

Trabajo Fin de Máster

INFLUENCIA DE LOS USOS DEL SUELO SOBRE LA
CALIDAD DE LAS AGUAS Y EVALUACIÓN ESPACIO-
TEMPORAL DE LA TRANSFERENCIA DE LOS
CONTAMINANTES EN LA CUENCA DEL RÍO
FLUMEN (HUESCA)

NADIA DARWICHE CRIADO

Directores

FRANCISCO A. COMÍN SEBASTIÁN
JUAN JOSÉ JIMÉNEZ JAÉN

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE HUESCA
NOVIEMBRE 2012

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el Programa de Cooperación Territorial “Interreg-SUDOE” para el proyecto “AGUAFLASH”.

Agradezco a César Pedrocchi, Juan Cervantes, Silvia G. Eisman, Mercedes García, Santiago Pérez y Alberto Barcos su apoyo crucial en el trabajo de campo y laboratorio.

Nuestro agradecimiento también a la AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) por la aportación de datos meteorológicos.

RESUMEN

La calidad del agua está directamente relacionada con los usos del suelo y los cambios en las actividades agrícolas. Las actividades agrícolas y urbanas son las principales fuentes de contaminación difusa en aguas superficiales y subterráneas. En este estudio se ha evaluado el patrón espacio-temporal de la calidad del agua en relación a los usos del suelo existentes en una cuenca hidrográfica del noreste de España (Cuenca del río Flumen, Huesca) desde Noviembre-2009 hasta Octubre-2010. Con el objetivo de estudiar la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua se utilizaron técnicas estadísticas multivariantes como el Análisis Cluster (CA) y el Análisis Triádico Parcial (PTA). Mediante estos análisis, las estaciones de muestreo fueron clasificadas en diferentes áreas: Forestal (Zona Norte), Urbana (Zona Central) y Agrícola (Zona Sur). El PTA asoció todas las variables analizadas a su principal fuente de contaminación y mostró la existencia de un patrón temporal estable en áreas urbanas y agrícolas. La conductividad eléctrica (EC), Na^+ y Cl^- se asociaron con las fuentes de contaminación agrícola, mientras que el nitrógeno total disuelto (TDN), $\text{NH}_4\text{-N}$ y $\text{NO}_2\text{-N}$ se relacionaron con fuentes de contaminación urbana aunque su patrón de distribución fue diferente al comparar los resultados obtenidos en temporada de no regadío y en temporada de regadío. Durante el periodo de regadío, la agrupación de estos conjuntos de compuestos no fue tan evidente. La concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ se refirió tanto al uso de suelo urbano como al agrícola pudiendo explicarse esta distribución por los significativos aportes procedentes de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Huesca. Los resultados obtenidos sugirieron por una parte la existencia de una relación fuerte y estable entre la calidad del agua y los usos del suelo. Por otra parte, estos resultados ponen de manifiesto que las tendencias de las variables asociadas con fuentes de contaminación agrícola y urbana están altamente influenciadas por la estacionalidad de las diferentes actividades que se llevan a cabo en la zona de estudio.

ÍNDICE

Apartado	Página
1. Introducción	9
2. Materiales y Métodos	12
2.1. Zona de estudio	12
2.2. Muestreos y Métodos analíticos	16
2.3. Análisis Estadístico Multivariante	19
2.3.1. Análisis Cluster Jerárquico (CA)	19
2.3.2. Análisis Triádico Parcial (PTA)	20
3. Resultados	24
3.1 Distribución espacial de las características del agua del río	24
3.2. Patrón espacio-temporal de los datos de muestreo	26
3.2.1. Organización de los datos de muestreo en la zona agrícola de la cuenca	26
3.2.2. Variabilidad de los datos a escala de cuenca	31
4. Discusión	36
4.1. Organización general de las estaciones de muestreo	36
4.2. Patrones espaciotemporales de las variables físico-químicas	37
5. Conclusiones	43
6. Bibliografía	45
7. Anexo fotográfico	52

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Página
Tabla 1: Variables analizadas en cada muestra	18
Tabla 2: Matriz de correlación de los coeficientes vectoriales entre las tablas (PTA-1)	27
Tabla 3. Matriz de correlación de los coeficientes vectoriales entre las tablas (PTA-2)	32

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
Fig.1: Perfiles del río Flumen y su afluente, el río Isuela	12
Fig. 2: Localización de la cuenca del río Flumen en la cuenca del río Ebro. Estaciones de muestreo dentro del área de estudio	14
Fig.3: Distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Flumen	15
Fig. 4: Tipología de matriz de datos	20
Fig. 5: Esquema de Análisis triádico Parcial (ATP)	22
Fig. 6: Dendrograma del Análisis Cluster que clasifica las estaciones de muestreo correspondientes al “Muestreo A”	25
Fig. 7: Organización de las fechas de muestreo sobre el plano factorial definida por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la interestructura en PTA-1	26
Fig. 8: Peso de cada tabla (α_k) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (Cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA-1	28

Fig. 9: Análisis del compromiso en PTA-1. (A) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (ejes I-II) del compromiso e histograma de los valores propios identificando la primacía de los dos primeros ejes que definen la estructura espacial media. (B) Proyección de las estaciones de muestreo en el primer plano (ejes I-II) del compromiso	30
Fig. 10: Organización de las fechas de muestreo en el plano factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de interestructura en PTA-2	31
Fig. 11: Peso de cada tabla (α_k) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (Cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA-2	32
Fig. 12: Análisis del compromiso en PTA-2. (A) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (ejes I-II) del compromiso e histograma de los valores propios identificando la primacía de los dos primeros ejes que definen la estructura espacial media. (B) Proyección de las estaciones de muestreo en el primer plano (ejes I-II) del compromiso	34

1. INTRODUCCIÓN



1. INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas son un factor primordial para determinar la calidad de las aguas superficiales y subterráneas a través de la contaminación atmosférica, los vertidos de efluentes, el empleo de productos agroquímicos, los suelos erosionados y la distribución de los usos del suelo (Niemi et al., 1990). En los últimos años, se han incrementado las investigaciones sobre el impacto ecológico de los usos del suelo. Son numerosos los estudios que han sugerido que las aguas superficiales están afectadas por las características los usos del suelo que aparecen dentro de la cuenca (Limburg and Schmidt, 1990; Jones et al., 1999; Bis et al., 2000; Riva-Murray et al., 2002; Woodcock et al., 2006). Esto significa que los cambios en los usos del suelo y en la gestión y manejo de los recursos pueden tener un impacto considerable sobre los distintos parámetros que definen la calidad del agua (Brainwood et al., 2004).

Los diferentes tipos de usos del suelo están altamente relacionados con las características de las actividades humanas que a su vez, determinan las sustancias de origen antrópico que llegan a los sistemas hídricos a través de los medios de drenaje o por procesos de escorrentía (Lee et al., 2009). El uso de suelo forestal juega un papel importante en la mitigación de la degradación de la calidad del agua. Por el contrario, el uso de suelo urbano modifica sustancialmente las propiedades químicas del agua del río elevando la concentración de determinados parámetros (Sliva and Williams, 2001) y estudios previos han mostrado que el uso de suelo agrícola es uno de los principales causantes de la degradación de la calidad del agua (Lenat and Crawford, 1994; Tong and Chen, 2002) y la principal fuente de compuestos nitrogenados en los ambientes acuáticos europeos (Grizzetti et al., 2005).

El uso excesivo de fertilizantes minerales y de abonos hace que la agricultura de regadío sea identificada como una de las principales fuentes de nutrientes en el mundo (Baker, 1992). En este respecto, generalmente durante la fertilización las plantas únicamente utilizan entre el 30 y el 50 % del abono nitrogenado aplicado. El resto se pierde en el sistema entre la volatilización, la desnitrificación o la percolación de los nitratos a las aguas subterráneas. Por estas razones, es necesario que los fertilizantes inorgánicos nitrogenados sean tan efectivos como sea posible y sólo se apliquen cuando sea realmente necesario. Además, diferentes estudios que han

investigado la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua han revelado que algunos problemas referentes a la calidad del agua, tales como la eutrofización, son altamente dependientes de los patrones de los usos del suelo y de la escorrentía que se produce en toda la cuenca (Caccia and Boyer, 2005; Zhang et al., 2007).

La degradación de la calidad del agua puede darse como resultado de múltiples actividades que incluyen tanto fuentes puntuales de contaminación como no puntuales. Mientras las fuentes puntuales de contaminación pueden ser fácilmente identificadas (Ej.: vertidos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales), las fuentes de contaminación difusa suelen delimitarse sobre un área amplia ya que a menudo es difícil atribuir este tipo de contaminación a una única localización (Seeboonruang, 2012). Consecuentemente, la causalidad es difícil de demostrar de la misma manera en que es complicado desentrañar la interacción que se produce entre una amplia gama de variables como la aplicación de fertilizantes, los usos del suelo, los tipos de suelo y los patrones hidrológicos que conectan la superficie del terreno a las corrientes de agua (Casey and Clarke, 1979; Dermine and Lamberts, 1987). Igualmente, los patrones temporales de los contaminantes procedentes de fuentes no puntuales pueden facilitar la comprensión de las características de su transferencia en relación a los procesos hidrológicos (Kang and Lin, 2007).

Debido a la influencia de los diferentes usos del suelo y a las múltiples actividades que se llevan a cabo en cada uno de ellos que pueden afectar a la calidad del agua en las distintas corrientes y a la multiplicidad y variabilidad de las fuentes que ocasionan la contaminación difusa de las aguas, este problema ha de ser tratado desde una perspectiva espacial dentro de una escala temporal.

El objetivo de este estudio es identificar los patrones espacio-temporales de la calidad del agua en un río a escala de cuenca y sus relaciones con los diferentes usos de suelo existentes, con el fin de desarrollar una herramienta para optimizar el análisis, la evaluación y el monitoreo de la calidad del agua en los ríos. Con este propósito, la zona de estudio elegida es la cuenca del río Flumen en la cuenca hidrográfica del Ebro (NE, España) debido a que presenta variabilidad espacial en términos de usos del suelo desde su nacimiento y también variabilidad temporal, perturbada por presiones agrícolas existentes en su parte final.

2. MATERIALES Y MÉTODOS



2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Zona de estudio

El río Flumen se localiza en la provincia de Huesca (Aragón, España). En la parte norte-central de la gran cuenca del Ebro (NE, España) (Fig. 2). Tiene una longitud de 120.40 Km y su cuenca cuenta con un área de 1430.26 Km²., incluyendo un afluente: el río Isuela.

El río nace en la Sierra de Guara y debido a la naturaleza calcárea de este sistema montañoso, forma profundos cañones en su primer tramo (1250-250 m.s.n.m). Tras dejar la zona montañosa, el río Flumen se adentra en zonas de llanura, con un paisaje agrícola cada vez más presente hasta su confluencia con el río Alcanadre. En este trayecto, el río atraviesa glacis cuaternarios y abanicos aluviales cuaternarios que recubren una estructura terciaria compuesta de conglomerados, areniscas y arcillas. Los compuestos salinos y los depósitos de yeso que se encuentran en la parte baja de la cuenca influyen en la calidad del agua de los cursos situados en esta zona (Martín-Queller et al., 2010). El río Isuela discurre paralelo al Flumen durante aproximadamente un tercio de su longitud.

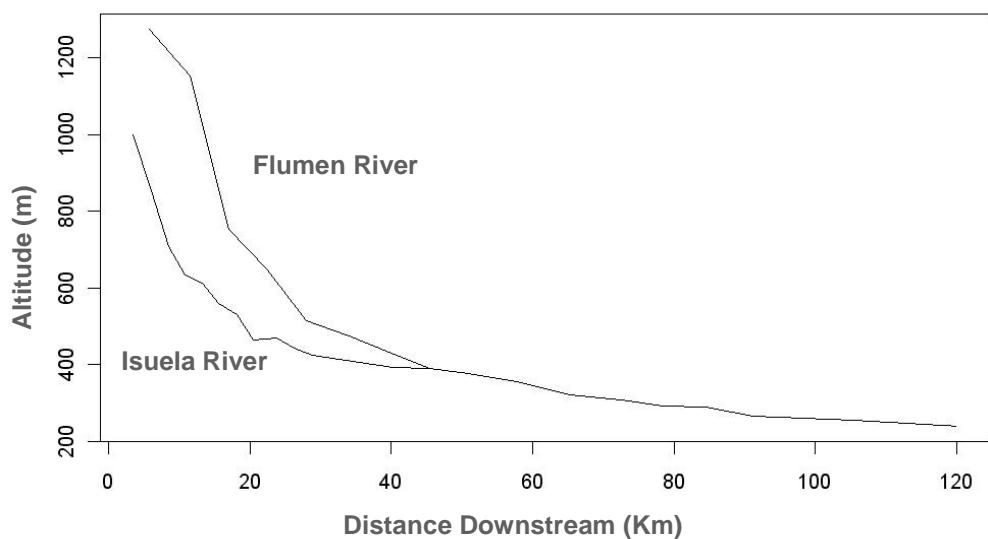


Fig. 1: Perfiles del río Flumen y su afluente, el río Isuela

El clima mediterráneo, con precipitaciones irregulares y estacionales, es una característica común a la cuenca entera (Comín and Williams, 1993), aunque se produce un gradiente de precipitación descendiente de 77.6 mm cada 100 m de altitud desde la parte norte y montañosa hasta la parte sur y llana de la cuenca (Pedrocchi, 1998).

Las principales áreas urbanas que se encuentran dentro de la cuenca son Huesca (52.354 habitantes), que es atravesada por el río Isuela, Sariñena (4.428 habitantes) y Grañén (2.038 habitantes), existiendo estaciones depuradoras de aguas residuales en la primera y la última, y en Laluez (1.149 habitantes). Estas estaciones depuradoras descargan sus efluentes al río Flumen.

En función de los usos de suelo existentes, es posible dividir la cuenca en tres zonas diferenciadas. La primera zona es de un claro dominio forestal. La parte central; donde se localiza la ciudad de Huesca, puede clasificarse como urbana aunque también cuenta con una actividad ganadera intensa y agrícola en un nivel menor. En la zona Sur, el principal uso de suelo es la agricultura de regadío con el arroz (*Oryza sativa*), maíz (*Zea mays*) y la alfalfa (*Medicago sativa*) como cultivos principales. El cereal como *Triticum spp.* y *Hordeum vulgare* también se cultiva en los márgenes de la parte baja de la cuenca.

En la cuenca del río Flumen la gestión hidrológica se lleva a cabo por medio de tres embalses: Al Norte de la cuenca se localizan los embalses de Santa María de Belsué y Cienfuens con capacidades de 13 y 1 hm^3 respectivamente. También en esta zona se encuentra el embalse de Montearagón con una capacidad de 51.50 hm^3 . El río Isuela está regulado por el embalse de Arguis (2.7 hm^3). Además, en la parte media y baja de la cuenca existe un complejo sistema de pequeños canales de regadío que distribuyen el agua transportada por un gran canal de regadío, el canal de Monegros, creado por la unión de otros dos grandes canales que transportan el agua desde los ríos Cinca y Gállego, originados en los Pirineos. En la parte baja de la cuenca existen pequeñas balsas artificiales que almacenan la lluvia y el agua procedente de los canales para ser usada posteriormente de acuerdo a los requerimientos del regadío.

El número de granjas presentes en la cuenca asciende a 1.750 unidades. En la Comarca de Los Monegros, que es la zona con mayor presencia de ganadería de toda la cuenca, las granjas de cerdos son mayoritarias (Gobierno de Aragón, datos no publicados).

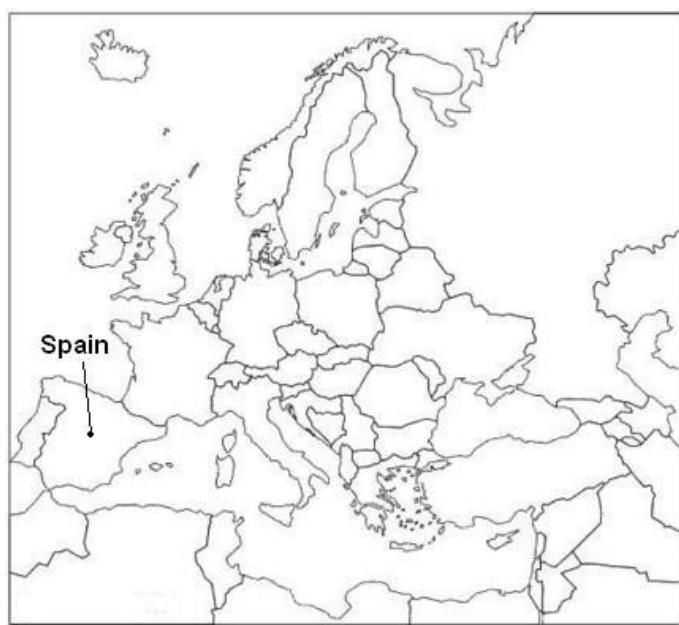
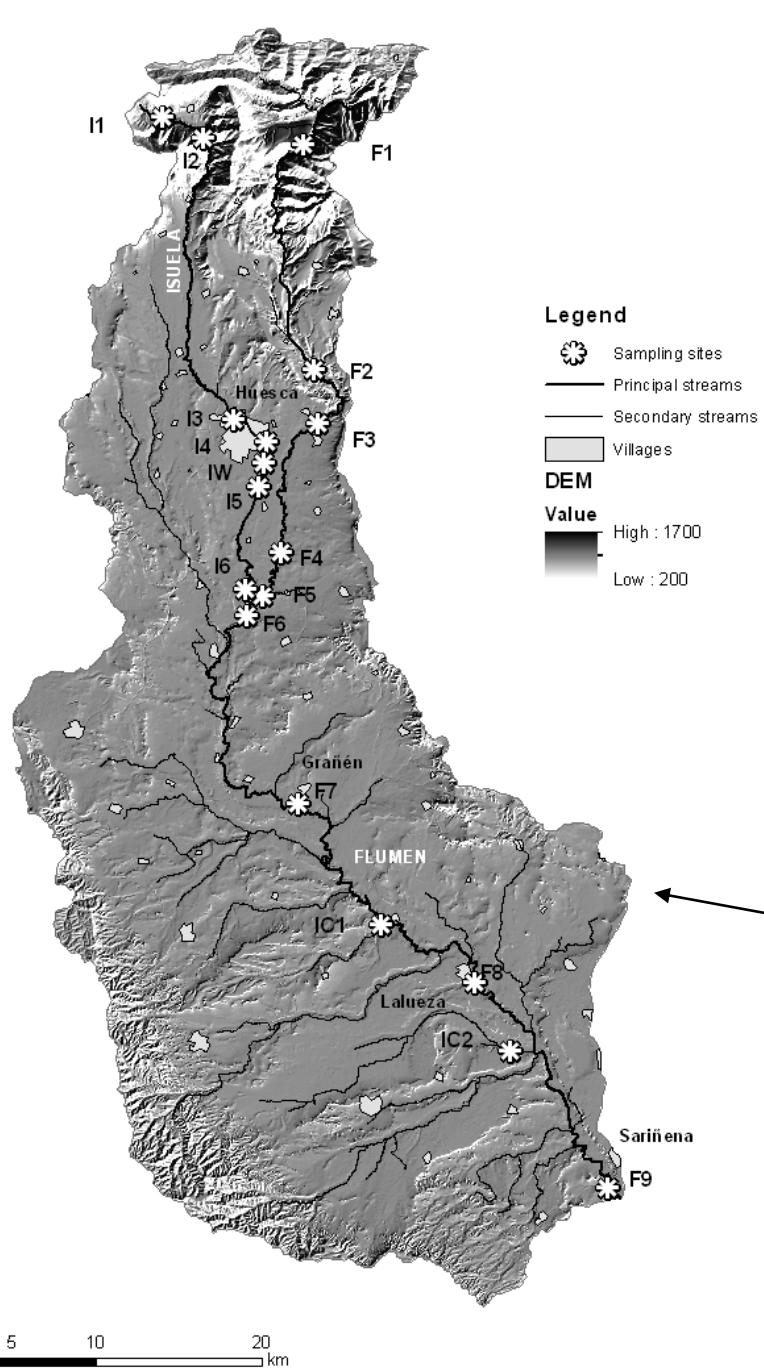


Fig. 2: Localización de la cuenca del río Flumen en la cuenca del río Ebro. Estaciones de muestreo dentro del área de estudio. Elaboración propia

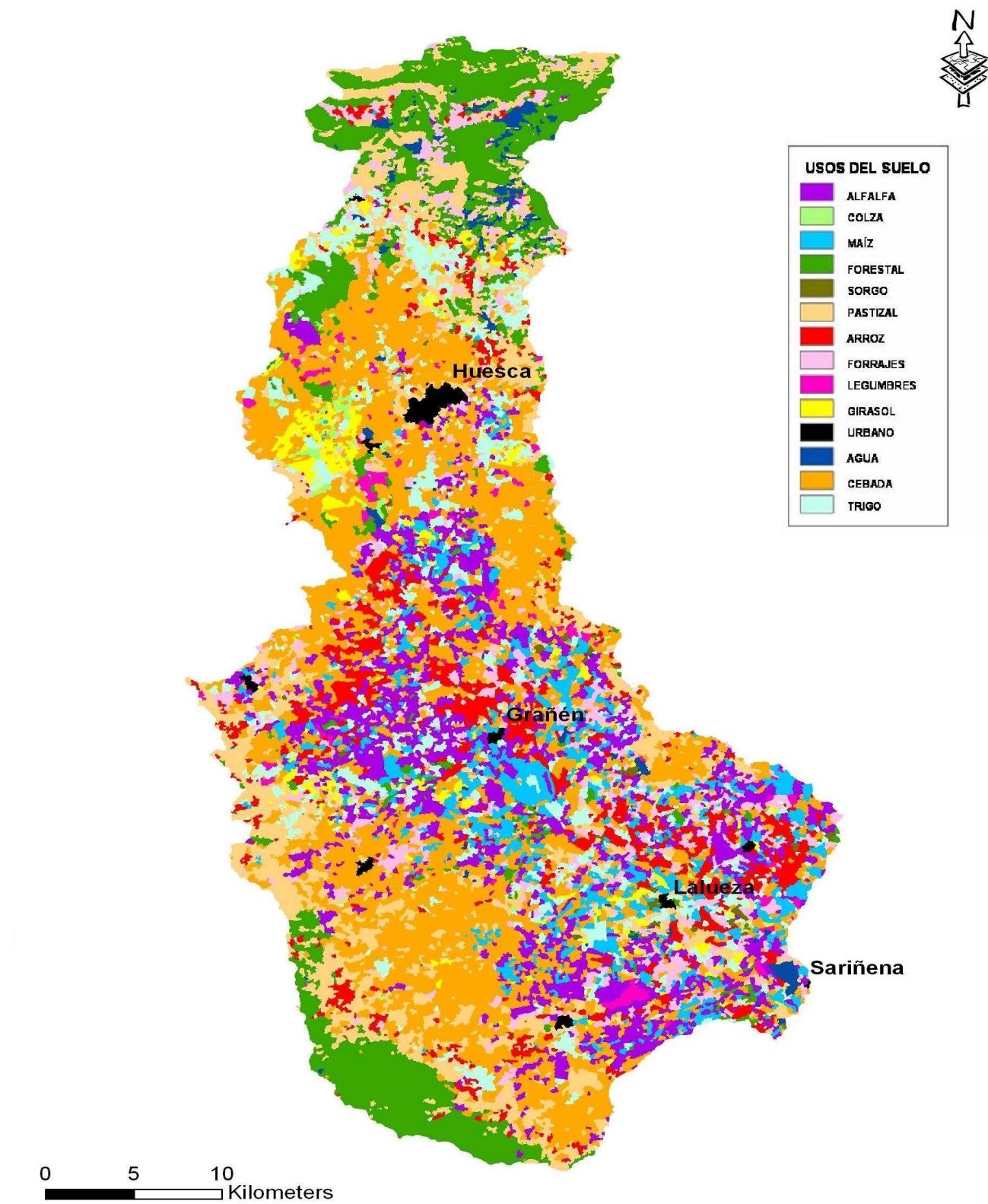


Fig. 3: Distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Flumen (Sorando, 2011)

2.2 Muestreo y Métodos analíticos

Para desarrollar este apartado, se siguió una estrategia de muestreo en dos fases.

En un primer diseño de muestreo (“Muestreo A”), las muestras de agua se tomaron en diferentes lugares a lo largo de toda la cuenca (Noviembre 2009, Enero 2010 y Febrero 2010) con el fin de obtener una perspectiva global de la zona de estudio y fuera de la época de regadío. El objetivo de esta estrategia de muestreo fue cubrir el rango completo de las características del agua en la cuenca para discriminar aquellas claramente afectadas por los contaminantes y llevar a cabo un análisis más detallado sobre éstas en relación a los usos del suelo.

En un segundo diseño de muestro (“Muestreo B”) y después de chequear los resultados de los análisis, los nuevos puntos de muestreo se concentraron en aquellas zonas en las que el “Muestreo A” había revelado una mayor vulnerabilidad a la contaminación y durante el período de tiempo con una probabilidad más alta de contaminación del agua: los períodos cálidos y calurosos del año durante los cuales se lleva a cabo la agricultura intensiva de regadío. Se establecieron seis fechas de muestreo: Abril 2010, Junio 2010, Julio 2010, Agosto 2010, Septiembre 2010 y Octubre 2010.

En el “Muestreo A” se recogieron un total de 15 muestras (Fig. 2): 9 correspondientes al río Flumen (F1-F9) y 6 al río Isuela (I1-I6). En ambos ríos, las dos primeras muestras fueron tomadas en las zonas altas de la cuenca, con menores presiones antrópicas a nivel urbano y agrícola y por lo tanto, con una menor vulnerabilidad potencial a la contaminación. F1, I1 y I2 están localizados aguas arriba de los principales inputs urbanos y agrícolas. F2 y F3 se ubican en zonas próximas a pueblos en las cercanías de la ciudad de Huesca. Las siguientes estaciones de muestreo fueron I3 (situada a la entrada de Huesca), I4 y I5 (situadas antes y después de la estación depuradora de aguas residuales respectivamente). Y finalmente, el último grupo de puntos, desde F4 a F9 y I6, están situados en la zona agrícola de la cuenca.

En el “Muestreo B”, la recogida de muestras se concentró en la zona central y sur de la cuenca. En estos muestreos se recogieron un total de 11 muestras por cada fecha, 6 muestras pertenecientes al río Flumen (F4-F9) y 5 muestras correspondientes al río Isuela (I2-I6). Las estaciones de muestreo fueron las mismas que para el “Muestreo A”

exceptuando F1, I1, F2 y F3. Estos puntos fueron eliminados porque al estar situados fuera de la zona agrícola y fuera de la época de regadío, no aportaban información adicional. En el caso de I1, esta localización es altamente dependiente de las variaciones estacionales (lluvias, deshielo) y en algunas fechas (cercanas al verano) es difícil encontrar agua para muestrear.

Se incluyeron dos muestras correspondientes a canales de regadío (IC1 y IC2) con el objetivo de determinar la influencia de los flujos de retorno de regadío a la calidad del agua del río y también otra estación de muestreo llamada IW, correspondiente a la descarga de la EDAR de Huesca sobre el río Isuela.

La ubicación de las estaciones de muestreo fue determinada mediante el estudio detallado de los diferentes usos de suelo existentes en la cuenca: forestal, urbano y agrícola. Y en cuanto a la zona agrícola, se tuvo en cuenta la presencia de los diferentes cultivos. La elección de las fechas en las que se llevaron a cabo los muestreos se basó en los itinerarios técnicos agrícolas del área de estudio, de acuerdo a las épocas de regadío y aplicación de fertilizantes y tratamientos.

La Conductividad Eléctrica a 25ºC, el pH, la Tº y el DO fueron determinados en campo mediante una sonda multiparamétrica YSI (YSI Incorporated, Yellow Springs, Ohio, USA).

Las muestras fueron recogidas en botellas de polietileno aclaradas tres veces con agua destilada y filtradas con un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/F 0.7 μm para el análisis de SS, N-NH₄, NO₂-N, NO³-N, PO₄-P, TDP, Cl⁻, SO₄-S, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, DOC, TDN, F⁻, Br⁻. El procesado y filtrado de las muestras realizó siempre un día después de su recogida. TP se analizó con la muestra de agua en bruto (Tabla 1).

Tabla 1: Variables analizadas en cada muestra

VARIABLES ANALIZADAS	UNIDADES	MÉTODO (APHA, 1998)
T	°C	Sonda multiparamétrica
pH		Sonda multiparamétrica
Conductividad Eléctrica (EC)	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Sonda multiparamétrica
Oxígeno disuelto (DO)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Sonda multiparamétrica
Alcalinidad (Alk)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Titulación potenciométrica
Materia en suspensión (SS)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Método gravimétrico
$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
Cl^-	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
$\text{SO}_4\text{-S}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
Na^+	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
K^+	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
Ca^{2+}	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
Mg^{2+}	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
F^-	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
Br^-	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Cromatografía iónica
$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Método colorimétrico
Fósforo Total (TP)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Método colorimétrico
Fósforo Total Disuelto (TDP)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Método colorimétrico
Carbono Orgánico Disuelto (DOC)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Analizador elemental por medio de combustión catalítica
Nitrógeno Total Disuelto (TDN)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Analizador elemental por medio de combustión catalítica

2.3 Análisis estadístico multivariante

2.3.1 Análisis Cluster Jerárquico (CA)

Con el objetivo de obtener el agrupamiento especial de todas las estaciones de muestreo de la cuenca (“Muestreo A”), se llevó a cabo un Análisis Cluster Jerárquico (CA).

El Análisis Cluster es una técnica de análisis exploratorio de datos para resolver problemas de clasificación. Es un procedimiento que consiste en medir la distancia o similaridad entre los objetos que han de ser agrupados. Su objetivo consiste en ordenar objetos en grupos (conglomerados o clusters) de forma que el grado de asociación/similitud entre miembros del mismo cluster sea más fuerte que el grado de asociación/similitud entre miembros de diferentes clusters. El análisis cluster es un método que permite descubrir asociaciones y estructuras en los datos que no son evidentes a priori pero que pueden ser útiles una vez que se han encontrado. Los resultados de un Análisis Cluster pueden contribuir a la definición formal de un esquema de clasificación tal como una taxonomía para un conjunto de objetos, a sugerir modelos estadísticos para describir poblaciones, a asignar nuevos individuos a las clases para diagnóstico e identificación, etc...

El agrupamiento jerárquico aglomerativo proporciona las relaciones de similaridad intuitivas entre cada muestra y todo el conjunto se ilustra mediante un dendrograma (McKeenna, 2003).

Los agrupamientos de estaciones de muestreo se formaron utilizando el método de Ward y la distancia euclídea. En el método de Ward, la distancia entre dos clusters se calcula como la suma de cuadrados entre grupos en el análisis de varianzas sumando para todas las variables. En cada paso se minimiza la suma de cuadrados dentro de los clusters sobre todas la particiones posibles obtenidas fusionando dos clusters del paso anterior. Las sumas de cuadrados son más fáciles de entender cuando se expresan como porcentaje de la suma de cuadrados total. La distancia euclídea proporciona el grado de similaridad entre dos muestras y la puede ser representada por la diferencia entre los valores analíticos de cada muestra (Otto, 1998). Los datos fueron previamente estandarizados, transformándolos mediante “z-scale” con el fin de eliminar la influencia de las diferentes unidades de medida.

2.3.2 Análisis Triádico Parcial (PTA)

De acuerdo a la clasificación resultante del análisis cluster y enfocando el estudio hacia aquellas estaciones con un mayor nivel de contaminación de las aguas según esta clasificación espacial, se llevó a cabo un Análisis Triádico Parcial (PTA) con aquellas estaciones que se agruparon en la zona de agricultura de regadío (PTA 1, “Muestreo B”). Así, la información redundante es descartada en base a los resultados anteriormente obtenidos con el CA. Finalmente, se llevó a cabo otro PTA (PTA-2) con la información correspondiente al “Muestreo A” con el objetivo de verificar y corroborar las hipótesis planteadas sobre las tendencias espaciales y temporales de las variables analizadas obtenidas tras PTA-1.

El Análisis Triádico Parcial (PTA) forma parte de la familia de los métodos STATIS (Lavit, 1998). El PTA es un método multivariante que analiza matrices de forma tridimensional (Thioulouse and Chessel, 1987; Kroonenberg, 1989; Rossi, 2003c). El propósito de este método es analizar una tabla de tres factores (es decir; un cubo de datos, por ejemplo, variables X estaciones de muestreo X fechas de muestreo) (Fig. 4), vista como una secuencia de tablas de dos factores (Thioulouse, 2004).

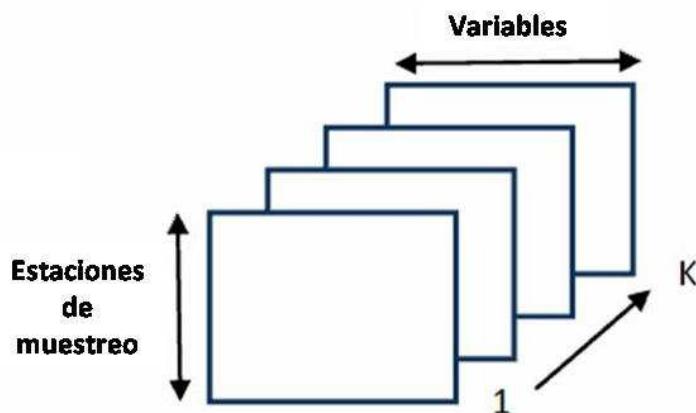


Fig. 4: Tipología de matriz de datos

El primer paso del análisis se realiza para encontrar una estructura o información común presente en los diferentes casos (Interestructura) por medio de un Análisis de Componentes Principales (PCA). Este paso se lleva a cabo para proveer una descripción global de las estaciones de muestreo como una función de la tipología de las fechas de muestreo, extrayendo la información común a todas las fechas (Jiménez et al., 2006).

El cálculo de la matriz de coeficientes RV entre las tablas de fechas de muestreo permite la comparación entre las fechas de muestreo y la representación de la proximidad entre fechas dependiendo de las variables analizadas. La función de este paso es atribuir un peso a cada sub-matriz de muestreo (coeficientes α_k). El segundo paso es el análisis del compromiso. Este análisis comprende la construcción de una matriz de medias de máximas inercias (matriz de compromiso). Se deriva desde las sub-matrices iniciales en proporción a su peso. El valor adimensional \cos^2 constituye un indicador de “cuánto” el compromiso expresa la información contenida en cada sub-matriz (\cos^2 entre una sub-matriz y el compromiso). De esta manera, la matriz representa las correlaciones vectoriales entre las diferentes sub-matrices de las fechas de muestreo (coeficientes RV) proporcionando un indicador sobre la fuerza de los enlaces entre las diferentes submatrices de las distintas fechas de muestreo (Rolland et al., 2009).

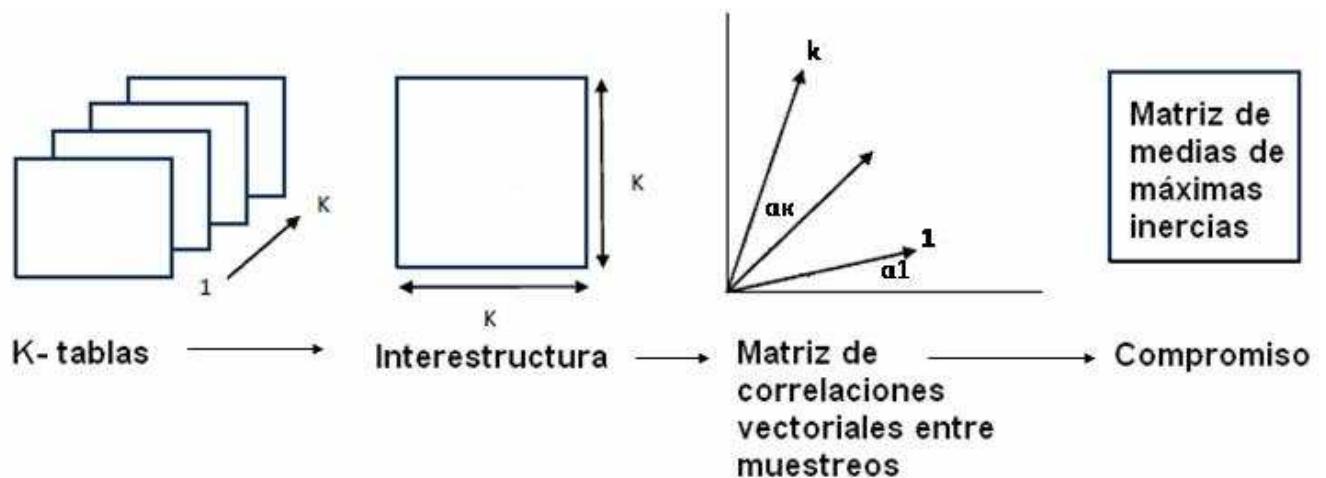


Fig. 5: Esquema de Análisis triádico Parcial (ATP)

Este paso permite una descripción de las estaciones de muestreo como función de la tipología de las variables y la identificación de las variables responsables de los patrones similares en diferentes fechas (Jiménez et al., 2006) (Fig. 5).

Dado que los métodos utilizados son no-paramétricos no se llevó a cabo ninguna suposición estadística sobre la distribución subyacente de los datos, por lo tanto, no fue necesaria la evaluación de normal (gaussiana) de distribución (Sharaf et al., 1986).

Los análisis estadísticos fueron realizados con R Development Core Team (2011) utilizando el paquete ADE4 para implementar el PTA.

3. RESULTADOS



3. RESULTADOS

3.1 Distribución espacial de las características del agua del río

El Análisis Cluster Jerárquico (CA) se utilizó para agrupar las estaciones de muestreo de acuerdo a las 22 variables analizadas. El CA resultó en un dendrograma (Fig. 6) que mostró una primera división en dos clusters. Uno de ellos (CLUSTER 1) incluyó las estaciones de muestreo F1 y I2, localizadas en la parte superior de la cuenca que está mayoritariamente recubierta por bosque y por lo tanto, menos afectada por la contaminación procedente de fuentes agrícolas y urbanas. La estación de muestreo I1 no se agrupó en este cluster a pesar de su localización en un área de gran altitud debido a su situación en una zona con características de pastos y tierras de cultivo.

El otro gran cluster (CLUSTER 2) mostró el cambio de usos de suelo desde la zona montañosa hasta las zonas urbana y agrícola y también indicó un cambio en la calidad del agua. Este cluster se dividió de nuevo en dos nuevos grupos. El primero incluyó las estaciones de muestreo I3, I4 y I5. Estas estaciones de muestreo están ubicadas en un ambiente urbano, cerca de Huesca y de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR). El otro cluster resultante contenía las estaciones de muestreo ubicadas en zonas con mayor o menor intensidad agrícola. Este cluster estaba también formado por dos nuevas agrupaciones. Esta división está relacionada con el tipo de agricultura que tiene lugar en cada zona. La primera división estaba compuesta por las estaciones de muestreo I1, F2 y F3. Estas estaciones de muestreo se sitúan en áreas cercanas a pequeñas poblaciones y granjas con cultivos de secano. La otra división estaba formada por F4, F5, F6, F7, I6, F8 y F9. Estas estaciones de muestreo están ubicadas en la parte sur de la cuenca, donde la agricultura intensiva de regadío es el principal uso de suelo. Sin embargo, teniendo en cuenta los dos nuevos sub-clusters que se formaron con estas estaciones de muestreo también existieron diferencias entre el grupo de F4, F5 y F6, y el grupo formado por F7, F8 y I6.

El primer grupo se localiza en la parte inicial de la zona agrícola, mientras que F7, F8 y F9 se encuentran en la parte final de la cuenca. I6 refleja los aportes de la ciudad de Huesca y está localizado aguas arriba de la confluencia entre los ríos Flumen e Isuela.

Los resultados del CA expresaron una clara diferenciación de las estaciones de muestreo de acuerdo a los usos del suelo incluso fuera de la época de regadío.

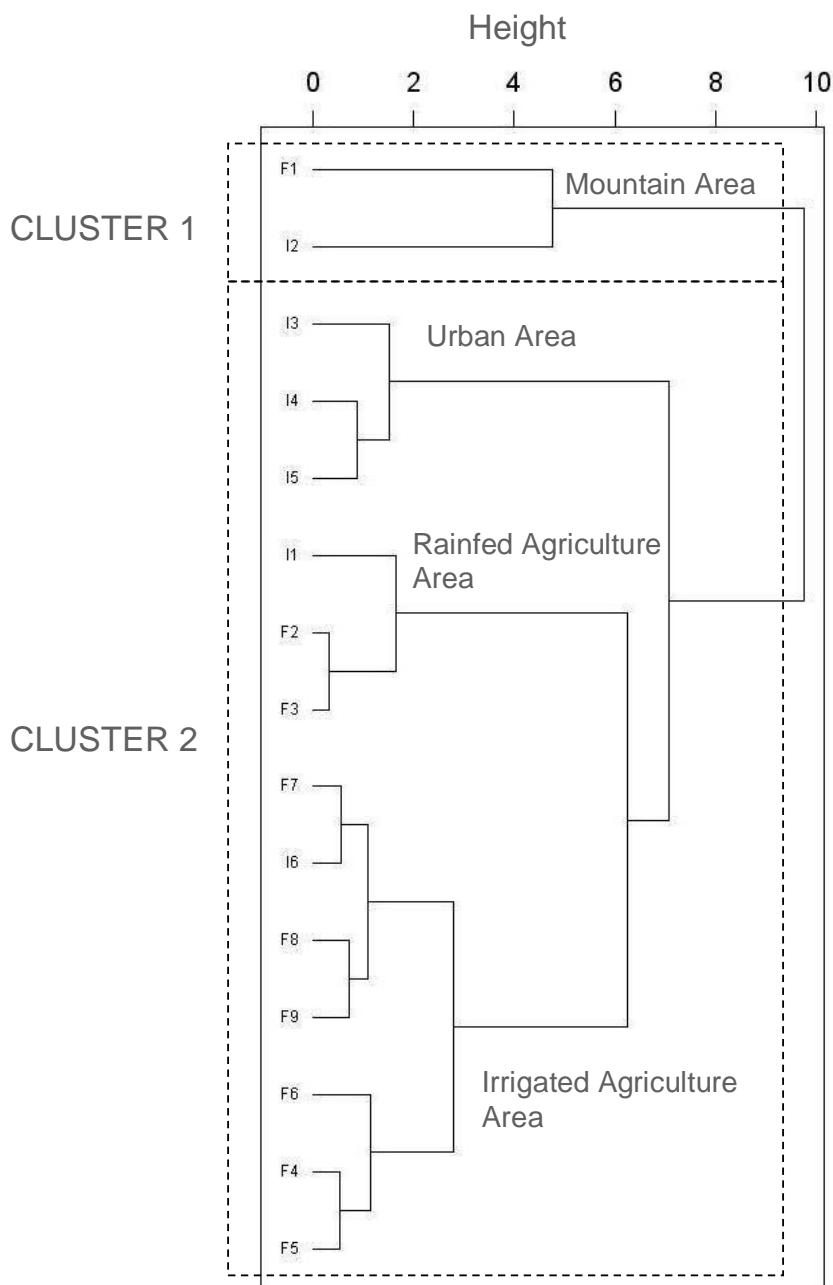


Fig. 6: Dendrograma del Análisis Cluster que clasifica las estaciones de muestreo correspondientes al “Muestreo A”

3.2 Patrón espacio-temporal de los datos del muestreo

3.2.1 Organización de los datos de muestro en la zona agrícola de la cuenca

En PTA-1, el análisis de la interestructura (Fig. 7) ilustró la detección de similitudes en la dinámica de las variables analizadas entre las fechas de muestreo. Para el análisis de la interestructura fueron retenidos los dos primeros ejes (69 % y 6 % de la varianza total respectivamente). La estructura extraída en el primer eje indicó un patrón espacial común entre las muestras recogidas durante el periodo de estudio. El primer valor propio extraído del análisis de la interestructura estaba aislado de los demás (69 % de la inercia total). La representación de los vectores propios en el espacio Euclídeo mostró que los 6 componentes (fechas de muestreo) del primer vector propio tenían valores altos en el primer eje. Tal distribución sobre este eje (la cual explica la mayor parte de la inercia total) indicó una fuerte estructura temporal común; es decir, no se observó una inversión de la estructura temporal de las variables analizadas. En el segundo eje, el análisis de la inter-estructura hizo hincapié en la segregación de la información correspondiente a cada fecha en tres grupos.

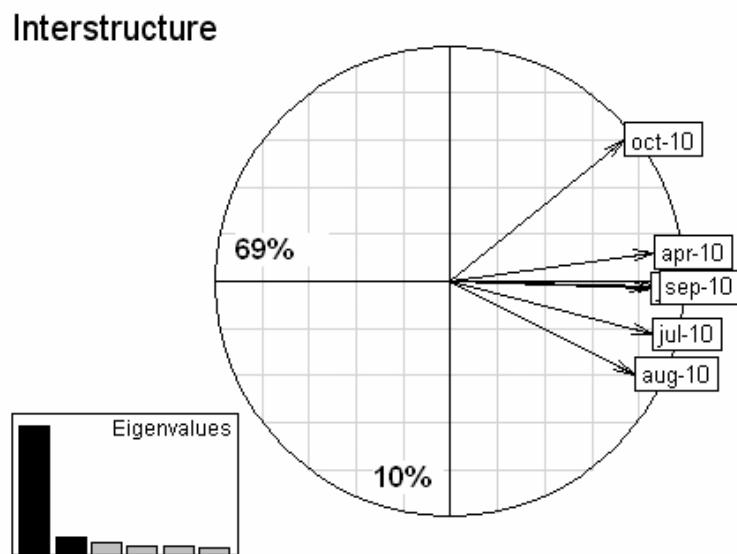


Fig. 7: Organización de las fechas de muestreo sobre el plano factorial definida por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la interestructura en PTA-1

Este hecho indicó diferencias en la dinámica de las variables medidas en cada grupo de fechas. El primer grupo incluyó sólo a Octubre-2010, el segundo grupo a Abril, Junio y Septiembre de 2010 y el tercer grupo agrupó a Julio y Agosto de 2010. Los restantes vectores propios explicaron sólo una pequeña parte de la inercia, pero tal distribución en el espacio Euclídeo sugirió la existencia de tres principales opciones en el patrón espacial identificado.

La matriz (Tabla 2) mostró los coeficientes vectoriales (RV) entre las sub-matrices de fechas de muestreo e indicó una fuerte correlación (RV= 0.737) entre Junio y Abril, mientras que la correlación más débil (RV = 0.307) surgió entre Agosto y Octubre.

Tabla 2: Matriz de correlación de los coeficientes vectoriales entre las tablas (PTA-1)

	Abr-10	Jun-10	Jul-10	Ago-10	Sep-10	Oct-10
Abr -10	1					
Jun-10	0.737	1				
Jul-10	0.575	0.688	1			
Ago-10	0.467	0.493	0.553	1		
Sep-10	0.656	0.732	0.708	0.486	1	
Oct-10	0.456	0.452	0.331	0.307	0.432	1

Otra información derivada del análisis de la interestructura es la contribución de cada sub-matriz en la construcción del compromiso. Esto se define como coeficiente α_k que representa el peso de cada sub-matriz en la definición del compromiso. De acuerdo a esta información (Fig. 8), las sub-matrices de Septiembre, Julio, Junio y Abril contribuyeron en gran parte a la definición del compromiso, mientras que las otras fechas (Agosto y Octubre) tenían estructuras particulares que aportaron un peso menor en el desarrollo del compromiso. El \cos^2 es un indicador de cuánto expresa el compromiso la información contenida en cada tabla. Las sub-matrices correspondientes a Junio, Septiembre, Julio y Abril fueron aquellas en las cuales el compromiso representó, con mayor precisión, las dinámicas temporales de los parámetros medidos.

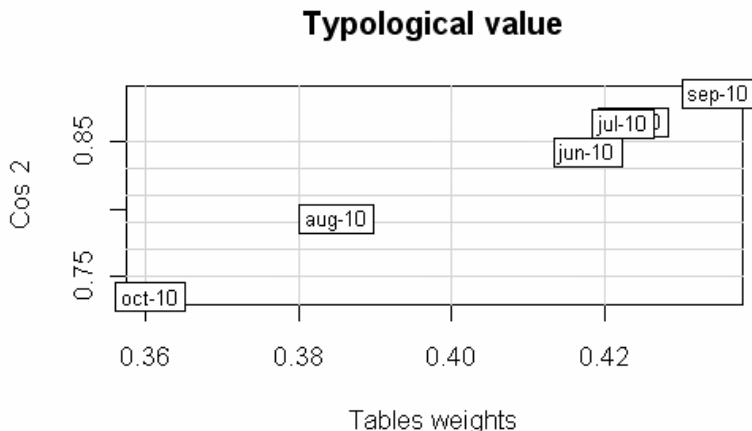


Fig 8. Peso de cada tabla (α_k) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (Cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA-1.

En el análisis del compromiso (Fig. 9) los dos primeros ejes fueron retenidos porque suministraban la mayor parte de la inercia total. Además, debido al gran número de variables, los dos primeros ejes ya proporcionaban un buen resumen de la organización espacial de las variables a lo largo de las diferentes fechas de muestreo. La proyección de las variables en el espacio Euclídeo proporcionó la representación gráfica del compromiso, cuya interpretación requiere la consideración de la correlación entre las variables medidas (Rolland et al., 2009).

El primer eje del PCA (31 % de la inercia total) mostró una clara organización de las variables principalmente relacionadas con las actividades antrópicas tales como los compuestos salinos y nitrogenados (Fig. 9A). Fue posible distinguir una división en tres grupos. El primero, formado por TDN y $\text{NO}_3\text{-N}$. En el segundo grupo y cerca del eje estaban localizados Mg, $\text{SO}_4\text{-S}$ y Alk. Y el tercero estaba formado por variables relacionadas con la salinidad como EC, Cl^- , Na^+ y Br^- y F^- también. El segundo eje extraído del análisis del compromiso fue el responsable del 18 % de la inercia total y mostró la formación de un nuevo grupo de variables. En este caso, se agruparon $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ y PT. TDP se ubicó en línea con el segundo eje.

Otro grupo de variables se formó cerca de la intersección de ambos ejes. Estas variables fueron: T, $\text{NO}_2\text{-N}$, DOC y DO. SS y pH no siguieron ningún patrón espacial particular.

El mapa de coordenadas factoriales de las estaciones de muestreo (Fig. 9B) también reveló una clara variación espacial. Las estaciones localizadas en la zona de la cuenca con un uso principalmente agrícola son IC1, F8, F9 y IC2 y de acuerdo a este análisis estaban vinculadas a las variables relacionadas con la salinidad (Na^+ , Cl^- , EC, Br^- y F^-). Mientras IW, que representa el input de la EDAR y I6, que es el primer punto muestreado en el río Isuela tras el aporte de la depuradora, están asociadas respectivamente con TDN y $\text{NO}_3\text{-N}$ y NH_4 y TP. Las otras estaciones de muestreo están localizadas en los otros lados del eje del análisis factorial, vinculadas a otras características generales del agua.

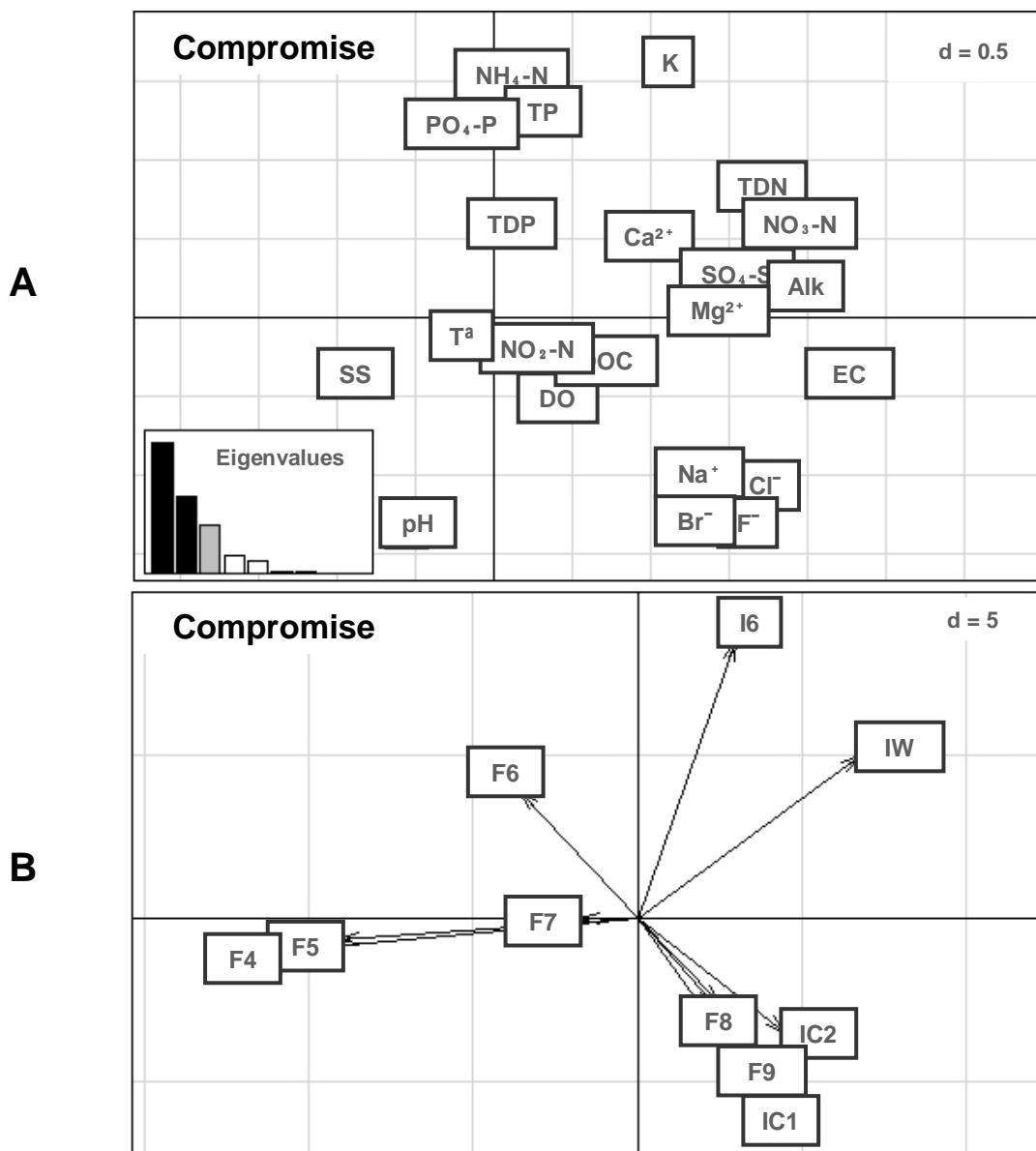


Fig. 9: Análisis del compromiso en PTA-1. (A) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (ejes I-II) del compromiso e histograma de los valores propios identificando la primacía de los dos primeros ejes que definen la estructura espacial media. (B) Proyección de las estaciones de muestreo en el primer plano (ejes I-II) del compromiso.

3.2.2 Variabilidad de los datos a escala de cuenca

En PTA-2 los datos de T, DO y SS correspondientes al “Muestreo A” no pudieron ser tratados pero dada su limitada importancia en el desarrollo del PTA-1, este hecho no fue limitante para la comparación.

El análisis de la interestructura (Fig. 10) siguió el mismo patrón que en PTA-1. En este caso, los dos primeros ejes fueron retenidos también, expresando el 81.5% y el 11% de la variabilidad total de los datos respectivamente. La estructura extraída en el primer eje también indicó un patrón espacial común entre las fechas durante el “Muestreo A”. La representación de los vectores propios en el espacio Euclídeo mostró que los 3 componentes (fechas de muestreo) del primer vector propio tenían valores altos en el primer eje. Como en PTA-1, esta distribución indicó una fuerte estructura temporal común. En el segundo eje, surgió también una distribución de las fechas de muestreo en dos grupos. El primer grupo incluyó Febrero 2010 y el segundo grupo Enero 2010 y Noviembre 2009.

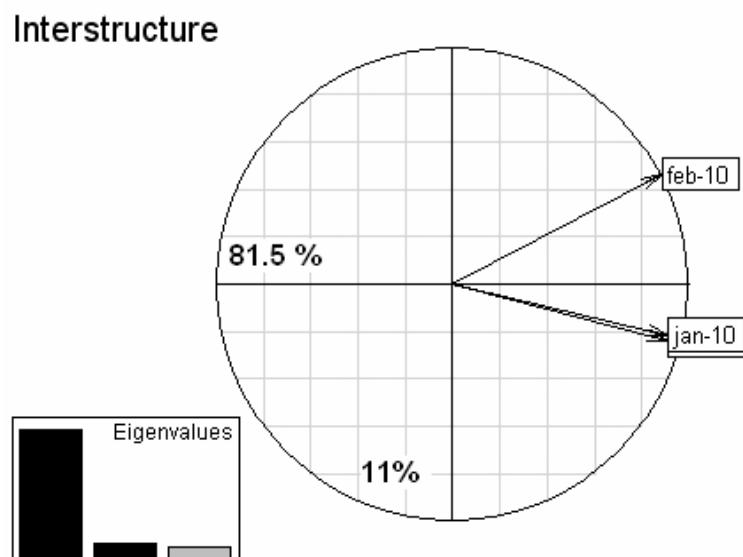


Fig. 10: Organización de las fechas de muestreo en el plano factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de interestructura en PTA-2.

Esta distribución fue consistente con la matriz de coeficientes RV (Tabla 3), la cual mostró una fuerte correlación ($RV= 0.777$) entre Noviembre y Enero, mientras que la correlación más débil resultó entre Enero y Febrero ($RV= 0.307$).

Tabla 3: Matriz de correlación de los coeficientes vectoriales entre las tablas (PTA-2)

	Nov-09	Ene-10	Feb-10
Nov-09	1		
Ene-10	0.777	1	
Feb-10	0.719	0.693	1

En base a la información revelada por \cos^2 (Fig. 11), se observó que la matriz correspondiente a Noviembre-2009 era la que mejor representaba la dinámica temporal de las variables.

Los dos primeros valores propios del análisis de compromiso (Fig. 12) explicaron el 30% de la inercia total pero como en PTA-1, dado el alto número de variables analizadas, este porcentaje proporcionó un buen resumen de la organización espacial de las variables a través de las diferentes fechas de muestreo (Rolland et al., 2009).

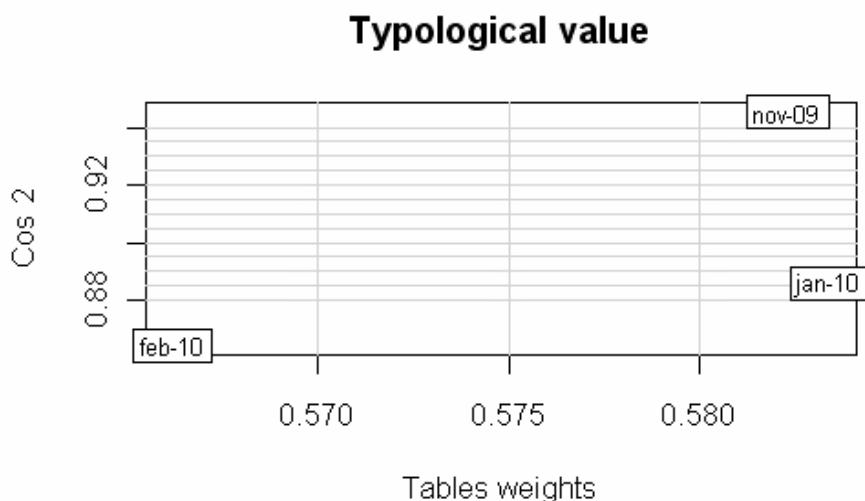


Fig.11: Peso de cada tabla (α_k) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (\cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA-2.

Las variables estudiadas mostraron una marcada distribución en dos grupos con respecto al segundo eje (Fig. 12A). Por una parte, aquellas variables relacionadas con los nutrientes (TP, TDP, PO₄-P, TDN, NO₂-N, NH₄-N, K⁺ y DOC) se ubicaron cercanas las unas a las otras y a su vez en los lados positivos de cada eje. Otro grupo de variables relacionadas con la salinidad (EC, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄-N, NO₃-N, F⁻) fueron agrupadas conjuntamente en el lado negativo del segundo eje. El segundo eje (9% de la inercia total) no reveló ningún patrón espacial claro. Sólo el pH se situó cercano a este eje.

El mapa de coordenadas factoriales de las estaciones de muestreo (Fig. 12B) también mostró una clara variación espacial. En el lado negativo del primer eje, se agruparon aquellas estaciones de muestreo que ubicadas en zonas no urbanas o sin un dominio agrícola intensivo (F1, F2, F3, F4, F5, I1 y I2). Cerca de la intersección de los dos ejes se agruparon aquellas estaciones de muestreo que reciben inputs urbanos así como I3, I4 y F6. Finalmente, se observaron otros dos grupos. Uno de ellos estaba formado por I5 y I6; estaciones de muestreo que reciben los aportes del río Isuela tras su paso por Huesca y la depuradora. Comparando las dos figuras relativas al análisis de compromiso, se observó que esas estaciones de muestreo estaban relacionadas con el grupo de variables consistente en los compuestos del fósforo, NO₂-N and NH₄-N. Otro grupo contenía a F8 y F9, ubicadas en la zona de uso agrícola intensivo. En este caso, este grupo de estaciones de muestreo estaba asociado con los compuestos salinos y NO₃-N.

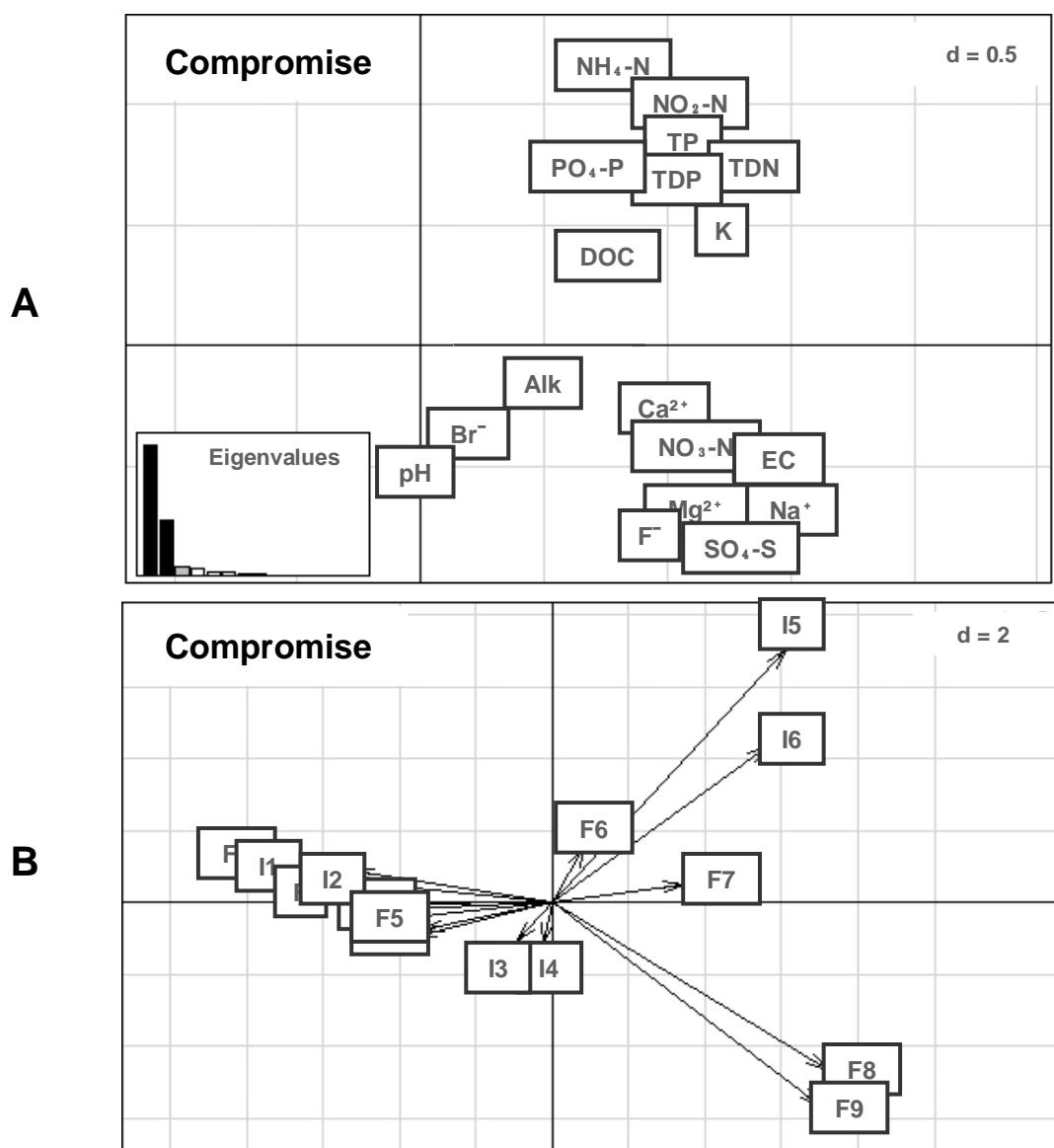


Fig. 12: Análisis del compromiso en PTA-2. (A) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (ejes I-II) del compromiso e histograma de los valores propios identificando la primacía de los dos primeros ejes que definen la estructura espacial media. (B) Proyección de las estaciones de muestreo en el primer plano (ejes I-II) del compromiso.

4. DISCUSIÓN



4. DISCUSIÓN

4.1 Organización general de las estaciones de muestreo

Los resultados obtenidos en este estudio revelan que la calidad del agua en la cuenca del río Flumen muestra un significativo patrón espacial. Desde este punto de vista, los resultados del CA (Fig. 6) mostraron que la cuenca del río Flumen puede ser separada en dos grandes zonas en función de las características del agua del río: la zona norte, con una mejor calidad del agua y la zona centro-sur, con un mayor nivel de contaminación. Estos resultados coinciden con los de Martín-Queller et al. (2010) que indicó que las principales fuentes de contaminación del río Flumen son las descargas procedentes de Huesca y las de la zona agrícola. Los agrupamientos formados en el CA reflejan este hecho. El CA mostró una diferenciación basada en las fuentes de contaminación: urbana o agrícola. En el caso de F2 y F3; localizadas en áreas cercanas a pequeñas poblaciones y con agricultura de secano, estudios previos sugirieron que en zonas con pequeñas poblaciones y sin actividad industrial, la calidad del agua puede estar moderadamente afectada por las prácticas agrícolas (Jain, 2002). La situación de I1 a este cluster está justificada debido a su proximidad al embalse de Arguis. Debido a la estacionalidad del río Isuela en esta sección, las muestras recogidas podrían estar alteradas por los inputs de este embalse. También en el grupo formado por las estaciones de muestreo localizadas en la zona agrícola es posible observar una nueva división en dos subgrupos relacionada con el nivel de contaminación del agua del río y a la creciente intensidad de las prácticas agrícolas. Uno de estos subgrupos (F6, F4 y F5) refleja el comienzo del uso de suelo agrícola que todavía no es intensivo, mientras que el otro subgrupo está compuesto por las estaciones de muestreo localizadas en la parte sur de la cuenca (F7, F8 y F9) cuyo uso de suelo principal es la agricultura intensiva de regadío y por I6, que es la última estación de muestreo perteneciente al río Isuela tras cruzar la zona urbana y antes de su desembocadura en el río Flumen. Es importante remarcar la localización de I6 en este cluster porque geográficamente esta estación de muestreo está localizada más al norte que F6 (primera estación de muestreo tras de la desembocadura del río Isuela) (Fig. 2). Estos agrupamientos apuntan a que la carga contaminante contenida en el río Isuela se diluye tras su confluencia con el río Flumen, incrementándose de nuevo después. Los resultados del

CA llevado a cabo para analizar la distribución espacial de las características del agua del río indicaron una organización espacial de las estaciones de muestreo en función de los usos del suelo adyacentes. Estos resultados sugieren que la calidad del agua está directamente relacionada con los usos del suelo existentes en la cuenca del río Flumen.

4.2 Patrones espaciotemporales de las variables físico-químicas

Comparando los resultados de ambos PTA, se encontraron similitudes y diferencias entre ambos. Las similitudes se referían a la distribución de las estaciones de muestreo en el espacio Euclídeo. Tanto en la zona agrícola (PTA-1) como en el análisis realizado a escala de cuenca (PTA-2), las estaciones de muestreo se agruparon en función de los usos de suelo adyacentes y a la diferente intensidad de la actividad agrícola, independientemente de las fechas de muestreo. Las diferencias se definieron por la distribución de las variables analizadas que en este caso, dependían de las fechas de muestreo. Aunque esta distribución se asocia con las estaciones de muestreo con un mayor nivel de contaminación potencial, en el caso de PTA-2 la agrupación de las variables en dos grupos fue mucho más clara: los compuestos de nitrógeno se alinearon con las estaciones de muestreo que reciben inputs urbanos y los compuestos salinos con las estaciones de muestreo localizadas en la zona agrícola.

La organización de las 22 variables analizadas siguió un claro patrón espacio-temporal. Este hecho fue revelado por el primer análisis triádico parcial (PTA-1) que fue llevado a cabo en la parte central y sur de la cuenca. El análisis de la interestructura y la localización de los grupos de variables en el espacio Euclídeo informaron de una correlación entre los parámetros físico-químicos analizados en el agua y las prácticas agrícolas realizadas en cada fecha de muestreo (Figuras 7 y 9).

En lo referente a la distribución de las estaciones de muestreo en el espacio Euclídeo en PTA-2 (Fig. 10), se observaron diferencias relativas a la distribución de las variables analizadas entre Noviembre y Enero por una parte y Febrero por otra. A este respecto, el grupo de estaciones de muestreo localizadas en la parte norte de los ríos (I1, I2, F1, F2, F3, F4 and F5), que se ubican en áreas boscosas o de baja intensidad agrícola, no estuvieron tan afectadas por la variación estacional como en otras zonas ubicadas en

la parte sur de la cuenca. I3 y I4 (estaciones de muestreo urbanas) se localizaron lejos de este grupo. Por otra parte, F8 y F9 (puntos de muestreo ubicados en la zona agrícola) se alinearon con $\text{NO}_3\text{-N}$ y los compuestos salinos y en el análisis de la interestructura (**Fig. 7**) con Noviembre-2009 y Enero-2010. Este hecho está probablemente relacionado con el abonado aportado a los cereales (*Triticum spp.* y *Hordeum vulgare*) y a la alfalfa (*Medicago sativa*) en torno a estas fechas y esta correlación también se muestra en la matriz de coeficientes RV (RV=0.777, Tabla 3). La información aportada por \cos^2 en PTA-2 está probablemente también referida a estas prácticas agrícolas ya que indicó que la matriz de datos correspondiente a Noviembre fue la que mejor expresó las tendencias de las variables analizadas. Otras estaciones de muestreo localizadas en la zona agrícola no se ubicaron junto a este grupo de variables. Estos resultados son similares a aquellos de Monteagudo et al. (2012), los cuales indican que las prácticas relacionadas con la agricultura de regadío influyen en mayor medida en la exportación de nitratos que en el caso de la agricultura de secano. Sin embargo, los resultados mostraron que la situación de las estaciones de muestreo en el espacio Euclídeo y la proximidad de cada una estaban relacionadas con los usos del suelo. I5 y I6 (estaciones de muestreo localizadas en la zona urbana) se alinearon con Feb-10 y $\text{NH}_4\text{-N}$, PT, $\text{NO}_2\text{-N}$, TDN, TDP y $\text{PO}_4\text{-P}$. Estudios previos realizados en similares condiciones informaron de que aunque las concentraciones de P estaban relacionadas con el regadío, la principal fuente de P y $\text{NH}_4\text{-N}$ son los inputs urbanos (Isidoro and Aragués, 2007) y ocurre de forma similar para en caso de $\text{NO}_2\text{-N}$ (Martín-Queller et al., 2010). Brainwood et al. (2004) también indicó que las captaciones de agua urbanas estaban altamente correlacionadas con las concentraciones de $\text{NH}_4\text{-N}$ y $\text{PO}_4\text{-P}$. Estas variables están altamente asociadas con la contaminación procedente de fuentes urbanas y con la eutrofización del agua. Butturini y Sabater (1998) mostraron que la distancia de asimilación de nutrientes tanto del amonio como del fosfato está influenciada por el flujo de agua y por la temperatura. La distancia de asimilación de nutrientes es menor cuando el caudal es bajo. Este hecho se explica por el incremento del tiempo de contacto entre el agua y el fondo del curso de agua en cuestión, resultando en un incremento de la absorción de los nutrientes y en una mayor retención de materia orgánica particulada. Los autores encontraron que la temperatura juega un papel especialmente importante sobre todo durante los

periodos de bajo caudal, revelando que durante este periodo la retención de nutrientes se debe a la actividad biótica. Estos resultados indican que este fenómeno es mayor en los meses más cálidos porque cuando las condiciones de temperatura y luz son más óptimas, la acumulación de biomasa puede ser alta si la concentración de nutrientes se incrementa (Francoeur et al., 1999). Esta información es consistente con los datos procedentes de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2010) ya que muestran un incremento de la radiación solar entre Enero y Febrero en la zona de estudio.

El objetivo de PTA-2 fue comprobar las hipótesis sobre las tendencias espaciales y temporales de las variables analizadas obtenidas tras PTA-1 y en base a estos resultados, PTA-2 mostró que sólo en determinadas áreas de la cuenca del río Flumen la variables siguen un patrón temporal estable, mientras que en otras zonas se producen fuertes cambios de una fecha de muestreo a otra y esto podría ser la causa por la que las estructuras descritas sólo representen un bajo porcentaje de la variabilidad total de la matriz (31% del 85.5% explicado por el primer eje de la interestructura).

En PTA-1, la información procedente de \cos^2 (Fig. 8) indicó que las sub-matrices correspondientes a Julio, Septiembre, Julio y Abril fueron aquellas que representaron de mejor manera la dinámica temporal de los parámetros medidos. Estas fechas son aquellas en las cuales se llevan a cabo las principales labores agrícolas en la temporada de regadío. El abonado de sementera para el arroz se realiza en Abril, mientras que para el maíz se lleva a cabo en Junio. La matriz de coeficientes RV mostró la correlación más fuerte entre estas fechas de muestreo (RV=0.737, Tabla 2) y esta es probablemente la razón por la cual TDN y $\text{NO}_3\text{-N}$ se alinearon con estas fechas de muestreo en PTA-1 (Figuras 7 y 9). Causapé et al. (2004b) también indicó que a mediados de Junio, la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ se incrementa debido a los efectos acoplados del riego y la fertilización nitrogenada aportada al maíz. La diferente localización de $\text{NO}_3\text{-N}$ en cada PTA podría deberse a la contribución de IW en PTA-1. Osborne and Wiley (1988) y Sliva y Williams (2001) también advirtieron elevadas concentraciones de nitratos en los cursos de agua de áreas urbanizadas. En PTA-1 se agruparon $\text{NH}_4\text{-N}$, PT y $\text{PO}_4\text{-P}$ alrededor del segundo eje. La diferencia con respecto a PTA-2 podría explicarse teniendo en cuenta las fechas en las cuales el “Muestreo B”

fue llevado a cabo. En verano, y en menor medida en primavera, el fosfato y el nitrógeno inorgánico disuelto cobran una especial importancia en la química del agua. Esta variación en el contenido de nutrientes del río puede ser atribuida a las fuentes antropogénicas ya que en esta temporada la presencia de veraneantes conduce a una alta densidad de población en edificios residenciales y áreas recreativas (Perona et al., 1999). Los diferentes patrones seguidos por estas variables en PTA-1 y en PTA-2 podrían también indicar diferentes fuentes de contaminación urbana. Mientras IW corresponde a una fuente de contaminación puntual (aporte de la depuradora de Huesca), NH₄-N, PT y PO₄-P podrían proceder de diferentes aportes urbanos y por lo tanto, de fuentes de contaminación difusa (Sliva and Williams, 2001). En la comarca de los Monegros, la temporada de regadío se lleva a cabo en los meses de primavera-verano y este hecho provoca la dilución de la concentración de sales (Causapé et al., 2004b). Esto podría explicar que, comparando los resultados de ambos PTA, en PTA-2 se observara un gran grupo de compuestos salinos alineados con las fechas de muestreo en temporada de no regadío mientras que en PTA-1, sólo Na⁺ y Cl⁻ estuvieran alineados con los meses de verano. EC está también lejos de estas fechas y de los otros compuestos salinos que se encuentran en otras zonas del espacio Euclídeo. Estudios similares realizados en la parte sur de la cuenca (Martín-Queller et al., 2010) indicaron similares resultados de conductividad eléctrica, EC = 450 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en temporada de regadío y EC = 1550 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en temporada de no regadío. Además, algunos estudios han investigado la problemática de los usos del suelo cerca de los ríos como un mejor indicador de la calidad del agua que el uso del suelo de la cuenca entera (Osborne and Wiley, 1988; Hunsaker and Levine, 1995). A este respecto, en los resultados de este estudio el mapa de coordenadas factoriales mostró que F8, F9, IC1 y IC2 en PTA-1 y F8 y F9 en PTA-2 se ubicaron en la misma posición. Este hecho indicó la alta correlación entre la calidad del agua y la agricultura de regadío y está también relacionado con la salinización del suelo en zonas agrícolas en la parte sur de la cuenca (Pedrocchi, 1998). En base a esto, y observando el mapa de coordenadas factoriales de PTA-1, los resultados de este estudio revelaron que incluso en la temporada baja de regadío, las estaciones de muestreo no localizadas en zonas urbanas o agrícolas se agruparon lejos de los grupos de variables analizadas.

En los resultados de PTA-1 se observó la formación de un grupo consistente en T, NO₂-N, DOC and DO. Este grupo se localizó cerca de la intersección de ambos ejes por lo que no se encontró ningún patrón espaciotemporal claro en las fechas de muestreo correspondientes al “Muestreo B”. Sin embargo, comparando este hecho con los resultados de PTA-2, se observaron diferencias con el “Muestreo A” ya que en PTA-1 este grupo no se forma. Finalmente, ni pH ni SS siguen ningún patrón espaciotemporal con efectos significativos en la cuenca del río Flumen. En el caso de SS, Rovira y Batalla (2006) indicaron que en una escala anual, la concentración de SS muestra una alta variabilidad interanual de acuerdo al número de crecidas registradas anualmente, ya que casi toda la carga disuelta se transporta durante estos eventos. Esta podría ser la razón de la localización de SS en el espacio Euclídeo. Este parámetro está principalmente relacionado a los eventos puntuales de crecida que a las variaciones estacionales.

Los resultados de PTA-1 mostraron que en zonas urbanas y agrícolas, las tendencias adoptadas por las variables analizadas siguieron patrones espaciotemporales marcados por la variabilidad estacional y los usos de suelo adyacentes.

5. CONCLUSIONES



5. CONCLUSIONES

Este estudio ha demostrado la existencia de tendencias espacio-temporales en la transferencia de contaminantes en la cuenca del río Flumen. En nuestra zona de estudio se diferenciaron varias zonas en función de la calidad del agua que a su vez, está muy influenciada por los usos del suelo adyacentes. Los usos de suelo urbano y agrícola intervinieron significativamente en la degradación de la calidad del agua. Es por ello que es básica la consideración de los usos del suelo existentes cerca de las zonas ribereñas para llevar a cabo una evaluación exhaustiva de este problema. A su vez, estas diferentes fuentes de contaminación tienen patrones de distribución heterogéneos que es necesario conocer para su control y gestión. La estacionalidad de cada uso de suelo es un componente clave que influye en el comportamiento y las concentraciones de los compuestos contaminantes. La actividad urbana está principalmente relacionada con los compuestos derivados del nitrógeno y el fósforo mientras que la actividad agrícola se corresponde con compuestos salinos. Sin embargo y dependiendo de las fechas de muestreo, esta distribución cambia. En el caso de las áreas urbanas, dependerá de las temporadas en las que la población de la zona aumenta. Mientras que en las zonas agrícolas, se determinará por la fecha en la que se llevan a cabo el abonado y los tratamientos fitosanitarios. A este respecto, la descarga de aguas residuales contribuye sustancialmente a la entrada de $\text{NO}_3\text{-N}$. Es importante diferenciar entre los distintos tipos de vertidos que provocan la contaminación en la cuenca del río Flumen. Mientras que los principales aportes que provienen de las zonas agrícolas son una fuente de contaminación difusa, los resultados del estudio indican que una de las principales contribuciones contaminantes proviene de la planta de tratamiento de aguas residuales. En este caso, al ser una fuente puntual de contaminación y tener claro su origen, sería necesario tomar medidas para minimizar los efectos adversos sobre la calidad del agua. Un conocimiento exhaustivo de la cuenca y de las tendencias espaciales y temporales de la transferencia de contaminantes es esencial a la hora de tomar medidas para minimizar los efectos de la contaminación del agua y optimizar el seguimiento, análisis y evaluación de la calidad del agua. En este sentido, es fundamental llevar a cabo una mejora en la eficiencia de los sistemas de riego para regular la exportación de

nutrientes al río (Causapé et al., 2006) y una detección temprana de las fuentes puntuales de contaminación para implementar medidas que reduzcan al mínimo su impacto en el río.

6. BIBLIOGRAFÍA



6. BIBLIOGRAFÍA

AEMET. Agencia Estatal de Meteorología. Consultado 26 de Octubre, 2010 en:
<http://www.aemet.es>. 2009.

APHA. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. American Public Health Association, Madrid, 1998.

Baker LA. Introduction to nonpoint source pollution in the United States and prospects for wetland use. *Ecological Engineering* 1992; 1: 1-26.

Bis B, Zdanowicz A, Zalewski M. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia* 2000; 422-423: 369-387.

Brainwood MA, Burgin S, Maheshwari B. Temporal variations in water quality of farm dams: impacts of land use and water sources. *Agricultural Water Management* 2004; 70: 151-175.

Butturini A, Sabater F. Ammonium and phosphate retention in a Mediterranean stream: hydrological versus temperature control. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1998; 55: 1938-1945.

Caccia VG, Boyer JN. Spatial patterning of water quality in Biscayne Bay, Florida as a function of land use and water management. *Marine Pollution Bulletin* 2005; 50: 1416-1429.

Casey H, Clarke RT. Statistical analysis of nitrate concentrations from the River Frome (Dorset) for the period 1965–76. *Freshwater Biology* 1979; 9: 91-97.

Causapé J, Quílez D, Aragüés R. Salt and nitrate concentrations in the surface waters of the CR-V irrigation district (Bardenas I, Spain): diagnosis and prescriptions for reducing off-site contamination. *Journal of Hydrology* 2004; 295: 87-100.

Causapé J, Quílez D, Aragüés R. Irrigation Efficiency and Quality of Irrigation Return Flows in the Ebro River Basin: An Overview. *Environmental Monitoring and Assessment* 2006; 117: 451-461.

Comín FA, Williams WD. Parched continents: Our common future? A paradigm of planetary problems. Dordrecht: Elsevier 1983: 473-527.

Decaëns T, Rossi JP. Spatio-temporal structure of earthworm community and soil heterogeneity in a tropical pasture. *Ecography* 2001; 24: 671-682.

Dermine B, Lamberts L. Nitrate nitrogen in the Belgian course of the Meuse River-Fate of the concentrations and origin of the inputs. *Journal of Hydrology* 1987; 93: 91-99.

Francoeur SN, Biggs BJF, Smith RA, Lowe RL. Nutrient limitation of algal biomass accrual in streams: seasonal patterns and a comparison of methods. *Journal of the North American Benthological Society* 1999; 18: 242-260.

Grizzetti B, Bouraoui F, De Marsily G. Modelling nitrogen pressure in river basins: A comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 2005; 30: 508-517.

Hunsaker CT, Levine DA. Hierarchical Approaches to the Study of Water Quality in Rivers BioScience 1995; 45: 193-203.

Isidoro D, Aragüés R. River Water Quality and Irrigated Agriculture in the Ebro Basin: An Overview. *International Journal of Water Resources Development* 2007; 23: 91-106.

Jain CK. A hydro-chemical study of a mountainous watershed: the Ganga, India. *Water Research* 2002; 36: 1262-1274.

Jiménez J-J, Decaëns T, Rossi J-P. Stability of the spatio-temporal distribution and niche overlap in neotropical earthworm assemblages. *Acta Oecologica* 2006; 30: 299-311.

Jones EBD, Helfman GS, Harper JO, Bolstad PV. Effects of Riparian Forest Removal on Fish Assemblages in Southern Appalachian Streams. *Riparian Deforestation and Fishes* 1999;6: 1454- 1465.

Kang S, Lin H. Wavelet analysis of hydrological and water quality signals in an agricultural watershed. *Journal of Hydrology* 2007; 338: 1-14.

Kroonenberg PM. The analysis of multiple tables in factorial ecology. III: three-mode principle component analyse: "Analyse triadique complète. *Acta Oecologica. Oecologia Generalis* 1989; 10: 245-256.

Lavit C. *Analyse conjointe de tableaux quantitatifs*. Masson, Paris, 1988.

Lee S-W, Hwang S-J, Lee S-B, Hwang H-S, Sung H-C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning* 2009; 92: 80-89.

Lenat D, Crawford JK. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 1994; 294: 185-199.

Limburg KE, Schmidt RE. Patterns of Fish Spawning in Hudson River Tributaries: Response to an Urban Gradient? *Ecology* 1990; 71: 1238-1245.

Martín-Queller E, Moreno-Mateos D, Pedrocchi C, Cervantes J, Martínez G. Impacts of intensive agricultural irrigation and livestock farming on a semi-arid Mediterranean catchment. *Environmental Monitoring and Assessment*; 167: 423-435.

Mc Kenna JE. An enhanced cluster analysis program with bootstrap significance testing for ecological community analysis. *Environmental Modelling & Software* 2003; 18: 205-220.

Monteagudo L, Moreno JL, Picazo FL. River eutrophication: Irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. *Water Research*; 46: 2759-2771.

Niemi G, DeVore P, Detenbeck N, Taylor D, Lima A, Pastor J, et al. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management* 1990; 14: 571-587.

Osborne LL, Wiley MJ. Empirical Relationships Between Land Use/Cover and Stream Water Quality in an Agricultural Watershed. *Journal of Environmental Management* 1988; 26: 9-27.

Otto M. Multivariate Methods. In: Kellner, R., Mermet, J.M., Otto, M., Widmer, H.M. (Eds). In: Kellner, R., Mermet, J.M., Otto, M., Widmer, H.M. (Eds), Weinheim, Germany, 1998.

Pedrocchi C. Ecología de los Monegros. La paciencia como estrategia de supervivencia. Huesca: IEA y Centro de Desarrollo de los Monegros, 1998.

Perona E, Bonilla I, Mateo P. Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. *Science of The Total Environment* 1999; 241: 75-90.

R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Riva-Murray K, Bode RW, Phillips PJ, Wall GL. Impact source determination with biomonitoring data in New York State: Concordance with environmental data. *Northeast Nat* 2002; 9: 127-162.

Rolland A, Bertrand Fdr, Maumy M, Jacquet Sp. Assessing phytoplankton structure and spatio-temporal dynamics in a freshwater ecosystem using a powerful multiway statistical analysis. *Water Research* 2009; 43: 3155-3168.

Rossi J-P. The spatiotemporal pattern of a tropical earthworm species assemblage and its relationship with soil structure: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. *Pedobiologia* 2003; 47: 497-503.

Rovira A, Batalla RJ. Temporal distribution of suspended sediment transport in a Mediterranean basin: The Lower Tordera (NE Spain). *Geomorphology* 2006;79: 58-71.

Seeboonruang U. A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. *Journal of Environmental Management*; 101: 134-142.

Sharaf MA, Illman DL, Kowalski BR. *Chemometrics*. John Wiley and Sons, New York, 1986.

Sliva L, Dudley Williams D. Buffer Zone versus Whole Catchment Approaches to Studying Land Use Impact on River Water Quality. *Water Research* 2001; 35: 3462-3472.

Thiolouse J, Chessel D. Les analyses multitableaux en écologie factorielle. *Acta Oecologica. Ecologia Generalis* 1987; 8: 463-480.

Thiolouse J, Simier M, Chessel D. Simultaneous analysis of a sequence of paired ecological tables. *Ecology* 2004; 85: 272-283.

Tong STY, Chen W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 2002; 66: 377-393.

Tran CP, Bode RW, Smith AJ, Kleppel GS. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*; 10: 727-733.

Woodcock T, Mihuc T, Romanowicz E, Allen E. Land-use effects on catchment- and patch-scale habitat and macroinvertebrate responses in the adirondack uplands. *American Fisheries Society Symposium* 2006; 48: 395-411.

Zhang M-k, Wang L-p, He Z-l. Spatial and temporal variation of nitrogen exported by runoff from sandy agricultural soils. *Journal of Environmental Sciences* 2007; 19: 1086-1092.

7. ANEXO FOTOGRÁFICO





**Algunas de
las estaciones
de muestreo
situadas en la
parte norte
de la cuenca**



**Puntos de muestreo situados
en la parte central de la
cuenca**



**Puntos de muestreo situados
en la parte sur de la cuenca**