

# Arroyos de cabecera: agricultura y calidad de hábitat. La Campiña de Villanueva del Pardillo (Madrid)

Teresa CAMARERO ESPARZA Y José Vicente ROVIRA

Departamento de Ecología, Universidad Complutense de Madrid (UCM).

E-mail: tcamarero@bio.ucm.es; jvrovira@bio.ucm.es.

Recibido: 21 de Diciembre de 2009

Aceptado: 29 de Julio de 2010

## RESUMEN

La agricultura constituye un factor perturbador principal de los ecosistemas acuáticos, como es el caso de los arroyos de cabecera, cuya influencia es notable en toda la cuenca hidrográfica. Presentamos una evaluación de la calidad del hábitat de arroyos de segundo orden (escala 1:5000) que drenan terrenos agrícolas o recientemente abandonados. Hemos valorado 10 tramos de arroyos en terrenos agrarios y otros 10 en terrenos abandonados hace 10 o más años, empleando 3 índices de calidad: QBR para ríos efímeros, RBP y RQI. La calidad encontrada es mayor en los arroyos de terrenos abandonados que en los agrarios. Como principales impactos en zonas agrarias destacan la rectificación de cauces y la ocupación de riberas, en ambos casos fomentándose la erosión. Los 3 índices se han complementado mutuamente. La pérdida de sinuosidad de los arroyos ha resultado un parámetro determinante de calidad del hábitat que habrá que considerar en las evaluaciones.

**Palabras clave:** Riberas, calidad del hábitat, arroyos de cabecera, abandono agrario, ecosistemas mediterráneos.

Headwater streams: habitat quality and agriculture.  
Villanueva del Pardillo's countryside area (Madrid)

## ABSTRACT

Agriculture is a mayor disturbing factor of aquatic ecosystems, as in the case of headwater streams, which have a considerable influence over the whole hydrographical network. We present a habitat quality assessment of second order streams (1:5000 scale) draining agricultural or recently abandoned fields. We have assessed 10 stream sections in agricultural land and other 10 ones in fields which were abandoned at least 10 years ago, using three different quality indexes: RBP, RQI and the adapted version of QBR to ephemeral water courses. Quality was higher in abandoned fields than in currently laboured. Major agricultural impacts were channel modification and riparian occupation, both enhancing erosion. The 3 indexes have

complemented each other. Stream sinuosity lost is a relevant habitat quality parameter that should be considered in future assessments.

**Key words:** Riparian zones, habitat quality, headwater streams, land abandonment, Mediterranean ecosystems.

## Ruisseaux de haut bassin: agriculture et qualité de l'habitat. La campiña à Villanueva del Pardillo (Madrid)

### RÉSUMÉ

L'agriculture constitue un des principaux facteurs perturbateurs des écosystèmes aquatiques, elle affecte spécialement les ruisseaux de haut bassin; ceux-ci aillant une considérable influence dans tout le bassin versant. Nous évaluons la qualité de l'habitat de ruisseaux d'un second ordre qui drainent des terrains agricoles ou récemment abandonnés. 10 sections de ruisseaux en terrains agraires et autres 10 dans des abandonnés depuis 10 ans ou plus, ont été mit en valeur en utilisant 3 indices de qualité: le QBR adapté à des ruisseaux éphémères, le RBP et le RQI. La qualité est supérieure dans les terrains abandonnés que dans les agraires. Il faut remarquer aussi comme principaux facteurs perturbateurs des ruisseaux en zone agraire, la rectification des cours et l'occupation des rives, en favorisant ici l'érosion. Ces indices ont démontrés être complémentaires. La perte de sinuosité des ruisseaux a été un paramètre déterminant de la qualité qui devra être tenu en compte.

**Mots clés:** Rives, qualité de l'habitat, ruisseaux de haut bassin, abandon agraire, écosystèmes méditerranéens.

### 1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas fluviales, incluyendo sus riberas, constituyen paisajes con entidad propia que se ven fuertemente influidos por su entorno (Allan, 2004). Forman un mosaico dinámico de elementos paisajísticos y procesos ecológicos (Ward *et al.*, 2002), con diferentes patrones de perturbación a lo largo del continuo fluvial (Ward, 1998). El régimen hidrológico es un factor determinante para su funcionamiento (Poff *et al.*, 1997). La geomorfología también ejerce una fuerte influencia sobre la estructura y funcionamiento de los sistemas riparios a distintas escalas (Church, 2002). De esta forma, Montgomery y Buffington (1997) caracterizan los arroyos de montaña en base a la morfología de su canal, mientras que Martson *et al.* (1995) describen el patrón de perturbaciones que rige el funcionamiento de las llanuras de inundación del río Ain (Francia) en base a cambios periódicos en la morfología su canal. Allan (2004) expone una revisión detallada sobre los efectos del uso del suelo en los sistemas fluviales, entre los que destaca los de la agricultura debido a las grandes extensiones que ésta ocupa.

Entre los impactos de la agricultura sobre los medios fluviales, cabe destacar la modificación de los cauces (Gregory, 2006) y la alteración del régimen hidrológico

(Poff *et al.*, 1997), del medio hiporréico (Hancock, 2002) y de la vegetación riparia (Naiman y Décamps, 1997). A pesar de que los arroyos de primer y segundo orden pueden suponer más del 70% de la longitud total de la red fluvial (Leopold *et al.*, 1964), la mayoría de los estudios se han centrado en los grandes cursos. En la España mediterránea se han llevado a cabo diversos estudios en arroyos efímeros para valorar el riesgo de erosión y de pérdida de suelo en medios agrarios. Uno de los principales cambios del uso del suelo que se está produciendo durante las últimas décadas en los países mediterráneos es el abandono agrario (Vandekerckhove *et al.*, 1998; Oostwoud Wijdenes, 2000 y Lesschen, 2007). Por lo general se asocia un mayor riesgo de erosión cuando las laderas vertientes están cultivadas que cuando se abandona el cultivo (Koulouri y Giourga, 2007), aunque el abandono de las estructuras tradicionales que conservaban el suelo y el agua también favorece la erosión (Bellin *et al.*, 2009).

Para analizar los efectos de la agricultura, el abandono agrario y otros usos del suelo sobre la integridad de los sistemas fluviales se recurre a índices para la evaluación de su calidad ecológica o de hábitat. Existen diversos métodos e índices propuestos, todos ellos considerando uno o varios de los muchos factores que inciden sobre su estructura y función de estos ecosistemas. Barbour *et al.* (1999) compendian y desarrollan los protocolos del RBP (*Rapid Bioassessment Protocols*) para evaluar con una base geomorfológica la calidad ambiental de los cursos fluviales vadeables y sus riberas. El RBP está compuesto por una serie de bloques independientes que consideran diferentes aspectos morfológicos y del hábitat que se evalúan mediante puntuaciones parciales, de cuya suma se obtiene el índice RBP. Los autores también proponen la posibilidad de utilizar independientemente los bloques y analizarlos mediante métodos multivariantes junto a variables físicas de interés (altitud, superficie de drenaje, pendiente longitudinal, etc.) y a índices bióticos como los empleados con el perifiton, los macroinvertebrados bentónicos o los peces. Siguiendo esta línea y dentro del contexto de la Directiva Marco del Agua (DMA; 2000/60/CE), González del Tánago *et al.* (2006) desarrollan el índice RQI (*Riparian Quality Index*). Este índice es de carácter más integrador que el RBP, pero requiere del establecimiento de condiciones de referencia, lo que entraña cierta dificultad al encontrarnos frente a medios muy alterados (Bonada *et al.*, 2002).

Munné *et al.* (1998) desarrollan el índice QBR (*Qualitat del Bosc de Ribera*) para la evaluación de los bosques de ribera, que ha sido ampliamente utilizado en España -en la cuenca del Guadarrama fue aplicado por Roblas Moreno *et al.* (2004)-. Sin embargo, entre otros autores que lo aplican, Suárez *et al.* (2002) apuntan las limitaciones que aparecen ante ciertas situaciones de estrés ambiental como la ausencia de un bosque de ribera propiamente dicho. Por ello, la *Agència Catalana de l'Aigua* (ACA, 2006) adapta el índice a los cursos efímeros y a los de alta montaña en su protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos catalanes.

En este estudio se evalúa la calidad del hábitat de arroyos de cabecera en terrenos agrícolas de la Campiña de la cuenca del río Guadarrama, a la altura de Villanueva del Pardillo (Madrid), teniendo en cuenta los efectos del abandono agrario. También se compara la aplicabilidad de tres índices integrativos de calidad de hábitat para este tipo de cursos fluviales: el índice RBP (Barbour *et al.*, 1999), el índice RQI (González del Tánago *et al.*, 2006) y la adaptación del índice QBR (Munné *et al.*, 1998) para ríos efímeros (ACA, 2006).

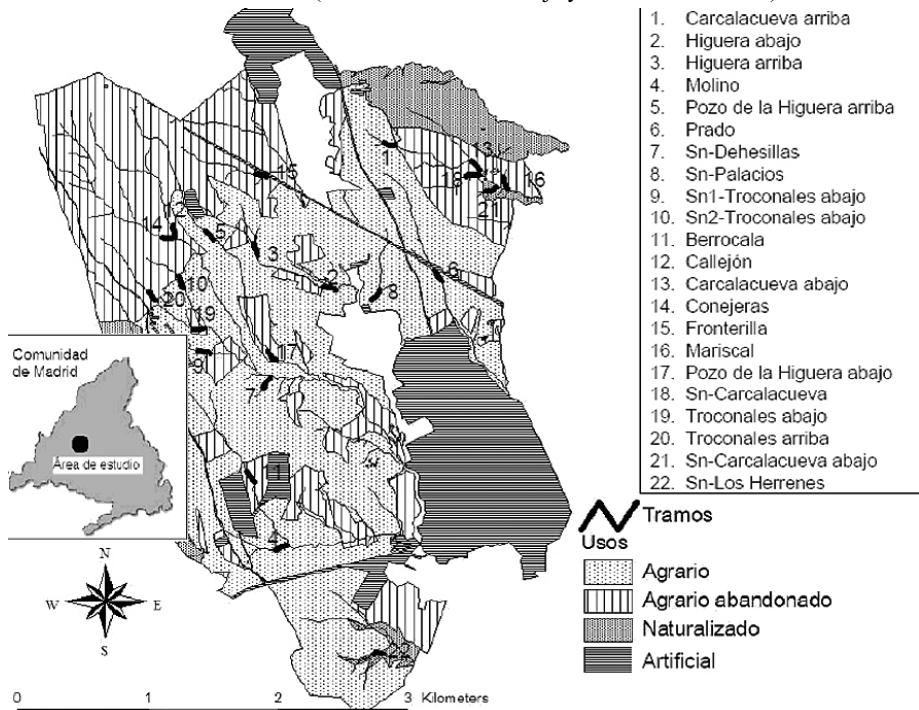
## 2. MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio (Fig. 1) se sitúa en la Campiña de Madrid (España), en el tramo medio de la cuenca del río Guadarrama -afluente directo del río Tajo- a la altura de su confluencia con su principal afluente, el río Aulencia. Está situada en los municipios de Galapagar, Colmenarejo y Villanueva del Pardillo (Nomecalles, 2009). Gran parte de este territorio quedó incluido en el espacio protegido del “Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su Entorno” (P. R. C. M. R. G. E.), creado por la Ley 20/1999 (B. O. C. M., 1999). Este territorio está principalmente organizado en 3 sub-cuencas vertientes, las de los arroyos Carcalacueva (850,6 ha), Abajo de los Huertos (340,45 ha) y Palacios (2 386,36 ha), todas ellas vertientes al río Guadarrama.

Las altitudes van desde los 435 m hasta los 710 m snm., ubicada en el piso mesomediterráneo superior (Roblas Moreno *et al.*, 2004) y presentando clima mediterráneo continental (C. M., 1998). Los cursos fluviales secundarios de la zona presentan en condiciones naturales un carácter temporal que, sin embargo, se ve a menudo alterado por el vertido de agua residual (Según Roblas Moreno *et al.*, 2004).

Figura 1. Área de estudio. Localización de la zona estudiada y sistemas fluviales evaluados. Tramos seleccionados (el nombre viene indicado en la caja anexa junto al número correspondiente) y usos del suelo presentes en el área de estudio (la zona urbana inferior corresponde a Villanueva del Pardillo). Los tramos seleccionados sobre zonas naturalizadas (21. sn-Carcalacueva abajo y 22. sn-Los Herrenes) son los de referencia.



Fuente: Elaboración propia.

La Campiña se expresa aquí como llanuras tipo glacis, correspondientes a los primeros estadios de encajonamiento de la red hidrográfica y es el resultado de la colmatación de la cuenca del Tajo por sedimentos detríticos (arcosas) durante el Terciario. El acuífero Terciario Detrítico de Madrid se desarrolla bajo las permeables arcosas claras dominantes de la Facies Madrid. Presenta una estructura biestratificada cuya capa superficial se recarga en las zonas de interfluvio y descarga en zonas deprimidas o cauces fluviales (Roblas Moreno *et al.*, 2004, 2005 y 2006).

Dominan los suelos pardos secos, con un horizonte B rico en arcillas. Sin embargo, en el cuadrante *SW* de la zona estudiada existen suelos aluviales, potencialmente más productivos que los anteriores (Roblas Moreno *et al.*, 2004 y 2006).

Las zonas naturalizadas presentan encinares (*Quercus ilex ssp. ballota*) abiertos con abundancia de retama común (*Retama sphaerocarpa*) y especies aromáticas como el tomillo (*Thymus vulgaris*) y la bocha blanca (*Artemisia herba-alba*). Sólo los cursos fluviales de mayor porte (orden >1 en la escala 1:5000) soportan bosques riparios, mayoritariamente reducidos a una estrecha franja de no más de 10 m de anchura. En los cursos fluviales estudiados predominan los juncales (*Juncus sp.*), apareciendo especies leñosas hidrófilas, principalmente espinosas (*Rubus ulmifolius*, *Rosa canina*), sauces (*Salix atronicera*) y chopos (*Populus x canadiensis*), dispersos o formando pequeñas agrupaciones (Roblas Moreno *et al.*, 2006).

## 2.2 METODOLOGÍA

Se ha inventariado y jerarquizado la red hidrográfica del área de estudio mediante Arc/Info GIS en base a cartografía 1:25000 (I. G. N., 2006) y 1:5000 (C. M., 1997), corroborándose posteriormente en campo. El estudio se ha centrado sobre los arroyos de segundo orden en la escala 1:5000, con una mínima superficie como cursos fluviales y buena representatividad en el área de estudio. En base a ortofotografías de 1956 y 2006 (Nomecalles, 2009) e interpretación en el campo (Fig. 1) se han cartografiado los usos del suelo actuales, agrupándolos en 4 clases: naturalizado, agrario (A), agrario abandonado (AA) y artificial. Mediante fotointerpretación se han identificado las parcelas de uso AA como aquellas que dejaron de cultivarse entre 1956 y 1999 y que presentan actualmente una cobertura superior al 10% de retamas (*Retama sphaerocarpa*) de más de 1 m de porte. Se ha considerado uso agrario (A) a las parcelas actualmente cultivadas o en barbecho y a los eriales; considerando eriales a las parcelas sin retamas. Por su parte, las áreas naturalizadas se refieren a aquellas con una cobertura de encinas (*Q. ilex ssp. ballota*) superior al 20% y de matorral mediterráneo (*Thymus vulgaris*, *Artemisia herba-alba*, *etc.*) superior al 50%.

Finalmente se han seleccionado los tramos de arroyos de segundo orden de 100 m de longitud, distantes al menos 500 m entre sí en caso de pertenecer al mismo curso fluvial, inmersos en un medio agrario o de abandono agrario. Salvando proble-

mas puntuales derivados de la propiedad de la tierra, se han considerado para su estudio la totalidad de los tramos que han cumplido estos requisitos.

Mediante visitas al campo se ha evaluado el estado actual de los tramos seleccionados a través de los índices *RBP* (Barbour et al., 1999), el índice *RQI* (González del Tánago et al., 2006) y la adaptación del índice *QBR* (Munné et al., 1998) para ríos efímeros (ACA, 2006). Para la facilitación de la interpretación, se han expresado todos estos índices como porcentajes. Como condiciones de referencia para el índice *RQI* se ha utilizado tramos situados en zonas con vegetación naturalizada (Bonada et al., 2002) y con valores de *RBP*>90% y *QBR*>45 (máxima puntuación observada). Estos son un afluente del arroyo de Carcalacueva para las cuencas más pequeñas y un afluente del arroyo de los Herrenes para el resto (Fig. 1). Dichos tramos han servido de referencia para la valoración de los cuatro primeros componentes del índice *RQI* de los tramos agrarios y de abandono agrario, pero no han sido incluidos en el análisis estadístico.

Por otra parte, se ha considerado el cambio producido entre 1956 y 2007 en la anchura máxima de la ribera del tramo considerado (ZRM07\_56) así como en la sinuosidad (SI07\_56; ACA, 2006); tomando la diferencia entre los valores de 2007 y 1956 en ambos casos. Estas variables han sido medidas sobre ortofotos (Nomecalles, 2009). Finalmente, se ha medido la altitud (Alt), la distancia al nacimiento (Dnac), la superficie de drenaje (Sdrj), la distancia al curso de agua principal (Dcppal), la pendiente longitudinal del cauce (PendL) y el coeficiente de forma (cforma), expresado según González del Tánago y García de Jalón, 2007 (relación entre la anchura y la altura de la ribera según). En el último caso, se han utilizado los valores medios de medidas tomadas en el campo mientras que en el resto, las mediciones se han realizado sobre el mapa topográfico 1:5000 (C. M., 1997) con el programa Arc/Info GIS. Alt, Dnac, Sdrj y Dcppal se refieren a la parte inferior del tramo considerado, mientras que PendL y SI07\_56 se refieren a tramos homogéneos de mayor longitud que engloban a los de 100 m muestreados. En la Tabla 1 se muestra la relación de las variables utilizadas.

Tabla 1. Variables utilizadas: abreviaturas, nombre y significado de la variable.

Variables	Significado
Alt	Altitud (m).
cforma	Coefficiente de forma del cauce de las avenidas ordinarias: valor medio de la relación anchura/altura para el tramo considerado.
Dcupal	Distancia al curso de agua principal más próximo de orden 3 o superior (m).
Dnac	Distancia al nacimiento u origen del arroyo (m).
PendL	Pendiente longitudinal del cauce (%).
QBR	Índice QBR. Los valores más elevados indican una mejor condición de la vegetación de ribera.
RBP	Índice RBP (expresado como % del valor máximo). Los valores elevados, así como los de sus distintos componentes indican una mejor condición de las riberas.
RBP10	Anchura de la orla ocupada por la vegetación riparia (m).
RBP6	Grado de alteración del canal: presencia de banales artificiales e infraestructuras en el cauce, indicios de antiguas canalizaciones, etc.
RBP7	Sinuosidad: relación entre la distancia real y la lineal entre dos puntos del cauce en el tramo
RBP8	Alteración de la dinámica de erosión-sedimentación: % de las riberas y del cauce con indicios de erosión y presencia de desplomes o abundancia de depósitos sedimentarios en el canal.
RBP9	Protección de la orilla por la cubierta vegetal: % de cubierta vegetal en la orilla y abundancia de especies nativas leñosas.
RQI	Índice RQI (valor total): los valores más elevados, así como los de sus diferentes componentes indican una mejor condición de las riberas.
RQI1	Continuidad longitudinal de la vegetación riparia natural: % de cobertura leñosa y densidad de esta cubierta en la dimensión longitudinal de la ribera.
RQI2	Dimensiones en anchura del espacio ripario con vegetación natural: Anchura y densidad de la cubierta leñosa en el espacio ripario.
RQI3	Composición y estructura de la vegetación riparia: Densidad de la cubierta leñosa, abundancia de zarzas, especies exóticas y/o herbáceas nitrófilas, etc.
RQI4	Regeneración natural de la vegetación riparia (estrato arbóreo y arbustivo): Abundancia relativa de ejemplares de diferentes edades.
RQI5	Condición de las orillas: % del borde del cauce en contacto con la vegetación leñosa y/o herbácea y grado de rectificación de las orillas.
RQI6	Conectividad lateral de la ribera con el cauce: Altura de las orillas y grado de restricción al desbordamiento.
RQI7	Permeabilidad y grado de alteración del relieve y suelo ripario: Compactación del suelo, presencia de escombros y alteración del relieve de las riberas.
Sdrj	Superficie de drenaje (m <sup>2</sup> ).
SI07_56	Cambio de sinuosidad entre 2007 y 1956: Ganancia en sinuosidad para valores >0 o pérdida para valores <0.
ZRM07_56	Cambio de la anchura máxima de la ribera entre 2007 y 1956: Ganancia en anchura para valores >0 o pérdida para valores <0.

### 2.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

En primer lugar se ha realizado un análisis de componentes principales con los diferentes componentes de los índices *RBP* y *RQI*, *QBR*, *SI07\_56*, *ZRM07\_56* y las variables físicas (*Alt*, *Dnac*, *Sdrj*, *pendL* *Dcppal* y *cforma*) con el objeto de explorar posibles patrones de asociación entre dichas variables. A continuación se ha realizado un segundo PCA con las variables de calidad de hábitat (los diferentes componentes de los índices *RBP* y *RQI*, el índice *QBR*, *SI07\_56* y *ZMR07\_56*) para ponderar su mayor o menor capacidad de discriminación entre el uso agrario y de abandono agrario.

Posteriormente, se ha estudiado la relación entre los índices de calidad (*RBP*, *RQI* y *QBR*) y las variables físicas previsiblemente relacionadas con éstos mediante un análisis de correlación de *Pearson*. Estas variables físicas son: *pendL* para el índice *RBP* y *SI07\_56*, *Dcppal* para el índice *QBR* y *pendL*, *Alt* y *cforma* para el *RQI*. Finalmente, se ha realizado un análisis de la varianza para analizar los efectos del uso del suelo (considerando los usos agrario y de abandono agrario) sobre la calidad del hábitat actual de los sistemas riparios, medida con los índices *RBP*, *RQI* y *QBR*. Como paso previo a estos dos últimos análisis, se ha comprobado la normalidad (mediante el *test* de Shapiro-Wilk) y la homocedasticidad (*test* de Levene) de las variables implicadas y, en su caso, se ha realizado una transformación logarítmica (Statpoint, 2006). El paquete estadístico utilizado para los análisis es el programa STATGRAPHICS Centurion XV versión 15.2.06. Para todas las pruebas estadísticas realizadas se ha considerado un nivel crítico  $\alpha = 0,05$ .

### 3. RESULTADOS

En la Tabla 2 aparecen los resultados de la evaluación de la calidad de hábitat. En ella se puede apreciar cómo todos los valores del índice *QBR* son bajos, con un valor observado máximo de 45 (Fronterilla) y mínimo de 5 (Prado). Mientras que esto no es así en el caso de los índices *RQI* y *RBP* (con valores máximos superiores al 85% y mínimos de 30%). Por otra parte, se puede apreciar una tendencia generalizada de reducción en anchura del espacio ripario (*ZRM07\_56*) en todos los tramos valorados.



Tabla 2. Matriz de datos con los resultados de la evaluación de los 20 arroyos, agrupados en 10 de Uso Agrario (A) versus 10 de Uso Agrario Abandonado (AA). Los valores negativos de SI 07\_56, ZRM07\_56 y nb07\_56 indican pérdidas en la sinuosidad, la anchura máxima de la ribera y el número de curvaturas, respectivamente, entre 1956 y 2007.

ARROYO	Uso	QBR (%)	ROI (%)	RBP (%)	Sdrj (m2)	PendL (%)	Dnac (m)	Deppal (m)	Alt (m)	SI 07-56	ZRM 07-56 (m)	cforma	ROI										RBP	
													1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		11
Carcalacueva arriba	A	15	37,50	52,00	82276	2,61	285	789	675	0,0478	-1,60	11,67	10	10	10	3	4	3	7	9	11	6	9	17
Higuera abajo	A	40	55,56	30,00	404999	2,78	1425	150	650	-0,0414	-4,00	11,85	10	9	11	7	6	9	9	6	3	6	8	7
Higuera arriba	A	25	43,06	33,00	237537	2,78	669	871	670	-0,0085	-3,54	2,67	9	7	7	4	5	3	12	6	6	5	8	8
Molino	A	30	56,94	47,00	375412	2,02	614	3	640	-0,0359	0,00	42,00	17	13	11	5	6	12	5	6	5	6	13	17
Pozo de la Higuera arriba	A	30	62,50	54,00	119256	5,80	1319	1524	660	-0,0122	-3,60	37,50	17	9	9	5	8	7	6	6	5	10	17	12
Prado	A	5	37,50	35,00	342908	1,50	992	1181	655	0,0040	-9,20	19,44	6	5	4	6	4	9	3	5	3	5	15	7
sn-Dehesillas	A	35	81,94	67,00	48794	7,69	346	13	650	0,0015	-9,70	30,95	24	21	23	8	12	10	8	10	9	14	19	15
sn-Palacios	A	20	51,39	36,00	222084	2,74	611	144	645	-0,0157	1,03	30,00	5	6	7	6	6	12	7	6	8	11	5	6
sn1-Troconales abajo	A	35	43,06	49,00	32786	3,65	421	413	660	-0,0040	-4,50	6,40	9	7	7	4	5	3	12	8	9	7	10	15
sn2-Troconales arriba	A	20	43,06	46,00	114991	4,98	416	930	670	-0,0158	-10,21	15,25	9	7	7	3	5	7	9	6	6	10	9	15
Berrocala	AA	40	52,78	55,00	469314	1,41	1601	595	650	0,0102	-9,56	30,00	13	7	8	8	6	11	6	14	7	8	13	13
Callejón	AA	30	75,00	76,00	509276	5,60	1436	11	675	0,0036	-2,00	6,25	23	24	21	8	7	7	8	9	17	11	19	20
Carcalacueva abajo	AA	30	38,89	34,00	550178	2,61	1171	37	655	-0,0085	-4,63	10,73	13	9	11	9	3	1	6	6	7	5	5	11
Concejeras	AA	35	88,89	96,00	317604	4,52	1367	11	675	0,0007	-7,13	19,50	24	24	24	12	10	9	9	20	18	18	20	20
Frontonilla	AA	45	68,06	54,00	157580	7,28	744	182	665	0,0170	-3,20	15,00	21	21	16	7	6	8	7	7	8	7	15	17
Mariscal	AA	40	83,33	78,00	108629	5,95	420	8	650	0,0513	-9,73	5,29	20	24	24	10	9	9	8	15	13	11	19	20
Pozo de la Higuera abajo	AA	25	58,33	47,00	451457	1,83	2476	403	650	-0,0138	-6,00	6,67	7	7	7	12	5	6	12	10	7	10	9	11
sn-Carcalacueva	AA	30	59,72	67,00	90925	3,55	422	12	655	0,0432	-2,50	8,86	16	16	18	7	6	6	8	11	11	12	13	20
Troconales abajo	AA	35	58,33	57,00	231534	2,96	1210	548	655	-0,0040	-3,06	15,33	6	7	5	7	8	11	9	9	10	15	12	11
Troconales arriba	AA	25	50,00	50,00	142879	1,99	653	1024	665	0,0014	-4,00	10,86	13	11	12	6	6	8	5	6	5	10	14	15

Tabla 3. Número de componentes principales, indicando el autovalor, el porcentaje de varianza explicada por cada eje y el porcentaje de varianza acumulada.

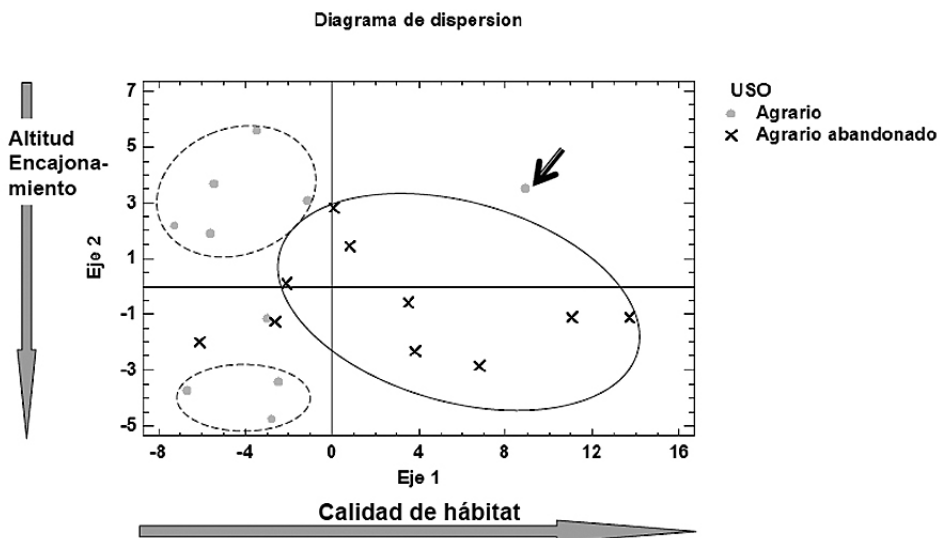
Factor Número	Eigenvalor	% de Varianza	Varianza acumulada
1	6,24971	32,893	32,893
2	3,08973	16,262	49,155
3	2,5837	13,598	62,753
4	1,56622	8,243	<b>70,997</b>

Tabla 4. Tabla de pesos de los componentes. Rotación Varimax. Dentro de cada eje, los coeficientes con valor absoluto superior a 0,5 aparecen resaltados en negrita.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
Alt	0,23911	<b>-0,67866</b>	-0,20213	-0,30948
Cforma	0,01421	<b>0,86983</b>	-0,09643	-0,09515
Dcppal	-0,34726	0,00361	-0,16635	<b>-0,81017</b>
Dnac	-0,02803	0,02489	<b>0,90295</b>	-0,03471
PendL	<b>0,63284</b>	0,02666	-0,43118	0,19654
QBR	0,43063	0,11189	0,09342	<b>0,61579</b>
RBP10	<b>0,73438</b>	-0,26446	-0,26867	0,13403
RBP6	<b>0,80587</b>	-0,14565	0,32668	0,05337
RBP7	<b>0,76145</b>	-0,39742	0,04571	0,23567
RBP8	<b>0,75254</b>	0,13915	0,10276	0,07524
RBP9	<b>0,85736</b>	0,20510	-0,06843	-0,21394
RQI2	<b>0,85030</b>	-0,06710	-0,12006	0,29953
RQI4	<b>0,54258</b>	0,00872	<b>0,73008</b>	0,21267
RQI5	<b>0,79983</b>	0,39838	-0,07586	0,14609
RQI6	0,28008	<b>0,82770</b>	0,10784	0,03697
RQI7	0,02996	<b>-0,51961</b>	0,12056	0,42430
Sdrj	-0,21122	0,04925	<b>0,82677</b>	0,10749
SI07_56	0,49551	-0,43515	-0,30760	-0,20426
ZRM07_56	-0,39246	-0,01653	-0,22583	0,48011

En el Análisis de Componentes Principales (*PCA*) se han extraído los cuatro primeros ejes principales apoyándose en la gráfica de sedimentación de los componentes, con una varianza muestral acumulada de casi el 71% (Tabla 3). El peso de las diferentes variables en los componentes principales viene expresado en la tabla 4. El primer eje principal de variación explica un 32,89% de la varianza y constituiría un eje de calidad de hábitat (con valores máximos en el extremo positivo), la cual parece asociada a la pendiente longitudinal (mayor calidad en los terrenos más abruptos) y a una menor pérdida de sinuosidad respecto a 1956. El segundo componente principal asocia una mayor conectividad entre el cauce y sus riberas (RQI6) a cuencas más abiertas, las cuales tienden a ser más frecuentes en los tramos bajos y a presentar una mayor alteración del relieve y suelo ripario (menor valor de RQI7). El tercer eje de variación asocia la capacidad de regeneración de la vegetación riparia leñosa (RQI4) con una mayor superficie de drenaje y distancia al origen. Finalmente, el cuarto eje principal enfrenta la estructura y composición de la vegetación riparia (índice *QBR*) con la distancia a la desembocadura (Dcppal).

Figura 2. Diagrama 2D de dispersión de las observaciones para los componentes principales corregidos por sus eigenvalues. Eje 1 frente a eje 2. La flecha resalta un outlier (sn-Dehesillas), que tratándose de un tramo agrario se comporta como uno abandonado.



En la Figura 2 se presenta la gráfica de dispersión de los casos estudiados (tramos) en los dos primeros componentes principales. El primer eje de variación parece ser el único que discrimina entre los tramos agrarios y los abandonados. En este eje, los tramos agrarios forman un grupo homogéneo situado en el polo negativo (baja calidad de hábitat), mientras que los de abandono agrario presentan un mayor rango de variación y tienden a tomar mayores valores de calidad que los anteriores. Sin embargo, un tramo agrario (sn-Dehesillas) se comporta en este eje como los de la población de abandono agrario, tratándose, pues de un *outlier*. Se trata de un tramo situado junto al arroyo de las Dehesillas (orden 4) que hace de frontera entre dos parcelas de cultivos cerealistas, lo que le permite tener una vegetación relativamente bien conservada (a pesar de que parte de sus riberas estén parcialmente cosechadas). Se trata de una zona con una pendiente longitudinal bastante elevada (7,69%), pero con una inclinación mínima de las laderas vertientes al arroyo y su sinuosidad actual es, al igual que era en 1956, bastante reducida. Para los sucesivos análisis se ha suprimido dicho *outlier*.

Del segundo PCA se extrajeron los 2 primeros componentes principales (con una varianza acumulada conjunta de 58,92%). Estos ejes son (en negrita se resaltan las variables de mayor peso en cada uno):

$$\text{a. Eje 1 (eigenvalor: 6,98)} = 0,5079*\mathbf{QBR} + 0,2838*\mathbf{RBP10} + 0,6598*\mathbf{RBP6} + 0,4425*\mathbf{RBP7} + 0,7754*\mathbf{RBP8} + 0,6336*\mathbf{RBP9} + 0,4782*\mathbf{RQI1} + 0,5145*\mathbf{RQI2} + 0,5062*\mathbf{RQI3} + 0,6327*\mathbf{RQI4} + 0,9008*\mathbf{RQI5} + 0,7075*\mathbf{RQI6} - 0,0036*\mathbf{RQI7} - 0,0566*\mathbf{SI07\_56} - 0,1981*\mathbf{ZMR07\_56}.$$

$$b. \text{ Eje 2 (eigenvalor: 1,86)} = 0,2365*QBR + 0,8511*\mathbf{RBP10} + 0,4923*RBP6 + 0,7244*\mathbf{RBP7} + 0,1705*RBP8 + 0,4865*RBP9 + 0,7208*\mathbf{RQI1} + 0,7794*\mathbf{RQI2} + 0,7866*\mathbf{RQI3} + 0,1934*RQI4 + 0,2028*RQI5 - 0,4264*RQI6 + 0,0848*RQI7 + 0,7300*\mathbf{SI07\_56} - 0,0339*ZMR07\_56.$$

A la vista de los resultados, la calidad de los tramos valorados parece abordable mediante la acción conjunta de los diferentes componentes del índice *RBP* y del *RQI*, el índice *QBR* y el cambio en la sinuosidad respecto a 1956 (*SI07\_56*).

Tabla 5. Correlación de Pearson. Los p-valores significativos para un nivel de confianza del 95% y sus respectivos coeficientes están resaltados en negrita.

Correlación de Pearson			
Índice	Variable	Coficiente	Valor-P
<i>RBP</i>	LogpendL	<b>0,4987</b>	<b>0,0298</b>
	LogDcppal	<b>-0,7247</b>	<b>0,0004</b>
LogRQI	LogpendL	<b>0,5738</b>	<b>0,0102</b>
	Logcforma	-0,0598	0,8078
	Alt	0,1447	0,5545

En la Tabla 5 se presentan los resultados del análisis de correlación de *Pearson* de los índices *QBR*, *RBP* y *RQI* respecto a covariables topográficas antes mencionadas. Presentan distribuciones normales el índice *QBR* (p-valor para el test de Shapiro-Wilk 0,3406); el índice *RBP* (0,1768); *SI07\_56* (0,0739) y *Alt* (0,1557). Esto no es así en el resto de los casos, por lo que se ha utilizado transformaciones logarítmicas (p-valores para el test de Shapiro-Wilk: 0,1058 para LogRQI; 0,4581 para LogpendL; 0,7223 para Logcforma) salvo en el caso de LogDcppal (p-valor 0,0132).

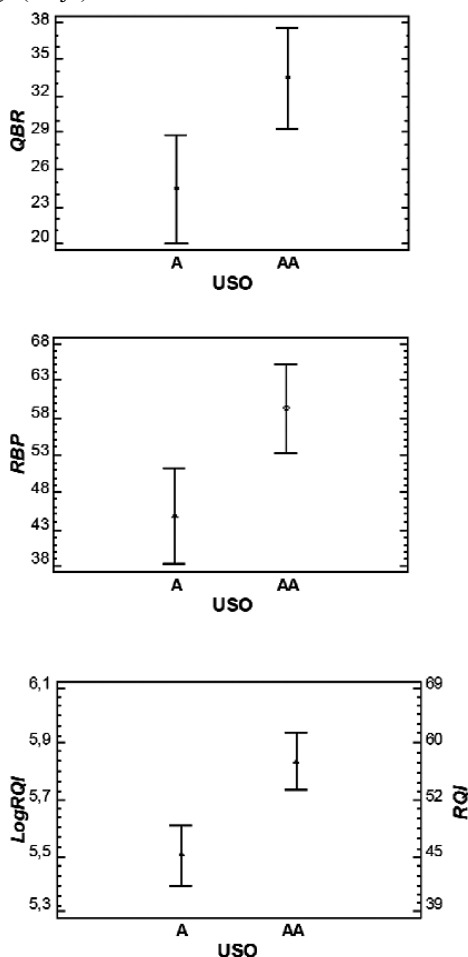
Tanto el índice *RBP* como el *RQI* presentan correlaciones positivas con la pendiente longitudinal (pendL). El índice *RQI* también aparece negativamente correlacionado con la distancia al cauce principal (Dcppal). Por otra parte, ni el índice *QBR* ni el cambio en la sinuosidad entre 1956 y 2007 muestran correlaciones significativas con las variables físicas previsiblemente relacionadas con ellas.

Tabla 6. Análisis de la Varianza. Se resaltan en negrita los p-valores significativos para un 95% de confianza. LogRQI y RBP: ANCOVA. Suma de Cuadrados Tipo III, en ningún caso se ha producido interacción; QBR: ANOVA Todas las razones-F se basan en el cuadrado medio del error residual.

Variable	Fuente		Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
LogRQI	Covariables	LogDcppal	0,69119	1	0,691187	16,12	<b>0,0011</b>
		LogpendL	0,52692	1	0,526921	12,29	<b>0,0032</b>
	Efectos principales	A:USO	0,47047	1	0,470473	10,97	<b>0,0047</b>
	Residuos		0,64305	15	0,042870		
	Total (corregido)		3,51462	18			
RBP	Covariables	LogpendL	1002,18	1	1002,18	6,26	0,0236
	Efectos principales	A:USO	1395,02	1	1395,02	8,72	0,0094
	Residuos		2560,44	16	160,028		
	Total (corregido)		5264,63	18			
QBR	Entre grupos		388,436	1	388,436	4,98	0,0393
	Dentro de los grupos		1324,72	17	77,9248		
	Total (Corregido)		1713,16	18			

La tabla 6, muestra los resultados del análisis de la varianza. Todas las variables consideradas para el análisis son homocedásticas (p-valor de *RBP* para el test de Levene: 0,3321; Log *RQI*: 0,0601; *QBR*: 0,2262; LogDcppal: 0,3629; LogpendL: 0,2069; SI07\_56: 0,8724; Alt: 0,5166; Logeforma: 0,2198) y no se ha detectado ningún caso de interacción entre el factor y las covariantes implicadas en el ANCOVA. Las diferencias observadas entre la población agraria y la de abandono agrario son estadísticamente significativas todos los índices aquí considerados (*RBP*, *RQI* y *QBR* adaptado a ríos efímeros), siendo la calidad de los tramos que drenan terrenos agrarios inferior a la de los tramos de abandono agrario (Fig. 3). Por otra parte, la contribución de las covariables consideradas para cada índice también es significativa. Finalmente, no se han observado diferencias estadísticamente significativas en cuanto al cambio en la sinusidad entre los años 1956 y 2007 (SI07\_56) entre la población agraria y de abandono agrario (p-valor: 0,097).

Figura 3. Diagrama de medias. Medias con sus intervalos de confianza al 95% de las variables dependientes para los distintos niveles del factor uso del suelo (agrario versus agrario abandonado): *QBR* (arriba), *RBP* (centro) y *RQI* (abajo).



#### 4. DISCUSIÓN

La agricultura produce múltiples impactos sobre los sistemas fluviales a distintas escalas, degradando el hábitat físico y reduciendo la diversidad biológica (Ward, 1998; Hancock, 2002; Allan, 2004). De acuerdo con esto, todos los índices considerados en este estudio muestran valores significativamente mayores en situación de abandono agrario, indicando así una mejor condición del hábitat en estos tramos.

El primer eje de variación del análisis de componentes principales, que explica casi un 33% de la varianza muestral, asocia la calidad de hábitat de los tramos considerados con una escasa pérdida de la sinuosidad respecto a 1956 y con elevadas pendientes. En este eje se aprecia que los tramos agrarios, mucho más homogéneos que los abandonados, están situados preferentemente en zonas llanas y presentan una baja calidad de hábitat así como una gran pérdida de sinuosidad respecto a 1956. Tal y como apunta la situación mostrada por este eje, uno de los impactos más extendidos de la agricultura es la rectificación de los cauces fluviales, que implica una pérdida directa de hábitat (Barbour *et al.*, 1999; Allan, 2004) y la degradación del ecosistema fluvial remanente (Gregory, 2006; Rayburn y Schulte, 2009). Esta rectificación puede venir dada por dos vías. En las zonas abruptas se produce por un progresivo encajonamiento del cauce a causa del laboreo (Oostwoud Wijdenes *et al.*, 2000), mientras que en las llanas se trata de una acción directa. Dado que en el caso de estudio la pérdida de sinuosidad es mayor en las zonas llanas, el último proceso cobra aquí mayor importancia, lo que era esperable ya que se trata de un proceso más rápido y porque los cauces de las llanuras son de naturaleza más sinuosa (Gregory, 2006).

Como consecuencia de la pérdida de sinuosidad, se pierde la capacidad de disipación de la energía por lo que el agua erosiona más el fondo, produciendo una incisión del cauce y un aumento de la pendiente longitudinal (Ward *et al.*, 2002; Rayburn y Schulte, 2009). Por ello, estos tramos presentan una peor condición de las orillas, donde no se podrá estabilizar una cubierta vegetal densa (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Además, la erosión del lecho puede destruir la zona hiporréica, ya muy reducida en este tipo de cursos fluviales, con la consecuente reducción de la heterogeneidad del sustrato y de la fertilidad del suelo (Hancock, 2002). Esto se refleja en un empobrecimiento de la comunidad vegetal, afectando en mayor medida a las especies leñosas, paralelo a una disminución de la capacidad de regeneración natural (Naiman y Décamps, 1997; Ward, 1998; Church 2002).

Esta situación se hace más evidente cuando las laderas vertientes son agrícolas, dónde la escasa cubierta vegetal y la falta de una estructura edáfica reducen la capacidad de infiltración del agua en el suelo, incrementándose así el volumen de escorrentías, la erosión hídrica y el aporte de sedimentos (Allan, 2004; Oostwoud Wijdenes *et al.*, 2000; Lesschen *et al.*, 2007). Por otra parte, muchos cultivos ocupan parte del espacio ripario, fragmentando las riberas y reduciendo su dimensión transversal, por lo que la comunidad vegetal tenderá a estar aquí simplificada (González del Tánago y García de Jalón, 2006). Una orla vegetal reducida será menos capaz de contener las escorrentías superficiales y de retener los materiales del suelo ripario, siendo mucho más habitual la inestabilidad de los bancos y el lavado del lecho en

arroyos mayoritariamente desprovistos de vegetación (Naiman y Décamps, 1997), como ocurre en algunos tramos agrarios aquí valorados.

Sin embargo, ha de tenerse en cuenta que el patrón de abandono agrario dentro de una zona dada depende de la topografía (Strayder et al., 2003). La menor rentabilidad agrícola y manejabilidad de los terrenos abruptos frente a las llanuras hacen a los primeros mucho más proclives a ser abandonados (Dunjó et al., 2003; Bonet, 2004; Lesschen et al., 2007), lo que explicaría la correlación positiva observada entre la pendiente longitudinal y los índices *RBP* y *RQI*.

Cabe destacar la influencia positiva que ejerce la proximidad de un cauce de mayor jerarquía dentro del continuo fluvial (Strayder et al., 2003), reflejada en la relación de dependencia lineal negativa entre la distancia al cauce principal y el índice *RQI*. Mientras que los cauces de cabecera están confinados a las laderas vertientes, en los arroyos de mayor orden ya aparece una primera llanura de inundación, que se extiende por sus inmediaciones (Church, 2002), y dónde la influencia del acuífero es mayor que en los tramos confinados a las laderas vertientes. (Hancock, 2002; Huang et al., 2007). Por otra parte, los arroyos de mayor jerarquía pueden actuar como fuente de colonizadores (Naiman y Décamps, 1997) dada su mayor riqueza específica dentro de la escala considerada (Ward, 1998; Roblas Moreno et al., 2006). Por otra parte, la mayor influencia hidrófila de los tramos de desembocadura dificulta su laboreo, por lo que son menos proclives a este tipo de impacto, muy frecuente en otras zonas (García Avilés, comunicación personal).

El segundo componente principal muestra como los tramos encajonados, más frecuentes con la altitud y con una escasa alteración del relieve y suelo ripario (*RQI7*), presentan una menor conectividad entre el cauce y sus riberas (*RQI6*) que los tramo más abiertos. En el caso de estudio el terreno está constituido por materiales fácilmente erosionables, por lo que los arroyos se han ido progresivamente encajonado en las zonas altas o de erosión (Montgomery y Buffington, 1997). Este encajonamiento comienza con la incisión del cauce (Church, 2002) seguida del colapso de las paredes laterales (Oostwoud Wijdenes et al., 2000). Como se ha comentado previamente, en medios agrarios al encajonamiento natural se le suma el artificial, lo que se traduce en un incremento de la fuerza erosiva del curso fluvial y una mayor incisión del cauce (Ward et al., 2002; González del Tánago y García de Jalón, 2007). Se ha observado una notable xerificación de las riberas en muchos tramos encajonados, que podría ser consecuencia de su desconexión del acuífero al quedar el lecho enterrado bajo los materiales coluviales desplomados (Hancock, 2002). Cabe destacar que el avance de estos barrancos es uno de los principales procesos de degradación de la tierra cultivable y una causa común de abandono agrario (Oostwoud Wijdenes et al., 2000; Lesschen et al., 2007).

Un elevado grado de encajonamiento dificulta la de alteración antrópica del relieve y del suelo ripario (*RQI7*). Su forma de alteración más frecuente es mediante la ocupación de las riberas por cultivos, la cual se produce con mayor intensidad en los valles abiertos (Hancock, 2002). Debido a la posible alteración del régimen de infiltración (González del Tánago y García de Jalón, 2006), otras formas de alteración

contempladas por *RQI7* son el cruce por caminos y pasos de ganado, menos frecuentes en valles muy estrechos.

El tercer eje de variación establece una asociación directa entre la capacidad de regeneración de la vegetación riparia (*RQI4*) y la superficie de drenaje y distancia al nacimiento del arroyo. La capacidad de regeneración natural de la vegetación está ligada a la humedad edáfica (Naiman y Décamps, 1997), por lo que ésta se verá favorecida por el mayor volumen de escorrentías recogidas por superficies de drenaje de grandes (Church, 2002). Además, a mayor superficie de drenaje (y, por tanto, distancia al origen), mayor importancia cobra el medio hiporréico, lo cual también se reflejará en mayores valores de *RQI4* (Hancock, 2002; Huang *et al.*, 2007).

Finalmente, el cuarto eje de variación enfrenta la distancia al cauce principal con el índice *QBR*. Esta relación vendría explicada por la influencia de esta covariable en el desarrollo de la vegetación riparia discutida previamente. Sin embargo y al contrario que en el caso del índice *RQI*, no existe una dependencia lineal significativa del índice *QBR* hacia la distancia al cauce principal, como se discutirá en el siguiente apartado.

#### 4.1 VALORACIÓN DE LOS ÍNDICES DE CALIDAD

Todos los índices de calidad analizados presentan valores significativamente mayores en situación de abandono agrario. En el caso de los índices *RBP* y *RQI*, parte de las influencias se deben variables topográficas. La pendiente longitudinal en todos los casos colabora significativamente a las diferencias inter-poblacionales observadas. Además, la distancia al cauce principal también colabora en el caso del índice *RQI*. En cambio, el índice *QBR* no muestra relaciones de dependencia lineal significativa con las variables ambientales consideradas. Se trata de un índice basado en el componente vegetal del sistema ripario, considerado un buen indicador del estado actual del curso fluvial (Munné *et al.*, 1998, Suárez *et al.*, 2002). Las principales ventajas de la utilización de este tipo de índices, son que las comunidades biológicas integran múltiples aspectos ambientales y que reflejan una escala temporal superior a una medida puntual del medio físico, lo que podría estar detrás de esta aparente independencia de la variabilidad ambiental (Nerbonne y Vondracek, 2001). Sin embargo, los impactos son más fácilmente detectables cuando se utilizan aproximaciones al hábitat como el *RBP* y el *RQI*, que integran diferentes medidas del hábitat en vez de una escala de valores única, como es el caso del índice *QBR* (Barbour *et al.*, 1999).

Respecto al índice *RQI*, hay que tener en consideración que se trata de un índice diseñado en el contexto de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (González del Tánago *et al.*, 2006). Según ésta, todos los países miembros deberían evaluar el “estado ecológico” de sus aguas continentales en base a unas condiciones de mínima alteración antrópica o de referencia (DOCE, 2000). Ante esta ingente tarea es preciso un índice de rápida aplicación y el *RQI* es más rápido que el *RBP*, si bien el segundo resulta algo más exhaustivo (12 componentes en el *RBP* frente a 7 en el *RQI*). No obstante, resulta un índice muy informativo ya que sus componentes son los que cobran un mayor protagonismo en el primer eje de calidad (score1).



El establecimiento de las condiciones de referencia no es tarea fácil ya que los cursos fluviales son sistemas muy alterados (Bonada et al., 2002). Una de las formas para su selección contemplada por la D. M. A. es el criterio de los expertos (DOCE, 2000). Bonada *et al.* (2002) comprobaron como el 72% de los tramos previamente seleccionados como de referencia mediante el criterio de expertos, no presentaban una calidad óptima según indicadores biológicos, considerando las comunidades de macroinvertebrados acuáticos ( $IBMWP < 100$ ) y el bosque ripario ( $QBR < 75$ ). Entre los 151 lugares de muestreo considerados en ese estudio, ni tan siquiera 5 estaban inalterados (calidad óptima), según los índices bióticos. Proponen finalmente la necesidad de considerar otros criterios añadidos, como la evaluación de la naturalidad de los usos de la cuenca y del canal fluvial, el hábitat del lecho, e incluso parámetros físico-químicos del agua, etc. En nuestro estudio hemos tomado como referencia los tramos que discurrieran por terrenos con vegetación naturalizada y con valores de  $RBP > 90\%$  y  $QBR > 45$ . Si bien este último valor no es muy elevado, supone la máxima puntuación obtenida en este estudio. Esto puede no sólo deberse a un estado de alteración generalizado para toda la zona estudiada, sino también a que se trata de un índice diseñado para cursos fluviales de mayor entidad que los estudiados.

A pesar de que hasta cierto punto los índices considerados se complementan entre sí, al analizar conjuntamente los tres índices se manifiestan algunos elementos redundantes. Mientras que el índice  $QBR$  valora casi exclusivamente la vegetación riparia, el  $RBP$  se centra sobre los aspectos geomorfológicos y del hábitat del lecho, evaluando sólo la anchura ocupada por la vegetación riparia y el porcentaje de orilla recubierto de vegetación ( $RBP10$  y  $RBP9$ , respectivamente). Por lo tanto, la aplicación conjunta de  $QBR$  y  $RBP$  podría dar una visión más global de las condiciones actuales del sistema ripario. Sin embargo, el  $RBP$  está originalmente diseñado para ríos vadeables (Barbour et al., 1999) y los arroyos intermitentes aquí considerados no presentaron agua durante el trabajo de campo de los meses de julio y agosto de 2009. Lógicamente no se valoraron los componentes del  $RBP$  para los que es imprescindible que circule agua por el río,  $RBP2$  (arraigo de las partículas del lecho al sustrato) y  $RBP5$  (grado de ocupación del canal por el flujo de agua). Además se excluyó del análisis los bloques  $RBP1$  (sustrato disponible para la epifauna) y  $RBP3$  (combinaciones de velocidad-profundidad) debido a que, dada la gran influencia que ejerce la distancia a un curso de agua de mayor entidad (Dcppal) sobre la heterogeneidad del sustrato, la variación en estos componentes hubiese sido reflejo casi exclusivamente de esta variable ambiental.

La erosión es una alteración frecuente en los cursos fluviales de baja magnitud, sobre todo en las zonas mediterráneas (Vandekerckhove *et al.*, 1998; Oostwoud Wijdenes *et al.*, 2000; Lesschen *et al.*, 2007). Sin embargo el  $RBP$  no considera demasiado la erosión del cauce y sus riberas, ya que en gran parte de los EE.UU. - para donde fue diseñado el  $RBP$ - los principales problemas de los ríos vadeables son más bien los derivados de la sedimentación exacerbada (Barbour *et al.*, 1999; Nerbonne y Vondracek, 2001; Sutherland *et al.*, 2002). De esta forma, mientras que la mayoría de los tramos presentaban indicios más o menos severos de erosión, tan sólo se observaron grandes depósitos sedimentarios en el uno de ellos (Molino). La

erosión, en cambio, sí recibe una mayor consideración por parte del índice *RQI* (*RQI5*, *RQI6* y *RQI7*), por lo que estos componentes del índice sí deberían ser evaluados. La capacidad de regeneración natural (*RQI4*) es otro aspecto relevante a ser evaluado, ya que asegura la continuidad de la comunidad vegetal presente (Naiman y Décamps, 1997; González del Tánago *et al.*, 2006), y no es valorado expresamente por el índice *QBR*.

Las alteraciones observadas se explican a menudo por impactos producidos en el pasado, por lo que resulta conveniente la incorporación al estudio de variables que contemplen cambios producidos en el tiempo (Strayder *et al.*, 2003; Gregory, 2006; Rayburn y Schulte, 2009). A pesar de que las diferencias entre la población agraria y de abandono agrario no alcancen el nivel de significación, el cambio de la sinuosidad es una de las variables de mayor peso en el primer componente principal así como en score2 (segundo eje principal construido con las variables de calidad). La reducción de la sinuosidad supone una disminución directa del hábitat, lo que merece tenerse en consideración en la evaluación de la calidad de hábitat (Barbour *et al.*, 1999; González del Tánago y García de Jalón, 2007).

Finalmente, dada la importancia de las variables topográficas, éstas tampoco deberían de olvidarse en las valoraciones de la calidad del hábitat fluvial. En este estudio, la distancia a la desembocadura y la pendiente longitudinal resultan particularmente relevantes, lo que está de acuerdo con lo observado en otros estudios sobre el abandono agrario. Otras variables topográficas a tener en consideración son la altitud y la superficie de drenaje (Strayder *et al.*, 2003 y Bonet, 2004; Huang *et al.*, 2007 y Lesschen *et al.*, 2007).

## 5. CONCLUSIONES

Los tramos que discurren por terrenos agrarios de la Campiña de Villanueva del Pardillo presentan una peor calidad de hábitat, en términos de integridad del sistema, que los tramos en situación de abandono agrario. Entre los impactos directos de la agricultura sobre el medio ripario cabe destacar la rectificación de los cauces y la ocupación de las riberas, siendo también importante el aumento de la erosión en los medios agrarios. A su vez, el patrón de abandono agrario es en buena medida dependiente de la topografía, centrándose más en las zonas abruptas. La influencia de un cauce principal próximo puede hacer que se sobrevalore la calidad del arroyo tributario; lo que debe tenerse en cuenta en la valoración de dichos tramos.

En la evaluación de arroyos de segundo orden en la escala 1:5000, el índice *QBR* adaptado para ríos efímeros (ACA, 2006) ha resultado ser el más informativo frente a la variabilidad ambiental, si bien no incide sobre aspectos geomorfológicos y del lecho fluvial relevantes para el sistema. Para una visión más global del ecosistema y para la detección de los impactos producidos sobre éste, se puede complementar con los componentes de los índices *RBP* y *RQI* más relevantes (*RBP4*, 6-10 y *RQI4-7*). Como variables topográficas relevantes a tener en consideración cabe destacar la pendiente longitudinal y la distancia al cauce principal.

## 6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha podido ser llevado a cabo gracias al apoyo del Parque Regional del Río Guadarrama y su Entorno, especialmente quisiéramos agradecer a Mario Cerrada. También quisiéramos agradecer a Javier García Avilés por la información aportada y a Luis Lassaletta.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- ACA (2006): HIDRI. Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos, en: Agència Catalana de l'Aigua-Generalitat de Catalunya, Barcelona, 2006.
- ALLAN, J. D. (2004): Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems, en: *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, pp. 257-284.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER Y J. B. STRIBLING (1999): Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, US Environmental Protection Agency-Office of Water, Washington D. C., 2002.
- BELLIN, N., B. VAN WESEMAEL, A. MEERKERK, V. VANACKER Y G. G. BARBERA (2009): Abandonment of soil and water conservation structures in Mediterranean ecosystems. A case study from south east Spain, en: *Catena* 76, pp. 114-121.
- B. O. C. M. (1999): Ley 20/1999, de 3 de mayo del Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su entorno, en: *Boletín Oficial de la Comunidad de Madrid* 121, pp. 4-46.
- BONADA, N., N. PRAT, A. MUNNÉ, M. RIERADEVALL, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, J. CASAS, P. JÁIMEZ-CUELLAR, A. MELLADO, G. MOYÁ, I. PARDO, S. ROBLES, G. RAMÓN, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS Y C. ZAMORA-MUÑOZ (2002): Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED, en: *Limnetica* 21 (3), pp. 99-114.
- BONET, A. (2004): Secondary sucesión of semi-arid Mediterranean old-fields in Routh-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded soils, en: *Journal of Arid Environments* 54, pp. 213-233.
- CHURCH, M. (2002): Geomorphic thresholds in riverine landscapes, en: *Freshwater Biology* 47, pp. 541-557.
- C. M. (1997): Mapa Topográfico de la Comunidad Autónoma de Madrid. Escala 1: 5000, en: Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte, Dirección General de Urbanismo y Planificación Regional-Comunidad de Madrid, Madrid.
- C. M. (1998): Plan de Ordenación de los Recursos Naturales para el curso medio del río Guadarrama y su entorno, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional-Comunidad de Madrid, Madrid, 1998.
- DOCE (2000): Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 23 de octubre del 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, en: DOCE. L. 327 de 22.12.00. 69 pp.

- DUNJÓ, G., G. PARDINI Y M. GISPERT (2003): Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain, en: *Catena* 52, pp. 23-37.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. Y D. GARCÍA DE JALÓN (2006): Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones, en: *Limnetica* 25 (2), pp. 389-402.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. Y D. GARCÍA DE JALÓN (2007): Restauración de Ríos. Guía Metodológica para la Elaboración de Proyectos, Programa Agua-Ministerio de Medio Ambiente, España, 2007.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., D. GARCÍA DE JALÓN, F. LARA Y R. GARILLETI (2006): Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la Directiva Marco del Agua, en: *Ingeniería Civil* 143, pp. 97-108.
- GREGORY, K. J. (2006): The human role in changing river channels, en: *Geomorphology* 79, pp. 172-191.
- HANCOCK, P. J. (2002): Human Impacts on the Stream-Groundwater Exchange Zone, en: *Ecosystem Management* 29 (6), pp. 763-78.
- HUANG, S. L., W. W. BUDD, S. S. CHAN Y Y. C. LIN (2007): Stream order, hierarchy and energy convergence of land use, en: *Ecological Modelling* 205, pp. 255-264.
- I. G. N. (2006): Mapa Topográfico Nacional de España MTN25. Escala 1:25000, en: Ministerio de Fomento-Dirección General del Instituto Geográfico Nacional. Instituto Geográfico Nacional, Madrid.
- KOULUORI, M. Y C. GIOURGA (2007): Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands, en: *Catena* 69, pp. 274-281.
- LEOPOLD, L. B., M. G. WOLMAN Y J. A. MILLER (1964): *Fluvial Processes in Geomorphology*. Freeman, San Francisco, CA.
- LESSCHEN, J. P., K. KOK, P. H. VERBURG Y L. H. CAMMERAAT (2007): Identification of vulnerable areas for gully erosion under different scenarios of land abandonment in Southeast Spain, en: *Catena* 71, pp. 110-121.
- MARSTON, R. A., J. GABRIEL, G. PAUTOU, H. PIEGAY, J. P. BRAVARD Y C. ARNESON (1995): Channel metamorphosis, floodplain disturbance and vegetation development: Ain River, France, en: *Geomorphology* 13, pp. 121-131.
- MONTGOMERY, D. R. Y J. M. BUFFINGTON (1997): Channel-reach morphology in mountain drainage basins, en: *Geological Society of America Bulletin* 109 (5), pp. 596-611.
- MUNNÉ, A., C. SOLÀ Y N. PRAT (1998): QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera, en: *Tecnología del Agua* 175, pp. 20-37.
- NAIMAN, R. J. Y H. DÉCAMPS (1997): The ecology of interfaces: Riparian Zones, en: *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, pp. 621-658.
- NERBONNE, B. A. Y B. VONDRACK (2001): Effects of Local Land Use on Physical Habitat, Benthic Macroinvertebrates and Fish in the Whitewater River, Minnesota, USA, en: *Environmental Management* 28 (1), pp. 87-99.
- NOME CALLES (2009): Nomenclátor Oficial y Callejero oficial de la Comunidad Autónoma de Madrid: [www.madrid.org/nomecalles/](http://www.madrid.org/nomecalles/). Consultada: Julio 2009.
- OOSTWOUDE WIJDENES, D. J., J. POESEN, L. VANDEKERCKHOVE Y M. GHESQUIERE (2000): Spatial distribution of gully head activity and sediment supply along and ephemeral channel in a Mediterranean environment, en: *Catena* 39, pp. 147-167.

- POFF, N. L., J. D. ALLAN, M. B. BRIAN, J. R. KARR, K. L. PRESTEGAARD, B. D. RITCHER, R. E. SPARKS Y J. C. STRMBERG (1997): The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration, en: *BioScience* 47 (11), pp. 769-784.
- RAYBURN, A. P., Y L. A. SCHUTE (2009): Landscape change in an agricultural watershed in the US Midwest, en: *Landscape and Urban Planning*, doi:10.1016/j.landurbplan.2009.06.014.
- ROBLAS MORENO, N., C. ROZAS GALLARDO Y J. GARCÍA AVILÉS (2004): Evaluación del estado de conservación de los ecosistemas fluviales del “Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su Entorno”, Centro de Investigaciones Científicas de la Comunidad de Madrid “Fernando González Bernáldez”, Madrid, 2004.
- ROBLAS MORENO, N., C. ROZAS GALLARDO Y J. GARCÍA AVILÉS (2005): Ecosistemas fluviales secundarios de la cuenca del río Guadarrama en la Comunidad de Madrid: Tipología, calidad biológica e incidencia de la actividad humana en su conservación, Centro de Investigaciones Científicas de la Comunidad de Madrid “Fernando González Bernáldez”, Madrid, 2005.
- ROBLAS MORENO, N., C. ROZAS GALLARDO Y C. MUÑOZ MUNICIO (2006): Caracterización y evaluación del estado de conservación de los ecosistemas de ribera del “Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su Entorno”, Centro de Investigaciones Científicas de la Comunidad de Madrid “Fernando González Bernáldez”, Madrid, 2006.
- SUÁREZ, M. L., M. R. VIDAL-ABARCA, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, P. JÁIMEZ-CUELLAR, A. MUNNÉ, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, M. J. SALINAS, M. TORO Y S. VIVAS (2002): Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR, en: *Limnetica* 21 (3), pp. 135-148.
- SUTHERLAND, A. B., J. L. MEYER Y E. P. GARDINER (2002): Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams, en: *Freshwater Biology* 47, pp. 1791-1805.
- STATPOINT, INC. 1982-2007 (2006). STATGRAPHICS Centurion XV, versión 15.2.06. Disponible en Internet: [www.statgraphics.com](http://www.statgraphics.com).
- STRAYDER, D. L., R. E. BEIGHLEY, L. C. THOMPSON, S. BROOKS, C. NILSSON, G. PINAY Y R. J. NAIMAN (2003): Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of empirical models and scaling issues, en: *Ecosystems* 6, pp. 407-423.
- VANDEKERCKHOVE, L., J. POESEN, D. O. WIJDENES Y T. DE FIGUEIREDO (1998): Topographical Thresholds for ephemeral gully initiation in intensively cultivated areas of the Mediterranean, en: *Catena* 33, pp. 271-292.
- WARD, J. V. (1998): Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation, en: *Biological Conservation* 83 (3), pp. 269-278.
- WARD, J. V., K. TOCKNER, D. B. ARSCOTT Y C. CLARET (2002): Riverine landscape diversity, en: *Freshwater Biology* 47, pp. 517-539.

## 8. LISTADO DE TABLAS Y FIGURAS

Figura 1. Sistemas fluviales estudiados: Localización del área de estudio.

Tabla 1. Variables utilizadas: abreviaturas, nombre y significado de la variable.

Tabla 2. Matriz de datos.

Tabla 3. Número de componentes principales, eigenvalor, porcentaje de varianza explicada por cada uno y porcentaje acumulativo de varianza.

Tabla 4. Tabla de pesos de los componentes.

Figura 2. Diagrama 2D de dispersión de las observaciones para los componentes principales corregidos por sus autovalores. PC1 frente a PC2.

Tabla 5. Correlación de Pearson.

Tabla 6. Análisis de la varianza. ANCOVA para LogRQI y RBP; ANOVA para QBR.

Figura 3. ANCOVA: diagrama de medias para QBR, RBP y RQI.