrico de diatomeas del tipo 5, EQR (EQR_DIATMIB)= índice de estado ecológico; CLASES: clases de estado. Las clases de estado pertenecen a los cortes propuestos y aparecen ordenadas en orden descendente en función del EQR.

Las muestras de otoño y primavera de la localidad B2000 tienen valores en torno a 0.5 del EQR debido a que los valores de los métricos IPS y TDI son bajos. Esto es debido a la presencia del género *Nitzschia* que penaliza los valores de estos métricos y por tanto también el valor final del multimétrico (Tabla 1.44).

Relación entre las clases de estado y la comunidad de diatomeas.- Una vez establecidas las clases se puede conocer los rangos de valores que toma cada índice para cada una de las clases. En la tabla 1.45 se presentan los valores correspondientes para cada clase de estado ecológico, del DIATMIB y de cada uno de los índices que lo componen. Se indican los valores medios, error de la media y rango de valores (mínimo y máximo).
Se observa entre clases el cambio que se produce en los valores de los índices al disminuir la clase de estado ecológico.

		Clases de Estado					
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
IPS	Media	16.8	18.3	15.9	14.9	12.1	4.3
	Error típico de la media	.6	.3	.8	.6	.9	.3
	Mínimo	10.2	17.0	11.9	13.8	8.6	3.4
	Máximo	19.7	19.5	18.3	15.9	16.9	6.5
FSS	Media	.812	.879	.609	.293	.060	.014
	Error típico de la media	.069	.019	.070	.036	.022	.006
	Mínimo	.169	.789	.320	.236	.000	.000
	Máximo	.988	.988	.804	.393	.168	.057
NFST	Media	.917	.970	.910	.605	.335	.142
	Error típico de la media	.046	.012	.026	.130	.039	.025
	Mínimo	.222	.882	.783	.390	.073	.021
	Máximo	1.020	1.017	.994	.940	.519	.278
DIATMIB	Media	2.831	2.954	2.472	1.779	1.106	.410
	Error típico de la media	.113	.038	.087	.135	.077	.034
	Mínimo	1.689	2.816	2.216	1.526	.767	.220
	Máximo	3.194	3.168	2.756	2.021	1.468	.570
EQR_DIATMIB	Media	.951	.993	.830	.598	.371	.138
	Error típico de la media	.038	.013	.029	.046	.026	.011
	Mínimo	.567	.946	.745	.513	.258	.074
	Máximo	1.073	1.064	.926	.679	.493	.191

Tabla 1.45. Tabla resumen por clases de estado de los valores medios, error de la media y rango para el multimétrico DIATMIB, el EQR_DIATMIB y los tres métricos que lo componen (Se han incluido los valores del FST normalizado como NFST).

Gráficamente lo observamos en los siguientes diagramas de cajas (Figura 1.50).

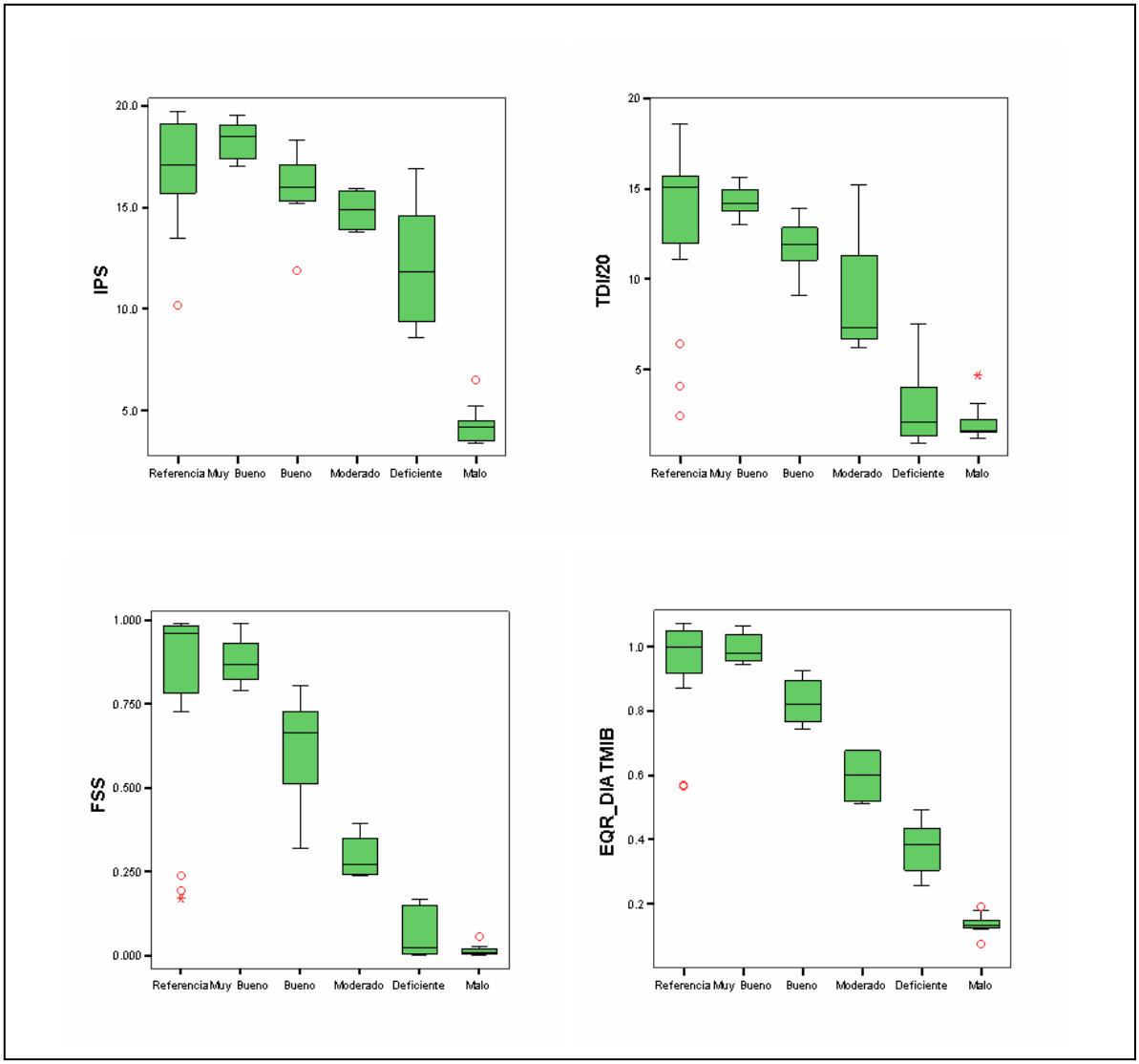


Figura 1.51. Diagramas de cajas de las muestras ya incluidas en la clase a la que pertenecen según el DIATMIB y el rango de valores que tienen para cada uno de los índices y también para el multimétrico.

En los siguientes gráficos se presentan las relaciones entre los valores del multimétrico y los índices que lo componen (Figura 1.52). Cada muestra está etiquetada con el color de la clase a la que pertenece según la tabla 1.44.

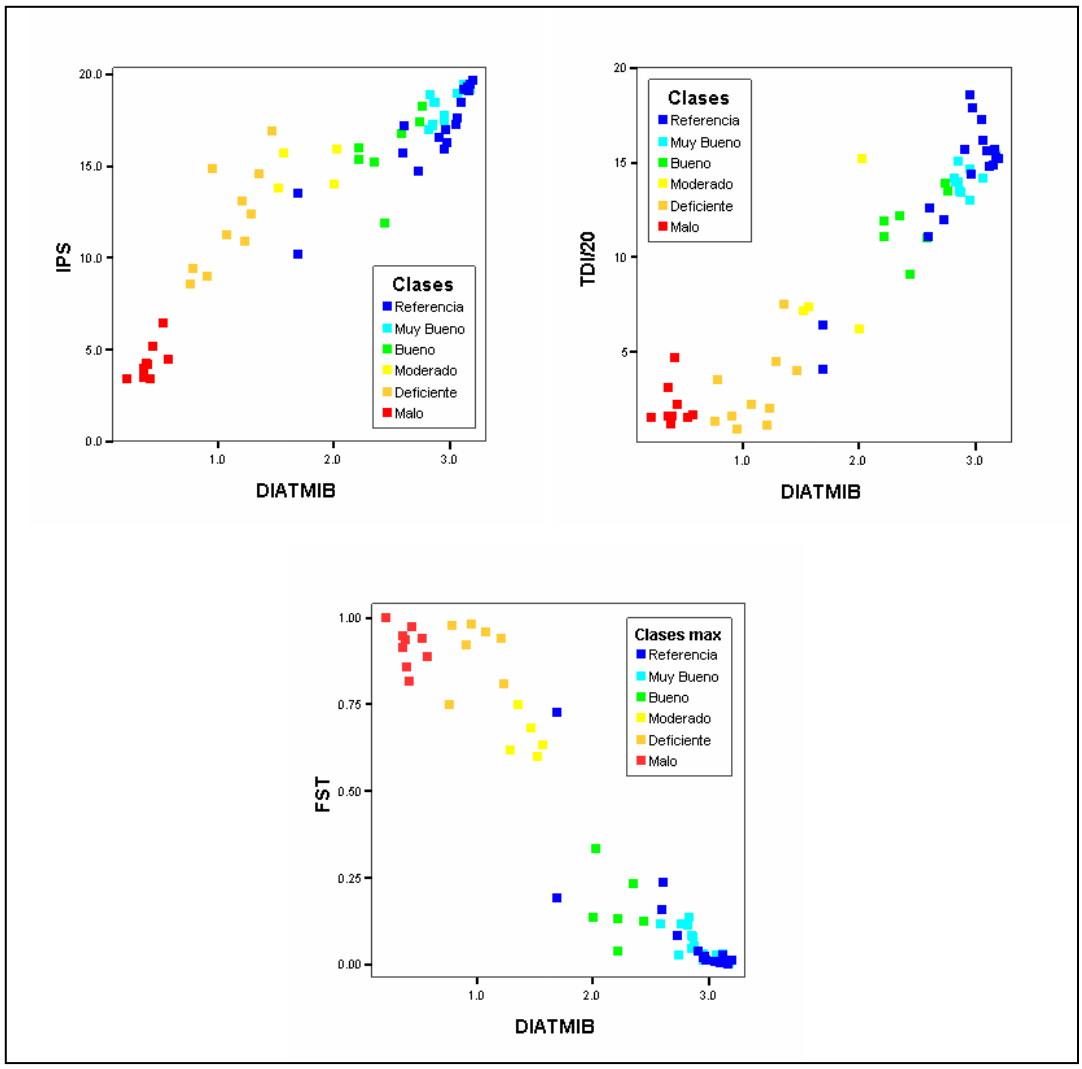


Figura 1.52. Relación entre los valores del multimétrico DIATMIB y cada uno de los métricos que lo componen.

Para comprobar que las clases del estado ecológico que han sido definidas por este nuevo multimétrico, se corresponden con las comunidades de diatomeas, se ha realizado una ordenación MDS con todas las muestras incluidas en este tipo (Figura 1.53), adjudicándosele a cada muestra la clase en la que ha sido incluida según nuestro métrico (Tabla 1.44).

En la ordenación se puede observar como la clase de estado cambia de izquierda a derecha (Figura 1.53). Las referencias y las muestras pertenecientes a la clase de estado Muy Bueno se agrupan dispersas en la parte inferior izquierda de la ordenación. Esto significa que en las comunidades de las localidades de referencia hay diferencias. Algo más alejadas se encuentran las muestras de clase bueno y moderado aunque hay una muestra de la

localidad V3190 que pertenece a la clase de estado Moderado y se mezcla con las muestras de Referencia y muy buen estado. A continuación se distribuyen las muestras de clase Deficiente y las más alejadas son las de la clase de estado Malo. Se observa que las distribución de las clases que han sido generadas por los valores del multimétrico, separan claramente las comunidades de diatomeas más diferentes como son las referencias y las muestras más impactadas por presiones orgánicas como son localidades como: V319 (bajo depuradora de Puigpunyent), Y289 (bajo depuradora de Valldemosa) y Y286 (bajo depuradora de Esporles).

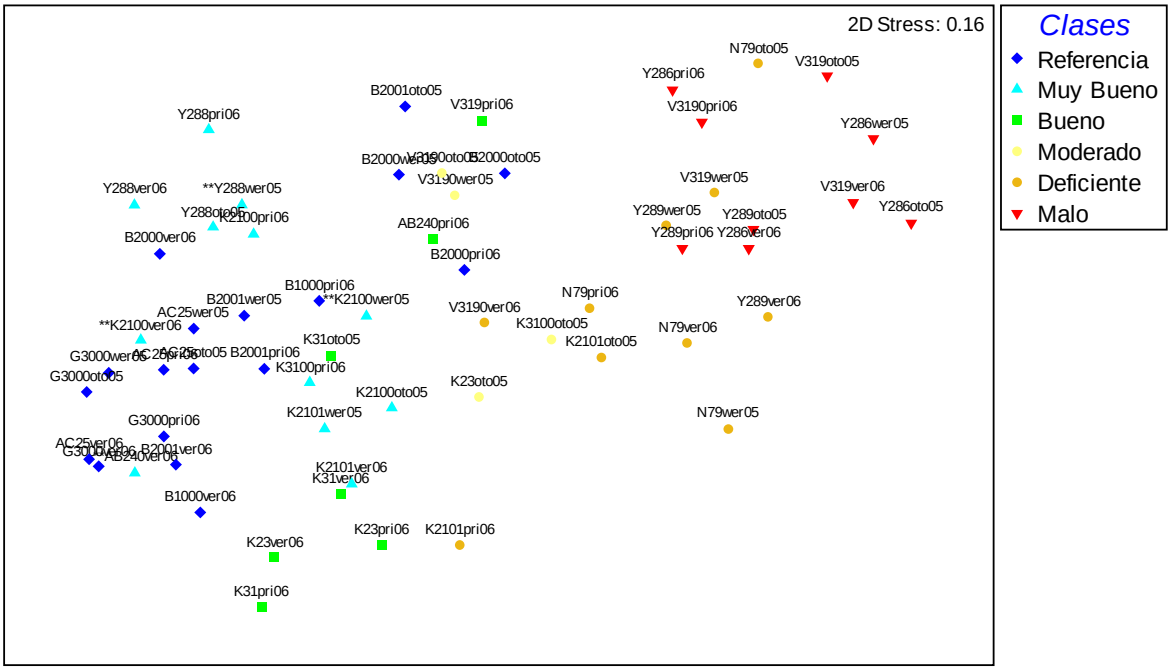


Figura 1.53. Ordenación MDS de las comunidades de diatomeas de las todas las muestras incluidas en tipo 5. Las clases de estado ecológico son las correspondientes a la tabla 1.44.

Relación entre las clases de estado y las condiciones físico-químicas.- Los valores del eje de presión orgánica (EJE1ORG), degradación general (EJE1DEG) y del multimétrico DIATMIB se correlacionaron con los valores de las algunas variables físico-químicas del agua medidas en campo y laboratorio para el tipo 5. En la tabla 1.46, se incluyen los valores y rangos de las variables físico-químicas más correlacionadas con los ejes.

		Clases de Estado					
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Alcalinidad (meqL)	Media	5.257	5.400	4.315	6.187	5.930	6.532
	Error típico de la media	.249	.502	.528	1.302	.515	.441
	Mínimo	3.574	3.816	3.434	3.742	3.990	4.444
	Máximo	7.886	9.171	7.388	9.139	8.613	8.226
Fosfato (PO4 mgL)	Media	.217	.061	.063	.006	1.602	3.487
	Error típico de la media	.126	.017	.023	.005	.789	1.561
	Mínimo	.001	.001	.001	.001	.031	.211
	Máximo	2.327	.172	.166	.020	8.043	14.280
Nitrito (NO2 mgL)	Media	.006	.013	.015	.006	.119	.257
	Error típico de la media	.001	.004	.011	.000	.067	.152
	Mínimo	.005	.005	.001	.005	.005	.013
	Máximo	.019	.045	.079	.007	.685	1.449
Amonio (NH4 mgL)	Media	.016	.014	.120	.011	.158	1.468
	Error típico de la media	.004	.005	.103	.006	.085	.862
	Mínimo	.005	.005	.005	.005	.005	.023
	Máximo	.064	.060	.733	.028	.799	6.191
Silice (SIO2 mgL)	Media	4.012	4.360	2.218	3.548	7.174	6.482
	Error típico de la media	.457	.830	.591	1.071	.967	.976
	Mínimo	1.558	2.052	.100	1.557	1.980	3.856
	Máximo	7.609	12.099	4.937	6.470	12.435	10.874
Cloruro (Cl mgL)	Media	87.279	59.419	92.986	53.299	61.327	89.623
	Error típico de la media	22.779	26.758	44.880	16.561	7.453	10.362
	Mínimo	20.010	20.463	19.970	24.300	28.776	29.835
	Máximo	369.490	352.100	326.685	88.194	95.231	128.5
Sodio (Na mgL)	Media	26.382	20.957	21.140	30.649	44.902	59.993
	Error típico de la media	3.061	2.675	4.597	7.790	6.123	13.148
	Mínimo	11.825	12.240	9.689	16.960	16.690	16.540
	Máximo	53.966	39.030	47.140	47.256	74.646	130.5
Potasio (K mgL)	Media	1.681	2.013	1.868	2.530	6.683	8.702
	Error típico de la media	.215	.374	.516	.541	1.776	2.824
	Mínimo	.896	.729	.502	1.606	.912	1.157
	Máximo	3.894	5.146	4.498	4.039	18.510	26.320
Oxigeno (mgL)	Media	9.71	8.41	10.41	7.12	7.58	5.65
	Error típico de la media	.23	.98	.62	1.48	1.02	1.29
	Mínimo	7.32	1.89	9.26	4.16	1.29	1.45
	Máximo	11.30	12.40	14.07	10.25	11.40	10.65
pH	Media	8.161	7.756	8.159	7.638	7.877	7.763
	Error típico de la media	.047	.144	.062	.219	.123	.093
	Mínimo	7.804	6.958	7.895	7.247	7.445	7.515
	Máximo	8.436	8.355	8.399	8.263	8.710	8.345
Conductividad electrica (CE mScm)	Media	763	808	604	757	1138	1160
	Error típico de la media	77	86	108	229	131	78
	Mínimo	302	463	364	378	449	889
	Máximo	1334	1532	1174	1372	1780	1489
Clorofila a (Ugcm2L	Media	.906	2.230	3.459	.967	5.434	3.264
	Error típico de la media	.164	.521	1.300	.322	2.610	1.320
	Mínimo	.075	.148	.018	.088	1.349	.044
	Máximo	2.314	6.237	10.006	1.591	28.694	12.579
Peso seco (gm2L)	Media	9.698	17.499	14.223	23.280	15.453	12.225
	Error típico de la media	2.609	3.304	3.913	6.653	3.978	1.879
	Mínimo	.995	5.902	5.081	10.133	5.041	2.353
	Máximo	47.357	43.063	35.863	39.868	40.574	19.847

Tabla 1.46. Tabla resumen de las variables físico-químicas (media, error, mínimo y máximo) correlacionadas significativamente con el multimétrico DIATMIB.

Gráficamente se pueden ver los rangos de valores de algunas variables de la composición química del agua como nutrientes: fosfatos, cationes como el sodio o la concentración de oxigeno en el agua, agrupadas según las clases de estado elaboradas a partir del EQR (Figura 1.54).

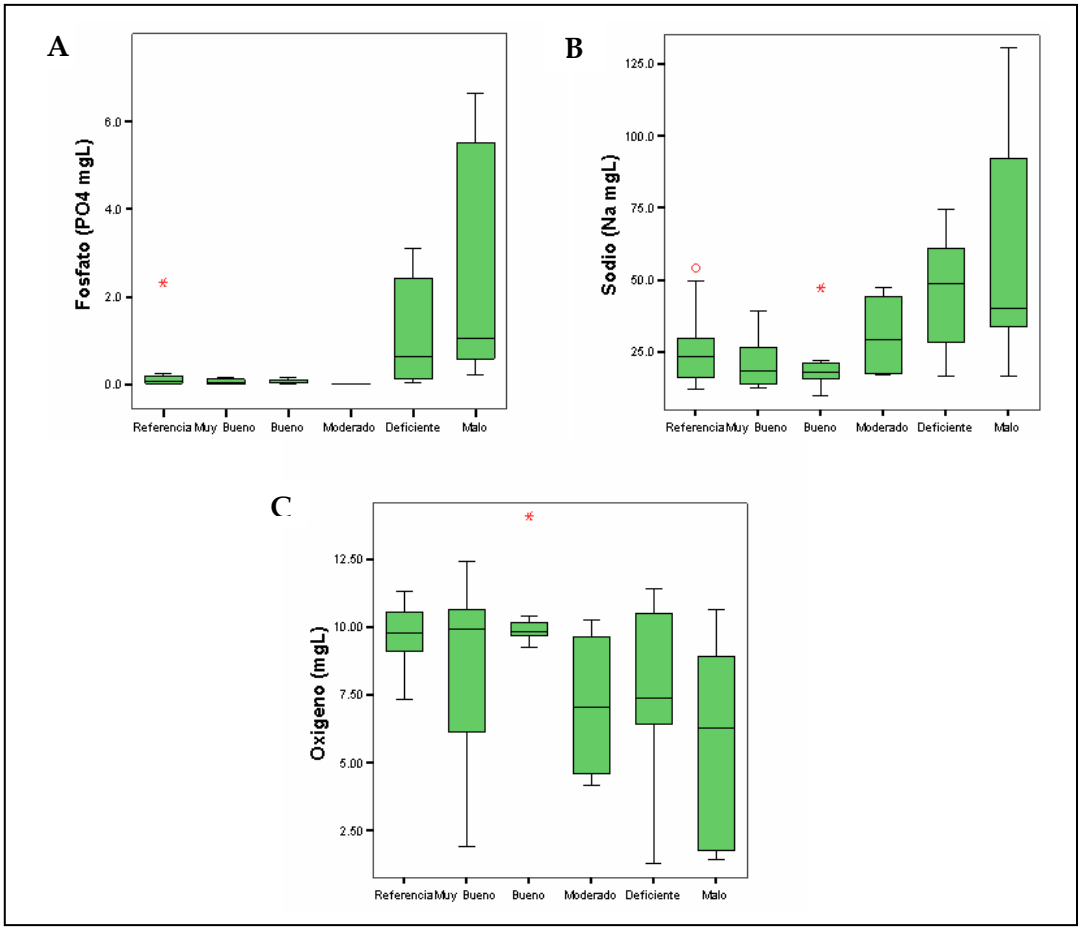


Figura 1.53. Diagramas de cajas mostrando la variación de las variables físico-químicas en cada clase de estado: A) Fosfato, B) Sodio y C) Concentración de oxígeno.

Observamos como el fosfato y el sodio tienen menor rango de valores para las clases: referencia, muy buen y buen estado. En cambio para las clases de estado deficiente y malo, las medias y los rangos son muy superiores.

También vemos con como las medias de la concentración de oxigeno disuelto son menores en las clases de estado deficiente y malo.

En los diagramas de dispersión, se representan los valores del EQR_DIATMIB para cada muestra con los valores de la variable nitritos y potasio (Figuras 1.55).

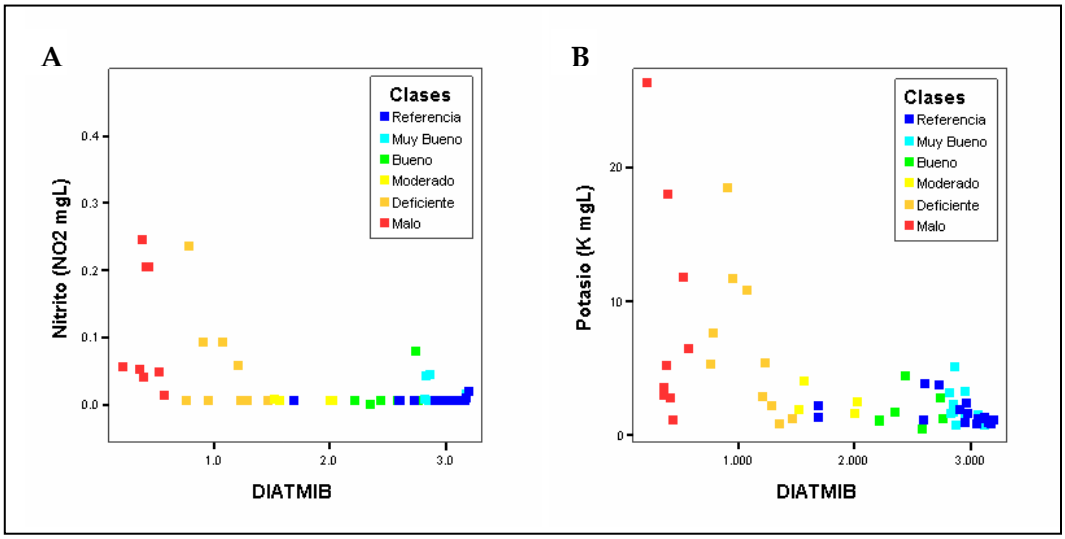


Figura 1.55. Gráficos de dispersión que muestran la distribución de las variables físico-químicas en función del EQR_DIATMIB de diatomeas: A) Nitrito y B) Potasio.

Relación entre las clases de estado y las condiciones hidromorfológicas y usos del suelo.- Los valores de los ejes y del EQR_DIATMIB se correlacionaron con los valores de variables calculadas con el CARAVAGGIO y con los porcentajes de usos del suelo en la cuenca.

En la tabla 1.47 se incluyen los datos para cada clase de estado de los ejes, algunas de las variables y los porcentajes de usos más correlacionados con los ejes y el EQR_DIATMIB.

Gráficamente observamos los rangos de valores que toma el EJE1ORG y alguno de estos porcentajes de usos del suelo, para cada una de las clases (Figura 1.56).

		Clases de Estado					
		Referencia	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
% Áreas artificiales	Media	.000	.010	.021	.041	.024	.039
	Error típico de la media	.000	.003	.008	.014	.008	.007
	Mínimo	.000	.000	.000	.015	.000	.021
	Máximo	.000	.018	.066	.066	.066	.066
% Áreas agricolas	Media	.061	.257	.258	.079	.271	.241
	Error típico de la media	.006	.028	.030	.079	.037	.035
	Mínimo	.015	.000	.175	.000	.000	.000
	Máximo	.075	.342	.342	.315	.351	.311
% Bosques y Áreas seminaturales	Media	.939	.717	.719	.681	.674	.685
	Error típico de la media	.006	.019	.033	.044	.019	.021
	Mínimo	.925	.644	.623	.623	.623	.623
	Máximo	.985	.809	.809	.809	.783	.783
% Áreas agricolas con vegetación natural	Media	.000	.094	.066	.071	.074	.066
	Error típico de la media	.000	.012	.002	.004	.014	.013
	Mínimo	.000	.061	.061	.061	.000	.000
	Máximo	.000	.149	.078	.078	.112	.090
% Áreas agricolas de secano	Media	.049	.144	.167	.186	.191	.168
	Error típico de la media	.005	.020	.028	.032	.023	.022
	Mínimo	.015	.064	.097	.097	.062	.062
	Máximo	.073	.279	.279	.232	.239	.232
% Áreas agricolas de regadio	Media	.012	.034	.026	.021	.037	.041
	Error típico de la media	.003	.010	.011	.015	.016	.016
	Mínimo	.000	.000	.000	.000	.000	.000
	Máximo	.022	.065	.065	.065	.119	.119
HQA	Media	45.9	45.4	29.9	38.4	34.9	41.4
	Error típico de la media	2.2	1.7	4.8	3.3	4.0	2.5
	Mínimo	31.5	36.0	19.0	29.0	21.5	34.0
	Máximo	57.0	51.5	48.5	43.0	51.0	51.0
HMS	Media	14	27	34	67	25	23
	Error típico de la media	4	5	13	8	4	6
	Mínimo	1	4	0	54	0	0
	Máximo	53	77	83	83	54	54

Tabla 1.47. Tabla resumen de las variables hidromorfológicas y usos del suelo (media, error, mínimo y máximo) correlacionadas significativamente con el multimétrico DIATMIB.

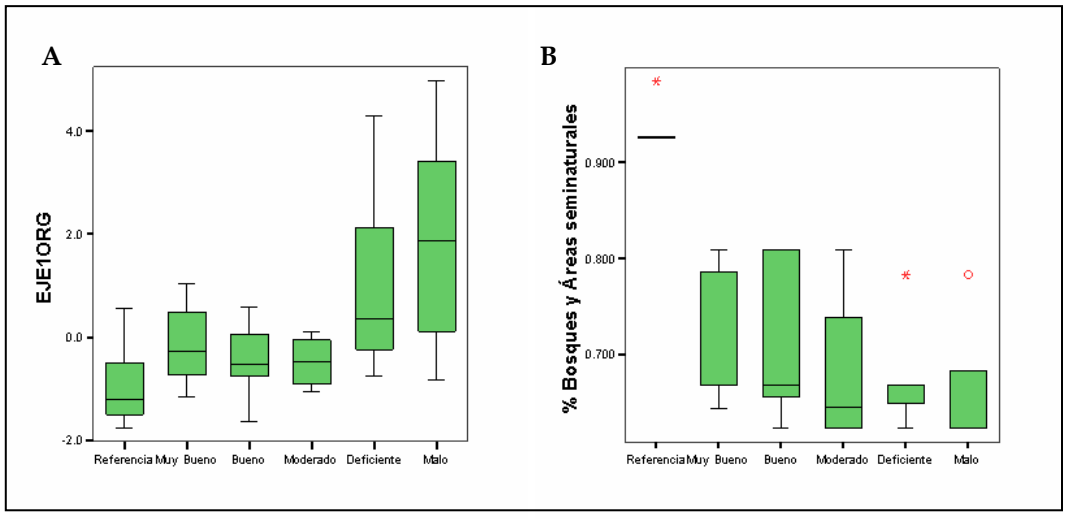


Figura 1.56. Diagramas de cajas mostrando la variación de las variables hidromorfológicas y usos del suelo en cada clase de estado.

Observamos como los valores del EJE1ORG disminuyen con la clase de estado y como los mayores valores los alcanzan en las localidades de referencia y muy buen estado ecológico (Tabla 1.47).

Se observa (Figura 1.57) como los mayores valores en porcentaje de bosques y áreas seminaturales los tienen las localidades de referencia y como estas mismas localidades y las de estado ecológico Muy Bueno son las que menor porcentaje de superficies artificiales poseen.

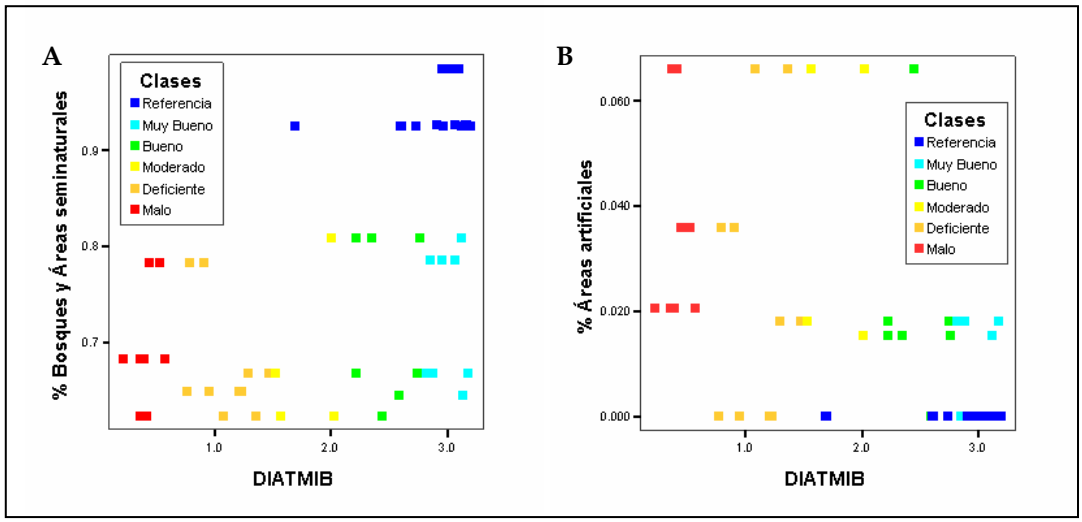


Figura 1.57. Gráficos de dispersión que muestran la distribución de las variables hidromorfológicas y usos del suelo en función del EQR_DIATMIB de diatomeas.

1.6.6. Evaluación e integración de las Clases de Estado Ecológico

Con el objetivo de evaluar el estado ecológico de los torrentes estudiados se siguieron los siguientes pasos:

1. Evaluación de los elementos biológicos de calidad, invertebrados y diatomeas.
2. Integración de los dos elementos biológicos y propuesta de las clases de estado ecológico.
3. Comprobación del estado físico-químico e hidromorfológico de las clases de estado ecológico.

El procedimiento a seguir para evaluar las localidades estudiadas en base a los elementos biológicos de calidad analizados han sido los siguientes:

• Se propone una *campaña óptima de muestreo y evaluación* para cada elemento biológico analizado, para ello se han realizado correlaciones entre los EQR obtenido por campaña de muestreo y el EQR medio obtenido con las tres campañas del año hidrológico 2005-2006 (EQR-INVMIB para invertebrados y EQR-DIATMIB, para diatomeas). Para el cálculo del EQR medio no se ha tenido en cuenta la campaña del verano del 2005, para no sobreestimar los resultados obtenidos en verano. La media anual se considera el valor más integrador del estado ecológico. De forma que aquélla/s campaña/s de muestreo cuyo valor de EQR presente la correlación más alta con el EQR medio, se considerará/n la más *óptima* para la evaluación del estado ecológico. Caso de que se den correlaciones altas para dos o incluso las tres campañas se propone el uso de la media de las mismas.

• Una vez se calcula así el valor de EQR *óptimo* para cada elemento biológico, se lleva a cabo la integración de los resultados obtenidos, de forma que aquéllas estaciones de muestreo cuyo EQR sea inferior a 0.6 para alguno de los dos elementos, se considerará que no "cumplen" con el estado Biológico, y se les asigna la peor de las dos clases de Estado calculadas para cada elemento. Esta clase se corresponde a la *Clase de Estado Ecológico.*

Como ya se dijo en el apartado 1.5 *Análisis de Datos*, para el presente convenio se va a asumir un error en la clasificación de clases de estado ecológico del 10%. Por ello el corte 0.7 entre el estado *Bueno* y *Moderado*, utilizado hasta este momento en el informe, se reemplazará por **0.6**, a la espera de una futura validación con más datos y los resultados finales del ejercicio de intercalibración.

• Las clases de estado ecológico obtenidas en base a los elementos biológicos se contrastan con las variables físico-químicas e hidromorfológicas de forma previa a su integración según los requerimientos de la Directiva. Los datos físico-químicos e hidromorfológicos se suministran para las *Clases de Estado Ecológico* establecidas para cada elemento biológico. A continuación, se sigue con el procedimiento de *INTEGRACIÓN* de ambos elementos biológicos definido por la Directiva para suministrar la clase de estado ecológico final. Dicho procedimiento de integración se realizará por tipo de torrente una vez realizada la evaluación de cada elemento biológico por separado.

El primer paso para evaluar un torrente tomando los invertebrados o diatomeas como elemento biológico indicador, es definir el EQR *óptimo de muestreo.* Para ello, una vez hemos calculado el EQR de cada muestra y confirmado su respuesta a la presión, se calcula el EQR medio (EQRmed_MIB).

Para corroborar la/s campaña/s que pueden intuirse como *óptimos de muestreo*, se han realizado correlaciones entre el valor de los EQR obtenido en cada campaña y el EQR medio para las 3 campañas del año hidrológico 2005-2006. Todas las correlaciones son muy altas y similares. Las correlaciones más altas, correspondieron a las campañas de primavera y verano del 2006, por lo que se calculó la correlación entre la media del EQR obtenido en estas dos campañas (EQR primavera-verano) y el EQR medio del ciclo hidrológico, resultando un coeficiente de correlación mayor. Así, se proponen estas dos campañas como óptimas para la evaluación del estado de los puntos y muestreos, y este valor de EQR medio de las dos campañas seleccionadas, primavera y verano, será el que se utilice para hacer la evaluación del estado ecológico final.

1.6.6.1. TIPO 1: TORRENTES DEL LLANO

INVERTEBRADOS.- El tipo 1 está representado por 30 localidades que han sido muestreadas en distintas campañas de muestreo resultando en un total de 96 puntos. La campaña de verano 05, está compuesta por pocos puntos, debido a la escasez de agua durante el período de muestreo que invalidó el muestreo para algunos puntos. Los diagramas de barras muestran la distribución del EQR_INVMIB en las localidades estudiadas por campaña (Figura 1.59B), se aprecia una constancia en la evaluación. Para poder observar mejor la distribución del EQR por punto de muestreo se representan los diagramas de barras separando las campañas de muestreo (Figura 1.58).

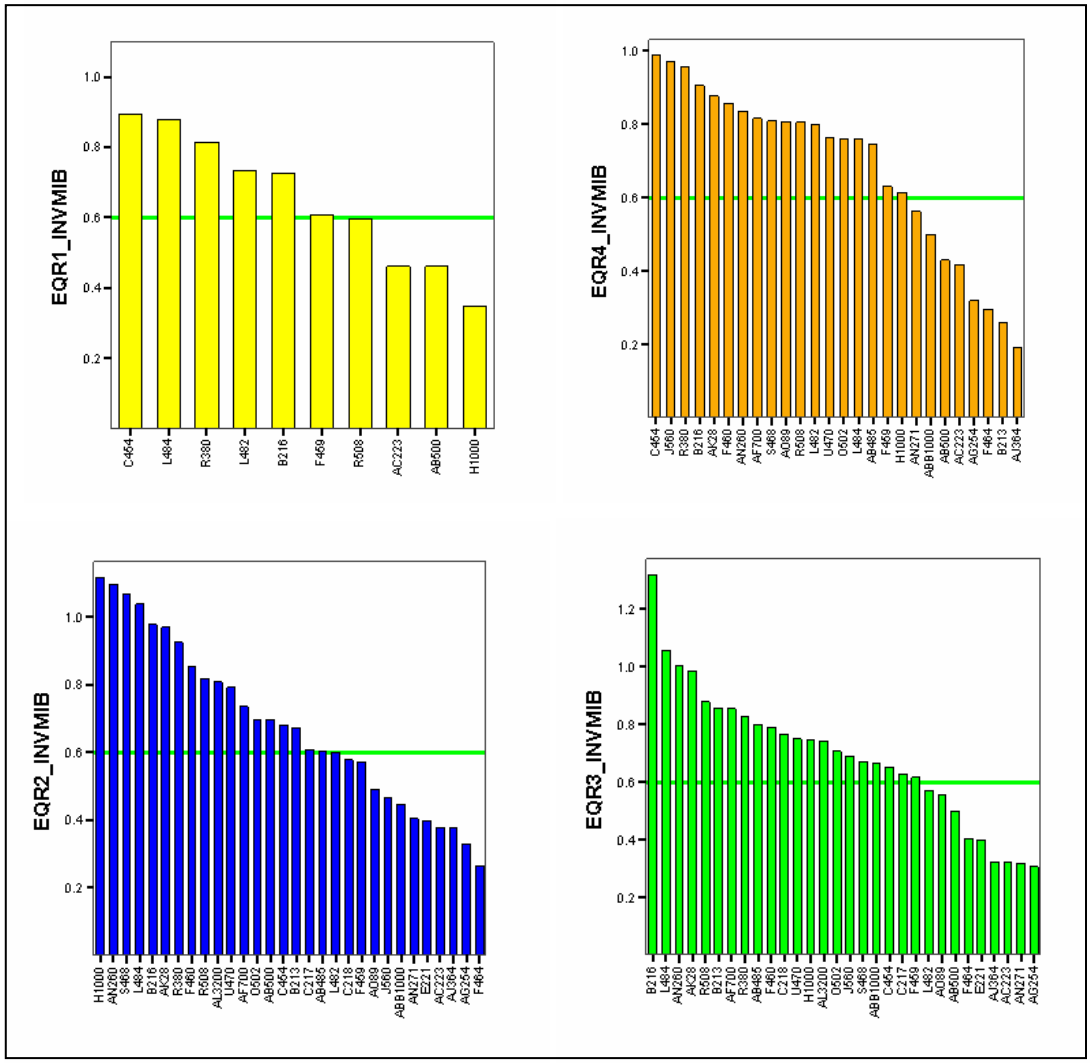


Figura 1.58. Distribución del valor de EQR_INVMIB de los torrentes tipo 1 muestreados en las 4 campañas de muestreo. Las localidades de muestreo están ordenadas en orden decreciente en función del valor de EQR_INVMIB medio. Los números que siguen a continuación de EQR se corresponden con la campaña de muestreo: 1= verano05; 2= otoño05; 3=primavera06 y 4=verano06. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR-INVMIB = 0.6).

En estas figuras podemos comprobar que las campañas correspondientes al verano 05 y 06 son las más estrictas en su evaluación. Se comprueba que las localidades en mejor estado, con valores superiores a 0.7 son las referencias potenciales del tipo (AK28 y AN260), lo que verifica su buen estado independientemente de la estacionalidad. Al contrario de lo que ocurre para las localidades más degradadas con valores sensiblemente inferiores a 0.6.

Todas las correlaciones son muy altas y similares. Las correlaciones más altas, correspondieron a las campañas de primavera y verano del 2006 (r = 0.84 y 0.82, respectivamente), por lo que se calculó la correlación entre la media del EQR obtenido en estas dos campañas (EQR34_INVMIB) y el EQR medio del ciclo hidrológico (EQRmed_INVMIB), resultando un coeficiente de correlación mayor (Tabla 1.48). Así, se proponen estas dos campañas como óptimas para la evaluación del estado de los puntos y campañas de muestreo, y este valor de EQR34_INVMIB medio de las dos campañas seleccionadas, primavera y verano, será el que se utilice para hacer la evaluación del estado ecológico de los torrentes del tipo 1 en base a los invertebrados (Figura 1.59).

	Campaña	EQRmed_INVMIB
EQR34_INVMIB	primavera-verano 06	**0.94**
EQR1_INVMIB	verano 05	0.62
EQR2_INVMIB	otoño 05	0.85
EQR3_INVMIB	primavera 06	0.84
EQR4_INVMIB	verano 06	0.82

Tabla 1.48. Tabla de correlaciones entre el valor de EQRmed_INVMIB para las 4 campañas de muestreo y el valor del EQR_INVMIB obtenido para cada una de las campañas. Dado que las correlaciones de las campañas de primavera y verano´06 tienen coeficientes de correlación altos se muestra también la correlación con el EQR34_INVMIB medio para estas dos campañas. La tabla muestra los coeficientes de correlación de Spearman ($p < 0.05$).

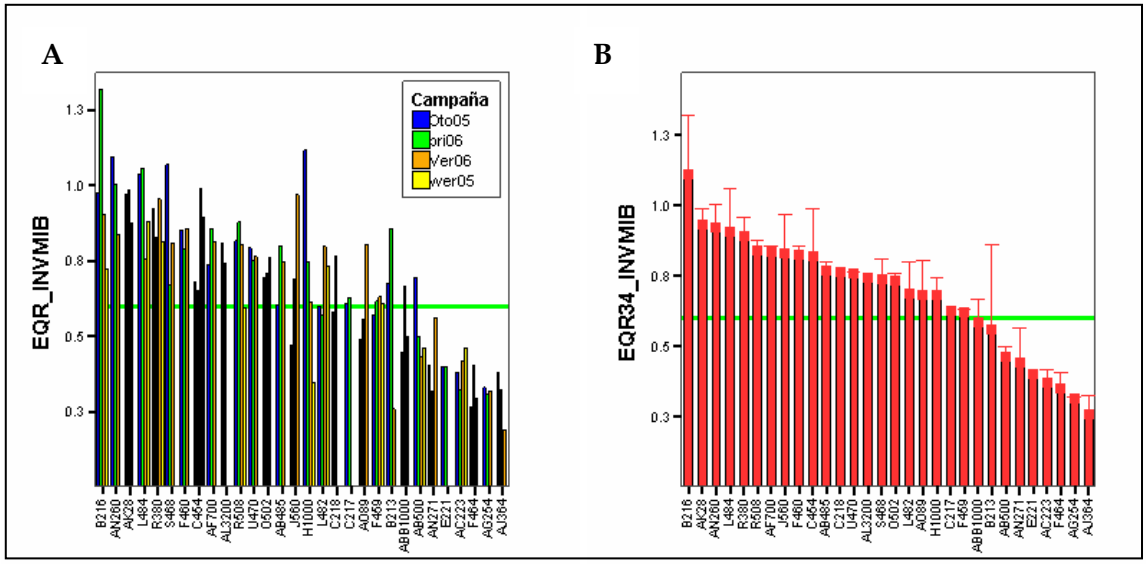


Figura 1.59. La gráfica muestra A) el EQR_INVMIB de cada campaña de muestreo y B) el valor del EQR34_INVMIB medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR34_INVMIB = 0.6).

DIATOMEAS.- Todas las correlaciones entre las campañas individuales y la media anual de tres campañas son muy altas y similares. Las correlaciones más altas, correspondieron a las campañas de primavera y verano del 2006 (r = 0.94 y 0.97, respectivamente), por lo que se calculó la correlación entre la media del EQR obtenido en estas dos campañas (EQR34_DIATMIB) y el EQR medio del ciclo hidrológico (EQRmed_DIATMIB), resultando un coeficiente de correlación igual al de verano (Tabla 1.49). Así, se proponen estas dos campañas como óptimas para la evaluación del estado de los puntos y muestreos, y este valor de EQR34_DIATMIB medio de las dos campañas seleccionadas, primavera y verano, será el que se utilice para hacer la evaluación del estado ecológico de los torrentes del tipo 1 en base a las diatomeas (Figura 1.61B).

Para apreciar diferencias en el EQR de las distintas campañas se han realizado los gráficos de forma independiente (Figuras 1.60).

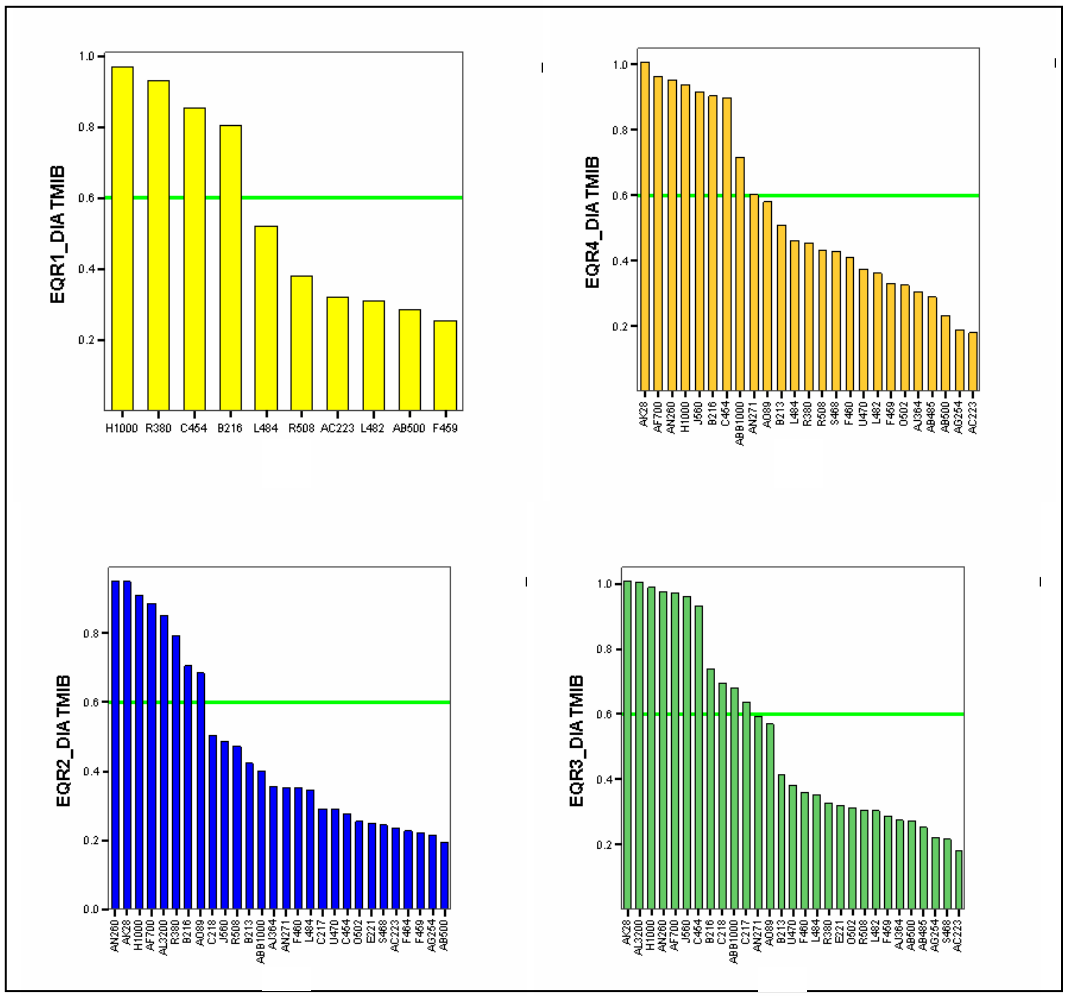


Figura 1.60. Distribución del valor de EQR_DIATMIB de las diatomeas de los torrentes del tipo 1 muestreados en cada una de las campañas. Las localidades de muestreo están ordenadas en orden decreciente en función del valor de EQR_DIATMIB. Los números que siguen a continuación de EQR se corresponden con la campaña de muestreo: 1= verano05; 2= otoño05; 3=primavera06 y 4=verano06. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado Bueno y el Moderado (EQR_DIATMIB = 0.6).

Se observa como las localidades definidas como referencias potenciales: AK28 y AN260 siempre tienen valores de EQR superiores a 0.8, en todas las campañas. Aunque en todas las campañas observamos una tendencia general de caída brusca del EQR, es en las campañas de verano y primavera donde esta caída esta menos marcada. En todas las campañas se observa que hay más localidades con valores de EQR menores del 0.6 que por encima.

	Campaña	EQRmed_DIATMIB
EQR34_DIATMIB	primavera-verano 06	**0.97**
EQR1_DIATMIB	verano 05	0.87
EQR2_DIATMIB	otoño 05	0.90
EQR3_DIATMIB	primavera 06	0.94
EQR4_DIATMIB	verano 06	0.97

Tabla 1.49. Tabla de correlaciones entre el valor de EQRmed_DIATMIB para las 4 campañas de muestreo y el valor del EQR_DIATMIB obtenido para cada una de las campañas. Dado que las correlaciones de las campañas de primavera y verano´06 tienen coeficientes de correlación altos se muestra también la correlación con el EQR34_DIATMIB medio para estas dos campañas. La tabla muestra los coeficientes de correlación de Spearman ($p < 0.05$).

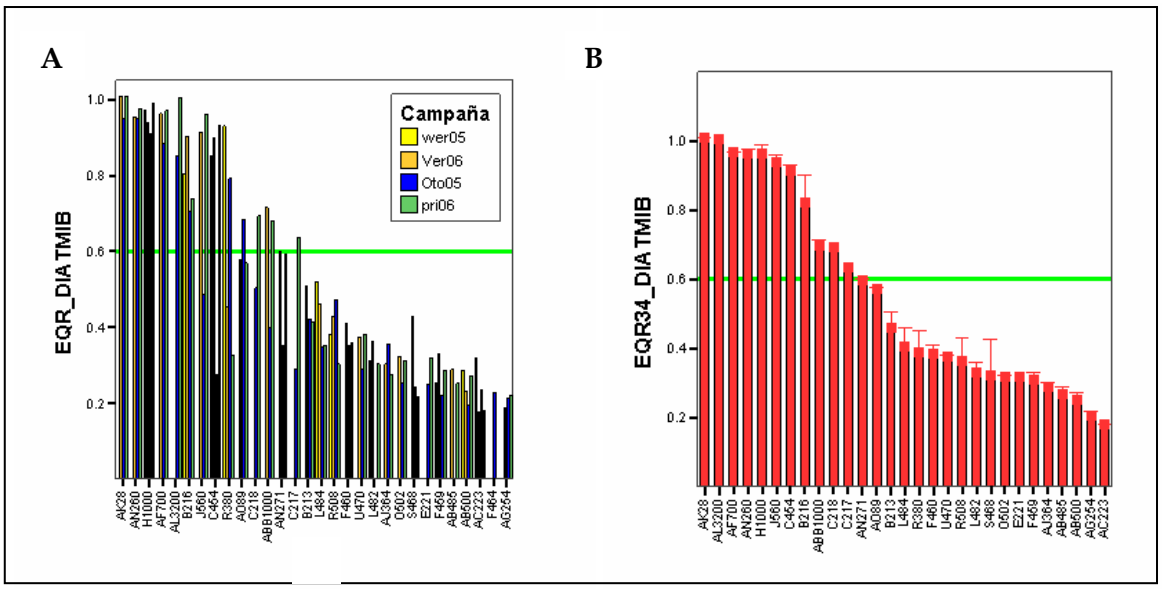


Figura 1.61. La gráfica muestra A) el EQR_DIATMIB de cada campaña de muestreo y B) el valor del EQR34_DIATMIB medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR34_DIATMIB = 0.6).

UNIÓN DE ELEMENTOS BIOLÓGICOS DEL TIPO 1.- Una vez analizados cada uno de los elementos biológicos de calidad por separado, se realiza la integración entre ambos

elementos, utilizando los valores de EQR óptimos para cada elemento biológico discutidos en el punto anterior, lo cual permitirá obtener una clase final de estado ecológico para cada punto muestreado (Figura 1.62). Mientras la comunidad de invertebrados muestra una respuesta gradual del EQR en relación a la presión, el EQR derivado de las diatomeas es más sigmoidal en su respuesta. La valoración de algunas localidades difiere según el elemento biológico valorado.

Si observamos la parte superior del corte entre el estado *Bueno* y *Moderado* (0.6) se aprecian localidades que tienen una buena valoración con el multimétrico de los invertebrados y una mala valoración con el multimétrico de las diatomeas (Figura 1.62).

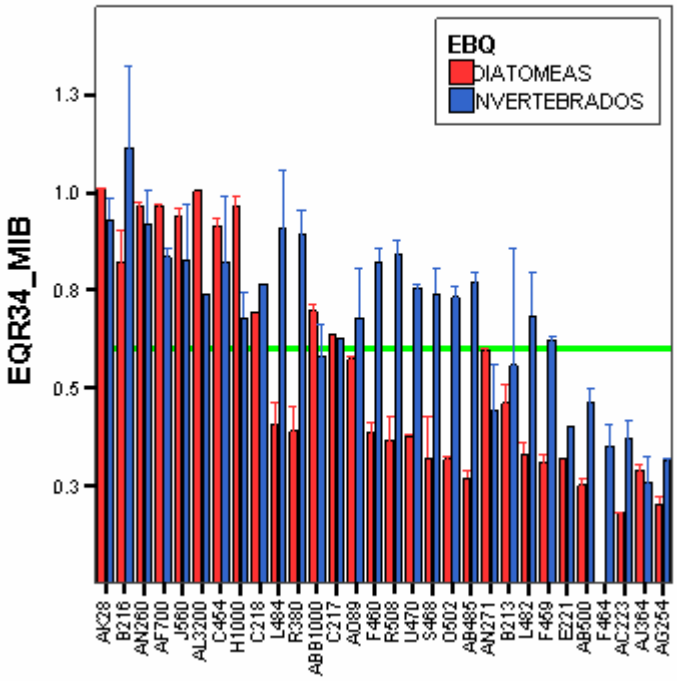


Figura 1.62. Distribución del valor medio de EQR en función de las localidades de muestreo del tipo 1. La gráfica muestra el valor del EQR medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas para el muestreo de los elementos biológicos. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6).

En la parte inferior del corte, podemos observar que la valoración para las localidades AB485, F459, F460, L482, L484, O502, R508, S468 y U470, con diatomeas es más estricta que la valoración mediante invertebrados. Dichas localidades se encuentran en la isla de Menorca,

con lo que podemos atribuir ésta diferenciación debido a una mayor carga en nutrientes procedentes de la agricultura y ganadería contrastada en esta isla.

El multimétrico INVMIB tiende a evaluar de forma más positiva los puntos estudiados, siendo 12 localidades (40% del total) en las que los invertebrados le asignan una o dos clases por encima con respecto a las diatomeas. De lo contrario, son 6 las localidades (20%) donde las diatomeas le dan una mayor valoración. En el resto de las localidades la indicación de los dos elementos es similar (Figura 1.62).

Se presentan a partir de ahora tablas resumen de la físico-química (nutrientes, biomasa y clorofila) para cada elemento biológico de calidad en función de las clases de estado. La discusión posterior sobre las clases finales de Estado Ecológico se apoyará en parte en estas tablas.

Tanto para invertebrados como para diatomeas los valores de las variables físico-químicas en la clase de estado Muy Bueno y en las Referencias potenciales, son las más bajas con respecto al resto de clases de estado ecológico.

En los invertebrados son los nutrientes, como fosfatos y nitratos, en los que se ve una clara diferencia, de manera que aumentan su concentración al disminuir la clase de estado. Los valores medios de fosfatos van desde 0.08 mg/l en *Referencia potencial* a 4.34 mg/l en clase de estado *Deficiente* (Tabla 1.50). No existe ninguna localidad en estado *Malo*. La composición de aguas en las clases definidas por las diatomeas es menos gradual, con diferencias más acentuadas en las clases peores para el amonio y fosfato. La clorofila *a* y el peso seco presentan tendencias de aumento gradual más claros. El amonio por ejemplo tiene valores medios de 0.04-0.01 mg/l en *Referencias potenciales* y *Muy Bueno* y de 2.81 mg/l en la clase de estado *Malo* (Tabla 1.51)

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Invertebrados Tipo 1)		Alcalinidad (meq/L)	Conductividad eléctrica (CE_µS/cm)	Demanda biológica O2 (DBO_mg/L)	Fosfato (PO4_mg/L)	Nitrato (NO3_mg/L)	Amonio (NH4_mg/L)	Silicio (SiO2_mg/L)	Sulfato (SO4_mg/L)	Clorofila (Chl a_µg/cm2)	a Peso seco libre cenizas (AFDM_g/m2)
Referencia potencial	Media	6.55	719.18	1.67	0.07	2.18	0.04	4.07	31.26	0.82	7.66
	ES	0.28	40.37	0.67	0.03	0.80	0.03	0.56	4.62	0.34	1.46
	Mediana	6.77	716.38	1.50	0.06	2.23	0.01	3.41	33.92	0.42	7.82
	P_{25}	5.89	661.00	0.00	0.00	0.27	0.01	3.14	19.03	0.19	4.64
	P_{75}	6.90	768.50	3.00	0.13	3.51	0.04	5.14	40.91	1.56	11.24
Muy Bueno	Media	6.62	692.06	2.75	0.06	2.96	0.01	9.99	73.98	1.72	9.24
	ES	0.50	102.44	1.11	0.04	1.35	0.00	2.92	7.16	0.47	3.12
	Mediana	6.48	638.25	2.00	0.03	2.56	0.01	10.83	72.25	1.72	6.97
	P_{25}	5.84	543.00	1.50	0.00	1.14	0.01	5.56	63.17	0.91	5.21
	P_{75}	7.40	841.12	4.00	0.11	4.79	0.01	14.41	84.79	2.54	13.26
Bueno	Media	6.80	1540.88	2.96	0.34	14.20	0.12	4.53	132.89	2.04	15.83
	ES	0.23	88.00	0.34	0.11	3.14	0.09	0.31	12.78	0.25	1.53
	Mediana	6.69	1521.25	3.00	0.09	8.71	0.01	4.32	125.18	1.39	13.08
	P_{25}	5.40	972.00	1.00	0.02	3.40	0.01	2.47	80.66	0.67	6.98
	P_{75}	7.67	2106.53	3.00	0.27	15.77	0.03	6.07	144.90	2.90	19.82
Moderado	Media	5.37	2227.42	2.02	2.89	31.28	0.03	6.08	123.23	3.45	10.36
	ES	0.29	302.78	0.79	1.70	12.36	0.02	0.77	7.66	0.69	1.41
	Mediana	5.27	2280.00	2.00	0.40	21.99	0.01	6.45	128.84	3.31	9.52
	P_{25}	4.72	2110.00	0.00	0.06	12.41	0.01	6.03	115.45	2.42	8.82
	P_{75}	5.92	2703.00	3.00	7.76	34.76	0.04	7.05	136.78	4.84	13.30
Deficiente	Media	8.20	1602.06	7.01	4.34	13.40	1.84	8.09	116.03	3.76	28.09
	ES	0.55	131.13	2.47	1.16	3.24	0.58	1.40	7.99	0.74	5.39
	Mediana	7.50	1557.00	3.80	1.98	10.40	0.26	5.98	116.31	2.44	23.05
	P_{25}	6.29	1157.50	2.00	0.33	3.39	0.19	3.44	83.85	1.15	10.77
	P_{75}	9.36	1878.26	5.00	6.73	15.25	1.83	10.95	150.28	4.86	36.01

Tabla 1.50. Resumen de los valores de nutrientes y biomasa estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 1 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de invertebrados.

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Diatomeas Tipo 1)		Alcalinidad (meq/L)	Conductividad eléctrica (CE_µS/cm)	Demanda biológica O2 (DBO_mg/L)	Fosfato (PO4_mg/L)	Nitrato (NO3_mg/L)	Amonio (NH4_mg/L)	Silicio (SiO2_mg/L)	Sulfato (SO4_mg/L)	Clorofila (Chl a_µg/cm2)	a Peso seco libre cenizas (AFDM_g/m2)
Referencia potencial	Media	6.55	719.18	1.67	0.07	2.18	0.04	4.07	31.26	0.82	7.66
	ES	0.28	40.37	0.67	0.03	0.80	0.03	0.56	4.62	0.34	1.46
	Mediana	6.77	716.38	1.50	0.06	2.23	0.01	3.41	33.92	0.42	7.82
	P_{25}	5.89	661.00	0.00	0.00	0.27	0.01	3.14	19.03	0.19	4.64
	P_{75}	6.90	768.50	3.00	0.13	3.51	0.04	5.14	40.91	1.56	11.24
Muy Bueno	Media	6.08	1022.33	1.85	0.08	7.35	0.01	3.86	73.84	1.54	19.13
	ES	0.39	201.97	0.35	0.03	2.44	0.00	0.51	15.29	0.40	4.79
	Mediana	5.68	686.25	2.00	0.04	3.43	0.01	3.66	59.86	1.46	12.48
	P_{25}	5.19	592.75	1.00	0.01	1.97	0.01	2.35	30.71	0.45	9.94
	P_{75}	7.02	1406.96	2.75	0.10	12.00	0.01	4.85	115.03	1.97	25.43
Bueno	Media	6.00	1398.93	2.29	0.05	15.39	0.02	6.32	108.25	2.14	10.01
	ES	0.31	220.56	0.58	0.01	5.58	0.01	1.09	7.87	0.54	1.47
	Mediana	5.64	974.73	2.00	0.04	9.10	0.01	6.03	105.87	1.20	8.82
	P_{25}	5.10	707.50	0.00	0.00	6.60	0.01	2.76	78.89	0.83	5.77
	P_{75}	6.92	2140.00	3.00	0.06	14.64	0.02	8.69	140.26	2.63	15.32
Moderado	Media	8.24	1260.42	2.30	0.27	17.73	0.11	6.36	112.55	1.66	19.75
	ES	0.27	94.75	0.71	0.08	3.64	0.07	0.90	8.52	0.70	4.83
	Mediana	8.27	1295.75	2.40	0.19	15.27	0.03	6.77	120.98	1.18	20.04
	P_{25}	7.51	1096.00	1.00	0.15	12.48	0.01	3.99	94.98	0.34	8.31
	P_{75}	8.94	1410.00	3.00	0.47	17.88	0.16	8.28	127.76	2.03	29.01
Deficiente	Media	7.08	1786.77	3.25	1.75	16.91	0.45	5.46	147.45	2.32	15.97
	ES	0.29	88.37	0.39	0.50	3.99	0.21	0.66	14.64	0.29	1.54
	Mediana	6.88	1683.50	3.00	0.27	10.54	0.02	4.39	132.84	1.64	13.30
	P_{25}	5.72	1344.50	1.40	0.06	3.38	0.01	2.54	94.05	1.08	9.28
	P_{75}	7.69	2185.00	4.00	0.91	15.77	0.14	6.96	150.28	3.17	21.74
Malo	Media	9.05	1679.32	13.94	6.10	8.89	2.81	9.56	118.97	5.61	28.36
	ES	1.17	232.28	6.95	2.55	4.37	1.30	2.19	18.71	1.32	6.36
	Mediana	9.05	1854.00	4.00	2.88	4.89	1.81	7.62	123.68	4.59	27.08
	P_{25}	5.48	1352.50	3.00	0.36	2.24	0.20	6.08	82.45	3.48	9.81
	P_{75}	11.92	2270.00	28.00	12.27	11.85	7.61	12.65	163.90	9.56	37.00

Tabla 1.51. Resumen de los valores de nutrientes y biomasa estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 1 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de diatomeas.

En ambos elementos biológicos, diatomeas e invertebrados, los valores del índice de modificación fluvial (HMS) y del % de las superficies agrícolas totales y de secano son menores en las *Referencias potenciales* y para el estado *Muy bueno,* y aumentan al disminuir la clase, al contrario de lo que sucede con el porcentaje de bosques y áreas seminaturales. Por ejemplo el HMS, tiene valores de 2 en las *Referencias potenciales*, y valores de 58.5 y 78.9 en la clase de estado y *Malo*, en invertebrados y diatomeas respectivamente (Tablas 1.52 y 1.53).

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Invertebrados Tipo 1)		% Superficies artificiales	% Superficies agrícolas	% Agrícola con vegetación natural	% Agícola de secano	% Agrícola de regadío	% Bosques y áreas	HQA	HMS	LRD
Referencia potencial	Media	0.0	18.0	12.1	5.9	0.0	82.0	36.0	2.0	45.8
	ES	0.0	5.1	3.7	1.4	0.0	5.1	3.6	0.9	24.9
	Mediana	0.0	18.0	12.1	5.9	0.0	82.0	36.0	2.0	45.8
	P_{25}	0.0	6.7	3.9	2.7	0.0	70.6	28.0	0.0	-10.0
	P_{75}	0.0	29.4	20.3	9.0	0.0	93.3	44.0	4.0	101.5
Muy Bueno	Media	0.0	16.5	0.0	16.5	0.0	83.5	44.0	5.0	42.0
	ES	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Mediana	0.0	16.5	0.0	16.5	0.0	83.5	44.0	5.0	42.0
	P_{25}	0.0	16.5	0.0	16.5	0.0	83.5	44.0	5.0	42.0
	P_{75}	0.0	16.5	0.0	16.5	0.0	83.5	44.0	5.0	42.0
Bueno	Media	1.7	49.2	14.6	30.7	6.4	46.6	38.3	31.2	17.4
	ES	0.3	2.4	1.6	1.8	1.2	1.9	1.3	3.5	3.1
	Mediana	0.8	56.8	15.4	28.4	1.5	38.9	36.0	30.0	14.5
	P_{25}	0.0	29.8	2.9	19.7	0.0	36.7	33.0	6.0	-4.3
	P_{75}	3.1	62.3	21.1	41.7	8.3	51.1	45.0	38.0	27.5
Moderado	Media	0.2	13.7	3.7	22.7	4.5	68.4	28.0	4.0	-4.5
	ES	0.1	6.1	1.2	2.3	2.0	1.8	4.0	1.8	2.5
	Mediana	0.2	13.7	3.7	22.7	4.5	68.4	28.0	4.0	-4.5
	P_{25}	0.0	0.0	1.0	17.4	0.0	64.4	19.0	0.0	-10.0
	P_{75}	0.4	27.3	6.3	27.9	8.9	72.3	37.0	8.0	1.0
Deficiente	Media	2.0	70.3	10.7	53.2	6.4	27.7	27.0	58.5	12.1
	ES	0.2	3.7	2.4	5.5	1.8	3.7	1.3	6.1	1.9
	Mediana	2.3	64.7	3.2	45.9	3.9	33.0	24.0	78.0	13.0
	P_{25}	1.6	54.9	2.9	38.1	0.0	8.8	21.0	31.0	4.2
	P_{75}	2.5	89.9	15.4	86.7	8.3	45.1	35.0	80.0	20.5

Tabla 1.52. Resumen de los valores de usos del suelo y variables hidromorfológicas estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 1 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de invertebrados.

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Diatomeas Tipo 1)		% Superficies artificiales	% Superficies agrícolas	% Agrícola con vegetación natural	% Agrícola de secano	% Agrícola de regadío	% Bosques y áreas	HQA	HMS	LRD
Referencia potencial	Media	0.0	18.0	12.1	5.9	0.0	82.0	36.0	2.0	45.8
	ES	0.0	5.1	3.7	1.4	0.0	5.1	3.6	0.9	24.9
	Mediana	0.0	18.0	12.1	5.9	0.0	82.0	36.0	2.0	45.8
	P_{25}	0.0	6.7	3.9	2.7	0.0	70.6	28.0	0.0	-10.0
	P_{75}	0.0	29.4	20.3	9.0	0.0	93.3	44.0	4.0	101.5
Muy Bueno	Media	1.1	28.4	3.5	35.2	2.1	58.1	41.7	31.5	31.4
	ES	0.2	7.3	1.2	5.8	1.1	5.6	2.6	1.6	12.3
	Mediana	1.4	26.4	2.9	32.2	0.0	60.7	44.0	32.0	9.3
	P_{25}	1.0	9.0	0.0	26.4	0.0	40.8	37.0	26.0	1.2
	P_{75}	1.5	46.4	2.9	50.8	4.2	72.2	48.5	38.0	45.0
Bueno	Media	0.6	27.0	4.2	23.4	6.3	65.3	33.8	24.4	7.5
	ES	0.3	4.9	1.3	2.5	2.7	3.4	2.3	8.6	5.6
	Mediana	0.0	29.8	0.0	16.5	0.0	64.4	34.0	5.0	-5.5
	P_{25}	0.0	16.5	0.0	14.5	0.0	51.1	33.0	3.0	-8.0
	P_{75}	0.5	48.4	11.1	29.8	22.7	83.5	44.0	74.0	42.0
Moderado	Media	3.4	60.7	4.6	48.4	7.8	35.9	38.5	16.0	15.9
	ES	0.5	1.8	2.0	1.5	1.7	1.3	2.9	6.7	5.2
	Mediana	3.4	60.7	4.6	48.4	7.8	35.9	38.5	16.0	15.9
	P_{25}	2.3	56.8	0.0	45.1	3.9	33.0	32.0	1.0	4.2
	P_{75}	4.6	64.7	9.1	51.7	11.7	38.7	45.0	31.0	27.6
Deficiente	Media	1.6	59.0	19.3	34.2	5.5	39.4	35.0	36.4	14.8
	ES	0.3	2.3	1.8	2.6	1.3	2.3	1.7	4.5	1.8
	Mediana	0.6	61.3	20.0	28.4	1.6	37.7	35.0	35.0	14.5
	P_{25}	0.0	54.9	3.9	19.7	0.0	34.1	25.0	10.0	4.5
	P_{75}	2.5	65.0	26.3	43.3	5.9	45.1	37.0	42.0	25.0
Malo	Media	1.9	69.7	2.8	62.1	4.8	28.4	29.0	78.9	20.3
	ES	0.2	9.6	0.1	11.3	1.7	9.8	2.8	0.4	0.1
	Mediana	1.6	49.3	2.9	38.1	8.3	49.1	35.0	78.0	20.1
	P_{25}	1.6	49.3	2.6	38.1	0.0	0.7	21.0	78.0	20.1
	P_{75}	2.4	96.8	2.9	94.2	8.3	49.1	35.0	80.0	20.5

Tabla 1.53 Resumen de los valores de usos del suelo y variables hidromorfológicas estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 1 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de diatomeas.

Aquéllas estaciones de muestreo cuyo EQR sea inferior a 0.6 (i.e., corte entre el estado *Bueno* y *Moderado*) para alguno de los dos elementos se considerará que no "cumplen" con el objetivo de calidad, y se les asigna la peor de las dos clases de Estado calculadas para cada elemento (Tabla 1.54).

ID	EQR34_INVMIB	EQR34_DIATMIB	EQR FINAL	CLASE FINAL
AK28	0.932	1.009	0.932	Ref potencial
AN260	0.921	0.964	0.921	Ref potencial
AF700	0.835	0.967	0.835	Bueno
J560	0.829	0.938	0.829	Bueno
C454	0.821	0.915	0.821	Bueno
B216	1.113	0.821	0.821	Bueno
AL3200	0.741	1.006	0.741	Bueno
C218	0.765	0.693	0.693	Bueno
H1000	0.680	0.963	0.680	Bueno
C217	0.628	0.636	0.628	Bueno
ABB1000	0.583	0.697	0.583	Moderado
AO89	0.680	0.574	0.574	Moderado
B213	0.558	0.461	0.461	Deficiente
AN271	0.440	0.597	0.440	Deficiente
L484	0.908	0.407	0.407	Deficiente
R380	0.891	0.391	0.391	Deficiente
F460	0.824	0.385	0.385	Deficiente
U470	0.756	0.378	0.378	Deficiente
R508	0.842	0.366	0.366	Deficiente
F464	0.350		0.350	Deficiente
L482	0.685	0.332	0.332	Deficiente
S468	0.740	0.322	0.322	Deficiente
O502	0.733	0.318	0.318	Deficiente
E221	0.400	0.318	0.318	Deficiente
F459	0.623	0.308	0.308	Deficiente
AB485	0.771	0.270	0.270	Deficiente
AJ364	0.257	0.289	0.257	Deficiente
AB500	0.463	0.251	0.251	Deficiente
AG254	0.313	0.204	0.204	Malo
AC223	0.371	0.180	0.180	Malo

Tabla 1.54. Valor de EQR obtenido en base a los dos componentes biológicos analizados en este estudio, el EQR final (equivalente al más bajo de los dos) y la clase de estado resultante para cada punto del tipo 1.

En la siguiente tabla se muestra el número de localidades, agrupadas según la condición preestablecida, y su pertenencia a cada una de las clases de estado final obtenidas a partir de la integración de los elementos biológicos de calidad (Tabla 1.55).

Condición	Total	Referencia	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Referencia potencial	2	2				
Mejor	6		2	1	3	
Ruralnatural	5		4		1	
Rural	2		1		1	
Artificialseminatural	2		1		1	
Artificialagricultura	5			1	4	
Regadío	2				2	
Depuradora	6				4	2
	30	2	8	2	16	2

Tabla 1.55. Evaluación del Estado Ecológico final de los torrentes de las Islas Baleares incluidos dentro del tipo 1. El gráfico muestra porcentaje de cada clase ecológica con respecto al total de puntos estudiados.

De esta manera podemos observar que ninguna de las 6 localidades afectadas por efluentes de depuradora, cumple los objetivos de calidad impuestos por la directiva, encontrándonos con 4 en estado *Deficiente* y 2 en estado *Malo*. En otras 6 localidades que no estaban afectadas por presiones dominantes de condición *Mejor*, se observa que sólo 2 de ellas permanecen en estado *Bueno* después del análisis de los elementos de calidad, mientras que las otras 4 tampoco cumplen los objetivos de calidad, una de ellas está en estado *Moderado* y las otras tres en *Deficiente* (Tabla 1.55).

1.6.6.2. TIPO 2: TORRENTES DE TIPO CAÑÓN

INVERTEBRADOS.- Los torrentes del tipo 2 son los menos representados (3,23% de la red hidrológica). En este estudio se dispone para el análisis de un total de 28 puntos de muestreados correspondientes a 8 localidades. La distribución de los valores de EQR es bastante homogénea en todas las campañas de muestreo (Figuras 1.63 y 1.64A).

Debido a su posición geográfica, son zonas de difícil acceso, menos habitadas y por ello son localidades muy bien conservadas. Se ha eliminado la localidad L3001 de los análisis por existir datos sólo de una campaña (verano 06). Los valores del EQR_INVMIB son elevados en todas las localidades y para todas las campañas de muestreo exceptuando un par de puntos con valores próximos al 0.6, límite entre el estado *Bueno* y *Moderado*. Este es el caso de Y274 y L3000, localidades con buena calidad de agua pero con formaciones de carbonatos que cementan todo el lecho del cauce, disminuyendo la disponibilidad de hábitats y consecuentemente la diversidad y establecimiento de la fauna.

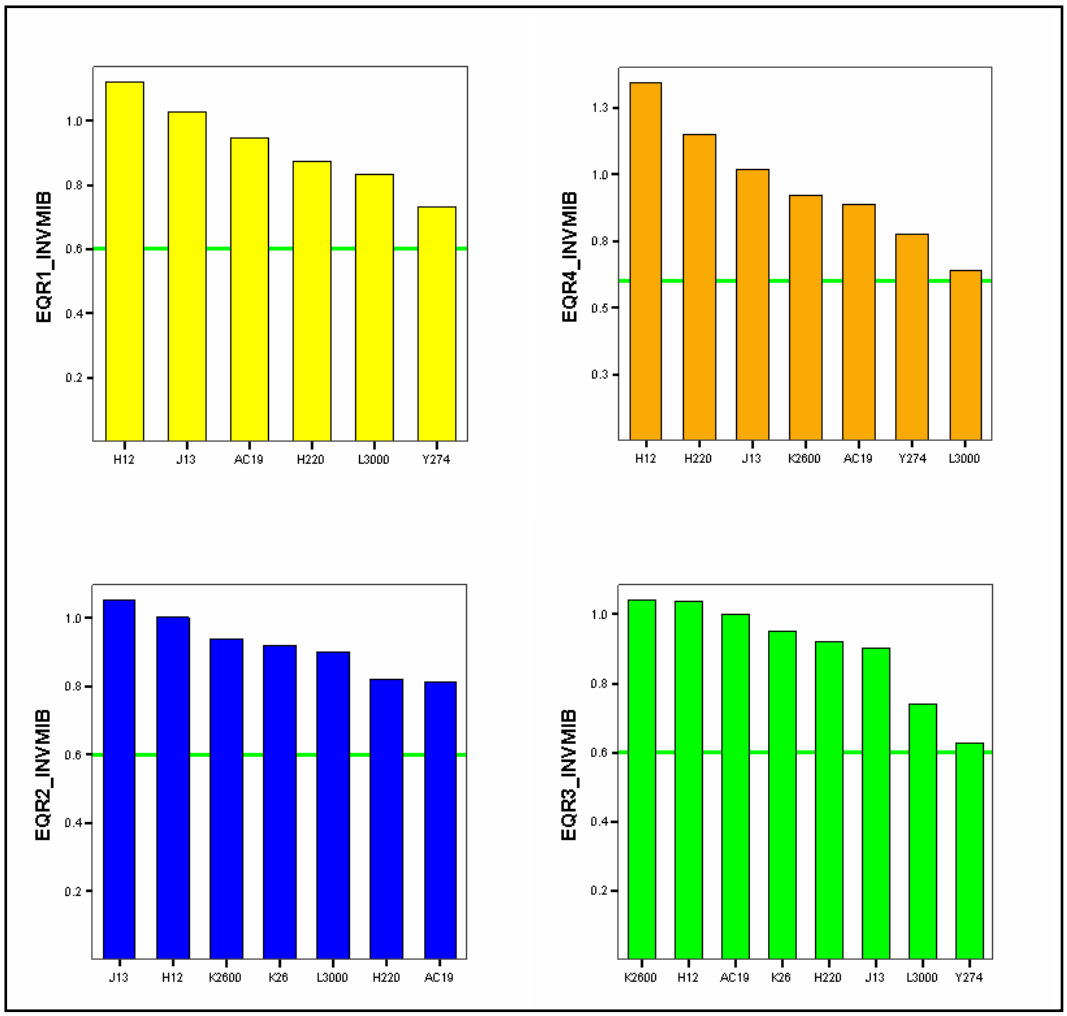


Figura 1.63. Distribución del valor de EQR_INVMIB de invertebrados de los torrentes del tipo 2 muestreados en cada una de las campañas. Las localidades de muestreo están ordenadas en orden decreciente en función del valor de EQR_INVMIB medio. Los números que siguen a continuación de EQR se corresponden con la campaña de muestreo: 1= verano05; 2= otoño05; 3=primavera06 y 4=verano06. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado Bueno y el Moderado (EQR_INVMIB = 0.6).

Aparecen 3 localidades (del total de 29 estudiadas) con un valor próximo a 0.6, pero que se encuentran por encima de este valor en estado *Bueno*.

Las correlaciones más elevadas del EQR entre las campañas de muestreo son las de verano 05. Las correlaciones entre primavera y verano 06 al igual que ocurría para el tipo 1, son también altas y significativas (r =0.62 y 0.88 respectivamente) por lo que se calculó la correlación, al igual que para los otros tipos, entre la media del EQR obtenido en estas dos campañas (EQR34_INVMIB) y el EQR medio del ciclo hidrológico (EQRmed_INVMIB),

resultando un coeficiente de correlación mayor al de primavera e igual al de verano´06 (Tabla 1.56). Así, se proponen estas dos campañas como óptimas para la evaluación del estado de los puntos y muestreos, y este valor de EQR34_INVMIB medio de las dos campañas seleccionadas, primavera y verano, será el que se utilice para hacer la evaluación del estado ecológico de los torrentes del tipo 2 en base a los invertebrados (Figura 1.64B).

	Campaña	EQRmed_INVMIB
EQR34_INVMIB	primavera-verano 06	**0.88**
EQR1_INVMIB	verano 05	0.93
EQR2_INVMIB	otoño 05	0.75
EQR3_INVMIB	primavera 06	0.62
EQR4_INVMIB	verano 06	0.88

Tabla 1.56. Tabla de correlaciones entre el valor de EQRmed_INVMIB para las 4 campañas de muestreo y el valor del EQR_INVMIB obtenido para cada una de las campañas. Dado que las correlaciones de las campañas de primavera y verano´06 tienen coeficientes de correlación altos se muestra también la correlación con el EQR34_INVMIB medio para estas dos campañas. La tabla muestra los coeficientes de correlación de Spearman ($p < 0.05$).

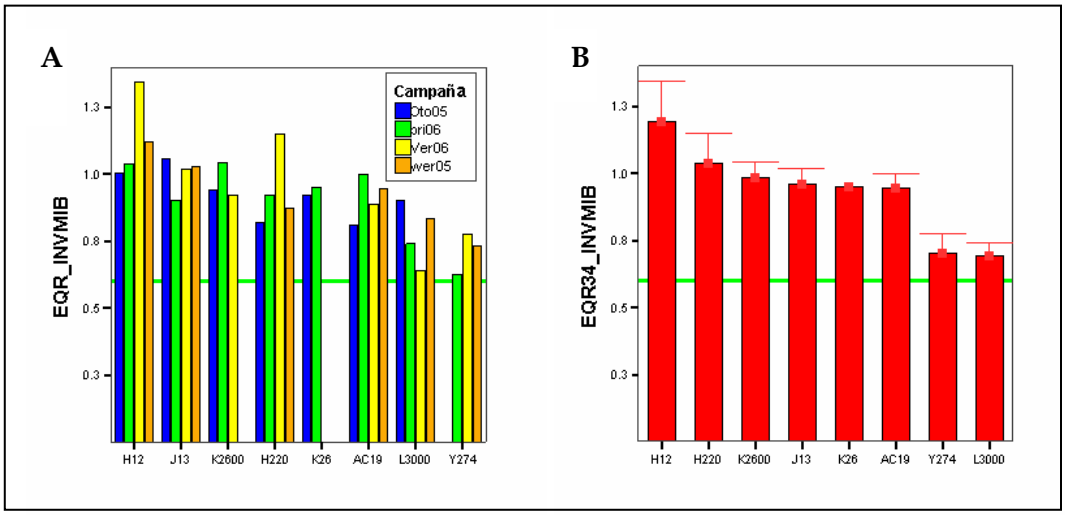


Figura 1.64. La gráfica muestra A) el EQR_INVMIB de cada campaña de muestreo y B) el valor del EQR34_INVMIB medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas (ver texto). La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR34_INVMIB = 0.6).

DIATOMEAS.- Las figuras 1.65 y 1.66 representan el EQR_DIATMIB obtenido en las 4 campañas de muestreo. En ellos puede observarse como ninguna de las localidades esta por debajo del 0.6, en ninguna de las campañas. La que tiene los valores más cercanos al corte de Bueno/moderado es: J13 afectada por vertidos.

En otoño y primavera todas las localidades estudiadas tienen un EQR por encima de 0.75, pero es en primavera donde todos ellos están por encima del 0.93.

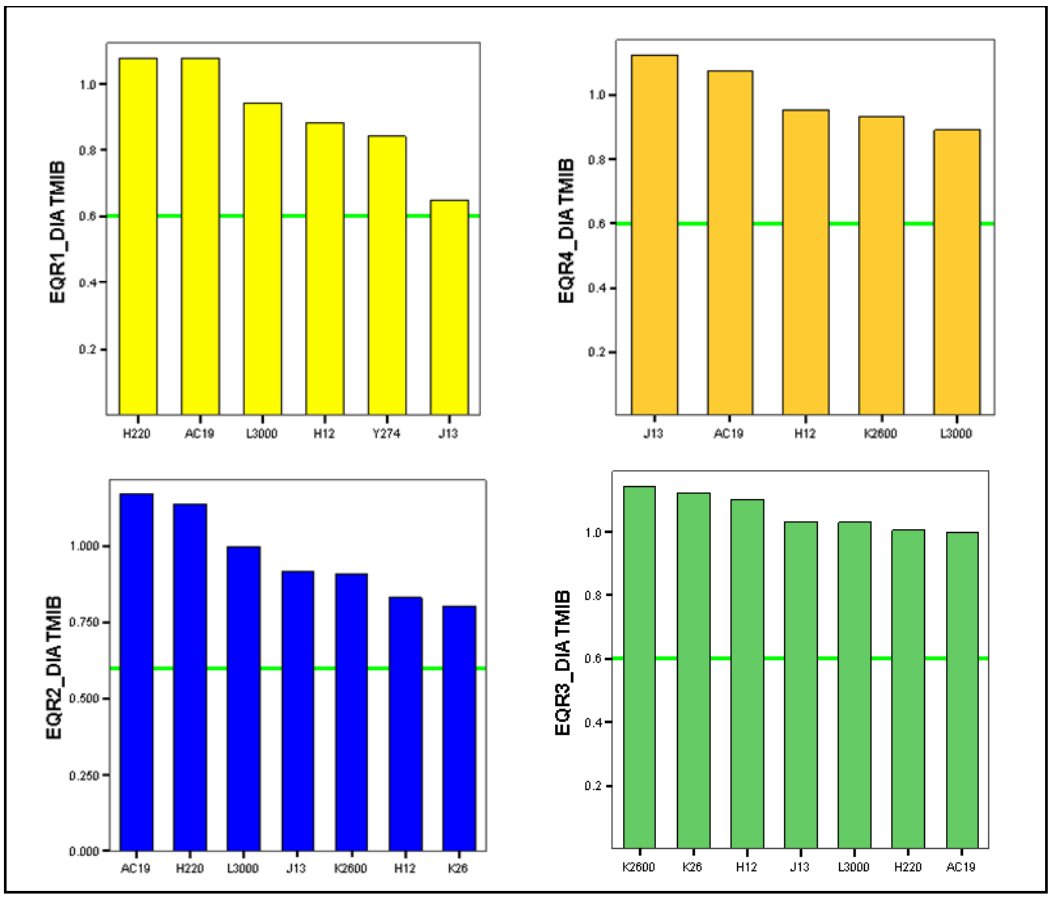


Figura 1.65. Distribución del valor de EQR_DIATMIB de las diatomeas de los torrentes del tipo 2 muestreados en cada una de las campañas. Las localidades de muestreo están ordenadas en orden decreciente en función del valor de EQR_DIATMIB. Los números que siguen a continuación de EQR se corresponden con la campaña de muestreo: 1= verano05; 2= otoño05; 3=primavera06 y 4=verano06. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado Bueno y el Moderado (EQR_DIATMIB = 0.6).

Se observa como las localidades de referencia: AC19, H12, K2600 y H220 (*Referencia potencial*) siempre tienen valores de EQR superiores a 0.7, en todas las campañas. En todas las campañas observamos una tendencia similar. Se observa una ausencia general de presiones

significativas, y en la campaña de primavera donde el valor del EQR es más conservativo y homogéneo.

Las correlaciones más altas se corresponden con las campañas de verano y otoño 05 (r = 0.89 y 0.72 respectivamente) (Tabla 1.57). Como ya se explicó antes y para estandarizar los resultados, la campaña de muestreo escogida para la evaluación del estado ecológico será la resultante de realizar la media entre primavera y verano.

	Campaña	EQRmed_DIATMIB
EQR34_DIATMIB	primavera-verano 06	**-0.17**
EQR1_DIATMIB	verano 05	0.89
EQR2_DIATMIB	otoño 05	0.72
EQR3_DIATMIB	primavera 06	-0.61
EQR4_DIATMIB	verano 06	-0.13

Tabla 1.57. Tabla de correlaciones entre el valor de EQRmed_DIATMIB para las 4 campañas de muestreo y el valor del EQR_DIATMIB obtenido para cada una de las campañas. Dado que las correlaciones de las campañas de primavera y verano´06 tienen coeficientes de correlación altos se muestra también la correlación con el EQR34_DIATMIB medio para estas dos campañas. La tabla muestra los coeficientes de correlación de Spearman ($p < 0.05$).

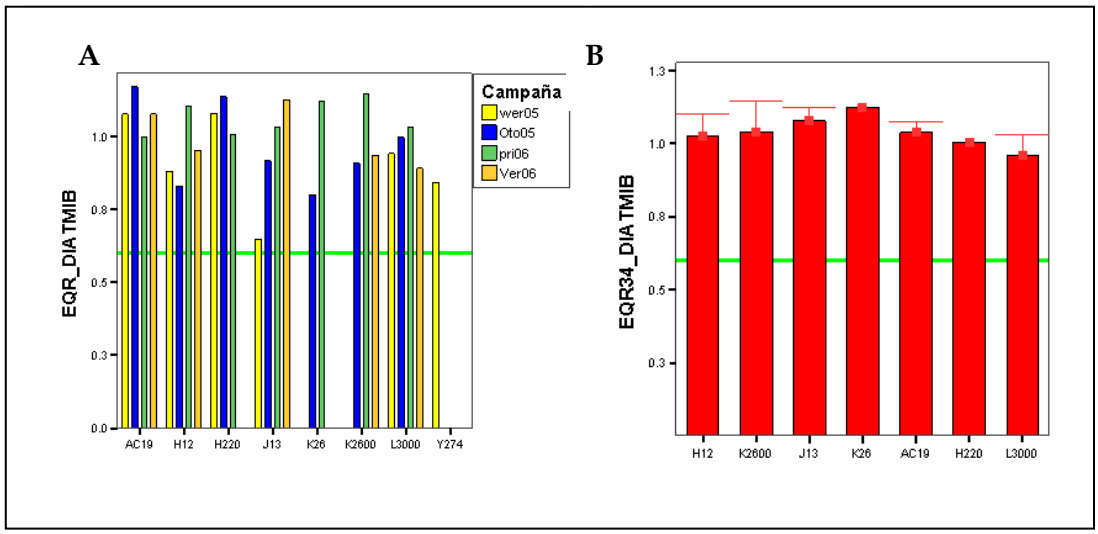


Figura 1.66. La gráfica muestra A) el EQR_DIATMIB de cada campaña de muestreo y B) el valor del EQR34_DIATMIB medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR34_DIATMIB = 0.6).

UNIÓN DE ELEMENTOS BIOLÓGICOS DEL TIPO 2.- Una vez analizados los elementos biológicos por separado, realizamos la comparación entre ellos, se puede comprobar la correspondencia de la valoración en prácticamente todas las masas de agua (Figura 1.67). Como ya explicamos antes, las localidades de este tipo son muy homogéneas en su evaluación, y en general presentan un buen estado ecológico. Los valores de EQR34_MIB siguen la misma distribución independientemente de los diferentes elementos biológicos. La única localidad que difiere en la evaluación del estado ecológico según los elementos biológicos de calidad (EBQ) es L3000, presentando según las diatomeas, un valor elevado de EQR, probablemente por la buena calidad del agua que procede de una fuente.

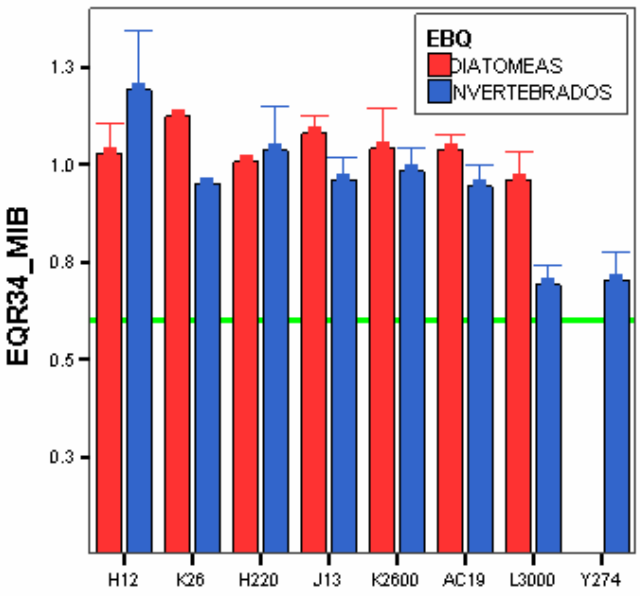


Figura 1.67. Distribución del valor medio de EQR en función de las localidades de muestreo del tipo 2. La gráfica muestra el valor del EQR medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas para el muestreo de los elementos biológicos. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6).

Se presentan a continuación tablas resumen de la físico-química (nutrientes y biomasa perifítica) obtenida en función de las clases de estado, para cada elemento biológico. La discusión posterior sobre las clases finales de *Estado Ecológico* se apoyará en parte en estas tablas.

Según los invertebrados no hay localidades por debajo del estado *Bueno*. Las diferencias más claras en los nutrientes se observan en los valores medios de nitratos que pasan de un valor medio de 2.22 mg/l en *Referencias*, al 4.55 mg/l en *Bueno* (Tabla 1.58).

Según las diatomeas, no hay localidades por debajo del estado *Muy Bueno* (Tabla 1.59). El ajuste en el corte de 0.7 a 0.6 produce un aumento del número de localidades evaluadas en clases de estado Muy Bueno.

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Invertebrados Tipo 2)		Alcalinidad (meq/L)	Conductividad eléctrica (CE_µS/cm)	Demanda biológica O2 (DBO_mg/L)	Fosfato (PO4_mg/L)	Nitrato (NO3_mg/L)	Amonio (NH4_mg/L)	Silicio (SiO2_mg/L)	Sulfato (SO4_mg/L)	Clorofila (Chl a_µg/cm2)	a Peso seco libre cenizas (AFDM_g/m2)
Referencia	Media	2.99	393.00	2.18	0.07	2.22	0.03	1.39	38.34	1.25	13.07
	ES	0.34	50.98	0.46	0.02	0.82	0.02	0.27	13.65	0.35	2.89
	Mediana	2.88	328.50	2.00	0.05	0.37	0.01	1.27	23.51	0.87	8.33
	P_{25}	2.10	245.00	1.00	0.03	0.24	0.01	0.64	8.94	0.37	4.78
	P_{75}	3.76	567.75	3.00	0.12	5.25	0.02	2.24	55.36	2.18	20.14
Muy Bueno	Media	3.97	453.23	1.93	0.09	1.38	0.03	3.63	22.40	0.74	9.01
	ES	0.61	73.41	0.60	0.03	0.47	0.01	1.51	4.98	0.19	2.26
	Mediana	3.59	331.00	1.20	0.05	0.74	0.01	2.15	19.34	0.63	8.67
	P_{25}	2.37	254.50	0.00	0.02	0.24	0.01	1.73	8.65	0.16	2.81
	P_{75}	5.39	722.00	3.90	0.18	2.00	0.06	3.18	29.96	1.16	12.63
Bueno	Media	4.55	627.52	2.00	0.08	3.64	0.01	3.69	91.88	1.62	23.43
	ES	0.28	27.93	0.38	0.03	0.95	0.00	0.49	12.49	0.39	6.81
	Mediana	4.67	635.50	2.00	0.06	2.44	0.01	4.37	103.47	1.47	25.30
	P_{25}	3.65	571.00	1.00	0.00	1.45	0.01	2.67	87.42	0.69	5.42
	P_{75}	5.16	697.00	2.00	0.15	5.85	0.02	4.59	111.35	2.77	38.77

Tabla 1.58. Resumen de los valores de nutrientes y biomasa estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 2 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de invertebrados.

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Diat)		Alcalinidad (meq/L)	Conductividad eléctrica (CE_µS/cm)	Demanda biológica O2 (DBO_mg/L)	Fosfato (PO4_mg/L)	Nitrato (NO3_mg/L)	Amonio (NH4_mg/L)	Silicio (SiO2_mg/L)	Sulfato (SO4_mg/L)	Clorofila (Chl a_µg/cm2)	a Peso seco libre cenizas (AFDM_g/m2)
Referencia	Media	2.99	393.00	2.18	0.07	2.22	0.03	1.39	38.34	1.25	13.07
	ES	0.34	50.98	0.46	0.02	0.82	0.02	0.27	13.65	0.35	2.89
	Mediana	2.88	328.50	2.00	0.05	0.37	0.01	1.27	23.51	0.87	8.33
	P_{25}	2.10	245.00	1.00	0.03	0.24	0.01	0.64	8.94	0.37	4.78
	P_{75}	3.76	567.75	3.00	0.12	5.25	0.02	2.24	55.36	2.18	20.14
Muy Bueno	Media	4.11	502.53	1.88	0.08	1.49	0.03	3.42	37.96	1.05	13.18
	ES	0.44	57.17	0.42	0.02	0.35	0.01	1.07	9.08	0.25	3.68
	Mediana	4.45	527.50	1.70	0.05	1.23	0.01	2.49	25.84	0.69	8.67
	P_{25}	2.44	318.17	1.00	0.02	0.32	0.01	1.73	10.50	0.44	3.63
	P_{75}	5.16	722.00	3.00	0.16	2.41	0.03	3.18	55.42	1.44	19.08

Tabla 1.59. Resumen de los valores de nutrientes y biomasa estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 2 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de diatomeas.

En este tipo se observa que, para las clases de estado definidas por los elementos de calidad, la mayor parte de las áreas agrícolas son de la categoría de secano, y los valores de esta aumentan al disminuir la clase de estado (Tablas 1.60 y 1.61). La

cuantificación de la alteración del hábitat mediante el HMS denota leves alteraciones en las localidades pertenecientes a este tipo, con valores entre 11.3 y 25.1.

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Invertebrados Tipo 2)		% Superficies artificiales	% Superficies agrícolas	% Agrícola con vegetación natural	% Agícola de secano	% de Agrícola regadío	% Bosques y áreas	HQA	HMS	LRD
Referencia	Media	0.6	0.4	2.3	3.0	1.2	92.9	39.2	11.3	44.9
	ES	0.3	0.2	0.9	1.5	0.6	3.4	0.5	4.8	12.0
	Mediana	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	99.0	39.0	4.0	44.5
	P_{25}	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	75.4	37.0	0.0	-10.0
	P_{75}	2.2	1.0	7.1	11.0	4.3	100.0	41.0	36.0	86.5
Muy Bueno	Media	0.6	20.1	3.0	16.3	0.9	79.3	35.8	20.0	94.3
	ES	0.3	0.4	0.9	1.0	0.6	0.6	3.5	5.8	10.5
	Mediana	0.4	20.0	4.0	16.1	0.0	80.0	40.0	28.0	109.5
	P_{25}	0.0	19.1	0.0	16.1	0.0	80.0	24.0	0.0	109.5
	P_{75}	0.4	20.0	4.0	19.1	0.0	80.5	40.0	28.0	110.5
Bueno	Media	2.2	30.7	0.0	29.2	1.5	67.1	29.6	21.7	49.5
	ES	0.8	1.0	0.0	1.7	0.7	1.8	5.5	7.7	17.0
	Mediana	3.9	32.8	0.0	32.8	0.0	63.2	18.0	38.0	13.5
	P_{25}	0.0	27.8	0.0	24.2	0.0	63.2	18.0	0.0	13.5
	P_{75}	3.9	32.8	0.0	32.8	3.6	72.2	45.0	38.0	97.5

Tabla 1.60. Resumen de los valores de usos del suelo y variables hidromorfológicas estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 2 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de invertebrados.

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Diat)		% Superficies artificiales	% Superficies agrícolas	% Agrícola con vegetación natural	% Agícola de secano	% de Agrícola regadío	% Bosques y áreas seminaturales	HQA	HMS	LRD
Referencia	Media	0.6	0.4	2.3	3.0	1.2	92.9	39.2	11.3	44.9
	ES	0.3	0.2	0.9	1.5	0.6	3.4	0.5	4.8	12.0
	Mediana	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	99.0	39.0	4.0	44.5
	P_{25}	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	75.4	37.0	0.0	-10.0
	P_{75}	2.2	1.0	7.1	11.0	4.3	100.0	41.0	36.0	86.5
Muy Bueno	Media	1.5	23.8	2.1	21.0	0.6	74.7	30.7	25.1	71.2
	ES	0.5	1.6	0.7	2.2	0.4	2.1	3.3	4.6	12.5
	Mediana	0.4	20.0	0.0	19.1	0.0	80.0	24.0	28.0	109.5
	P_{25}	0.0	19.1	0.0	16.1	0.0	63.2	18.0	0.0	13.5
	P_{75}	3.9	32.8	4.0	32.8	0.0	80.5	40.0	38.0	110.5

Tabla 1.61. Resumen de los valores de usos del suelo y variables hidromorfológicas estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 2 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de diatomeas.

Aquéllas estaciones de muestreo cuyo EQR sea inferior a 0.6 (i.e., corte entre el estado *Bueno* y *Moderado*) para alguno de los dos elementos se considerará que no "cumplen" con el objetivo de calidad, y se les asigna la peor de las dos clases de Estado calculadas para cada elemento (Tabla 1.62).

ID	EQR34_INVMIB	EQR34_DIATMIB	EQR FINAL	CLASE FINAL
H12	1.191	1.028	1.028	Referencia
K2600	0.982	1.040	0.982	Referencia
AC19	0.944	1.038	0.944	Referencia
H220	1.035	1.005	1.005	Muy Bueno
J13	0.959	1.079	0.959	Muy Bueno
K26	0.949	1.122	0.949	Muy Bueno
Y274	0.701		0.701	Bueno
L3000	0.690	0.960	0.690	Bueno

Tabla 1.62. Valor de EQR obtenido en base a los dos componentes biológicos analizados en este estudio, el EQR final (equivalente al más bajo de los dos) y la clase de estado resultante para cada punto del tipo 2.

En la siguiente tabla se muestra el número de localidades, agrupadas según la condición preestablecida por clase de estado final obtenida de la integración de los elementos biológicos de calidad (Tabla 1.63). Podemos comprobar que la única localidad impactada por un vertido (J13) permanece en estado Muy Bueno, aunque los valores de fosfato y amonio (tablas 1.58 y 1.59) para esta clase, son ligeramente mayores que para el buen estado.

Condición	Total	Referencia	Muy Bueno	Bueno
Referencia	3	3		
Mejor	1		1	
Ruralnatural	2		1	1
Artificialseminatural	2			1
Artificialagricultura	0			
Regadío	0			
Depuradora	0		1	
	8	3	3	2

Tabla 1.63. Evaluación del Estado Ecológico final de los torrentes de las Islas Baleares incluidos dentro del tipo 2. El gráfico muestra porcentaje de cada clase ecológica con respecto al total de puntos estudiados.

1.6.6.3. TIPO 5: TORRENTES DE MONTAÑA

INVERTEBRADOS.- Los torrentes de montaña estudiados corresponden a 17 localidades (61 puntos de muestreo). En este tipo se puede observar muy bien la diferenciación entre las localidades con un buen estado ecológico (la mayoría) y las que presentan una mala calidad.

También se puede observar la variación estacional (Fig.1.68 y 1.69A), siendo las campañas de verano las más estrictas en la valoración. De esta manera, las localidades afectadas por depuradoras como es el caso de Y286, Y289 y V319 poseen los valores de EQR más bajos. En verano, cuando la dilución de los efluentes de depuradora es mínima en los caudales circulantes, y coincide con la mayor densidad poblacional (por el turismo), es cuando las diferencias entre puntos son más evidentes.

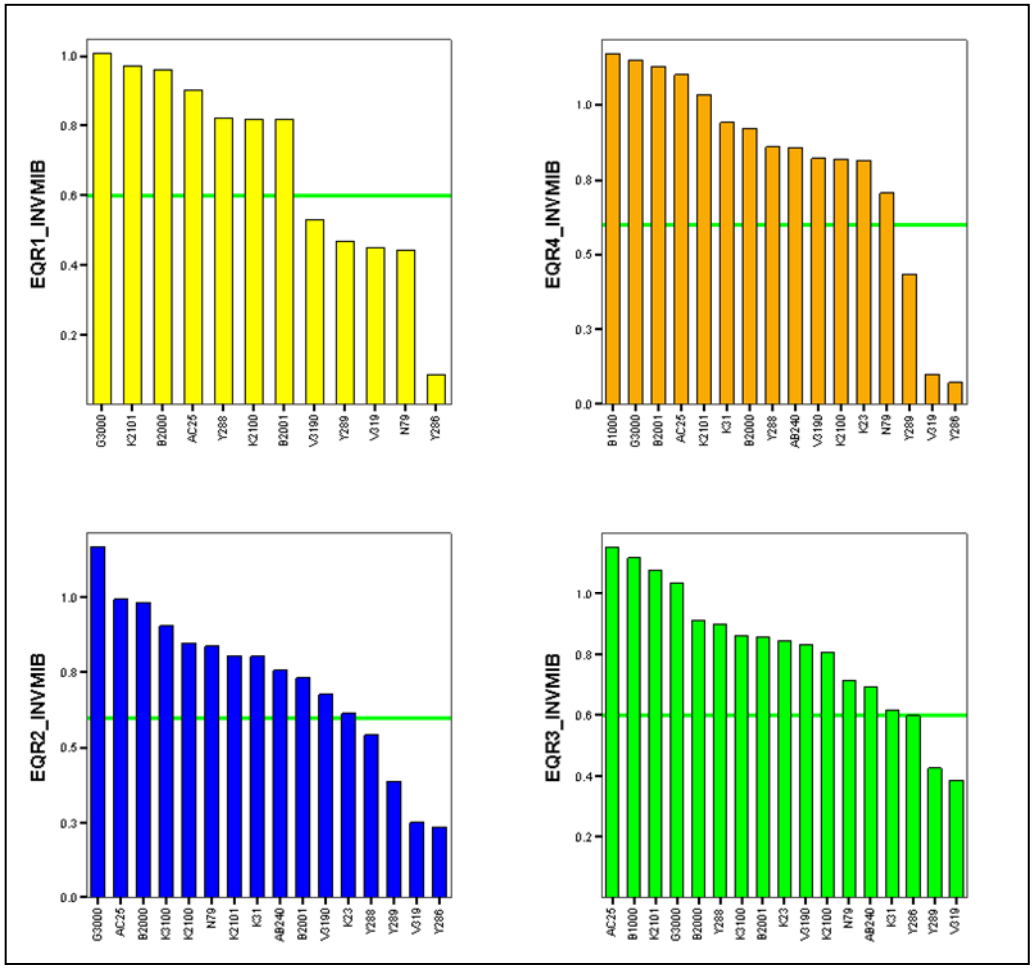


Figura 1.68. Distribución del valor de EQR_INVMIB de los invertebrados de los torrentes del tipo 5 muestreados en cada una de las campañas. Las localidades de muestreo están ordenadas en orden decreciente en función del valor de EQR_INVMIB medio. Los números que siguen a continuación de EQR se corresponden con la campaña de muestreo: 1= verano05; 2= otoño05; 3=primavera06 y 4=verano06. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado Bueno y el Moderado (EQR-INVMIB = 0.6).

Todas las correlaciones son muy altas y similares. Las correlaciones más altas, correspondieron a las campañas de primavera y verano del 2006 (r = 0.89 y 0.93, respectivamente), por lo que se calculó la correlación entre la media del EQR obtenido en estas dos campañas (EQR34_INVMIB) y el EQR medio del ciclo hidrológico (EQRmed_INVMIB), resultando un coeficiente de correlación mayor (Tabla 1.64). Así, se proponen estas dos campañas como óptimas para la evaluación del estado de los puntos y muestreos, y este valor de EQR34-INVMIB medio de las dos campañas seleccionadas, primavera y verano, será el que se utilice para hacer la evaluación del estado ecológico de los torrentes del tipo 5 en base a los invertebrados.

	Campaña	EQRmed_INVMIB
EQR34_INVMIB	primavera-verano 06	**0.94**
EQR1_INVMIB	verano 05	0.93
EQR2_INVMIB	otoño 05	0.83
EQR3_INVMIB	primavera 06	0.89
EQR4_INVMIB	verano 06	0.93

Tabla 1.64. Tabla de correlaciones entre el valor de EQRmed_INVMIB para las 4 campañas de muestreo y el valor del EQR_INVMIB obtenido para cada una de las campañas. Dado que las correlaciones de las campañas de primavera y verano´06 tienen coeficientes de correlación altos se muestra también la correlación con el EQR34_INVMIB medio para estas dos campañas. La tabla muestra los coeficientes de correlación de Spearman ($p < 0.05$).

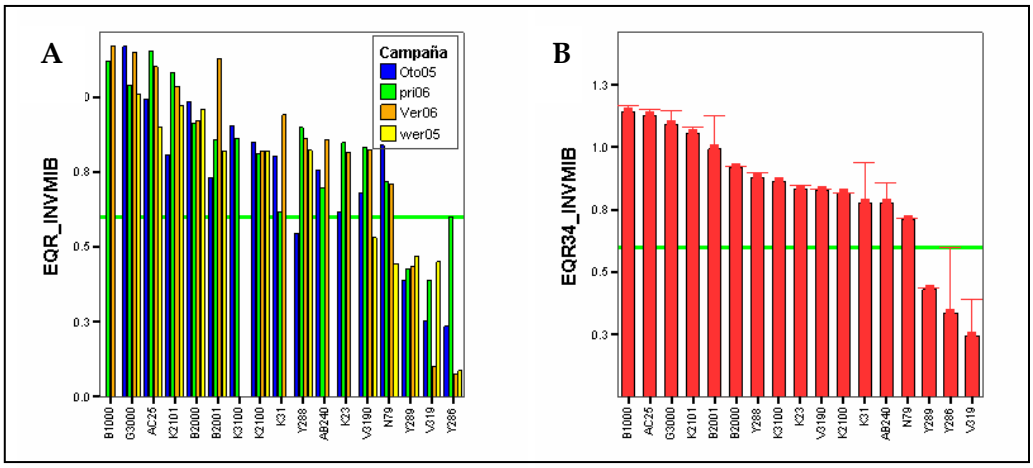


Figura 1.69. La gráfica muestra A) el EQR_INVMIB de cada campaña de muestreo y B) el valor del EQR34_INVMIB medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR34_INVMIB = 0.6).

DIATOMEAS.- En el siguiente gráfico podemos ver los valores del EQR de diatomeas para cada localidad y por campaña, para todas las localidades del Tipo 5. Todos los gráficos están ordenados en orden descendente de EQR (Figuras 1.70 y 1.71A).

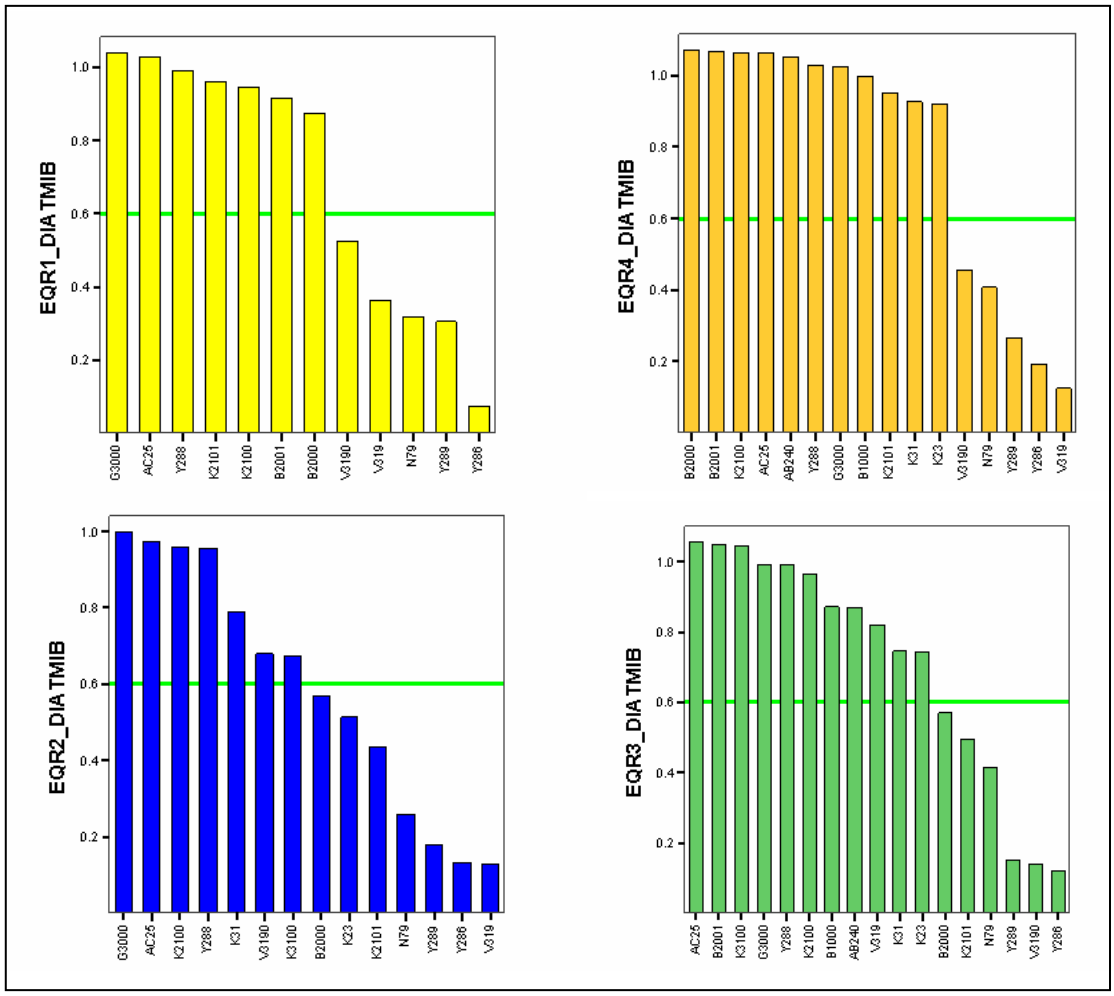


Figura 1.70. Distribución del valor de EQR_DIATMIB de las diatomeas de los torrentes del tipo 5 muestreados en cada una de las campañas. Las localidades de muestreo están ordenadas en orden decreciente en función del valor de EQR_DIATMIB medio. Los números que siguen a continuación de EQR se corresponden con la campaña de muestreo: 1= verano05; 2= otoño05; 3=primavera06 y 4=verano06. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado Bueno y el Moderado (EQR_DIATMIB = 0.6).

Se observa como las localidades definidas como referencias siempre tienen valores de EQR superiores a 0.93, en todas las campañas, excepto el B2000 en otoño y primavera. Aunque en todas las campañas observamos una tendencia general de caída del EQR, es en la campaña de primavera donde esta caída esta menos marcada.

Todas las correlaciones son muy altas y similares. Las correlaciones correspondientes a las campañas de primavera y verano del 2006 (r = 0.91 y 0.80, respectivamente) indican su idoneidad para el cálculo del EQR Final, por lo que se calculó la correlación entre la media del EQR obtenido en estas dos campañas (EQR34_DIATMIB) y el EQR medio del ciclo hidrológico (EQRmed_DIATMIB), resultando un coeficiente de correlación mayor (Tabla 1.65). Así, se proponen estas dos campañas como óptimas para la evaluación del estado de los puntos y muestreos, y este valor de EQR34-DIATMIB medio de las dos campañas seleccionadas, primavera y verano, será el que se utilice para hacer la evaluación del estado ecológico de los torrentes del tipo 5 en base a las diatomeas.

	Campaña	EQRmed_DIATMIB
EQR34_DIATMIB	primavera-verano 06	**0.94**
EQR1_DIATMIB	verano 05	0.92
EQR2_DIATMIB	otoño 05	0.91
EQR3_DIATMIB	primavera 06	0.91
EQR4_DIATMIB	verano 06	0.80

Tabla 1.65. Tabla de correlaciones entre el valor de EQRmed_DIATMIB para las 4 campañas de muestreo y el valor del EQR_DIATMIB obtenido para cada una de las campañas. Dado que las correlaciones de las campañas de primavera y verano´06 tienen coeficientes de correlación altos se muestra también la correlación con el EQR34_DIATMIB medio para estas dos campañas. La tabla muestra los coeficientes de correlación de Spearman (p < 0.05).

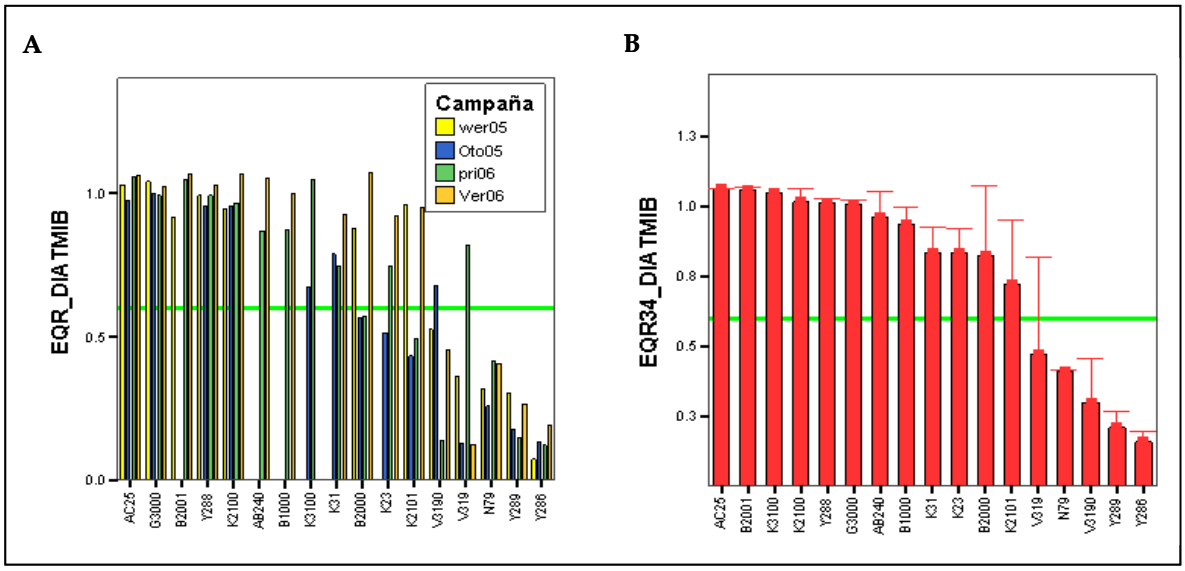


Figura 1.71. La gráfica muestra A) el EQR_DIATMIB de cada campaña de muestreo y B) el valor del EQR34_DIATMIB medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas (ver texto). La línea verde, indica el punto de corte entre el estado Bueno y el Moderado (EQR34_DIATMIB = 0.6).

UNIÓN DE ELEMENTOS BIOLÓGICOS DEL TIPO 5.- Una vez analizados los elementos biológicos por separado, realizamos la comparación entre ellos, mediante la cual podemos comprobar la correspondencia de la valoración en prácticamente todas las masas de agua (Figura 1.72). Así, las comunidades tanto de invertebrados como de diatomeas suministran una indicación muy similar. Las localidades más degradadas son las que presentan impacto por depuradoras: Y286, Y289, V319, N79 y V3190 y aparecen con los valores de EQR más bajos. El resto de las localidades de tipo 5 cumplen los requisitos de la directiva en función de los 2 elementos biológicos analizados.

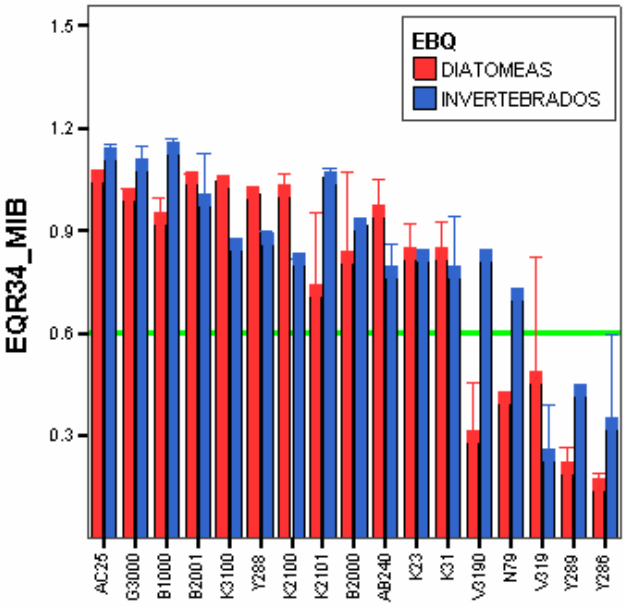


Figura 1.72. Distribución del valor medio de EQR en función de las localidades de muestreo del tipo 5. La gráfica muestra el valor del EQR medio para las 2 campañas seleccionadas (primavera & verano) como óptimas para el muestreo de los elementos biológicos. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6).

Como podemos observar en la figura 1.72, la valoración de los elementos bióticos en los torrentes de tipo 5 es bastante similar. Sólo nos encontramos con dos localidades (N79 y V3190) que aparecen valoradas positivamente por los invertebrados y no por las diatomeas. También en las localidades afectadas por depuradora (Y286, Y289 y V319) hay algunas diferencias entre elementos bióticos, aunque por ninguno de los elementos cumplen objetivos de calidad.

Se presentan a continuación tablas resumen con las variables físico-químicas (nutrientes y biomasa perifítica) para cada elemento biológico de calidad en función de las clases de estado. La discusión posterior sobre las clases finales de *Estado Ecológico* se apoyará en parte en estas tablas.

Según la clasificación realizada en base a los invertebrados y con el nuevo corte de 0.6, no existen localidades de tipo 5 que definan la clase de estado *Moderado (*pasan a *Bueno)*. En la tabla 1.66 de valores físico-químicos de invertebrados se observa que los valores medios de

nitratos van desde 2.80 mg/l en Referencias a valores superiores a 9 en Deficiente y Malo. Para las diatomeas localidades en estado Moderado. En este caso, los valores medios de nutrientes, DBO, entre otras variables para las clases de estado Deficiente y Malo son más altas que los valores medios de las clases en mejor estado (Tabla 1.67).

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Invertebrados Tipo 5)		Alcalinidad (meq/L)	Conductividad eléctrica (CE_µ S/cm)	Demanda biológica O2 (DBO_mg/L)	Fosfato (PO4_mg/L)	Nitrato (NO3_mg/L)	Amonio (NH4_mg/L)	Silicio (SiO2_mg/L)	Sulfato (SO4_mg/L)	Clorofila a_µg/cm2) (Chl	Peso seco libre cenizas (AFDM_g/m2)
Referencia	Media	5.26	763.30	1.29	0.22	2.80	0.02	4.01	96.27	0.91	9.70
	ES	0.25	76.66	0.31	0.13	0.73	0.00	0.46	12.89	0.16	2.61
	Mediana	5.47	664.75	1.00	0.07	1.77	0.01	3.83	99.80	0.68	5.44
	P_{25}	4.60	554.00	0.00	0.02	0.50	0.01	2.23	74.39	0.35	2.30
	P_{75}	5.95	1126.00	2.00	0.18	3.33	0.02	5.27	141.02	1.33	11.59
Muy Bueno	Media	4.20	786.02	2.50	0.07	5.76	0.01	4.03	122.75	4.20	17.29
	ES	0.14	128.40	0.96	0.02	2.13	0.01	0.92	20.19	0.41	3.29
	Mediana	4.09	814.75	2.00	0.07	3.65	0.01	3.91	135.47	4.33	19.03
	P_{25}	4.01	609.75	1.00	0.03	3.62	0.01	2.67	95.27	3.51	12.33
	P_{75}	4.38	962.30	4.00	0.11	7.91	0.02	5.39	150.23	4.89	22.25
Bueno	Media	5.35	775.37	1.61	0.13	3.62	0.05	4.31	103.02	3.05	16.68
	ES	0.31	70.47	0.31	0.04	0.64	0.03	0.62	8.94	1.03	2.18
	Mediana	4.95	727.00	1.20	0.03	2.50	0.01	3.04	101.29	1.72	11.61
	P_{25}	4.01	462.00	0.00	0.01	0.94	0.01	2.14	72.23	0.94	8.66
	P_{75}	6.46	995.98	2.90	0.16	5.38	0.02	6.65	134.59	2.59	19.00
Deficiente	Media	6.16	1226.16	7.88	4.94	9.41	0.97	6.49	132.58	3.26	10.81
	ES	0.55	101.18	2.25	1.69	3.48	0.75	0.92	12.40	1.43	2.14
	Mediana	5.92	1208.24	6.00	4.32	6.13	0.19	5.28	131.42	2.19	9.71
	P_{25}	4.82	982.00	2.50	0.81	0.70	0.07	4.53	118.11	0.79	6.48
	P_{75}	7.39	1475.80	13.50	7.35	18.86	0.52	8.97	140.14	3.74	15.95
Malo	Media	7.97	1242.46	6.28	1.32	9.82	1.63	7.01	112.53	3.47	16.92
	ES	0.27	127.77	1.91	0.55	5.74	1.41	1.34	27.48	1.27	6.59
	Mediana	7.96	1185.67	7.00	1.40	5.08	0.33	6.12	128.52	3.47	12.91
	P_{25}	7.54	1085.42	3.55	0.41	2.86	0.10	5.20	78.05	1.28	8.26
	P_{75}	8.41	1399.50	9.00	2.23	16.78	3.17	8.83	147.01	5.66	25.58

Tabla 1.66. Resumen de los valores de nutrientes y biomasa estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 5 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de invertebrados.

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Diatomeas Tipo 5)		Alcalinidad (meq/L)	Conductividad eléctrica (CE_µ S/cm)	Demanda biológica O2 (DBO_mg/L)	Fosfato (PO4_mg/L)	Nitrato (NO3_mg/L)	Amonio (NH4_mg/L)	Silicio (SiO2_mg/L)	Sulfato (SO4_mg/L)	Clorofila a_µg/cm2) (Chl	Peso seco libre cenizas (AFDM_g/m2)
Referencia	Media	5.26	763.30	1.29	0.22	2.80	0.02	4.01	96.27	0.91	9.70
	ES	0.25	76.66	0.31	0.13	0.73	0.00	0.46	12.89	0.16	2.61
	Mediana	5.47	664.75	1.00	0.07	1.77	0.01	3.83	99.80	0.68	5.44
	P_{25}	4.60	554.00	0.00	0.02	0.50	0.01	2.23	74.39	0.35	2.30
	P_{75}	5.95	1126.00	2.00	0.18	3.33	0.02	5.27	141.02	1.33	11.59
Muy Bueno	Media	5.39	675.68	1.93	0.06	2.30	0.01	3.64	92.91	1.66	15.88
	ES	0.42	83.92	0.45	0.02	0.61	0.00	0.73	12.24	0.43	2.89
	Mediana	4.95	555.75	2.00	0.03	1.13	0.01	2.79	98.11	1.33	12.35
	P_{25}	4.27	463.00	0.80	0.00	0.55	0.01	2.16	72.21	0.43	8.49
	P_{75}	6.18	800.61	2.80	0.12	3.60	0.01	3.47	116.65	2.29	18.89
Bueno	Media	3.89	618.81	2.00	0.06	4.55	0.09	2.61	94.34	3.61	14.25
	ES	0.11	74.60	0.54	0.02	1.00	0.07	0.57	13.62	0.87	2.38
	Mediana	3.89	564.00	1.50	0.03	3.65	0.01	2.39	89.53	3.51	11.61
	P_{25}	3.63	448.00	1.00	0.03	2.93	0.01	1.56	65.07	1.60	8.45
	P_{75}	4.03	771.00	3.00	0.12	4.38	0.04	3.36	125.48	4.89	21.81
Deficiente	Media	7.03	1181.39	2.76	0.65	7.16	0.59	7.33	131.81	4.72	19.91
	ES	0.38	81.46	1.01	0.23	2.12	0.48	0.79	12.35	2.23	3.92
	Mediana	7.08	1103.42	1.05	0.42	5.26	0.03	6.98	145.11	2.03	14.67
	P_{25}	6.02	995.23	0.00	0.10	2.48	0.01	5.20	107.63	1.30	10.72
	P_{75}	7.96	1311.35	5.00	0.73	10.48	0.21	9.28	160.70	4.61	35.13
Malo	Media	6.16	1226.16	7.88	4.94	9.41	0.97	6.49	132.58	3.26	10.81
	ES	0.55	101.18	2.25	1.69	3.48	0.75	0.92	12.40	1.43	2.14
	Mediana	5.92	1208.24	6.00	4.32	6.13	0.19	5.28	131.42	2.19	9.71
	P_{25}	4.82	982.00	2.50	0.81	0.70	0.07	4.53	118.11	0.79	6.48
	P_{75}	7.39	1475.80	13.50	7.35	18.86	0.52	8.97	140.14	3.74	15.95

Tabla 1.67. Resumen de los valores de nutrientes y biomasa estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 5 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de diatomeas.

En este tipo de montaña no se aprecia una clara tendencia en las variables hidromorfológicas al disminuir la clase de estado, pareciendo indicar una mayor importancia de la presión orgánica sobre el estado ecológico que la hidromorfológica. Según las clases derivadas de los invertebrados, se observa una disminución en el porcentaje de bosques y áreas seminaturales conforme empeora la clase, mientras que los índices hidromorfológicos se mantienen estables para todas las clases de estado (Tabla 1.68).

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Invertebrados Tipo 5)		% Superficies artificiales	% Superficies agrícolas	% Agrícola con vegetación natural	% Agícola de secano	% Agrícola de regadío	% Bosques y áreas	HQA	HMS	LRD
Referencia	Media	0.0	6.1	0.0	4.9	1.2	93.9	46.2	13.7	10.9
	ES	0.0	0.6	0.0	0.5	0.3	0.6	2.1	4.3	5.4
	Mediana	0.0	7.5	0.0	5.2	2.2	92.5	48.0	3.0	4.0
	P_{25}	0.0	7.3	0.0	5.2	0.0	92.5	36.0	2.0	-10.0
	P_{75}	0.0	7.5	0.0	5.2	2.2	92.7	51.0	29.0	21.0
Muy Bueno	Media	1.8	31.5	6.7	18.2	6.5	66.7	36.0	32.0	-6.3
	ES	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Mediana	1.8	31.5	6.7	18.2	6.5	66.7	36.0	32.0	-6.3
	P_{25}	1.8	31.5	6.7	18.2	6.5	66.7	36.0	32.0	-6.3
	P_{75}	1.8	31.5	6.7	18.2	6.5	66.7	36.0	32.0	-6.3
Bueno	Media	53.5	21.5	8.5	17.3	2.0	70.3	38.1	30.2	18.1
	ES	51.8	2.6	0.6	1.4	0.5	1.4	2.3	5.3	8.6
	Mediana	1.5	26.4	6.7	18.2	0.0	66.7	45.0	24.0	-7.0
	P_{25}	0.0	8.8	6.3	9.7	0.0	64.7	25.5	11.0	-10.0
	P_{75}	1.8	32.8	11.2	23.6	4.1	78.6	47.5	28.0	42.5
Deficiente	Media	2.8	23.9	4.5	11.8	7.6	73.3	42.5	23.0	0.8
	ES	0.3	2.2	1.7	2.1	1.6	1.9	3.2	2.3	3.5
	Mediana	2.8	23.9	4.5	11.8	7.6	73.3	42.5	23.0	0.8
	P_{25}	2.1	18.1	0.0	6.2	3.3	68.3	34.0	17.0	-8.5
	P_{75}	3.6	29.6	9.0	17.3	11.9	78.3	51.0	29.0	10.0
Malo	Media	6.6	31.1	7.8	23.2	0.0	62.3	43.0	54.0	-10.0
	ES	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Mediana	6.6	31.1	7.8	23.2	0.0	62.3	43.0	54.0	-10.0
	P_{25}	6.6	31.1	7.8	23.2	0.0	62.3	43.0	54.0	-10.0
	P_{75}	6.6	31.1	7.8	23.2	0.0	62.3	43.0	54.0	-10.0

Tabla 1.68. Resumen de los valores de usos del suelo y variables hidromorfológicas estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 5 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de invertebrados.

Con las clases de diatomeas sucede algo similar, probablemente atribuible al hecho de que las diatomeas responden básicamente a los cambios en la físico-química del agua y no tanto a la alteración del hábitat (Tabla 1.69).

CLASE DE ESTADO ECOLÓGICO (Diatomeas Tipo 5)		% Superficies artificiales	% Superficies agrícolas	% Agrícola con vegetación natural	% Agrícola de secano	% Agrícola de regadío	% Bosques y áreas	HQA	HMS	LRD
Referencia	Media	0.0	6.1	0.0	4.9	1.2	93.9	46.2	13.7	10.9
	ES	0.0	0.6	0.0	0.5	0.3	0.6	2.1	4.3	5.4
	Mediana	0.0	7.5	0.0	5.2	2.2	92.5	48.0	3.0	4.0
	P_{25}	0.0	7.3	0.0	5.2	0.0	92.5	36.0	2.0	-10.0
	P_{75}	0.0	7.5	0.0	5.2	2.2	92.7	51.0	29.0	21.0
Muy Bueno	Media	104.4	22.4	8.9	15.1	2.2	72.7	42.3	18.9	42.3
	ES	103.6	3.5	1.1	2.2	0.8	2.0	3.5	2.4	14.7
	Mediana	0.8	26.4	6.7	13.9	0.9	72.7	47.0	20.5	37.5
	P_{25}	0.0	21.4	6.3	6.4	0.0	66.7	45.0	18.0	-10.0
	P_{75}	1.8	31.5	14.9	18.2	6.5	78.6	52.0	28.0	85.0
Bueno	Media	1.7	27.3	6.5	15.6	5.1	71.0	34.8	60.8	-5.6
	ES	0.0	2.1	0.1	1.3	0.7	2.2	1.3	7.9	1.3
	Mediana	1.8	31.5	6.7	18.2	6.5	66.7	36.0	77.0	-6.3
	P_{25}	1.5	17.5	6.1	9.7	1.7	66.7	29.0	32.0	-10.0
	P_{75}	1.8	31.5	6.7	18.2	6.5	80.9	39.0	83.0	-0.1
Deficiente	Media	4.4	22.1	9.0	23.5	0.0	63.2	37.0	26.3	-8.0
	ES	0.9	4.7	0.5	0.1	0.0	0.4	3.2	6.7	0.9
	Mediana	6.6	31.1	7.8	23.2	0.0	62.3	43.0	25.0	-10.0
	P_{25}	0.0	0.0	7.8	23.2	0.0	62.3	22.0	0.0	-10.0
	P_{75}	6.6	35.1	11.2	23.9	0.0	64.9	46.0	54.0	-4.0
Malo	Media	2.8	23.9	4.5	11.8	7.6	73.3	42.5	23.0	0.8
	ES	0.3	2.2	1.7	2.1	1.6	1.9	3.2	2.3	3.5
	Mediana	2.8	23.9	4.5	11.8	7.6	73.3	42.5	23.0	0.8
	P_{25}	2.1	18.1	0.0	6.2	3.3	68.3	34.0	17.0	-8.5
	P_{75}	3.6	29.6	9.0	17.3	11.9	78.3	51.0	29.0	10.0

Tabla 1.69. Resumen de los valores de usos del suelo y variables hidromorfológicas estimados en función las clases de estado obtenidas para el tipo 5 tras la evaluación de los puntos estudiados en base a la comunidad de diatomeas.

Aquéllas estaciones de muestreo cuyo EQR sea inferior a 0.6 (i.e., corte entre el estado *Bueno* y *Moderado*) para alguno de los dos elementos se considerará que no "cumplen" con el objetivo de calidad, y se les asigna la peor de las dos clases de Estado calculadas para cada elemento (Tabla 1.70).

ID	EQR34_INVMIB	EQR34_DIATMIB	EQR FINAL	CLASE FINAL
AC25	1.127	1.061	1.061	Referencia
G3000	1.094	1.008	1.008	Referencia
B2001	0.992	1.057	0.992	Referencia
B1000	1.144	0.934	0.934	Referencia
B2000	0.917	0.821	0.821	Referencia
Y288	0.878	1.010	0.878	Bueno
K3100	0.861	1.046	0.861	Bueno
K23	0.830	0.833	0.830	Bueno
K2100	0.815	1.015	0.815	Bueno
K31	0.778	0.835	0.778	Bueno
AB240	0.777	0.960	0.777	Bueno
K2101	1.058	0.723	0.723	Bueno
N79	0.712	0.410	0.410	Deficiente
V3190	0.827	0.298	0.298	Deficiente
V319	0.245	0.472	0.245	Malo
Y289	0.431	0.208	0.208	Malo
Y286	0.336	0.157	0.157	Malo

Tabla 1.70. Valor de EQR obtenido en base a los dos componentes biológicos analizados en este estudio, el EQR final (equivalente al más bajo de los dos) y la clase de estado resultante para cada punto del tipo 5.

En la siguiente tabla se muestra el número de localidades, agrupadas según la condición preestablecida, que pertenecen a cada una de las clases de estado final obtenidas a partir de la integración de los elementos biológicos de calidad (Tabla 1.71) Podemos observar que de las 17 localidades que representan a este tipo, hay 5 que no cumplen los objetivos de calidad y que se corresponden mayormente con localidades impactadas por efluentes de depuradoras.

Condición	Total	Referencia	Bueno	Deficiente	Malo
Referencia	5	5			
Mejor	3		2	1	
Ruralnatural	5		5		
Depuradora	4			1	3
	17	5	7	2	3

Tabla 1.71. Evaluación del Estado Ecológico final de los torrentes de las Islas Baleares incluidos dentro del tipo 5. El gráfico muestra porcentaje de cada clase ecológica con respecto al total de puntos estudiados.

Con los resultados obtenidos se puede concluir que se podría muestrear en cualquiera de las campañas estaciónales y el resultado se correspondería en gran medida con la valoración general suministrada por la media anual del EQR. Sin embargo, las campañas de muestreo más correlacionadas con la media anual, en todos los tipos, son las que comprenden el período del año entre Febrero y Mayo, y será el valor del EQR medio de este período el que se utilice como valor de seguimiento para futuros muestreos.

El período anual comprendido entre Febrero y Mayo está afectado por una amplia estacionalidad interanual, y así según el ciclo hidrológico particular de cada año y serie de años, el período de inundaciones y sequías puede ser más o menos variable (alargarse y/o acortarse). Por todo ello, se propone el mes de **Abril** (centrado en la primavera) como el más propicio para realizar futuros seguimientos, siendo el valor de EQR medio entre la primavera y el verano utilizado en este estudio (EQR34_MIB= **EQR Final**; en conjunto invertebrados y diatomeas) es el que nos da la **CLASE FINAL** de estado ecológico de las masas de agua estudiadas (Tablas 1.54, 1.62 y 1.70).

1.6.7. Contribución al análisis de presiones e impactos

El objeto de este apartado es realizar una síntesis de la relación existente entre las presiones dominantes evaluadas en las Islas Baleares, y los resultados obtenidos en este Proyecto para los dos elementos de calidad biológicos, diatomeas e invertebrados bentónicos para cada uno de los tipos de torrentes estudiados.

En el apartado 1.6.1, de forma previa al estudio se clasificaron las localidades según su "condición", indicando el tipo de presión dominante al que está sometida cada una de ellas. Las condiciones que se van a analizar son 8: referencias (ref), referencias potenciales (refpot), mejor (mejor), ruralnatural (rurnat), rural (rural), artificialseminatural (artfsemi), artificialagricultura (artfagri), regadío (reg) y depuradora (dep).

En base a los análisis previos se han detectado dos tipos de presión que tienen el potencial de impactos a los torrentes de las Islas Baleares: una presión denominada **orgánica/nutrientes** y otra **hidromorfológica.** Dentro de la contaminación orgánica diferenciamos dos niveles, uno de contaminación puntual debida a efluentes de depuradoras, y otro de contaminación difusa, procedente de los usos agrícolas de la cuenca. Por tanto, serán 3 las presiones analizadas en este apartado.

1.6.7.1. Presión orgánica puntual (DEPURADORA/VERTIDO)

Para el análisis de esta presión, se ha utilizado información adicional sobre la localización de depuradoras y/o vertidos en los torrentes estudiados (Apartado 1.2). El mayor número de localidades afectadas por esta presión se encuentran repartidas entre los tipos 1 y 5, mientras que en el tipo 2 las únicas localidades afectadas son el Cañón de Na Mora (vertido, J13) y el torrente de Deiá (vertido gasoil, L3001). Se han clasificado las localidades en tres grupos: Referencias y Referencias potenciales (Ref y Ref pot), depuradoras y no referencias (No ref) que comprenden las restantes localidades.

1.6.7.1.1 Torrentes del llano: TIPO 1

El EQR final discrimina de forma eficiente las muestras *Referencias potenciales*, con un valor de EQR elevado, respecto a las muestras no referencias, y a las afectadas por efluentes de depuradoras las cuales tienden a presentar un estado *Deficiente*. Las muestras caracterizadas como "no referencias" presentan una amplia distribución, pudiendo estar afectadas o no por otras presiones no analizadas aquí (Figura 1.73).

Esta misma distribución se puede observar tanto para los elementos biológicos de calidad por separado como en la integración de ambos (EQR Final), ya que tienen la misma respuesta frente a la degradación orgánica y discriminan igual, por lo que se puede decir que los MIB elaborados para ambos son buenos indicadores.

En lo referente a los nutrientes, los efluentes de depuradoras destacan por su alto contenido en fosfatos y nitratos con respecto a las *Referencias potenciales*. En cuanto a la clorofila también podemos comprobar que los valores más bajos corresponden a las localidades de *Referencia potencial* (Figura 1.73D).

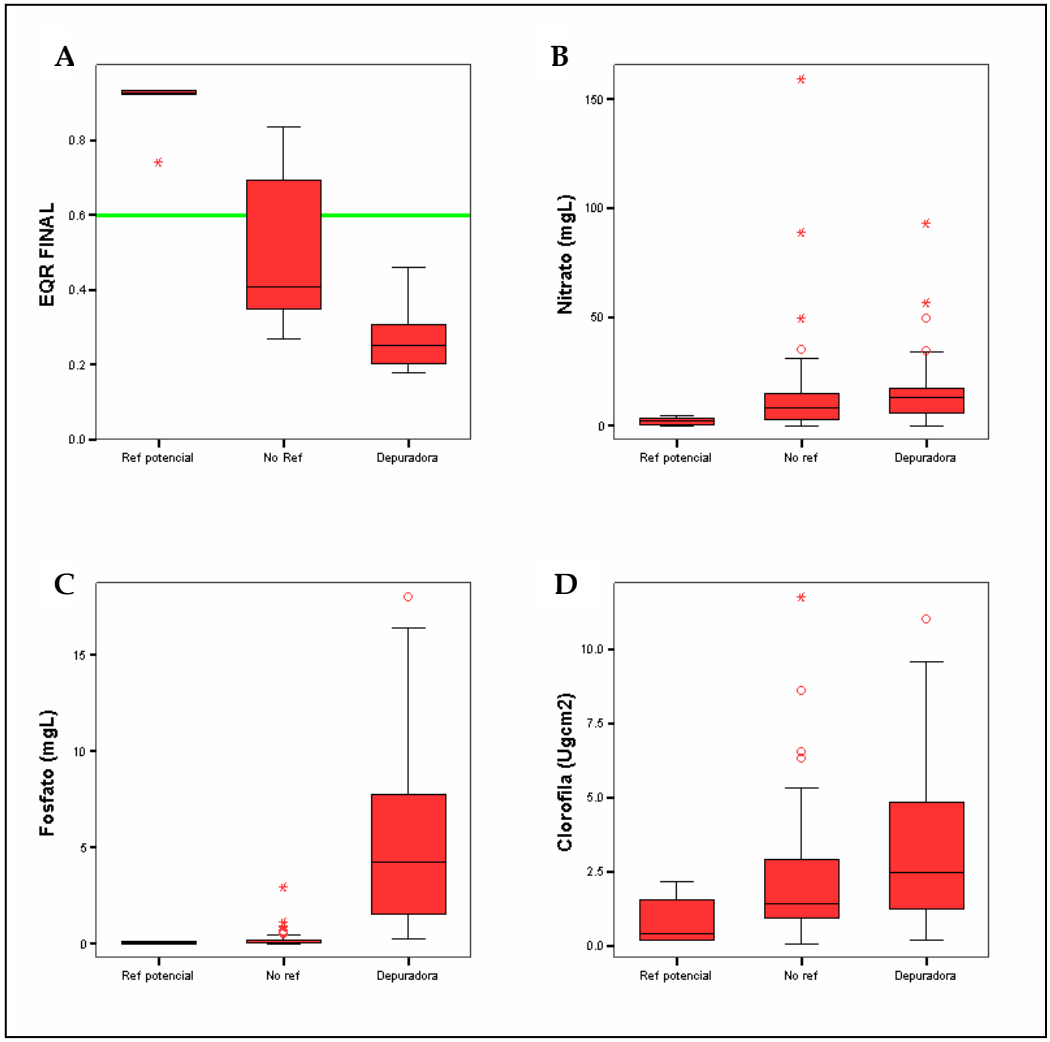


Figura 1.73. Diagramas de barras, para el tipo 1. A) EQR final enfrentado a la presión depuradora. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6). B-C) Carga de nutrientes Nitrato y Fosfato, y D) Concentración de clorofila *a*. Se han diferenciado las categorías Referencia (Ref), No referencia (No ref) y Depuradora.

La totalidad de las muestras de tipo 1 afectadas por presión orgánica se encuentran por debajo del corte ente el estado *Bueno* y *Moderado*, de forma que el 66.67% se corresponde con el estado *Deficiente* y el 33.33 % con el estado *Malo*. Sin embargo en las localidades de *No referencia* el 34.78 % si supera el corte 0.6 (*Bueno-Moderado*) (Figura 1.74).

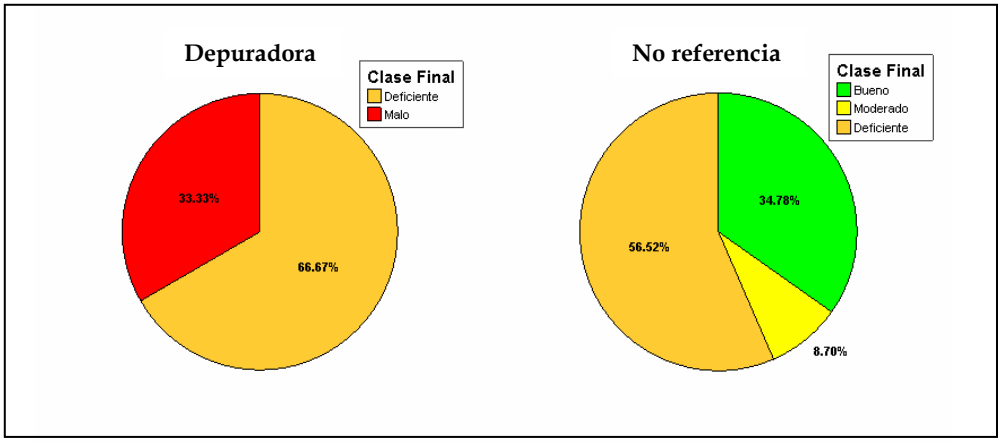


Figura 1.74. Diagramas de sectores representando las clases de estado ecológico en las que se encuentran las localidades afectadas por depuradoras y las localidades "no referencia" de los torrentes del tipo 1.

1.6.7.1.2 Torrentes tipo cañón: TIPO 2

El EQR Final en los torrentes de tipo 2 presenta valores superiores al 0.6 en todas las muestras (Figura 1.75A), lo que indica que las muestras no referencias y afectadas por vertidos orgánicos no están significativamente alteradas. Los valores de EQR obtenidos para cada elemento biológico por separado suministran la misma indicación que el EQR Final.

La inexistencia de una fuerte degradación orgánica en las localidades definidas como no referencia o vertido, se comprueba con las bajas concentraciones de nutrientes (amonio y fosfato) que no superan los 0.20 mg/L (Figura 1.75B y 1.75C).

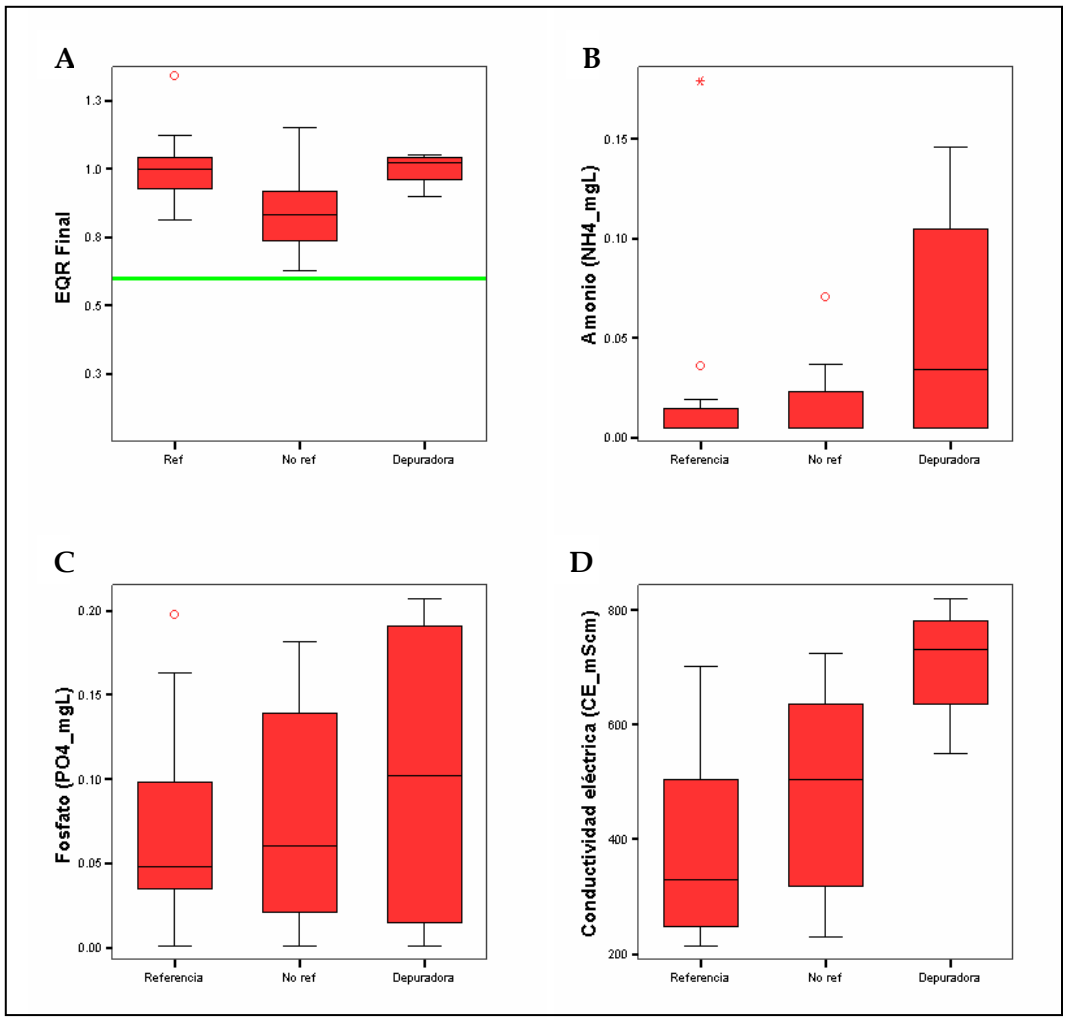


Figura 1.75. Diagramas de barras, para el tipo 2. A) EQR Final frente a la presión depuradora/vertido. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6). B-C) Carga de nutrientes (Amonio, Fosfato), y D) Conductividad eléctrica, para cada condición (Referencia, no referencia (No ref) y Depuradora/vertido).

Todas las localidades de torrentes de tipo cañón (tipo 2) aparecen en estado *Muy Bueno* y *Bueno*. De las localidades agrupadas en *No referencia* hay un 22.22 % en *Muy Bueno* y un 77.78 %en estado *Bueno*. La única localidad impactada por vertidos puntuales (Canon de Na Mora: J13) aparece en *Muy Buen Estado*. (Figura 1.76)

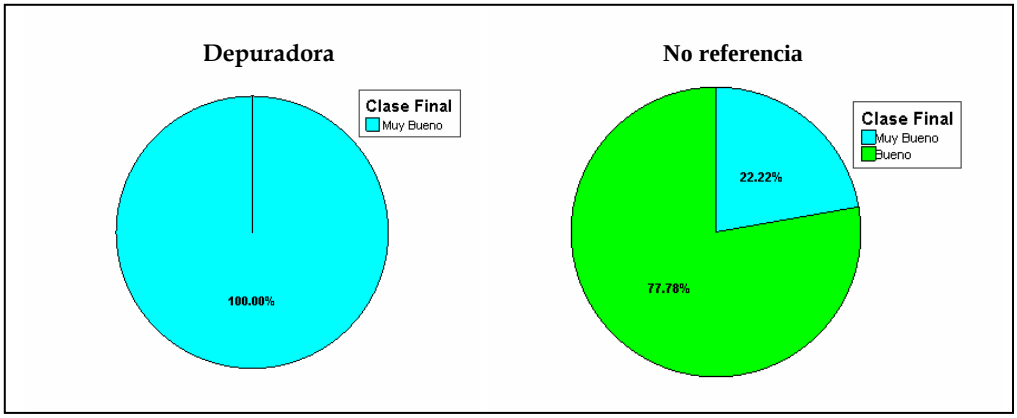


Figura 1.76. Diagramas de sectores representando las clases de estado ecológico en las que se encuentran las localidades afectadas por depuradoras (corresponde a un vertido puntual de una casa rural), las localidades "no referencia" de los torrentes del tipo 2.

1.6.7.1.3 Torrentes de montaña: TIPO 5

El EQR final discrimina de forma muy eficiente las muestras de *Referencia*, con un valor de EQR elevado, respecto a las muestras afectadas por depuradoras/vertidos. Las muestras *no referencias* aparecen representadas la mayoría con valores de EQR por encima del corte 0.6, indicando el Buen estado de todos aquellos torrentes de montaña estudiados que no se ven afectados por efluentes de depuradora (Figura 1.77A).

La carga de nutrientes en estas localidades afectadas por depuradoras es muy elevada con respecto a las otras localidades, y se refleja en una alta demanda biológica de oxígeno en estas localidades, fosfatos y nitratos (Figura 1.77).

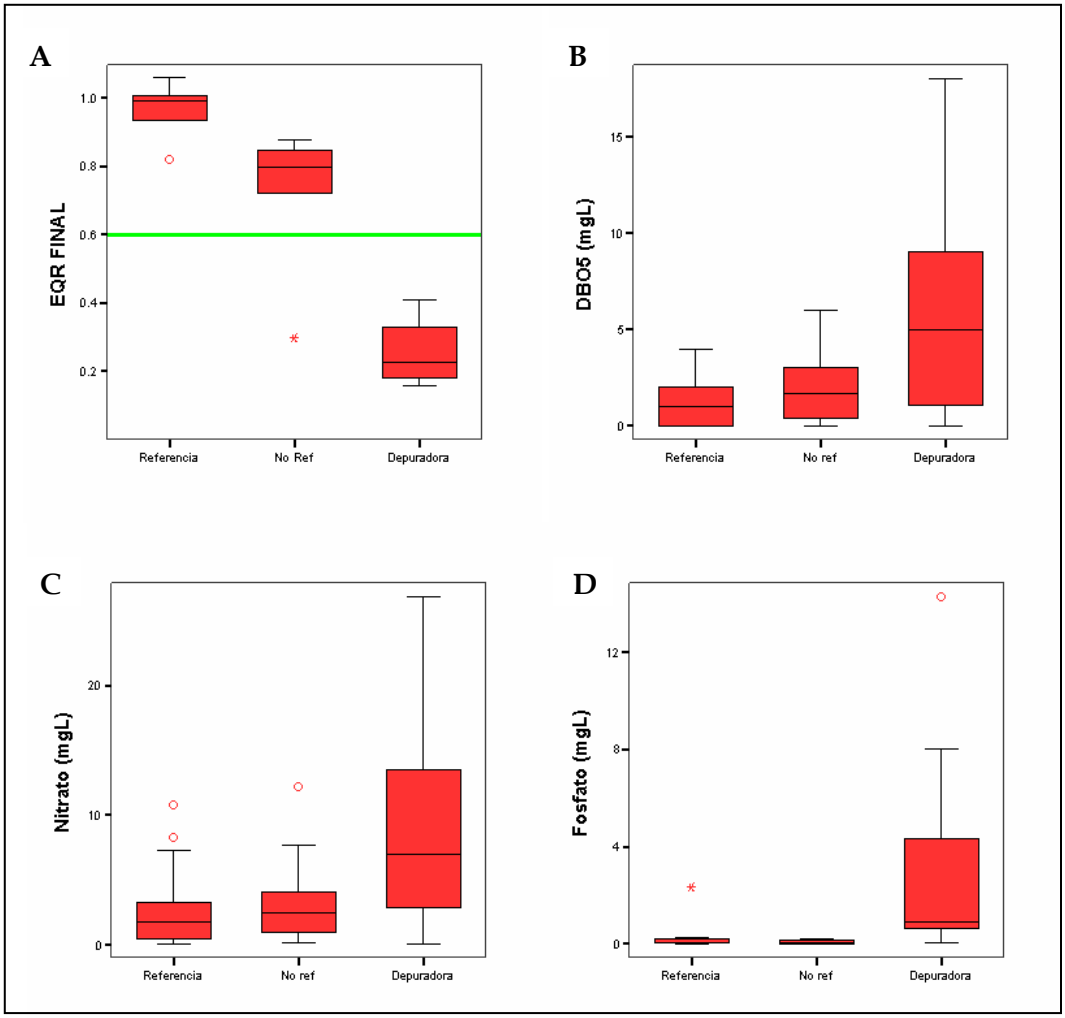


Figura 1.77. Diagramas de barras, para el tipo 5. A) EQR final enfrentado a la presión depuradora. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6). B) Demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y C-D) Carga de nutrientes (Nitrato y Fosfato). Se han diferenciado las categorías Referencia (Ref), No referencia (No ref) y Depuradora.

En las muestras de torrentes de montaña que se corresponden con las *no referencias* hay un 14.29% en clase *Deficiente*, con posibles presiones no evaluadas. En el caso de afección por depuración/vertidos, cuando el enriquecimiento por nutrientes promueve cambios en los elementos biológicos de calidad, el 25% de las localidades se encuentren en estado *Deficiente* y el 75% en *Malo* (Figura 1.78).

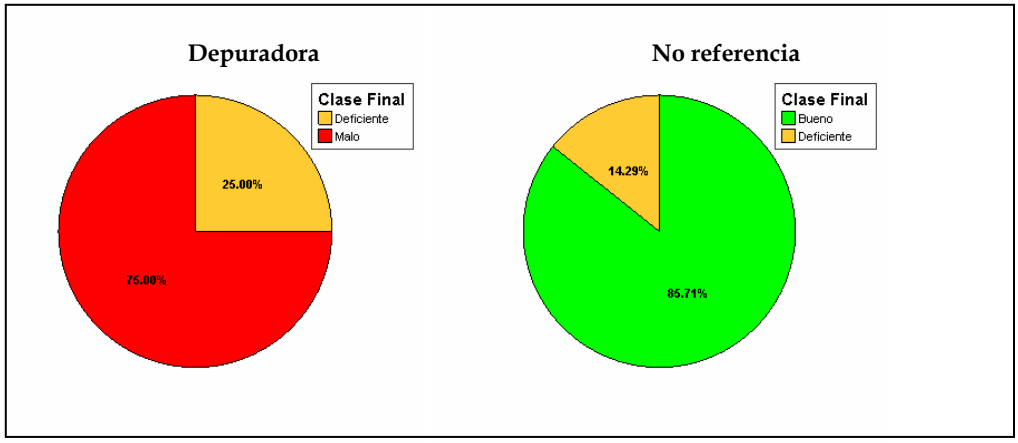


Figura 1.78. Diagramas de sectores representando las clases de estado ecológico en las que se encuentran las localidades afectadas por depuradoras, las localidades "no referencia" de los torrentes del tipo 5.

1.6.7.2. Presión orgánica difusa (agricultura)

Para el análisis de esta presión, ocasionada por la presencia de nutrientes derivados de la agricultura, se ha utilizado información adicional sobre usos del suelo en base a diversas fuentes, entre ellas las categorías de usos del suelo CORINE. Tras agrupar las localidades según su "condición" tenemos, además de las referencias potenciales, seis grupos mas: Rural-natural, Rural, Mejor, Artificial-seminatural, Artificial-agricultura y Regadío, en orden creciente de presión esperada. Se han eliminado del análisis las localidades que se encuentran afectadas por depuradoras/vertidos, analizadas en el punto previo.

1.6.7.2.1 TIPO 1: Torrentes del llano

Las localidades del tipo de torrente del llano son las que están sometidas a más impactos antropogénicos debido a su localización. Según su condición diferenciamos 7 clases diferentes: Referencia potencial, Rural-natural, Rural, Mejor, Artificial-seminatural, Artificial-agricultura y Regadío.

El EQR final discrimina de forma muy eficaz las muestras de *Referencias potenciales*, con un valor de EQR medio que ronda el 0.93, respecto a la mediana de las muestras de las condiciones que suponen una presión importante Artificial-agricultura y Regadío, que se ven impactadas y sus valores se encuentran en torno a 0.4 (Figura 1.79A). Se observa claramente que las únicas localidades con valores de EQR próximos a los valores de referencia son las

muestras de los torrentes localizados en la condición de rural-natural. En las demás condiciones (rural, mejor y artificial-seminatural) los valores medios del EQR están más próximos al corte de 0.6.

Con respecto a la conductividad y los nutrientes: nitrato (NO_3) y fosfato (PO_4) se observa que las *referencias potenciales* presentan los valores más bajos, observándose una tendencia de aumento conforme aumentamos el posible nivel de contaminación difusa implicado en las categorías (Figura 1.79).

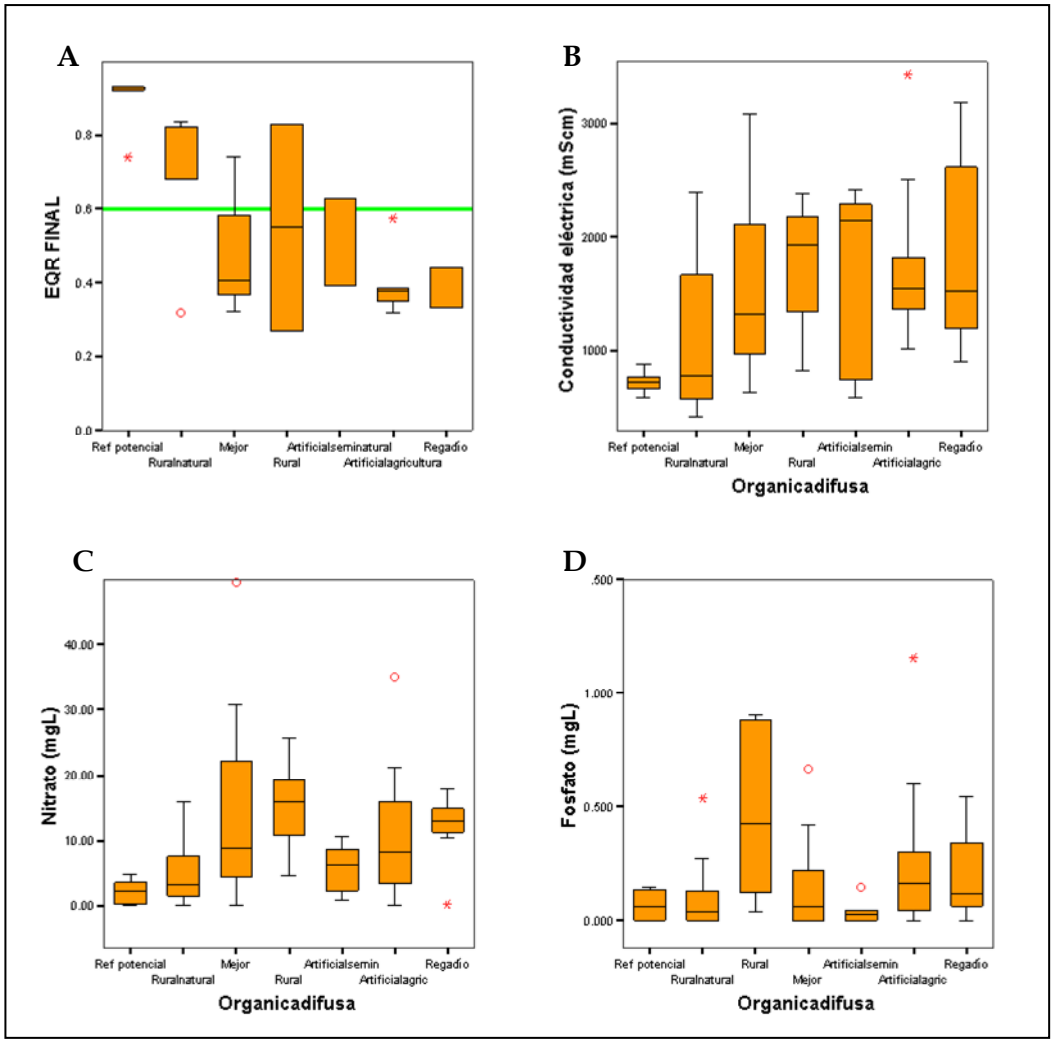


Figura 1.79. Diagramas de barras de las localidades del tipo 1. A) EQR final enfrentado a la presión orgánica difusa. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6). B) Conductividad eléctrica y C-D) Carga de nutrientes (Nitrato y Fosfato). Se han diferenciado las categorías Referencia potencial (Ref potencial), Rural-natural, Rural, Mejor, Artificial-seminatural (Artificialsemin), Artificial-agricultura (Artificialagric) y Regadío.

Como se puede observar en los diagramas de sectores las localidades más afectadas por contaminación orgánica difusa son las que pertenecen a la condición artificial-agricultura con porcentajes de 78.57% en estado *Deficiente*, y regadío con un 100% del total de localidades en estado *Deficiente*. Las categorías que indican porcentaje artificial de pueblos y ciudades pueden estar contribuyendo a la presión difusa, también de forma puntual por la presencia de vertidos. A continuación, las condiciones Mejor y Artificial-seminatural tienen un 77.78% y un 60% respectivamente de localidades, que no cumplen los objetivos de calidad de la directiva (Figura 1.80).

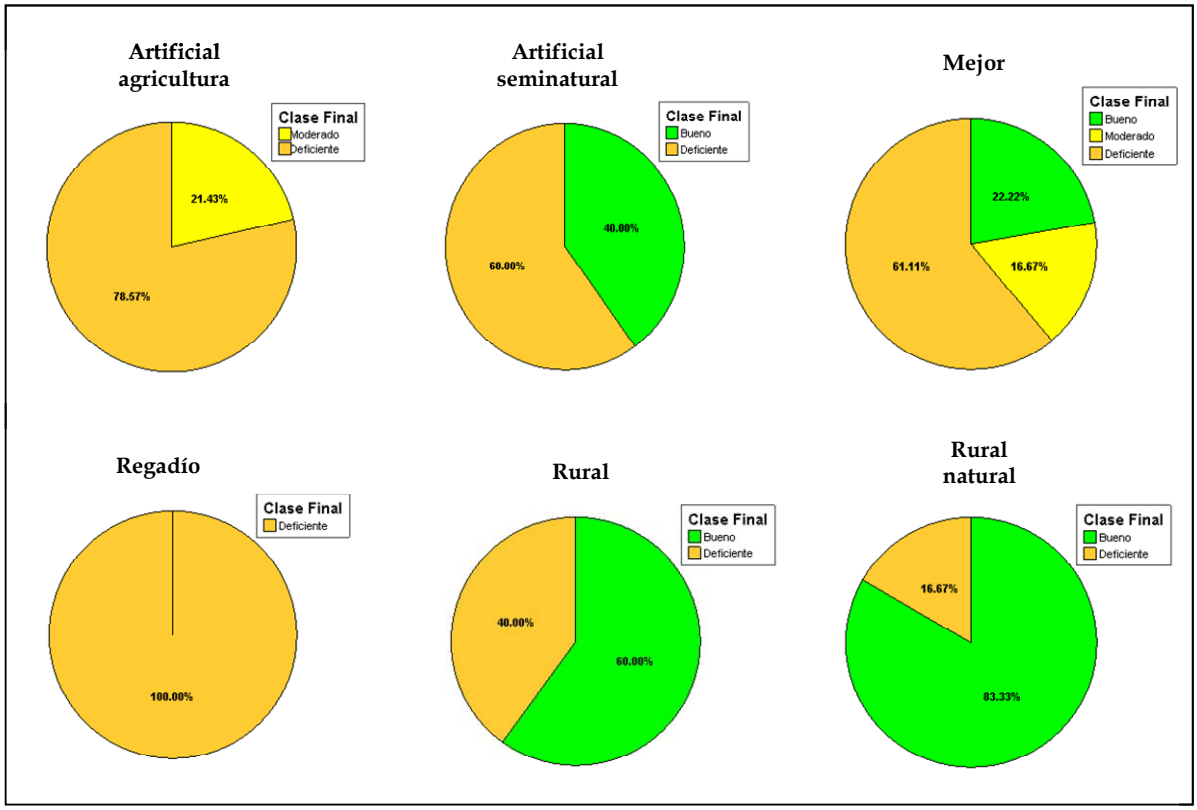


Figura 1.80. Diagramas de sectores representando las clases de estado ecológico en las que se encuentran las localidades según la condición preestablecida de los torrentes del tipo 1. Se presenta la clase de estado ecológico final obtenida en las localidades pertenecientes a las categorías artificial-agricultura, artificial-seminatural, mejor, regadío, rural y rural-natural.

1.6.7.2.2 TIPO 2: Torrentes tipo cañón

Las localidades del tipo cañón se supone que son las que están sometidas a menos presiones debido a su localización en montaña. Tras agrupar las localidades según su condición

tenemos, además de las referencias, tres grupos mas: rural natural, mejor y artificial seminatural.

El EQR final de las localidades de este tipo, es para todas las condiciones superior al corte de 0.6 (*Bueno/Moderado*). El EQR discrimina las muestras de *Referencia*, con valores de EQR medio por encima de 0.93, frente a los valores medios de las muestras de las condiciones artificial-seminatural y rural-natural que se encuentran próximas al 0.9 y por debajo de él, respectivamente (Figura 1.81A). El EQR medio de las muestras de la condición *Mejor* también se encuentra por encima de 0.93. Como sucede en el caso anterior, la mediana de los valores de la conductividad y de los nutrientes (nitrato y fosfato) de las localidades de referencia son menores que en las otras condiciones (Figuras 1.81). Con los nitratos sucede algo similar, la mediana más alta la tienen las localidades de la condición rural-natural. En cambio en los valores de fosfatos presentan una distribución más alta en las localidades agrupadas como mejor.

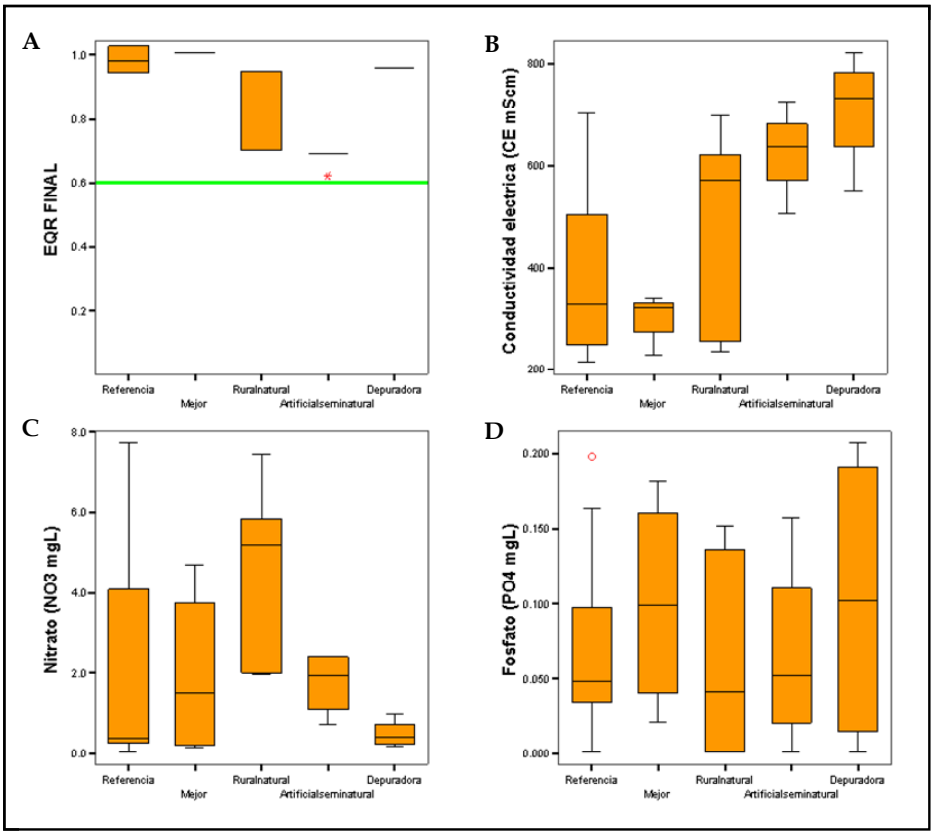


Figura 1.81. Diagramas de barras de las localidades del tipo 2. A) EQR final enfrentado a la presión orgánica difusa en las localidades de tipo 2. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6). B) Conductividad eléctrica y C-D) Carga de nutrientes (Nitrato y Fosfato). Se han diferenciado las categorías Referencia, Mejor, Rural-natural y Artificial-seminatural (Artificialsemin).

Las localidades del tipo 2 no presentan signos de degradación por contaminación difusa. Todas las del grupo *Artificial seminatural* se encuentran en Buen estado ecológico, las del grupo *Mejor* en Muy buen estado y las de *Rural natural* un 40% en Muy bueno y un 60% en buen estado.

1.6.7.2.3 TIPO 5: Torrentes de montaña

Las localidades del tipo torrente de montaña se supone que no están sometidas a presiones humanas significativas. Tras agrupar las localidades según su condición tenemos, además de las referencias, dos condiciones más: rural-natural y mejor.

El EQR final de las localidades de este tipo está para la mayoría de las condiciones por encima del corte de 0.6 (*Bueno/Moderado*). El EQR discrimina las muestras de *Referencia*, con un valor de EQR medio por encima de 0.9, respecto a la mediana de las muestras de la condiciones rural natural que se encuentran próximas al 0.9 y de la condición mejor por debajo de 0.7 (Figura 1.82A).

Las referencias y los mejores tienen los valores de la mediana de nitratos por debajo de 2 mg/l y son las localidades de la condición rural natural las que tienen valores superiores, sucede lo mismo con los valores de la conductividad. Sin embargo los valores de fosfatos, para las tres condiciones son muy similares (Figura 1.82).

Los torrentes del tipo 5, pertenecientes a los torrentes de montaña en Mallorca, presentan alteración difusa por nutrientes en el 40% de las localidades en estado Mejor (Figura 1.83).

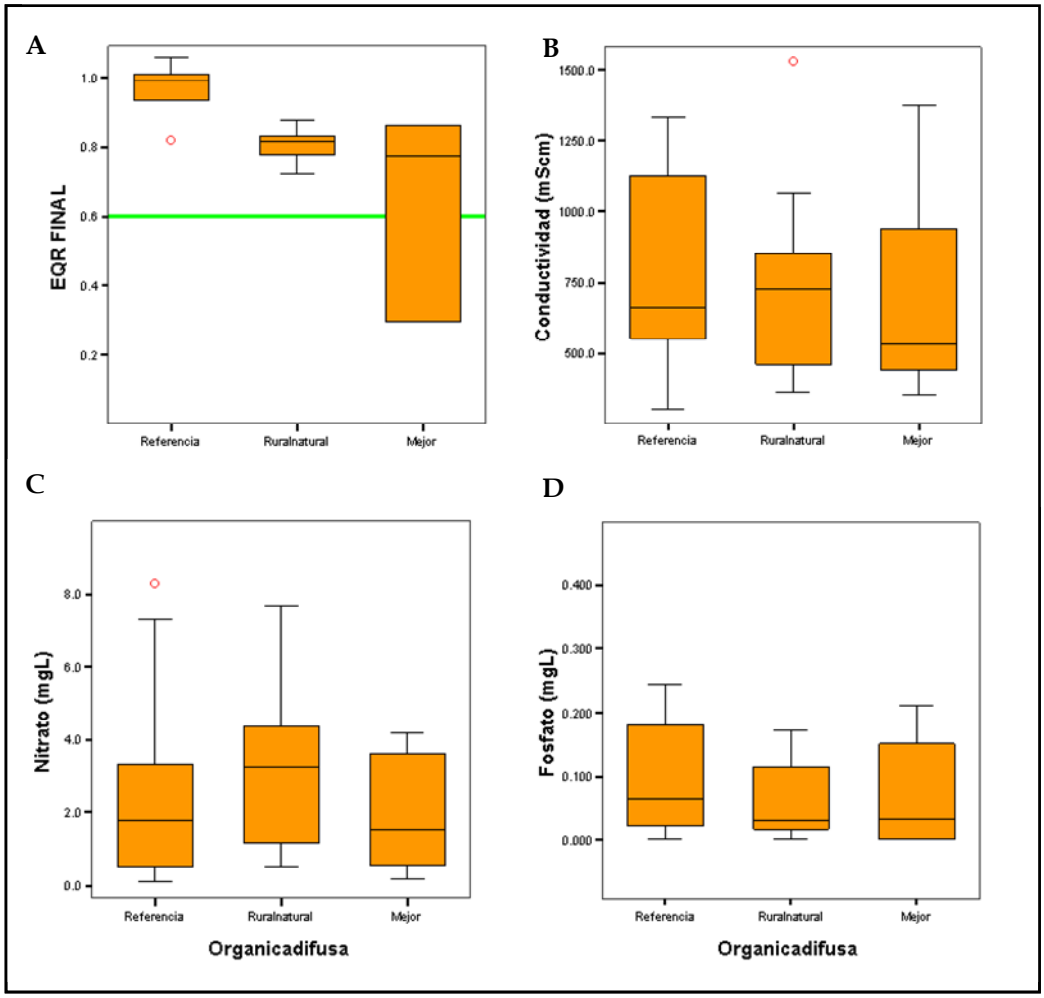


Figura 1.82. Diagramas de barras de las localidades del tipo 5. A) EQR final enfrentado a la presión orgánica difusa. La línea verde, indica el punto de corte entre el estado *Bueno* y el *Moderado* (EQR = 0.6). B) Conductividad eléctrica y C-D) Carga de nutrientes (Nitrato y Fosfato) en las localidades del tipo 5. Se han diferenciado las categorías Referencia, Mejor, y Ruralnatural.

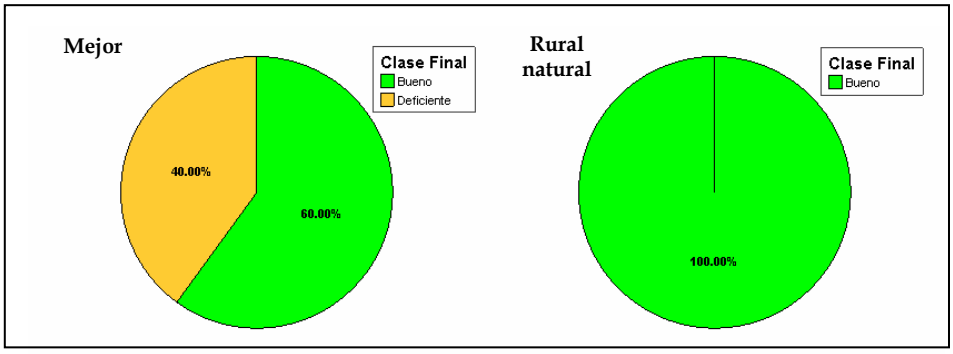


Figura 1.83. Diagramas de sectores representando las clases de estado ecológico en las que se encuentran las localidades según la condición preestablecida de los torrentes del tipo 5. Se presenta la clase de estado ecológico final obtenida en las localidades pertenecientes a las mejor y rural-natural.

1.6.7.3. Presión HIDROMORFOLÓGICA.

En nuestro modelo multimétrico, el valor del EQR indica el impacto de presiones de naturaleza general, orgánica/nutrientes, pero puede también verse influido por presiones físicas que afectan al régimen hidrológico y al hábitat físico (ribera y lecho fluvial) de la biota, impactando a la misma independientemente del efecto de la perturbación orgánica de nutrientes. Para discriminar el impacto que la presión física de la que afecta a la composición de las aguas se han realizado Análisis de la varianza mediante el modelo general lineal (MLG), para testar el posible efecto hidromorfológico independientemente o en combinación con el efecto de la contaminación orgánica/nutrientes. El efecto hidromorfológico se estima en este análisis utilizando los valores de los índices que cuantifican la diversidad de hábitats (***HQA***) y la alteración hidromorfológica (***HMS***) del hábitat fluvial, y de esta manera testar si la comunidad biológica se ve afectada por la calidad hidromorfológica del tramo.

1.6.7.3.1 TIPO 1: Torrentes del llano

Los torrentes del llano (tipo 1) son los que están más afectados por las actividades humanas, por la concentración urbana, como por alteraciones en la cuenca y en la ribera, todas ellas susceptibles de afectar a los torrentes y a sus zonas limítrofes, por la construcción de estructuras de prevención de crecidas, canalizaciones o medidas correctoras para estabilizar los bancos en zonas agrícolas.

Diversidad de hábitat (HQA). Se han realizados análisis del MLG usando como variable dependiente al EQR final, y como factor fijo la diversidad de hábitats (HQA), como covariables del modelo se van incluyendo las variables físico-químicas indicadoras de contaminación orgánica. Se pretende testar si existe un efecto del HQA sobre el EQR, una vez eliminado el efecto de las variables relacionadas con la perturbación orgánica/nutrientes. Se observa que el modelo de EQR testado es significativo ($p<0.05$) para los nutrientes que indican contaminación de tipo orgánico, para la demanda biológica de oxígeno (DBO), sílice, y la conductividad, la clorofila a y la biomasa perifítica (PSLC). La significación del modelo indica que el EQR depende de la calidad del hábitat de forma significativa aunque haya también contaminación orgánica (Tabla 1.72). El hecho de que la interacción no sea significativa indica la independencia del origen de las presiones orgánica/nutrientes de la diversidad hidromorfológica del hábitat, como era de esperar.

	Modelo	HQA	Interacción
CE	<0.05	*n.s*	*n.s*
DBO	<0.05	<0.05	*n.s*
PO4	<0.05	<0.05	*n.s*
NO3	<0.05	<0.05	*n.s*
NH4	<0.05	<0.05	*n.s*
SiO2	<0.05	*n.s*	*n.s*
SO4	<0.05	*n.s*	*n.s*
O2 mg/l	<0.05	<0.05	*n.s*
caudal	<0.05	<0.05	*n.s*
Chl a	<0.05	<0.05	*n.s*
PSLC	<0.05	<0.05	*n.s*

Tabla 1.72. Significación del MLG realizado para el tipo 1, teniendo en cuenta el EQR Final (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (*HQA*) como factor fijo y las variables físico-químicas como covariables del modelo.

Usando en este caso como covariables a las categorías de porcentajes de usos del suelo, se observa que el modelo es significativo para el porcentaje de superficies artificiales, agrícolas y de áreas forestales, independientemente de que exista alteración hidromorfológica. Al mismo tiempo se observa un efecto significativo de las tres covariables con el índice HQA, de manera que están relacionadas en su efecto sobre los valores del EQR (Tabla 1.73).Este hecho indica la dependencia de la calidad del hábitat de los usos que se producen en las cuencas de los torrentes. En definitiva el EQR final (2 elementos), detecta presiones de origen orgánico/nutrientes, derivadas de los usos del suelo en la cuenca, e hidromorfológicas relacionadas con la diversidad de hábitats (HQA), estas dos últimas altamente dependientes la una de la otra.

	Modelo	HQA	Interacción
% **Artificial**	<0.05	<0.05	<0.05
% **Agrícola**	<0.05	<0.05	<0.05
% **Forestal**	<0.05	<0.05	<0.05

Tabla 1.73. Significación del MLG realizado para el tipo 1, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (*HQA*) como factor fijo y las variables hidromorfológicas como covariables del modelo.

Alteración hidromorfológica (HMS). Tras testar los modelos de la influencia del HMS sobre el EQR final mediante MLG usando como covariables las variables físico-químicas (indicadoras de contaminación orgánica), se observa que el modelo es significativo ($p<0.05$) con la DBO y nutrientes, indicando que el EQR depende de las alteraciones en el habitat físico una vez eliminado el efecto supuesto de las variables indicadoras de impactos orgánicos/nutrientes (Tabla 1.74). El hecho de que la interacción no sea significativa indica la independencia del origen de las presiones orgánica/nutrientes de la modificación del hábitat.

	Modelo	HMS	Interacción
CE	<0.05	*n.s*	*n.s*
DBO	<0.05	<0.05	*n.s*
PO4	<0.05	<0.05	*n.s*
NO3	<0.05	<0.05	*n.s*
NH4	<0.05	<0.05	*n.s*
SiO2	<0.05	*n.s*	*n.s*
SO4	<0.05	*n.s*	*n.s*
O2 mg/l	<0.05	<0.05	*n.s*
caudal	<0.05	<0.05	*n.s*
Chl a	<0.05	<0.05	*n.s*
PSLC	<0.05	<0.05	*n.s*

Tabla 1.74. Significación del MLG realizado para el tipo 1, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de modificación del hábitat (*HMS*) como factor fijo y las variables físico-químicas como covariables del modelo.

Si se usan de covariables las variables con el % del uso de suelo en la cuenca, se observa que los modelos son significativos para el porcentaje de superficies artificiales, de áreas agrícolas y de áreas forestales (Tabla 1.75). Así podemos deducir que las alteraciones hidromorfológicas en el cauce afectan a la valoración del EQR independientemente de que exista o no degradación orgánica, como sucedía con el *HQA*. La interacción del HMS y % agrícola (inverso al forestal), apunta a la interrelación existente entre la modificación del hábitat y los usos agrícolas.

	Modelo	HMS	Interacción
% Artificial	<0.05	<0.05	*n.s*
% Agrícola	<0.05	<0.05	<0.05
% Forestal	<0.05	<0.05	<0.05

Tabla 1.75. Significación del MLG realizado para el tipo 1, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (HMS) como factor fijo y las variables hidromorfológicas como covariables del modelo.

1.6.7.3.2 TIPO 2: Torrentes tipo cañón

Los torrentes tipo cañón (tipo 2) por lo general, no presentan alteraciones hidromorfológicas debido a su situación geográfica y encañonada. Con la salvedad de los martges, construcciones abundantes realizadas con martges para estabilizar los márgenes de los torrentes, construcción que penalizan a los índices hidromorfológicos. Estas conexiones tienen un impacto directo en la ribera, aunque su forma de construcción, permite las conexiones laterales de los flujos de agua entre la cuenca y ribera y el cauce, y las verticales entre la capa freática y la superficie del agua, por lo que se supone que no afectan de forma significativa al desarrollo y establecimiento de las comunidades biológicas.

Dado el bajo número de localidades tipo cañón, y al hecho de que el gradiente de variación en la composición de las aguas es escaso, al no existir puntos fuertemente afectados por vertidos de naturaleza orgánica, este análisis precisa de más datos para reforzar los resultados obtenidos. Los datos presentados en este informe sobre la presión hidromorfológica en el torrente tipo cañón, se consideran preliminares y se mejoraran cuando se disponga de más datos.

Diversidad de hábitat (HQA). El contraste del modelo usando como covariables a las variables físico-químicas indicadoras de contaminación orgánica, indican un efecto significativo ($p<0.05$) para variables que indican contaminación de tipo orgánico, con la demanda biológica de oxígeno, con el sílice, con la conductividad, la clorofila a y la biomasa perifítica (PSLC). Esta significación indica que el valor del EQR depende de la diversidad de hábitats medida por el HQA de forma significativa aunque haya también efectos puntuales de contaminación orgánica (Tabla 1.76), como el marcado por la localidad J13.

	Modelo	HQA	Interacción
CE	<0.05	*n.s*	*n.s*
DBO	<0.05	*n.s*	*n.s*
PO4	<0.05	<0.05	*n.s*
NO3	<0.05	*n.s*	*n.s*
NH4	<0.05	<0.05	*n.s*
SiO2	<0.05	*n.s*	*n.s*
SO4	<0.05	*n.s*	*n.s*
O2 mg/l	<0.05	*n.s*	*n.s*
caudal	<0.05	<0.05	*n.s*
Chl a	<0.05	<0.05	*n.s*
PSLC	<0.05	<0.05	*n.s*

Tabla 1.76. Significación del MLG realizado para el tipo 2, teniendo en cuenta el EQR Final (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (*HQA*) como factor fijo y las variables físico-químicas como covariables del modelo.

Usando como covariables las del % de usos del suelo en la cuenca, se observa que el modelo es significativo para el porcentaje de superficies artificiales, agrícolas y de áreas forestales, independientemente de que exista alteración hidromorfológica. Al mismo tiempo se observa un efecto sinérgico de las tres variables con el índice, de manera que pueden actuar de manera conjunta en la modificación del valor del EQR (Tabla 1.77). Este hecho indica la dependencia de la diversidad de hábitats de los usos que se producen en las cuencas de los torrentes. En definitiva el efecto sobre el EQR final (2 elementos), viene de una presión en la cuenca que a su vez se ocasiona la presión sobre el hábitat físico.

	Modelo	HQA	Interacción
% Artificial	<0.05	<0.05	<0.05
% Agrícola	<0.05	<0.05	<0.05
% Forestal	<0.05	<0.05	<0.05

Tabla 1.77. Significación del MLG realizado para el tipo 2, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (*HQA*) como factor fijo y las variables hidromorfológicas como covariables del modelo.

Alteración hidromorfológica (HMS). Los modelos testados con los MLG usando como covariables del modelo las variables físico-químicas (indicadoras de contaminación orgánica), observamos que el modelo EQR Final vs. *HMS* es significativo ($p<0.05$) con la DBO y nutriente, indicando que el EQR está relacionado con las alteraciones en la hidromorfología aún eliminando la presión orgánica/nutrientes (Tabla 1.78).

	Modelo	HMS	Interacción
CE	<0.05	*n.s*	*n.s*
DBO	<0.05	*n.s*	*n.s*
PO4	<0.05	*n.s*	*n.s*
NO3	<0.05	*n.s*	*n.s*
NH4	<0.05	*n.s*	*n.s*
SiO2	<0.05	*n.s*	<0.05
SO4	<0.05	*n.s*	*n.s*
O2 mg/l	<0.05	*n.s*	*n.s*
caudal	<0.05	<0.05	*n.s*
Chl a	<0.05	*n.s*	*n.s*
PSLC	<0.05	*n.s*	*n.s*

Tabla 1.78. Significación del MLG realizado para el tipo 2, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (*HQA*) como factor fijo y las variables hidromorfológicas como covariables del modelo.

Alteración hidromorfológica (HMS). Tras realizar los MLG usando como covariables del modelo las variables físico-químicas (indicadoras de contaminación orgánica), observamos que el modelo EQR Final vs. *HMS* es significativo ($p<0.05$) con la DBO y nutrientes, indicando que el EQR está relacionado con las alteraciones en la hidromorfología si se elimina el efecto de la presión orgánica/nutrientes (Tabla 1.79)

	Modelo	HMS	Interacción
% Artificial	<0.05	<0.05	<0.05
% Agrícola	<0.05	*n.s*	<0.05
% Forestal	<0.05	<0.05	<0.05

Tabla 1.79. Significación del MLG realizado para el tipo 2, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (HMS) como factor fijo y las variables hidromorfológicas como covariables del modelo.

1.6.7.3.3 TIPO 5: Torrentes de montaña

Los torrentes de montaña (tipo 5) por lo general no presentan demasiadas alteraciones en el hábitat, al igual que para el tipo de cañón de montaña, excepto por las abundantes construcciones con martges que penalizan a los índices hidromorfológicos, por lo que se supone que no afectan de forma significativa al desarrollo y establecimiento de las comunidades biológicas.

Diversidad de hábitat (HQA). Tras realizar los MLG usando como covariables del modelo las variables físico-químicas, observamos que el modelo EQR Final vs. *HQA* es significativo ($p<0.05$) con la DBO, los nutrientes que indican contaminación de tipo orgánico, clorofila *a* y biomasa perifítica (PSLC). Además se observa que ciertas variables como clorofila a, biomasa perifítica y sulfato presentan un efecto sinérgico con el *HQA* en el modelo del tipo de torrentes de montaña (Tabla 1.80). Indicando una mayor alteración de la diversidad de hábitats en torrentes afectados por contaminación orgánica.

	Modelo	HQA	Interacción
CE	<0.05	*n.s*	*n.s*
DBO	<0.05	<0.05	*n.s*
PO4	<0.05	<0.05	*n.s*
NO3	<0.05	<0.05	*n.s*
NH4	<0.05	<0.05	*n.s*
SiO2	<0.05	<0.05	*n.s*
SO4	<0.05	<0.05	<0.05
O2 mg/l	<0.05	<0.05	*n.s*
caudal	<0.05	<0.05	*n.s*
Chl a	<0.05	<0.05	<0.05
PSLC	<0.05	<0.05	<0.05

Tabla 1.80. Significación del MLG realizado para el tipo 5, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (HQA) como factor fijo y las variables físico-químicas como covariables del modelo.

Usando las covariables derivadas de los usos del suelo, se observa que ambos modelos son significativos con el porcentaje de superficies artificiales y de áreas agrícolas y para los elementos de calidad, independientemente de que exista alteración de la diversidad de

hábitats. Al mismo tiempo se observa un efecto sinérgico de las dos variables, de manera que pueden actuar de manera conjunta en la modificación del valor del EQR (Tabla 1.81).

	Modelo	HQA	Interacción
% **Artificial**	<0.05	<0.05	<0.05
% **Agrícola**	<0.05	<0.05	<0.05
% **Forestal**	<0.05	<0.05	<0.05

Tabla 1.82. Significación del MLG realizado para el tipo 5, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (*HQA*) como factor fijo y las variables hidromorfológicas como covariables del modelo.

Alteración hidromorfológica (HMS). Tras testar los modelos usando como covariables a las variables físico-químicas, observamos que el modelo EQR vs. *HMS* se relaciona de manera similar al índice de diversidad de hábitat (*HQA*) para ambos elementos biológicos (Tabla 1.83).

	Modelo	HMS	Interacción
CE	<0.05	*n.s*	*n.s*
DBO	<0.05	<0.05	*n.s*
PO4	<0.05	<0.05	*n.s*
NO3	<0.05	<0.05	*n.s*
NH4	<0.05	<0.05	*n.s*
SiO2	<0.05	<0.05	*n.s*
SO4	<0.05	<0.05	*n.s*
O2 mg/l	<0.05	*n.s*	*n.s*
caudal	<0.05	<0.05	*n.s*
Chl a	<0.05	<0.05	*n.s*
PSLC	<0.05	<0.05	<0.05

Tabla 1.83. Significación del MLG realizado para el tipo 5, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de modificación del hábitat (*HMS*) como factor fijo y las variables físico-químicas como covariables del modelo.

Si se usan como covariables a las derivadas de los usos del suelo en las cuencas, se observa que el modelo es significativo para el porcentaje de superficies artificiales, áreas agrícolas y superficies forestales (Tabla 1.84). Así se puede inferir que las alteraciones hidromorfológicas

en el cauce afectan a la valoración del EQR independientemente de que exista o no degradación orgánica.

	Modelo	HMS	Interacción
% **Artificial**	<0.05	<0.05	<0.05
% **Agrícola**	<0.05	<0.05	<0.05
% **Forestal**	<0.05	<0.05	<0.05

Tabla 1.84. Significación del MLG realizado para el tipo 5, teniendo en cuenta el EQR de cada elemento biológico (variable dependiente), el índice de diversidad de hábitat (HMS) como factor fijo y las variables hidromorfológicas como covariables del modelo.

1.6.7.4. Conclusiones al estudio del análisis de presiones

Las conclusiones que podemos obtener del estudio realizado sobre el análisis de las tres presiones dominantes en los torrentes de las Islas Baleares, se resumen a continuación:

Torrentes del llano: Tipo 1. -Las localidades que pertenecen a este tipo están influenciadas por los tres tipos de presiones estudiadas. Las localidades más degradadas corresponden a las afectadas por la presión orgánica puntual, bajo la forma de vertidos puntuales o bien por efluentes de depuradora a los torrentes. Ningún torrente afectado por depuradora alcanza el Buen estado ecológico. En el grupo de las localidades caracterizadas como "*no referencias*", un porcentaje del 67% de las localidades está por debajo del Buen estado ecológico. Con este elevado porcentaje no podemos descartar que algunas de ellas estén sometidas a contaminaciones puntuales, no contabilizadas en este estudio. Las localidades de *referencia potencial* no están sometidas a esta presión.

Las localidades de los torrentes del llano que están agrupadas en las categorías Artificial-agricultura, Regadío, Mejor y Artificial semi-natural son las más afectadas por la presión de nutrientes difusa. Pero también esta presión afecta a algunas de las localidades rurales y rural natural.

La presión hidromorfológica viene definida por las alteraciones hidromorfológicas y de la calidad del hábitat que afectan en gran medida a la valoración del estado ecológico, independientemente de que exista degradación orgánica o no. En un futuro se debería prestar atención a este tipo de presión, ya que incluso en los torrentes tipo cañón, donde la contaminación orgánica/nutrientes es muy escasa, podría presentar un efecto significativo si se incrementa este tipo de presión en la cuenca.

Torrentes tipo cañón: Tipo 2.- Las localidades de este tipo en principio son las que están sometidas a menos presiones debido a su localización geográfica en la montaña. Son pocas las localidades que están afectadas por vertidos puntuales, contaminación difusa o alteraciones hidromorfológicas y aun así ninguna está alterada significativamente, porque todas ellas alcanzan el Buen estado ecológico. Aunque el efecto de las presiones en este tipo de torrentes es leve, se puede deducir de nuestros resultados que cualquier modificación del hábitat físico podría tener un elevado potencial futuro sobre el estado ecológico.

Torrentes de montaña: Tipo 5.- Las localidades que soportan una presión orgánica puntual al estar afectadas por efluentes directos de las depuradoras, no cumplen los objetivos de calidad de la Directiva, no alcanzando en ningún caso los valores del estado Bueno. En el grupo de las *no referencias* un 16% tampoco alcanza el Buen estado.

Además un 40% de las localidades agrupadas como la categoría Mejor parecen están afectadas por la presión de nutrientes difusa, indicando la necesidad de caracterizar esa condición de forma más apropiada, al probablemente incluir un % elevado de uso agrícola (<50%), ocasionando ya un riesgo probable de no cumplir objetivos ambientales. El resto de localidades de este tipo no están sometidas a esta presión.

Aunque los torrentes de montaña no suelen presentar demasiadas alteraciones en el hábitat y en los usos del suelo, los usos artificiales y agrícolas en la cuenca y las alteraciones hidromorfológicas del cauce están penalizando el valor del EQR Final independientemente de que exista o no una presión orgánica.

1.7. CONCLUSIONES

1.7.1. Estado general de la red de torrentes

Una vez analizado el estado ecológico de cada uno de los 56 tramos fluviales incluidos en este estudio en base a los elementos biológicos (perifiton e invertebrados bentónicos) procedemos al análisis detallado de aquellos tramos que no cumplen con el estado ecológico (Tabla 1.85).

Isla	TORRENTE	Topónimo	Tipo	CLASE ESTADO	Problemática asociada	Acción recomendada
IB	**J560**	Sant Josep	1	Bueno		
ME	**AB485**	Cala en Porter	1	Deficiente	*Usos agrícolas *Usos urbanos (carretera)	*Gestión de cuenca
	AB500	Cala en Porter	1	Deficiente	*Vertidos de la depuradora de Alaior *Extracción de agua	*Revisión del funcionamiento de la depuradora
	C454	Pont de S´Alairó	1	Bueno		
	F459	Mercadel	1	Deficiente	*Vertidos de depuradora	*Revisión del funcionamiento de la depuradora
	F460	Mercadel	1	Deficiente	*Usos agrícolas *Extracción de agua	*Gestión de cuenca *Revisar extracción de agua
	F464	Mercadel	1	Deficiente	*Usos ganaderos (granja de cerdos) *Usos agrícolas (vertido de purines) *Vertidos	*Gestión de cuenca *Revisión del funcionamiento de la granja
	L482	Algendar	1	Deficiente	*Regadío *Usos ganaderos *Represa artificial de hormigón	*Gestión de cuenca *Retirada de la represa
	L484	Algendar-Moli de Baix	1	Moderado	*Muro en una de las orillas *Usos agrícolas (regadío) *Usos ganaderos (vacas)	*Gestión de cuenca *Revisión del obras de reforzamiento
	O502	Puntarró	1	Deficiente	*Agricultura de secano *Usos ganaderos *Cauce reforzado	
	R508	Sa Cova	1	Deficiente	*Agricultura de secano *Cauce reforzado	
	S468	Son Biró	1	Deficiente	*Agricultura de secano *Cauce reforzado	
	U470	Na Bona	1	Deficiente	*Usos agrícolas (secano)	*Gestión de cuenca

Tabla 1.85. Resumen del estado ecológico de los tramos fluviales estudiados en función de la isla a la que pertenecen (Islas Ibiza y Menorca). Se indica el impacto principal identificado en los torrentes que contienen tramos en riesgo así como las recomendaciones de acciones propuestas a partir de lo indicado en el apartado 1.6.7.

Tabla 1.85b (*pág. siguiente*). Resumen del estado ecológico de los torrentes en la Isla de Mallorca. Se indica el impacto principal identificado en los torrentes que contienen localidades en riesgo así como las recomendaciones de acciones propuestas a partir de lo indicado en el apartado 1.6.7.

Isla	TORRENTE	Topónimo	Tipo	CLASE ESTADO	Problemática asociada	Acción recomendada
MA	**AB240**	Tte d´Almadrá	5	Bueno		
	ABB1000	Font de Son Sant Joan	1	Moderado	*Agricultura en margen derecho *Edificio de Son San Joan con posibles vertidos	*Gestión de cuenca *Revisión de posibles vertidos
	AC19	Comafreda-Guix	2	Referencia		
	AC25	Font des Prat	5	Referencia		
	AC223	San Miguel	1	Malo	*Vertidos de depuradora de Sa Pobla *Usos agrícolas *Canalización	*Gestión de cuenca *Revisión del funcionamiento de la depuradora *Revisión del obras de reforzamiento
	AF700	Des Gross	1	Bueno		
	AG254	Séquerral	1	Deficiente	*Vertidos de depuradora de Santa Margalida *Usos agrícolas	*Gestión de cuenca *Revisión del funcionamiento de las depuradoras
	AJ364	Hortella	1	Malo	*Vertidos de depuradora *Usos agrícolas	
	AK28	Matzoc	1	Muy Bueno		
	AL3200	Des Castellot	1	Bueno		
	AN260	Coccons	1	Muy bueno		
	AN271	Canymel	1	Deficiente	*Regadío *Obras en cauce (dragado en Marzo 05)	*Gestión de cuenca *Revisar obras en cauce
	AO89	Son Jordi	1	Bueno		
	B1000	Gorg Blau	5	Referencia		
	B2000	Ternelles 3	5	Referencia		
	B2001	Ternelles 5	5	Referencia		
	B213	Sant Jordi 3	1	Moderado	*Vertidos de depuradora de Pollença	*Revisión del funcionamiento de las depuradoras
	B216	Vall d´en Marc desde Fartaritx	1	Muy Bueno		
	C217	Tte de Sitges	1	Moderado	*Usos agrícolas	*Gestión de cuenca
	C218	Son Brull	1	Bueno		
	E221	Font del Mal-Any	1	Deficiente	*Parcialmente canalizado, muro de piedra en orillas *Posible extracción de agua	*Revisar extracción de agua
	G3000	Ses Comer	5	Referencia		
	H1000	Lluc-Alqueda (Afluente)	1	Bueno		
	H12	Gorg Blau	2	Referencia		
	H220	Lluc	2	Bueno		
	J13	Na Mora	2	Bueno		
	K23	Soller (pueblo)	5	Bueno		
	K26	Biniaraitx	2	Bueno		
	K31	Sóller (tunel)	5	Bueno		
	K2100	Fornalutx (aguas arriba pueblo)	5	Bueno		
	K2101	Fornalutx (aguas abajo pueblo)	5	Bueno		
	K2600	Biniaratx-Camidel L´Ofre	2	Referencia		
	K3100	Sa Font de Soller	5	Bueno		
	L3000	Deiá	2	Bueno		
	N79	Estellencs	5	Deficiente	*Vertidos de depuradora *Residuos sólidos	*Revisión del funcionamiento de la depuradora
	R380	Sa Ponsa	1	Deficiente	*Usos agrícolas	*Gestión de cuenca
	V319	Puig punyent	5	Deficiente	*Vertidos de depuradora *Cauce reforzado	*Revisión del funcionamiento de la depuradora
	V3190	Puig punyent	5	Deficiente	*Vertidos sólidos	
	Y274	Tte CoaNegra	2	Bueno		
	Y286	Esporlas	5	Malo	*Vertidos de depuradora *Cauce reforzado	*Revisión del funcionamiento de la depuradora
	Y288	Esporlas (fuentes)	5	Bueno		
	Y289	Valldemossa	5	Malo	*Vertidos de depuradora	*Revisión del funcionamiento de la depuradora

1.7.2. Propuesta de seguimiento y mejora de la red de torrentes

De forma previa al establecimiento final de las redes de vigilancia y operativa, se propone la continuación de los trabajos iniciados con el objeto de validar y mejorar los sistemas desarrollados para la clasificación del estado ecológico desarrollados en el pasado convenio para los torrentes:

1. Continuación de la recogida de muestras en torrentes con idénticas metodologías y protocolos a los del convenio previo "Implementación de la Directiva Marco del Agua en Baleares: Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua epicontinentales (Torrentes y zonas húmedas) utilizando indicadores e índices biológicos"
2. Se han planificado dos campañas como más óptimas para la recogida de muestras dependiendo de los elementos biológicos de calidad, análisis físico-químico de las aguas y de las características hidromorfológicas
3. Análisis y validación de los sistemas desarrollados en el pasado convenio con los nuevos datos recogidos. La nueva recogida de datos estará diseñada para cubrir dichos aspectos de la evaluación del estado ecológico
4. Estudiar la posibilidad de ampliar la red de torrentes estudiados, dando prioridad a aquellos que por sus características puedan aportar información relevante a la heterogeneidad de aguas leníticas del archipiélago (e.g., Torrent de Santa Eulalia, etc.).

Además, se propone la explotación de las redes de vigilancia y operativa en los torrentes de las Islas Baleares, para obtener una visión general coherente y completa del estado ecológico y químico. Para ello se necesita realizar un diseño basado en la representatividad y en la designación de las masas de agua en riesgo. Para la selección de las localidades apropiadas de las dos redes, se precisan de protocolos con especificaciones científicas y técnicas de los indicadores de calidad, parámetros relevantes y la periodicidad de muestreo para los dos programas de seguimiento. Este análisis se apoya en la recogida de datos biológicos, hidromorfológicos, y físico-químicos, así como series de datos previos recogidos dentro del marco del convenio anterior.

Las definiciones de las dos redes de seguimiento deben cubrir:

1. **Explotación de la red de vigilancia.-** constituida por localidades representativas de los tres tipos de torrentes identificados, para su uso en el seguimiento de vigilancia y su

programa, de forma que permita obtener la información esencial para determinar los requisitos de los programas de seguimiento en los planes hidrográficos de cuenca actuales y futuros en torrentes y aguas de transición.

2. **Explotación de la red operativa.-** constituida por localidades que estén en riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales para su uso en el seguimiento operativo y su programa, de forma que permita seguir el estado ecológico de las aguas que estén en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales y permita evaluar la eficacia de los medidas aplicadas para su mejora.

1.7.3. Recomendaciones para el programa de medidas

Con la adopción en diciembre del 2000 de la Directiva Marco del Agua (DMA) se introdujeron normas más estrictas para la protección y uso de los recursos de agua y el ambiente acuático en todos los Estados miembros europeos.

La DMA obliga a los estados miembros a asegurar la protección de los ríos, lagos, estuarios, lagunas y aguas costeras y mantenerlos "al menos" en su estado actual. Las aguas que han sido alteradas por la actividad humana y deterioradas por debajo del *Buen estado* deben restaurarse al menos hasta un *Buen estado* en el 2015. Se deben tomar medidas dentro de un plan general de Gestión de la cuenca fluvial entera que deben ser totalmente operativos en el 2009. Estas masas de agua que pueden identificarse en riesgo pueden verse afectadas por diversas presiones de origen puntual o difuso (Tabla 1.85).

El *Buen estado* se define de una forma tal, que dentro de ciertos límites permite el uso del agua, e. g. para cierta extracción de agua, pesca, usos recreativos, etc.. Las restricciones sobre las aguas en *Muy Buen estado* van ser en general más severas y algunas aguas en *Muy Buen* estado van a requerir una protección muy estricta. En principio el estado de las aguas en *Buen* y *Muy Buen estado* no debe cambiarse / reducirse, a no ser que se puedan demostrar necesidades muy grandes. E incluso así, se deben realizar todos los esfuerzos posibles para minimizar la alteración cuando los cambios se juzgan necesarios. La protección requerida cubre tanto los aspectos ecológicos como químicos y cuantitativos de las aguas. Esto significa que es importante asegurar que las plantas y animales, que viven normalmente en las aguas pueden continuar viviendo en un balance natural.

Las actividades e impactos en las partes altas de las cuencas pueden influenciar y causar alteración a mayores distancias aguas abajo de su localización. La nueva directiva del Agua también considera esto y llama para una mayor atención en la gestión y uso de la cuenca entera. La alteración y perturbación de cada masa de agua (río, lagos,...) en particular se mide en comparación con el estado natural, estado virtualmente no perturbado.

Los pocos torrentes, que permanecen en un *Buen estado* relativo sin perturbaciones serias o impactos irreparables han llegado a ser incluso más importantes como modelos y puntos de referencia para determinar y definir los que son ríos en *Muy Buen estado* en las Baleares. Obviamente, si existen escasas masas de agua de un tipo en particular (torrentes en este caso), más importante será su protección.

En adición, pero no por ello menos importante, llega el imperativo moral de proteger un tipo que constituye una herencia natural y cultural, que es único para el área mediterránea. Las Baleares ya han logrado una buena reputación y buena puntuación al nivel europeo por su política del agua y protección de la naturaleza. E incluso aunque no todo sea totalmente satisfactorio, las Baleares, sobrepasan el nivel del resto de España, siendo muy superior a la mayoría de los otros estados miembros. Más se puede, podría y debería hacerse. Obligación y lo más imperioso, preocupación por el uso del agua y del ambiente.

En este apartado se describen algunas recomendaciones orientadas a la reducción de la presión de origen humano en los torrentes, por lo que pueden definirse como líneas de trabajo a desarrollar dentro del programa de medidas. Las acciones principales identificadas se recogen en la Tabla 1.85.

1.7.3.1. Presiones identificadas con posible impacto sobre los ecosistemas acuáticos de las Baleares

Los *Torrentes* son un tipo de río temporal mediterráneo que se caracteriza por presentar agua en el cauce durante tan sólo unos meses al año. En las Islas Baleares, los torrentes son el único tipo de ecosistema de aguas corrientes existente, que, junto con los otros ecosistemas acuáticos leníticos (humedales: charcas temporales, lagunas y albuferas), comprenden la diversidad de hábitats acuáticos continentales, muchos de ellos de interés comunitario.

De forma general el impacto de las actividades humanas se aprecia ya de forma visual en los torrentes: cambio de encinares, vegetación climácica natural, y pinos, por plantaciones de olivos, cítricos, y otros, en montaña y llano; canalización parcial o total de fuentes,

construcción de martges así como carreteras asfaltadas en los bordes de los torrentes; basuras y residuos en el cauce, restos de hogueras de quema de desbrozo de huertos y maleza; malos olores en el agua; crecimiento masivo de algas verdes filamentosas que luego se pudren de forma asociada a la desaparición de oxígeno y agua, etc.. Sin embargo, estos impactos visuales deben cuantificarse mediante el estudio de la estructura y funcionamiento de los organismos acuáticos de los torrentes y de los factores ambientales que los afectan: hidrología y composición de las aguas, estado del hábitat físico en cauce y riberas, etc., como se recoge en la Directiva Marco del Agua.

La evaluación de impactos en el estado ecológico de los torrentes se hace por comparación con las condiciones de referencia no alteradas. Hay torrentes que cumplen los criterios de referencia de estado natural o mínimamente alterado, principalmente localizados en la Tramuntana de Mallorca y muchos de ellos son torrentes que están comprendidos en fincas privadas. Se evalúa la desaparición local de especies sensibles a la alteración, y de endémicas que habitan las aguas corrientes de los torrentes no alterados (especies de Tricópteros, Plecópteros, Efémeras), y su reemplazo por otras especies más tolerantes a la alteración, pero de menor calidad biológica (Anélidos, Dípteros, Moluscos). También se evalúan cambios producidos a una mayor escala, que afectan a la estructura trófica total de la comunidad acuática de cuencas enteras, y que son consecuencia de la alteración histórica y actual de las fuentes de energía natural de los torrentes, por la transformación del uso de la tierra. Por ejemplo, la transformación de valles forestados con especies de árboles y arbustos autóctonas (que suministraban materia orgánica, hojas, de las que se alimentan muchos organismos acuáticos), en zonas deforestadas de uso agrícola que usan fertilizantes para el incremento de la producción, o en reforestación con especies exóticas, con lo cual a los torrentes solo llegan lixiviados de nutrientes que incrementan el desarrollo de algas, o hojas de árboles, a las cuales las especies acuáticas de los torrentes no están adaptadas a ingerir.

El programa de medidas de la DMA debe ir dirigido a la recuperación del estado ecológico en las masas de agua en riesgo de no cumplir objetivos ambientales. Las masas de agua que pueden identificarse en riesgo pueden verse afectadas por diversas presiones de origen puntual o difuso. En este apartado se describen algunas recomendaciones orientadas a la reducción de la presión de origen humano en los Torrentes, por lo que pueden definirse como líneas de trabajo a desarrollar dentro del programa de medidas.

Algunos tipos de presión pueden ocasionar un mayor o menor efecto sobre el estado ecológico de los torrentes, siempre en relación a la intensidad y magnitud de la presión ejercida y al tamaño de la masa de agua.

1.7.3.1.1. Contaminación puntual por depuradoras y vertidos

Los **vertidos** pueden ser sólidos (basura y restos en torrentes), líquidos (vertidos directos no depurados), y efluentes de **depuradoras.** Su efecto sobre la calidad físico-química del agua, se manifiesta incrementando la materia orgánica, el fósforo y nitrógeno, lo que promueve el desarrollo de procesos de oxidación de la materia orgánica reduciendo el oxígeno disuelto, y procesos de eutrofización con desarrollos masivos de algas.

Acciones recomendadas:

1. Prioritario el revisar y mejorar el funcionamiento de las depuradoras.
2. Eliminación de vertidos directos de cualquier naturaleza al cauce de los torrentes, ya que los torrentes no tienen capacidad ninguna de dilución, y menos sobre una base temporal con caudales no existentes en verano. Llegándose al caso de suministrar agua de muy mala calidad en verano a un sistema que de forma natural no presenta caudales circulantes en esas épocas del año.
3. Para los vertidos únicamente orgánicos de depuradora habría que eliminar los vertidos directos a los cauces, y dirigirlos a zonas extensas que actúen de filtros verdes. En estas zonas la eliminación de nutrientes se hace de forma periódica con cortes de biomasa vegetal (árboles, frutos, etc).
4. Diseño de sistemas de lagunaje artificial, similares a los humedales, para eliminación de nutrientes por desnitrificación y fósforo en biomasa vegetal o de peces.

1.7.3.1.2. Contaminación orgánica difusa

Esta presión, aunque difusa en origen, puede tener un efecto a largo plazo muy difícil de recuperar. Bajo este tipo de presión los efectos principales consisten en la entrada de nutrientes (fósforo y nitrógeno) al sistema fluvial. Ambos nutrientes pueden ocasionar procesos de eutrofización en los torrentes que tienen sus zonas de captación en cuencas ganaderas/agrícolas. Por otro lado, las actividades agrícolas han ocasionado el cambio, histórico y actual, en la composición de las comunidades acuáticas de los torrentes debido a

la desaparición de una fuente de alimento principal (hojas de árboles autóctonos). La eliminación de la vegetación de ribera, ocasiona el aumento de la radiación que llega a los cauces, transformando los tramos antes forestados y de carácter heterotrófico en tramos expuestos de claro carácter autotrófico. Por ejemplo la cuenca de Sóller eminentemente agrícola (frutales) frente a la del torrente forestado de encinares de Ternelles.

Acciones recomendadas:

1. La eliminación de la fuente difusa es muy difícil, y pasa por la adopción de medidas de buenas prácticas en cuencas de elevada dedicación agrícola o ganadera, en relación con la reducción de cargas propuesta por las directivas de nitratos y de aguas residuales.
2. Se debe propiciar la restauración de riberas en los torrentes de zonas agrícolas, ya que las riberas tienen un papel natural de filtro verde, reteniendo sedimentos y nutrientes de forma previa a su arrastre a los torrentes.
3. Bandas de protección a los lados de los torrentes donde no se permitan actividades agrícolas, y restauración de riberas con especies autóctonas.

1.7.3.1.3. Erosión de laderas

De forma natural la vegetación de las riberas (arbustos y árboles) mantienen con sus raíces los bancos de los cauces de los torrentes, permitiendo su estabilidad, al retener los sedimentos que son arrastrados por las laderas de las cuencas en épocas de lluvias torrenciales, características del mediterráneo. La eliminación de las riberas tiene como consecuencia el que los materiales erosionados en la cuenca, sobre todo las de montaña, lleguen a los torrentes colmatándolos con el consiguiente riesgo de aumento dañino de las crecidas. Por otro lado, en cuencas agrícolas de montaña, donde se aumentan las tasas de erosión debido a reducción de la cobertura vegetal y a la mayor pendiente, también aumenta la erosión en la ribera, y los bancos del cauce colapsan. En estos casos ya el único remedio es el de estabilizar con obras de ingeniería blandas (martges en el mejor de los casos) o más duras (placas de hormigón en caja).

Acciones recomendadas:

1. Este resultado aboga por una restauración urgente de riberas en zonas agrícolas limítrofes a los torrentes, como un programa de medidas a medio-largo plazo.

2. Establecer bandas de protección a los lados de los torrentes donde no se permita realizar labores agrícolas, en combinación con programas de restauración de riberas con especies autóctonas. Las riberas actúan reteniendo sedimentos nutrientes derivados de la agricultura.

1.7.3.1.4. Sequía artificial en los cauces de los torrentes debido a la sustracción de agua con cañerías

De forma más acusada en los últimos años, esta presión ha ido modificando progresivamente el régimen hidrológico natural en los torrentes. Los caudales circulantes se han visto reducidos en cantidad y duración, debido al aumento progresivo de captaciones de aguas superficiales y de aguas subterráneas (pozos). Esta presión puede llegar a ser extrema en la canalización de fuentes de montaña, lo que en un futuro destruye el sistema acuático y las comunidades que viven en él. Por ejemplo en la cuenca de Sóller-Fornalutx -Biniaraitx, Esporles, Puigpunyent o en la de Lluch, en la cual se ha canalizado la única fuente que tenía agua y alimentaba un torrente, ahora seco.

Acciones recomendadas:

1. Poner contadores en zonas donde la sustracción es importante.
2. Controlar caudales y uso, limitar concesiones de agua.
3. Establecer criterios de uso y costes ambientales.
4. Recomendar dejar caudales mínimos que aseguren la cantidad de agua, y más importante, que no se reduzca el periodo de agua en cauce de forma significativa frente a la permanencia natural del agua en el torrente en cuestión.
5. Dejar las fuentes abiertas la longitud necesaria, para seguir permitiendo el desarrollo de comunidades en ellas y que se completen en estas zonas al menos los ciclos de vida de los organismos. Los organismos que habitan en los torrentes se dispersan en gran medida desde las fuentes (sus refugios en épocas secas), pero si se canalizan las fuentes se inhibe la dispersión de fauna a los torrentes. Este es uno de los problemas más “serios” a medio-largo plazo, ya que dada la continuada creciente demanda, inversa a la tendencia del cambio climático, que prevé reducción de aportes hídricos en la zona del mediterráneo, los torrentes pueden verse privados de sus comunidades biológicas.

6. Actualmente la sociedad "mal interpreta" el uso eficiente del agua, como poner la cañería lo mas cerrada posible para que no escape nada de agua de la fuente. Obviamente hay que establecer objetivos ambientales y de caudales mínimos (en cantidad y tiempo de agua en el torrente) para los torrentes, pues el uso total de las fuentes no es compatible con el mantenimiento de los torrentes y de sus caudales circulantes en las islas.
7. Usar agua de desaladoras para abastecimento y agricultura, así se pueden dejar caudales circundantes en los torrentes. Si acaso, recuperar agua al final de los torrentes, antes de llegar al llano que es cuando se pueden infiltrar a la capa freática, o antes de desaguar al mar.

1.7.3.1.5. Actividades directas en los cauces: Quemas en torrentes y limpieza de torrentes

Son prácticas habituales, no naturales, que ocasionan residuos no solo de vegetación, también de plásticos etc. Estéticamente, la población mal interpreta que los cauces son lugares de quema de residuos/basureros.

Acciones recomendadas:

1. Eliminar la quema de residuos orgánicos en torrentes. En vez de quemas, se tiene que priorizar el compostaje e utilización de biomasa, sobre todo en zonas agrícolas donde se producen.
2. Realizar limpiezas de basuras en los cauces. Intentar realizar las limpiezas cuando los torrentes estén secos (agosto), y evitar el uso de máquinas, que sea en lo posible un trabajo manual, minimizar la extracción de suelo del lecho de los torrentes.
3. Priorizar la recogida de residuos y extracción de especies exóticas, o invasivas en los cauces de los torrentes. Dejar arbustos y especies autóctonas de bajo porte, evitando dejar en la medida de lo posible suelo al descubierto.

1.7.3.1.6. Usos recreativos

Los torrentes de montaña son sistemas muy frágiles ya que los usos y actividades en sus cuencas, de pequeño tamaño, se trasladan directamente a su estado ecológico, como expresión de su estructura y funcionamiento. En determinadas épocas del año se observan

visitas numerosas y continuas de practicantes de descensos por torrentes con traje de neopreno, que en su uso del torrente causan una perturbación evidente al sistema fluvial (raspados de piedras, movimientos de sustratos, arrastres de sedimentos, alteración física de la lámina del agua, muerte directa de organismos acuáticos).

Acciones recomendadas:

1. Necesidad de regular el acceso y el número de visitantes a los torrentes de montaña bien conservados y que presentan según la Directiva Marco del Agua la comunidad tipo de referencia. Entre los designados como torrentes de referencia se encuentran los siguientes torrentes:

Cañón de Guix
Font des Prat
Tte. Ternelles
Cañón de Gorg Blau
Tte. afluente Mortitx

2. Sobre estos sistemas se deben aplicar programas de ordenación que prioricen su conservación y protección según la DMA, para el mantenimiento del ***Muy buen estado ecológico de los torrentes***, que incluyan el control de las actividades y presiones en los mismos.

1.8. BIBLIOGRAFÍA

Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, & J. B. Stribling, 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B99-002. US. *Environmental Protection Agency*; Office of Water; Washington, D. C.

Cambra, J., Gomà, J., Huck, V. & Ector, L. 2003. Segunda fase del diseño de la red de diatomeas en la cuenca del Ebro. Informe final. Ministerio de Medio Ambiente y Confederación Hidrográfica del Ebro.

CEMAGREF, 1982. Etude des methods biologiques d`appreciation quantitative de la qualitè des eaux. *Rapport Q. E. Lyon A. F.* Bassin Rhône-Méditérrannée-Corse, 218p.

CEN, 2002: prEN 13946. Water quality. Guidance standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers.-CEN/TC 230, 14pp.

Kelly, M.G. & Whitton B.A, 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.

Kelly, M.G., 1997. Sources of counting errors in estimations of the trophic diatom index. *Diatom res*, 12: 155-262.

Kelly, M.G., 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Wat. Res*, 32 (1): 236-242.

Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hürlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwandrans, J., Laugaste, R., Lindstrøm, E-A., Leiteo, M., Marvan, P., Padisak, J., Pipp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabater, S., van Dam, H., Vizinet, J., 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10(2): 215-224.

Krammer, K., 1997 a. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 1. Allgemeinen und Encyonema Part.-. *Biblioteca Diatomologica*. Band 36. J. Cramer. Berlin-Stuttgart.

Krammer, K., 1997 b. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. *Encyonema* Part., *Encyonopsis* und *Cymbellopsis*.- Bibl. Diatomologica. Band 37. J. Cramer. Berlin-Stuttgart.

Krammer, K., 2000. The genus Pinnularia. *Diatoms of Europe*. H. Lange-Bertalot (Ed.). Vol. 1. ARG Gantner Verlag K. G. 593

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Band 2/1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 876 pp.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Band 2/2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York. 596 pp.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Band 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York. 576 pp.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York. 437 pp.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 2000. Bacillariophyceae. 5 Teil: English and French translation of the keys. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Band 2/5. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York. 309 pp.

Lange-Bertalot, H., 1993. 85 Neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süsswasserflora von Mitteleuropa vol. 2/1-4.- J. *Cramer*. Berlin-Stuttgart.

Lange-Bertalot, H., 2001. Navicula *sensu stricto*. 10 Genera separated from Navicula sensu lato. Frustulia.- *Diatoms of Europe*. Vol. 2. A. R. G. Gantner Verlag K. G.

Lange-Bertalot, H. & Krammer, K., 1989. Achnanthes, eine Monographie der Gattung mit Definition der Gattung Cocconeis.- *Bibliotheca Diatomologica* ,18.

Lecointe, C., Coste, M. & Prygiel, J., 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269/270: 509-513.

Lecointe C., Coste M., Prygiel J. and Ector L., 1999. Le logiciel OMNIDIA version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. In: Loncin A., Hoffmann L. and Ector L. (eds), Compte rendu du 17° colloque de l'Association des diatomistes de langue française. *Cryptogamie-Algologie,* 20: 132–134.

Lorenzen, C. J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 342–346.

Margalef, R., 1951. Materiales para la hidrobiología de la isla de Ibiza.- *Publ. Inst. Biol. Apl.* Barcelona 8: 5-70.

Margalef, R, 1952 a. Materiales para la hidrobiología de la Isla de Menorca.- *Publ. Inst. Biol. Apl*. Barcelona 11: 5-112.

Margalef, R., 1953 a. Materiales para la hidrobiología de la Isla de Mallorca.- *Publ. Inst. Biol. Apl*. Barcelona 15: 5-111.

Moyá, G., G. Bennasar, C. , Frau, L., García, Gómez, M. & Ramón, G., 1993. Long term changes (after twelve years) in the composition of phytoplankton communities in the Gorg Blau reservoir (Majorca, Spain).- *Verh. Internat. Verein. Limnol*. 25: 1257-1261.

Pardo, I. & Olsen, A.M., 2004. Tipologías A y B de los torrentes de las islas Baleares. Directiva Marco del agua en las Islas Baleares.

Passy, S.I. & Bode R.W., 2004. Diatom model affinity (DMA), a new index for water quality assessment. *Hydrobiologia*, 524: 241-251.

Prygiel, J. & Coste, M., 2000. Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. 134pp. NF T 90-354. Etude Agences de l'Eau-Cemagref Bordeaux, March 2000, Agences de l'Eau.

Raven, P. J., T. H. Holmes, F. H. Dawson, P. J. A. Fox, M. Everard, I. R. Fozzard & K. J. Rouen, 1998. River Habitat Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. *River Habitat Survey Report* No. 2. The Environment Agency, Bristol, pp. 86.

River habitat survey , 1997. *Field Survey Guidance Manual*. Environment Agency.

Renberg, I., 1990 A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *Journal of Paleolimnology*, 4: 87-90.

Wrona, F.J., Culp, J.M. & Davies, R.W, 1982. Macroinvertebrate subsampling: a simplified apparatus and approach. *Can. J. Fish Aquat. Sci*., 39: 1.051-1.054.

Werum, M. & Lange-Bertalot, H., 2004. Diatoms in springs from central Europe and elsewhere under the influence of hydrogeology and anthropogenic impacts. *Iconografia Diatomologica*. 13: 1-417; A.R.G. Gantner, Ruggell, Liechtenstein.