

Departamento de Tecnología Química y Ambiental
Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología



***CARTOGRAFÍA DE VALORACIÓN ECONÓMICO-
AMBIENTAL COMO HERRAMIENTA PARA LA
PLANIFICACIÓN TERRITORIAL***

AUTORA: INMACULADA GÓMEZ JIMÉNEZ

**DIRECTORES: PABLO MARTÍNEZ DE ANGUITA
RAÚL ROMERO CALCERRADA**

3 DE MAYO DE 2013

TESIS DOCTORAL PROGRAMA DE CIENCIAS AMBIENTALES

***Cualquier cosa nos entregará sus secretos,
sólo si la amamos lo suficiente.***

George Washington Carver



El Dr. Pablo Martínez de Anguita, profesor titular del Departamento de Tecnología Química y Ambiental, en calidad de director, y

el Dr. Raúl Romero Calcerrada, profesor titular del Departamento de Tecnología Química y Ambiental, en calidad de director,

CERTIFICAN:

Que según lo dispuesto en la Ley Orgánica de Universidades de 21 de Diciembre de 2001, el Real Decreto 56/2005, de 21 de enero, los Estatutos de la Universidad y normativa reguladora de los estudios de Tercer Ciclo para la obtención del Grado de Doctor por la Universidad Rey Juan Carlos el presente trabajo de investigación titulado “Cartografía de valoración económico ambiental como herramienta para la planificación territorial” constituye un trabajo original de Investigación así como la Memoria que presenta Doña Inmaculada Gómez Jiménez para aspirar al grado de doctor por la Universidad Rey Juan Carlos, gozando de la aprobación y el aplauso de ambos directores.

Y para que conste, firmamos el presente certificado en Móstoles a 7 de mayo de 2013,

Fdo: Pablo Martínez de Anguita

Fdo. Raúl Romero Calcerrada

Agradecimientos

Acknowledgements

En primer lugar, me gustaría agradecer a los directores de tesis, los profesores Pablo Martínez de Anguita y Raúl Romero-Calcerrada, por su apoyo durante todos estos años.

Pablo es, ante todo una gran persona, y a él además, debo agradecerle la oportunidad de haber podido acceder a una beca de Formación de Personal Investigador de la Comunidad de Madrid. Sin dicha beca hubiera sido imposible para mí cursar este doctorado y llegar a escribir esta tesis.

A Raúl le debo el interés por la teledetección, por las técnicas de búsqueda bibliográfica y ante todo, el impulso y la pasión por la investigación y la docencia.

Ambos me aportan además un gran balance de conocimientos, Pablo en el área de la economía ambiental aplicada y Raúl en el ámbito de las tecnologías de información geográfica y la ordenación territorial.

Muchas gracias a ambos, no se me ocurre un posible mejor equipo de dirección para esta tesis que el que he tenido.

También debo agradecer especialmente a mis compañeros en la Universidad. Empezando por Jose Beneitez, quien ha soportado largas horas de conversación existencial y a quién quiero animar a que también finalice su tesis. Javi Montero, quién siempre ha ido un paso por delante y quién además de un buen amigo ha sido una referencia a seguir. Fany, quien definitivamente me ha animado a finalizar esta tesis. Sin olvidarme de Ana Picher, Liliana

Fernández, Mitzi Navarro, Pablo Flores, Carlos Novillo, y Fernando Cruz.

A Laura Carrera, cuyo espíritu emprendedor, originalidad, entusiasmo y cariño han dado impulso en muchas ocasiones a esta tesis y a mi vida. Gracias por ser mi amiga.

También he de agradecer su apoyo a Lola Velarde, por su amabilidad, por confiar en mí tantas y tantas veces. Lola, no estaría donde estoy si no hubiera sido por ti.

También gracias a Cristina Pascual, quien compartió conmigo el camino de elaboración de la tesis doctoral. Y a María Ruiz Sanchez, quien me inició en el estudio del paisaje.

A Concha Albarrán y a Pedro Manuel Díaz por permitirme ahondar en mi vocación docente, que ha sido claramente lo que marcó el inicio de mi carrera investigadora.

Una especial mención merecen los profesores del programa de Doctorado de la Universidad de Alcalá de Henares de los departamentos de Economía y Geografía, en especial al Dr. Diego Azqueta, cuya capacidad docente es increíble y apasionante.

A lo largo de este proceso he compartido experiencias y metodologías con varios grupos de investigación, de los que guardo grandes recuerdos.

Mi estancia en la Universidad para la Paz en Ciudad Colón, Costa Rica, tutorada por el profesor Ronnie de Camino me permitió trabajar, por primera vez en un ambiente multicultural con investigadores desde Estados Unidos a Sira. La oportunidad de trabajar allí con las administraciones públicas y ver las diferencias y su gran disposición a aprender y colaborar me enseñaron mucho. Además me permitió ver, en funcionamiento práctico, los sistemas de pagos por servicios ambientales.

En CONTAGRA (Centro Interuniversitario per la Contabilita' e la Gestione Agraria, Forestale e Ambientale) y la Universidad de Padova (Italia), compartí mi tiempo de investigación con un gran equipo experto en contabilidad agraria y forestal. Mi más sincero agradecimiento a la Dr. Paola Gatto, quien me acogió tan amablemente como si fuera de su familia, me enseñó los fundamentos de la contabilidad forestal y me introdujo en la colaboración con las entidades locales y agrupaciones forestales. Silvia Silvestri, quien me enseñó italiano y compartió conmigo tanto es mucho más que una amiga. Alessandra La Notte, con quien compartí agradables charlas sobre fijación de carbono en sistemas forestales. A Philipo Chiozzotto y Cristian Bolzonella por acogerme y ser mis guías en CONTAGRA. Mil gracias a la Università degli Studi di Padova y a CONTAGRA por acogerme para avanzar en mi investigación.

Un agradecimiento muy especial es para Mari, quien es toda una referencia para mí. Gracias por compartir tanto, por acogerme y por hacer que una larga estancia en Noruega una de las mejores épocas de mi vida. Gracias también para el Profesor Gary Fry, cuya pasión por la investigación y amabilidad son contagiosas. Gracias a los dos por enseñarme todo lo que sé sobre evaluación del paisaje. Debo agradecer a todo su departamento en la UMB lo integrada que me hicieron sentir y cómo renovaron mi fé en la carrera investigadora.

No puedo olvidarme de Roberto Puente y de esos ángeles que comparte con Mari. Beto, gracias por tu cariño.

No menos he de agradecer a la Profesora Helena Nordh, quien fue mi amiga, mi compañera y mi apoyo, y a quién he visto progresar en su carrera investigadora con gran alegría.

Gracias también a Caroline Hägerhäll y a Åsa Ode que compartieron conmigo agradables conversaciones.

Wenche Dramstad y Wendy Fjellstad, que me abrieron las puertas del Instituto Noruego Forestal y del Paisaje (Norsk Institutt for Skog og Landskap).

Debo hacer una mención especial al personal de la Consejería de Medio ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid, por su apoyo y colaboración desinteresados en esta tesis. Me abrieron las puertas y siempre me facilitaron en lo posible el a menudo arduo trabajo de la toma de datos en documentos antiguos.

Gracias también a mis profesores y compañeros en Bruselas durante el curso de capacitación de gestores de la investigación, quienes a base de llamarme “doctora” han conseguido darme el empujoncito que me faltaba para finalizar este trabajo. Gracias por esos preciosos meses y por compartir vuestras experiencias e inquietudes conmigo.

Asimismo, me gustaría expresar mi agradecimiento a la Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología de la Universidad Rey Juan Carlos (URJC) y en especial al Departamento de Tecnología Química y Ambiental, por poner a mi disposición los medios necesarios para la realización de este trabajo.

A mi familia, por enseñarme a perseverar y animarme a alcanzar mis metas.

Y por último, pero no por ello menos importante, sino todo lo contrario, quiero agradecer a José su apoyo y ese convencimiento que tiene de que todo lo puedo. Gracias amor por estar siempre ahí.

Contenidos

Contents

	Resumen, v
Capítulo I.	Introducción y antecedentes, 1
Capítulo II.	Objetivos, 35
Capítulo III.	Métodos, 41
Capítulo IV.	Bienes con precio de mercado, 47
Capítulo V.	Servicios de uso indirecto, 71
Capítulo VI.	Servicios de uso directo, 111
Capítulo VII.	Resultados, 145
Capítulo VIII.	Conclusiones, 167
Anexo I.	English summary, 171

Resumen

Abstract

Actualmente la presión humana sobre el territorio continúa siendo un elemento clave de estudio de las Ciencias Ambientales.

Los patrones de desarrollo y crecimiento tratan de hacerse compatibles con la conservación y mejora del medio ambiente natural a través de diversas disciplinas.

Tradicionalmente, la planificación territorial ha buscado posibilitar dicha integración mediante una ordenación de las actividades en el territorio.

Sin embargo, y pese al creciente desarrollo y mejoras de las tecnologías disponibles para aplicar dicha planificación, aún son muy frecuentes los modelos de desarrollo donde se presentan claros conflictos entre las actividades económicas y el sostenimiento de los valores ambientales. Sirva como ejemplo los numerosos casos denunciados en España en los últimos años por un desarrollo urbanístico incontrolado.

Como hipótesis de partida de esta tesis, creemos que estos problemas de planificación de las actividades del territorio responden, por el contrario, a una falta de integración homogénea de los valores ambientales con los valores socioeconómicos en los criterios de la planificación.

En el sistema de economía de mercado actual la gran mayoría de bienes y servicios ambientales no se miden en unidades comparables a las de los beneficios derivados de ciertos desarrollos urbanísticos (para continuar con el ejemplo). Esto conlleva una subjetividad en la comparación de los beneficios tangibles e inmediatos: económicos, empleo; en detrimento de los

impactos sobre los servicios ambientales, menos tangibles y con repercusiones a más largo plazo.

Una planificación óptima del territorio debe estar basada en la integración del medio natural (recursos naturales y servicios ambientales) con el medio socioeconómico, donde se traten de considerar las interacciones entre los tres aspectos del territorio.

Esta tesis analiza las posibilidades de utilizar la **valoración económico-ambiental** como mecanismo de integración de los valores ambientales en la **planificación territorial**. Para esta integración se utilizarán, de una parte las técnicas propias de la economía ambiental y de otra, las Tecnologías de Información Geográfica (TIG).

La valoración económico-ambiental permite introducir como un valor más dentro del mercado los valores (costes o beneficios) ambientales externos, que sin dicha valoración son habitualmente asumidos (podríamos decir “pagados”) por el conjunto de la sociedad. La economía ambiental ofrece herramientas muy valiosas para la planificación y la toma de decisiones. La posibilidad de disponer de medidas cuantitativas y conmensurables en todos los ámbitos a considerar en la planificación, simplifica y acelera la toma de decisiones. Sin embargo, pese al amplio desarrollo acaecido en los últimos años, de los métodos de valoración y al gran número de estudios realizados, aún no existe un mecanismo que permita una integración sistemática de los valores ambientales en la toma de decisiones de planificación territorial (Grêt-Regamey y Kytzia, 2007).

El **objetivo principal** de esta tesis consiste en evaluar si sería posible establecer una cartografía económica del territorio que reflejase, de un modo comparable al resto de elementos habitualmente considerados en planificación, los servicios ambientales y que sirviese como herramienta base para una planificación

integrada de los aspectos socioeconómicos y ambientales.

Para responder a los objetivos planteados y analizar en detalle las posibilidades de la integración en primer lugar se ha realizado un análisis extenso de la literatura, en aras de localizar posibles aplicaciones conjuntas de la economía ambiental y la planificación territorial.

Gracias a este análisis de casos previos se ha concluido que no era razonable tratar de realizar una cartografía exhaustiva de todos los valores que constituyen el Valor Económico Total (VET) sino que ya suponía un gran avance en este campo el analizar las posibilidades de las tipologías de valores más representativas. Ante una construcción de cartografía basada en una recopilación de datos, se identificó la necesidad de detectar las posibles debilidades y establecer soluciones.

Por ello se han planteado tres casos de estudio para plasmar diferencias significativas sujetas al ámbito territorial de estudio, tipos de valores ambientales, distintas técnicas de valoración económico-ambiental y diferentes técnicas de generación cartográfica.

En el **primer caso** se analiza el caso particular de los bienes de uso directo, con precio de mercado, aplicación a explotaciones forestales en el norte de Italia. Se realiza asimismo una comparativa de parámetros con la Sierra de Madrid.

Como paso previo a la valoración económica, se identifican los bienes y servicios en la zona de estudio y se referencian a los posibles indicadores físicos y cartográficos. Se seleccionaron los bienes/servicios más abundantes o con un mayor valor unitario: madera, almacenamiento de CO₂, pastos y costes de gestión (para incluir no sólo los aspectos positivos).

En general, son valores cuya valoración, y en algunos casos distribución espacial, ha sido ampliamente estudiada y es frecuente su valoración sobre el territorio. Sin embargo, su valoración y agregación sobre el territorio no está exenta de dificultades desde un punto de vista práctico.

En cuanto a la factibilidad de la obtención de los valores económicos, una dificultad significativa en cuanto a la valoración a través de precios, ha sido eliminar las distorsiones que éstos pudieran tener, por ejemplo en base a subvenciones o a distorsiones de mercado, lo que también ha sido identificado por Merlo y Croitoru (2005). También se ha comprobado, especialmente a través de la comparativa Comélico-Madrid, que existe una gran dependencia entre la disponibilidad y calidad de los datos disponibles y la factibilidad de la valoración.

Las principales dificultades encontradas son la relación entre la cartografía biofísica disponible y el indicador del bien o servicio y el acceso a precios. Como potencialidad, se observa un mayor acceso a los valores de una forma cartográfica y abierta, posibilitada por el desarrollo de las TIG y los servidores a través de internet.

Uno de los elementos más significativos que se deducen de los casos de estudio es analizar los posibles sesgos y distorsiones que pueden afectar al resultado de la valoración. Para este primer caso de estudio se identifican el uso de un mismo precio para un área y la tasa de descuento de las rentas como principales sesgos potenciales a considerar.

En el **segundo caso**, se analiza la valoración de los servicios de uso indirecto, sin precio de mercado. En concreto, se realiza una valoración de la protección frente a la erosión hídrica en la ZEPA 56 (Sierra de Madrid).

Por un lado se obtuvo una cuantificación cartográfica del servicio (la erosión causada por

las lluvias ante los diferentes usos) y por otro fue necesaria realizar una valoración económica del mismo, para lo que se aplicó el método de costes de reposición.

Las metodologías actuales de cálculo de la erosión están muy avanzadas y permitieron, no sin dificultad y un intensivo consumo de recursos disponer de una cartografía que cuantificase las pérdidas de suelo por erosión. Por medio de la simulación con SWAT se obtuvieron datos de producción de sedimentos para cada una de los mapas de ocupación del suelo. Sin embargo, dicha cartografía no era suficiente por sí misma para la valoración económica. Para dicha valoración se estimó que la clave de la valoración de este servicio estribaba en la irreversibilidad del proceso erosivo. Por ello, estos mapas de erosión neta se convirtieron en mapas que podían ser transformados a su vez, mediante el método de costes de reposición, en mapas de valor económico.

Las metodologías para la cuantificación de la erosión están muy desarrolladas y alcanzan un alto grado de precisión (y también de complejidad). Sin embargo, el establecimiento de umbrales de irreversibilidad o críticos coherentes con el territorio no ha sido suficientemente estudiado.

La espacialización no ha sido un problema en este caso, en tanto en cuanto la posibilidad de geolocalizar el servicio ha sido facilitada por las herramientas de modelización del servicio.

El método de valoración económica utilizado (costes de reposición) tiene un carácter estático y en general se considera que conlleva sobreestimación por comparación a otras valoraciones (e.g. valoraciones de daños).

En cuanto a los posibles sesgos y distorsiones que afecten a la comparación de los resultados de este caso con otros valores, es crítica la definición de umbrales. También existe un sesgo

al escoger los costes de reposición a través de la reforestación, ya que esta puede no ser viable en algunos casos, quedando dichas zonas sin valorar. Además, una vez implementadas las reforestaciones (base del método aplicado) no sólo se conseguiría una protección contra la erosión, sino otros muchos bienes y servicios (externalidades positivas). Por ello, a la hora de valorar el coste que se vincula con la erosión, se deberían descontar estos potenciales beneficios futuros. También habría que tener en cuenta el tiempo necesario, en términos de coste de oportunidad, para reponer el servicio.

Por último, en el **tercer caso**, se analizó la valoración de servicios de uso directo, sin precio de mercado. En concreto referido a la valoración de servicios recreativos en la ZEPA 56 (Sierra de Madrid).

Los servicios recreativos, en su amplia variedad (paisaje, pesca, baño, ciclismo, senderismo...) constituyen el grupo de servicios ambientales más frecuentemente estudiados por la economía ambiental.

Se utilizaron varias áreas recreativas para representar mejor el uso recreativo de la zona. En vez de considerar cada área como un destino único se consideró como un conjunto. De esta forma, el número de visitantes era mayor, se ganaba en representatividad y en variabilidad.

Se abordó este caso desde dos perspectivas metodológicas diferentes pero con un elemento común: la realización de encuestas.

Por un lado, se utilizó el método de valoración económica del coste de viaje. Por el otro, como posible mecanismo de espacialización cartográfica, se utilizó un método de preferencias visuales.

Uno de los problemas principales para la obtención de los valores económicos en este caso ha sido la calidad del mapa de carreteras de la región de estudio. Otro problema de tipo

cartográfico se presentó a la hora de localizar el punto de origen (en el viaje) del encuestado, que se resolvió por un sistema de localización de códigos postales y uso de centroides.

Puesto que la valoración de coste de viaje valoraba las “áreas recreativas” sin una distribución espacial del entorno, se optó por analizar las posibilidades que un método complementario como el de las preferencias visuales podría permitir como alternativa para la espacialización (Peron et al., 1998; Ribeiro y Barao, 2006; Tahvanainen et al., 2001; Wrbka et al., 2004).

Los resultados de la correlación indicaban que todos los parámetros visuales analizados estaban relacionados, de forma significativa, con el valor que los usuarios otorgaban a cada una de las fotografías, con la excepción de la variable irregularidad. Esto es un claro indicador de la importancia de los efectos visuales de las prácticas de gestión forestal en la valoración que los usuarios del bosque hacen de éste (Fry, 1996; Tyrvaainen et al., 2001). De los cinco parámetros que resultaron relevantes, sólo dos (CL y DN) eran suficientes para explicar la variabilidad de los valores recreativos, según indicó la regresión múltiple.

Pese a las dificultades, consideramos que el trabajo aquí iniciado sienta un precedente hacia una nueva forma de abordar este tipo de estudios.

Los posibles sesgos y distorsiones que afectan a la obtención de datos mediante encuestas están muy estudiados y se encuentran disponibles en la literatura, y se trataron de minimizar en lo posible. Otros sesgos que pueden aparecer en el modelo de coste de viaje son el tratamiento del tiempo de viaje y del tiempo de estancia en el área objetivo (Earnhart, 2003; Mokhtarian, 2005; Wilman, 1980).

De forma específica al caso de estudio, una de las principales distorsiones está relacionada con

la vinculación entre el área forestal y el área recreativa y el método empleado para la espacialización. Todas las áreas recreativas consideradas estaban vinculadas a una masa de agua más o menos apta para el baño, lo que dejaba en entredicho si el valor obtenido para estos puntos de recreo podía en algún modo ser extrapolado al área de estudio como conjunto (ZEPA 56) o dependía exclusivamente de la presencia del agua.

En cuanto al método alternativo de espacialización a partir de las preferencias visuales, por ser un planteamiento novedoso, sería necesario ahondar más para poder definir la fiabilidad y fortaleza del método.

Uno de los aspectos más importantes de una cartografía de valoración económica de bienes y servicios ambientales que sea útil para la planificación del territorio es que sepa interpretar los efectos entre las medidas de planificación realizadas y los resultados/efectos sobre el capital natural. La combinación de métodos empleada (coste de viaje más preferencias visuales) es muy adecuada en este caso porque permite establecer recomendaciones de gestión forestal (un modo de planificación) con un efecto directo en la valoración.

Como principales **conclusiones**, consideramos que las investigaciones aquí realizadas representan una contribución a la aplicación de la valoración económico-ambiental a la planificación del territorio.

Los resultados de los diferentes casos de estudio nos han mostrado que sí es posible realizar una cartografía económico-ambiental del territorio, con un detalle razonable, pero que aún se requieren mayores investigaciones sobre qué aspectos pueden o no incluirse. Parece mucho más difícil, sin embargo, alcanzar este grado de detalle al respecto de causalidad en cuanto a los valores de no-uso.

Sin embargo, la información actualmente disponible no permite equiparar la actualización espacio temporal de las valoraciones económico-ambientales y sus cartografías a otras cartografías habitualmente utilizadas (vegetación, elevaciones, etc.).

Desde un punto de vista meramente práctico, parece difícil que sea justificable a nivel por ejemplo de un estudio de impacto ambiental previo a un proyecto concreto, el realizar una valoración económica de todos los bienes y servicios que pudieran resultar afectados.

La valoración de los servicios de uso indirecto (como el caso de la erosión) se ha mostrado como todo un desafío y consideramos que la metodología aún no está madura para una aplicación directa.

Uno de los principales retos que ha planteado este uso de la valoración ambiental en el territorio es la definición de los límites espaciales. Relativamente sencilla cuando se valoran bienes tangibles, muy compleja cuando se valoran servicios como por ejemplo el estudiado del valor recreativo.

De cara a futuras investigaciones, el elemento que sin duda ofrece un mayor potencial y que además cuenta con una mayor base de estudios previos, es el valor recreativo. Una opción consistiría en integrar varios modelos de análisis concreto (escenarios con actuaciones definidas) para llegar a superar el desafío de la cartografía holística del territorio, empezando por la relación entre cambios en el paisaje y el valor recreativo.

CAPÍTULO

I. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES



Contenido

INTRODUCCIÓN.....	3
LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL Y LA VALORACIÓN ECONÓMICO-AMBIENTAL.....	4
LA ECONOMÍA AMBIENTAL Y LAS EXTERNALIDADES.....	6
LA VALORACIÓN ECONÓMICO-AMBIENTAL.....	7
TEORÍA DEL VALOR ECONÓMICO TOTAL.....	10
TIPOS DE VALORES AMBIENTALES.....	11
VALORES DE USO DIRECTO.....	11
VALORES DE USO INDIRECTO.....	14
VALORES DE OPCIÓN.....	15
VALORES DE NO-USO: VALORES DE LEGADO Y VALORES DE EXISTENCIA.....	15
LOS MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICO-AMBIENTAL.....	18
MÉTODOS INDIRECTOS.....	20
MÉTODOS DIRECTOS.....	23
TRANSFERENCIA DE RESULTADOS.....	24
TECNOLOGÍAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (TIG).....	26
REFERENCIAS.....	28

I. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

Marco teórico

En este capítulo se recoge el estado del arte de las principales áreas del conocimiento a las que la presente tesis doctoral hace referencia.

Consiste en una definición de dichas áreas, resaltando las referencias e investigadores más relevantes para su estudio y, fundamentalmente, la situación de partida que da origen a esta tesis.

Tres son las áreas del conocimiento más relevantes en este caso. Por un lado, la **planificación del territorio** es el marco del objetivo principal de la presente investigación. En segundo lugar, la economía, fundamentalmente la **economía ambiental**, como medio para otorgar valores que optimicen la planificación territorial desde el punto de vista de la sostenibilidad. Y, por último, las **tecnologías de información geográfica**, que permiten obtener valores necesarios para cada una de las dos anteriores áreas y vincularlos entre sí.



Figura 1. Marco teórico de la tesis. Áreas de estudio aplicadas. Elaboración propia.

Introducción

La valoración económico-ambiental, también conocida como valoración económica de los bienes y servicios ambientales, consiste en dotar de un valor a bienes y servicios ambientales que, de otro modo, carecen de precio de mercado (o éste no recoge todo su valor).

La valoración económico-ambiental permite introducir como un valor más dentro del mercado los valores (costes o beneficios) ambientales externos, que sin dicha valoración son habitualmente asumidos (podríamos decir “pagados”) por el conjunto de la sociedad.

Al internalizar estos valores en el mercado, éstos pueden influir tanto en la oferta y la demanda de estos bienes u otros, como en la toma de decisiones derivada de los análisis coste-beneficio.

Esta es una solución al fallo de mercado de las externalidades y los bienes públicos, por lo que así se garantiza una mayor eficiencia en la asignación de los recursos escasos. En este sentido, la valoración económico-ambiental coincide plenamente con los objetivos de la planificación territorial, que también busca racionalizar y mejorar la eficiencia en el uso del territorio y sus recursos.

La relación entre los ecosistemas, sus funciones y el desarrollo económico es, a menudo, fácilmente constatable (Arrow et al., 2004; Hawkins, 2003). Por ejemplo, la menor afluencia de visitantes a una zona forestal a causa de un incendio reducirá los ingresos por turismo de modo significativo (Hesseln et al., 2004; Hesseln et al., 2003; Loomis et al., 2001; Starbuck et al., 2006).

Pese a la existencia de esta relación de dependencia las funciones medioambientales no están integradas en la toma de decisiones (Coase, 1960; Martínez de Anguita, 2004). Dicha integración es necesaria si se pretenden

alcanzar las premisas para el desarrollo sostenible dadas en la Cumbre de Río de Janeiro de 1992 (Organización de Naciones Unidas, 1992), a través de conciliar desarrollo y uso sostenible de los recursos.

En torno a esta importancia en la integración de los valores ambientales en la planificación, son numerosos los estudios en los que éstos han sido valorados (Azqueta, 1994; Bateman, 1996; Costanza et al., 1997; Pearce y Moran, 1994; Riera y Mogas, 2004). Los ecosistemas valorados con mayor frecuencia son los bosques (Caparrós et al., 2003; Caparrós et al., 2007; Caparrós Gass y Campos Palacín, 2002; Croitoru et al., 2003; Mantau et al., 2001; Merlo y Croitoru, 2005), las zonas de montaña (Bateman et al., 2005; Grêt-Regamey y Kytzia, 2007) y los humedales (Bateman et al., 2006; Carlsson et al., 2003; Li et al., 2000; Schuyt y Brander, 2004) y las masas de agua (Barton, 1999; Bell y Leeworthy, 1990; Bhat et al., 1998; Holmes et al., 2004; Johnstone y Markandya, 2006; Navrud, 2001).

Pese al amplio desarrollo, acaecido en los últimos años, de los métodos de valoración y al gran número de estudios realizados (de los que aquí se han reseñado sólo los más relevantes), aún no existe un mecanismo que permita una integración sistemática de los valores ambientales en la toma de decisiones de planificación (Grêt-Regamey y Kytzia, 2007).

Esta tesis pretende ahondar en las posibilidades de lograr este mecanismo de integración de los valores ambientales en la planificación territorial. Para esta integración se utilizarán, de una parte las técnicas propias de la economía ambiental y de otra, las Tecnologías de Información Geográfica (TIG).

La planificación territorial y la valoración económico-ambiental

La planificación u ordenación del territorio es una disciplina que trata de organizar el territorio de una forma racional maximizando tanto el desarrollo de actividades humanas como la conservación de la naturaleza.

La planificación del territorio es una etapa previa al diseño de las actuaciones en detalle en el territorio, es decir, de los proyectos de actuación concretos. Su objetivo final es la óptima localización de usos y actividades en el territorio.

La planificación del territorio es la base para una gestión y desarrollo adecuados.

Tras la Cumbre de Río en 1992, el concepto de desarrollo sostenible pasó a recibir una mayor atención en la planificación territorial. El objetivo del planificador pasa, a partir de entonces, de ser alcanzar el desarrollo económico máximo a lograr un desarrollo sostenible.

Para lograr este desarrollo sostenible se hace indispensable considerar el aspecto ambiental en la gestión y en la toma de decisiones, y por tanto también en la planificación del territorio.

La incorporación del medio ambiente en la planificación se ha visto facilitada y potenciada por la disponibilidad de información temática suministrada por la teledetección y el apoyo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Así el desarrollo de la planificación física ha sido muy importante en los últimos años.

Este gran desarrollo ha motivado nuevas inquietudes hacia la mejora de la planificación territorial. El medio ambiente no se contempla ya como un elemento a conservar, sino como un factor que interacciona con el resto de elementos que se desarrollan sobre el territorio.

Pueden confundirse, cuando no se detalla su ámbito, la planificación territorial y la planificación física. En lo sucesivo en este documento, cuando se hable de planificación se hará referencia a planificación integrada, síntesis de la planificación física y la socioeconómica (Figura 2).

Una planificación óptima debe estar basada en la integración del medio natural (recursos naturales y servicios ambientales) con el medio socioeconómico, donde se traten de considerar las interacciones entre los tres aspectos del territorio. Por tanto, en esta tesis, al hablar de planificación del territorio se hace referencia al conjunto de decisiones sobre los usos del suelo tomadas considerando las necesidades, actitudes y preferencias sociales, económicas, políticas y ambientales de un cierto grupo humano (Martínez de Anguita et al., 2005).

Aunque la planificación territorial integrada es un concepto buscado desde el punto de vista teórico, su aplicación práctica es habitualmente parcial, ante la ausencia de herramientas que permitan alcanzar la integración entre el territorio físico y los aspectos socioeconómicos.

Para alcanzar esta integración han sido muy

utilizadas las evaluaciones multicriterio. Esta metodología establece, de forma más o menos subjetiva, la importancia o la relación entre los distintos elementos o factores. La subjetividad de estas decisiones se reduce significativamente si los tres aspectos son medidos en unidades comparables.

Tradicionalmente, la planificación territorial ha considerado los valores económicos de inversión o gastos del plan (Gómez Orea, 2002), nunca el beneficio que supone la inversión y menos aún la cuantificación económica de las mejoras ambientales. La planificación territorial no ha incorporado la valoración económica de los recursos ambientales; o la renta, no ya sólo económica sino ambiental y social, que genera un territorio. Únicamente se han considerado bienes para los que existía un mercado en el cual los precios y las rentas se hacían explícitos. Sin embargo son cada vez más los estudios que demuestran que las externalidades, bienes o servicios prestados por la naturaleza a la sociedad al margen del mercado, son incluso mayores que los bienes tradicionales (Campos y Riera, 1996; Castellano, 1998; Elorrieta y Castellano, 1999).

El cambio de ocupación y/o uso del suelo

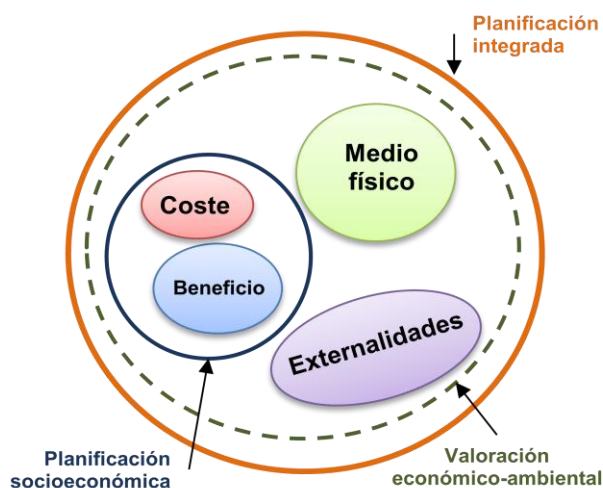


Figura 2. Aspectos considerados en la planificación territorial integrada frente a la planificación socioeconómica o a la planificación física y papel de la valoración económico-ambiental. Elaboración propia.

impacta, no sólo en los recursos naturales, sino también en las funciones o servicios ambientales y, posiblemente, en su utilidad y valor económico. Por todo ello estos valores son suficientemente significativos como para ser considerados en el proceso de la planificación.

De la necesidad de alcanzar la sostenibilidad y de la utilidad de la integración de los distintos factores, surge la aplicación de la economía ambiental a la planificación territorial.

Como trataremos a continuación, la valoración económica es una herramienta útil cuanto se trata de asemejar en unidades comunes aspectos ambientales intangibles, lo que permite integrar diversos factores del territorio para facilitar su ordenación.

La economía ambiental y las externalidades

La economía ambiental identifica los fallos del mercado (externalidades, bienes comunes...) como causantes de los problemas ambientales y plantea como solución a estos problemas la internalización de los bienes y servicios ambientales en el sistema de mercado (Ayres y Kneese, 1969; Costanza et al., 1997; Costanza y Daly, 1992; Hardin, 1968). Así, ha desarrollado diversas técnicas que permiten la valoración monetaria de los bienes y servicios ambientales, que originariamente carecen de precio de mercado, para que éstos puedan

compararse con aquellos bienes y servicios que sí disponen de un precio de mercado.

En el mercado, los consumidores establecen sus niveles de preferencia mediante el precio. En los métodos de valoración económica de bienes y servicios ambientales podemos establecer, siguiendo esta concordancia, a partir de las preferencias de la población, un valor económico comparable al resto de valores. Asumen estas técnicas, no sólo que el consumidor está dispuesto a asignar un valor económico a estos bienes y servicios ambientales, sino también que tiene capacidad suficiente para hacerlo. Estas dos premisas son de dudoso cumplimiento (como se detallará más

adelante) cuando la valoración se centra en cuestiones que escapan a la concepción utilitarista del individuo, es decir los valores de no-uso.

Por otro lado es importante situar la valoración económica en un contexto adecuado: no tiene mucho sentido comparar el valor de dos espacios naturales hallados uno en Europa y otro en un área remota de un país en desarrollo por sus estimaciones económicas de uso o recreo, donde las preferencias de los habitantes y su nivel de renta apuntan prioritariamente hacia la supervivencia.

Esta aclaración espacial, como es lógico, tiene su equivalente temporal. Esta misma incongruencia se daría si comparásemos una valoración del

If the environment is one of the world's bloodiest political battlefields, economics provides many of the weapons. Environmental lawsuits and regulatory debates would be starved of ammunition if economists did not lob their damage estimates into the fray. The trouble with these number wars is that the estimate's accuracy is often more akin to that of second-world war bombers than precision-guided missiles (The Economist, 3 December 1994, p.106 in Perman et al., 2003 p. 400).

Éste sí ilustra la importancia del papel que la valoración económica puede jugar en la planificación y en la toma de decisiones con respecto al medio ambiente, al tiempo que indica el que es considerado su punto más débil: la precisión.

mismo sitio en la Edad Media con el momento actual.

La valoración económico-ambiental

Pese a todo, es indudable que, aún cuando la valoración sea parcial, la economía ambiental ofrece herramientas muy valiosas para la planificación y la toma de decisiones. La posibilidad de disponer de medidas cuantitativas y conmensurables en todos los ámbitos a considerar en la planificación, simplifica y acelera la toma de decisiones.

Por ello, hasta el momento, el desarrollo más ambicioso hacia la integración de los distintos aspectos de la planificación lo ha realizado la economía ambiental, proponiendo la valoración de los bienes y servicios ambientales mediante unidades monetarias, y por tanto comparables con los valores utilizados para valorar en los aspectos socioeconómicos.

Esta transformación de los valores ambientales a valores equiparables a los económicos parte de un supuesto básico: trata de calcular el valor económico según las reglas del mercado, dejando a un lado valores otorgados desde una perspectiva moral, ecológica o social debería tener un bien. Así, desde la teoría económica clásica, no se valora el bien o servicio ambiental per se sino el valor que tiene para el consumidor el servicio ambiental recibido, expresado en términos monetarios.

El valor del bien o servicio ambiental, percibido por el consumidor desde dicha perspectiva utilitarista es, por tanto, la cantidad que éste está dispuesto a pagar por acceder, mantener o mejorar un aspecto del ambiente. De este modo la cuantificación económica de un valor ambiental queda acotada por la disponibilidad a pagar de sus “consumidores”.

Dicha cuantificación puede tener o no una relación directa con la importancia de dicho valor ambiental como función o ecosistema en el presente o en el futuro como detallaremos más adelante.

A pesar del creciente desarrollo de los métodos de valoración (Lamond y Bateman, 2012), su aplicación se ha realizado casi exclusivamente en áreas concretas (e.g. para calcular el valor de conjunto de bosques (Tyrvainen, 2001)) y para analizar determinadas actuaciones hipotéticas (e.g. disposición a pagar por un programa de prevención de incendios (Riera y Mogas, 2004)).

Esta concreción, que ofrece grandes ventajas de cara a la calidad de los resultados, tiene un valor meramente informativo en la planificación territorial. Al abordar sólo ciertos aspectos del territorio, la comparación entre los aspectos ambiental y socioeconómico es incompleta, por lo que la integración es sólo parcial.

El hecho de que los estudios de valoración económico ambiental se centre únicamente en ciertos servicios ambientales y en ciertos territorios se debe a que, los métodos, sobre todo la valoración contingente, suponen elevados costes difícilmente justificables para la toma de una determinada decisión pero que, en todo caso, serían exagerados en el caso de la planificación total de todo un territorio.

La utilización de estas técnicas de valoración (económico-ambiental) implicaría generar, de cara a la planificación, una valoración para cada zona y para cada actividad posible a desarrollar, lo cual es, temporal y económicamente inabordable e ineficiente.

La cantidad de aspectos que han de ser considerados en una planificación territorial, con diferentes matices sectoriales y de escala, no puede ser abordada en la práctica mediante estos métodos, tal y cómo están desarrollados actualmente, de modo que los resultados frente a los costes aporten un balance positivo.

Así, en el uso de la valoración económica de bienes y servicios ambientales en la planificación territorial existen dos elementos clave: la integración (y/o agregación) entre los valores y su disposición espacial.

La posibilidad de agregación de los distintos valores es clave cuanto se utiliza un sistema como el SIG, que se basa en la disposición de información mediante capas. Cada capa debe ser un valor único (correspondiente a un determinado servicio o conjunto de éstos) y perfectamente delimitado. Sólo de esta forma las operaciones de suma, intersección, resta y otras operaciones que estas herramientas (los SIG) aportan a la planificación pueden ser de utilidad.

Sin embargo, con frecuencia es altamente complejo delimitar los bienes o servicios a valorar de modo que no induzcan a una doble estimación. Por ejemplo, cuando se utiliza la valoración contingente, es muy complejo determinar qué parte de la valoración corresponde a cada bien o servicio, e incluso desagregar los valores de opción o no-uso de los de uso. Por tanto la superposición directa de elementos para su análisis puede conllevar dificultades.

Es frecuente que los estudios de coste de viaje o valoración contingente centren su objeto de valoración en un determinado espacio, como conjunto: el valor económico del espacio protegido x de y hectáreas. De cara a la planificación, otorgar un valor homogéneo a un espacio de territorio muy amplio parece, en gran medida, de poca utilidad. Además, es frecuente que junto a estos estudios “de totalidad” se sucedan otros estudios más dirigidos a servicios concretos: recolección de setas, baño, senderismo o simplemente paisaje. Cabe entonces plantearse si dichos servicios estaban ya incluidos en el estudio de totalidad o deben ser superpuestos (añadidos) al mismo.

La naturaleza proporciona bienes y servicios a la sociedad, generalmente sin que exista una contraprestación económica en su consumo o uso. Esto desencadena un consumo desmedido y genera impactos graves sobre el normal funcionamiento de los ecosistemas (Hardin, 1968). Para paliar este problema es necesario valorar correctamente e integrar en las decisiones estos efectos ambientales (Conrad, 2005).

La valoración económico-ambiental posibilita la integración de factores socioeconómicos y medioambientales, aplicándose a evaluación de proyectos mediante análisis de costes y beneficios, tanto económicos como sociales y ambientales. Sin embargo, no se ha generado aún una metodología que permita adaptar esta valoración económico-ambiental al proceso de la planificación territorial. La posibilidad de esta adaptación es el eje central de esta tesis como se detalla en el apartado de objetivos.

Idealmente, para el uso de dichos valores en la planificación, debería disponerse de una cartografía de valores económico-ambientales suficientemente individualizados (y comparables con el resto de valores socioeconómicos en escala, desagregación y precisión).

En ese caso dicha información podría utilizarse en la planificación como se hace actualmente con la disposición de las infraestructuras, uso del suelo, etc. Haciendo así posible estimar los bienes o servicios afectados por una determinada decisión o plan, así como obtener el análisis coste-beneficio de las inversiones o actuaciones en la zona. Es más, podría distinguirse entre beneficios privados (realmente ya manifestados monetariamente en la economía y que por tanto perciben los propietarios o usufructuarios) y beneficios sociales/ambientales (también llamados externalidades).

Sin embargo no existen cartografías de este tipo. Aunque se han realizado intentos parciales, actualmente los métodos de valoración económica no se han adaptado al formato cartográfico (Martínez de Anguita, 2004). En muchos casos el diseño del método de valoración o sus aplicaciones son directamente incompatibles con esta adaptación y en otros es sumamente complejo.

Cabe reseñar una aproximación a esta planificación integrada realizada por Esteban Castellano en su tesis doctoral para la Comunidad de Madrid (Castellano, 1998). Dicho estudio planteaba una cartografía raster, en celdas de 100x100 m, de los valores más representativos recogidos en el Valor Económico Total (véase pág. 10).

Para incorporar la economía como elemento cartográfico en la planificación es necesario en primer lugar analizar los problemas (de cara a su uso espacial) inherentes a la naturaleza del bien o servicio y posteriormente considerar las peculiaridades de los métodos existentes de valoración económico-ambiental.

Podemos distinguir tres aproximaciones a esta integración: la valoración económica del capital y las rentas ambientales (a este caso pertenecen la mayoría de los casos anteriormente citados), el análisis coste-beneficio (Brouwer y van Ek, 2004) y las cuentas ambientales (Caparrós et al., 2001b). Las matrices input-output de Leontief (Leontief, 1970) podrían encuadrarse en este último tipo.

Una vez analizados los marcos de las tres aproximaciones, en esta tesis nos centraremos en la valoración económica del capital y las rentas ambientales. La contabilidad verde está diseñada para escalas generales de planificación regional como pueden ser las contabilidades nacionales, de modo que la integración de valores económico-ambientales actúe como un indicador para la planificación económica, más

que para la planificación territorial. El análisis coste beneficio está más vinculado a la planificación territorial, aunque en una etapa más avanzada, para un caso concreto (plan o proyecto) y con una escala espacial más limitada.

En todo caso, la valoración económica es el paso previo imprescindible para poder desarrollar tanto los análisis coste-beneficio como los sistemas de cuentas ambientales. De este modo, disponer de una base de datos de valores económicos y ambientales y, aún mejor, de una cartografía que sitúe geográficamente dichos datos, sería de gran utilidad para ambas aproximaciones.

La valoración económico-ambiental podría definirse como la asignación de un valor (monetario) a bienes y servicios ambientales que carecen de precio de mercado. Esto permite introducir los costes ambientales, que son asumidos inevitablemente (y a veces sin consciencia de ello) por la sociedad, como un valor más dentro del mercado. De este modo, al internalizar estos valores en el mercado, éstos pueden influir, tanto en la oferta y la demanda de estos bienes u otros, como en la toma de decisiones derivada de los análisis coste-beneficio.

Como se mencionó anteriormente, una aplicación directa de la valoración ambiental puede ser la introducción de los efectos ambientales en los análisis coste-beneficio de proyectos, lo que se conoce como análisis coste beneficio ambiental (ACBA). Partiendo de este ACBA puede establecerse el vínculo entre la valoración económico-ambiental y la planificación territorial. Puesto que uno de los fines de la planificación del territorio es proveer la información para la toma de decisiones en futuros proyectos que se desarrollen en ese territorio, la valoración económico-ambiental permitiría proveer adecuadamente la información ambiental. Y cuando decimos

adecuadamente nos referimos a una provisión de información de un modo sistemático y comparable a los otros factores socioeconómicos considerados.

De este modo, un proyecto debería ser iniciado sí y sólo si el valor actualizado neto (VAN) es positivo:

$$\text{VAN} = B - C - EC + EB \quad [\text{II. 1}]$$

siendo B el valor actualizado¹ de los flujos de caja positivos o beneficios, C el valor actualizado de los costes, EC el valor actualizado de las externalidades negativas y EB el valor actualizado de las externalidades positivas del proyecto. Alternativamente, podría decirse que el proyecto debería realizarse siempre que:

$$B - C > EC - EB \quad [\text{II. 2}]$$

Incluir todos los costes y beneficios de la actuación en el cálculo, permite que con la anterior ecuación $B - C > EC - EB$ [II. 2] pueda discriminarse mejor los proyectos con consecuencias positivas o negativas de gran importancia en aspectos no meramente económicos. Así, evitaría que un proyecto se ejecutase únicamente por su rentabilidad económica cuando en realidad es generador de un coste social/ambiental mucho mayor. O bien destacar como favorable un proyecto que era aparentemente no rentable y que de este modo se muestra como idóneo desde un punto de vista social.

Pese a las evidentes ventajas de esta valoración integral, actualmente en la planificación no es posible abordar un ACBA para cada uno de los potenciales proyectos a desarrollar. En este caso se trata de aportar una base que permita un cálculo más rápido y eficiente de los valores que

son inherentes al territorio y no son dependientes del proyecto (Riera, 1993).

De este modo, lo que se busca es disponer de una cartografía de valores que supongan como una imagen del estado actual del territorio. Y también, por supuesto, de posibles escenarios de cambio temporal. Para obtener esta imagen es muy útil considerar la teoría del Valor Económico Total.

Teoría del Valor Económico Total

Según la teoría del Valor Económico Total (Pearce y Moran, 1994; Pearce y Turner, 1991), el valor total de un ecosistema, medido en términos económicos, estaría compuesto por tres bloques: valores de uso, valores de opción y valores de no-uso. Dentro de esta clasificación existen ligeras variaciones entre autores, pero como elemento común a todos se incluye la distinción entre valores de uso y valores de no uso. El elemento más variable suele ser la inclusión del valor de opción como un tipo de valor de uso o como una categoría adicional.

La principal ventaja de esta teoría de agrupación de valores, del VET, es que proporciona un marco sistemático de valoración. Cada uno de los tipos de valores tiene propiedades tanto ambientales como económicas muy diferentes, que influyen entre otros, en los métodos de valoración que pueden usarse en cada caso.

El VET como valor económico consistiría en la agregación de cada uno de los tipos de valores.

La teoría del VET ha sido aplicada fundamentalmente en áreas forestales, donde la importancia de las externalidades sobre los beneficios tradicionales es muy elevada (Croitoru et al., 2003; Fabbio et al., 2003; Merlo y Briales, 2000; Merlo y Croitoru, 2005).

¹ Valores actualizados (presentes): valores producidos durante un periodo temporal determinado que son transformados mediante una tasa de interés (tasa de retorno), a valores en un momento temporal único (momento actual).



Figura 3. Tipología del valor económico total (Adaptado de Azqueta, 2002).

Tipos de valores ambientales

Dado que a lo largo de la tesis se hará mención a las tipologías de valores, se ha considerado necesario dar una breve descripción y ejemplos de cada uno de ellos. Esta clasificación está basada en la teoría del Valor Económico Total mencionada en el apartado anterior (Pearce y Moran, 1994) y en diversas clasificaciones (Eade y Moran, 1996; Edwards y Abivardi, 1998).

Antes de comenzar con la clasificación formal, parece razonable resaltar las diferencias existentes entre bienes y servicios ambientales:

- Los **bienes** son elementos materiales como la madera, el petróleo o el ganado, elementos patentes y fácilmente reconocibles.
- Los **servicios**, también llamados funciones ambientales, consisten en mecanismos o procesos no materiales como pueden ser el ciclo hidrológico, la captura de CO₂, la provisión de recreo y paisaje, la protección de la capa de ozono, etc.

Dentro de los bienes ambientales la clave es su escasez (por ejemplo son muy conocidas la del petróleo o la del agua potable). Los bienes inagotables a escala humana (por ejemplo la luz

solar) no requieren valoración alguna) porque su uso no está sujeto a elección. La escasez es determinante del valor y además nos lleva a considerar que, conforme se pierden bienes y servicios ambientales, el valor de los restantes aumenta (Batabyal et al., 2003).

Al respecto de las funciones o servicios ambientales lo relevante para su valoración es distinguir entre las que afectan a nuestra productividad (erosión, calidad del agua, captura de CO₂) y las que son críticas para nuestra supervivencia (capa de ozono) (Azqueta, 2002), si bien la línea que separa ambos tipos no siempre es tan nítida entre unas y otras.

A continuación se detallan los tipos de valores y se comentan las principales dificultades que presenta, a priori, su valoración.

Valores de uso directo

Los valores de uso directo son aquellos que reportan una utilidad a una o varias personas que los usan. Este uso puede ser consuntivo, es decir, su uso implica una disminución de bien, o por el contrario, puede ser no consuntivo. Por ejemplo, en el bosque un uso consuntivo sería la corta de madera, mientras que un uso no consuntivo sería la contemplación del paisaje².

Los valores de uso directo son en su mayoría tangibles: madera, pasto... y es habitual que se intercambien en los mercados establecidos y dispongan por tanto de un precio de mercado. También existen casos, generalmente cuando los bienes o servicios son públicos, en los que los valores de uso directo no tienen precio de mercado: agua para baño, paisaje... Precisamente de dicha condición pública deriva

² En la definición de contemplación del paisaje como no-consuntivo debe tenerse en cuenta que se parte de la hipótesis de que no es posible una situación de congestión (número de usuarios) tal que impida su disfrute.

la principal amenaza a su conservación (Hardin, 1968).

La georreferenciación de estos valores puede realizarse de forma directa y relativamente sencilla, sólo se requiere una cartografía de base, propia de la planificación física, que permita calcular crecimientos para distinguir entre capital y renta de cara a la valoración. El precio de mercado puede obtenerse por diferentes vías: por ejemplo el valor en pastos si no está tasado como tal puede inferirse de un valor equivalente en forraje.

Sin embargo, la obtención y utilización de los precios, tal y como se utilizan en los mercados actuales, en la elaboración de las cartografías destinadas a la planificación tampoco es inmediata.

Esta dificultad asociada al traslado de los precios a las cartografías radica en que cuando la escala se hace más detallada se hace más complejo encontrar un precio ajustado. Normalmente se dispone de precios a nivel nacional, promediados para un año, existiendo variaciones considerables, según los casos dependiendo de las escalas temporales y espaciales. De hecho, los precios de estos bienes, marcadamente territoriales, tienen una fuerte dependencia de la localización. Por ejemplo los precios agrícolas tienen una fuerte dependencia según la existencia y disponibilidad cercana de infraestructuras de venta, de mercado, de transporte y de las economías de escala (de productores y compradores). Todas estas cuestiones pueden llegar a ser muy significativas. Valga como ejemplo el detallado estudio de accesibilidad que se requiere en los estudios de implantación de centrales de aprovechamiento energético de biomasa, donde el precio del combustible (biomasa) es directamente proporcional a la distancia de transporte.

A la dificultad o particularidad geográfica ya reseñada, muy patente en los mercados agrícola,

forestal y ganadero, se añade otra cuestión muy importante desde el punto de vista económico: los precios sombra.

Para que los valores aportados sean óptimos desde el punto de vista de la comparación de costes y beneficios, tanto internos del mercado como externos, se hace necesario que los precios que se utilicen sean fieles a los valores que representan y por tanto estén libres de distorsiones.

Dichas distorsiones se deben fundamentalmente a la regulación, especialmente en los sectores ligados a los recursos naturales, de complejos sistemas de ayudas: como las ayudas a la gestión forestal, a la forestación, las de la Política Agraria Común, las otorgadas por desarrollo rural, por ubicación en espacio protegido... Estas ayudas, que los gobiernos y entidades utilizan fundamentalmente para tratar de paliar externalidades y fallos de mercado, deben ser consideradas como una minoración de beneficio o como un coste social.

El precio de mercado carente de distorsiones (ayudas, incentivos...) es denominado precio sombra y es lo que, en lo posible, debería utilizarse en una cartografía para planificación.

Sin embargo, no siempre es sencillo disponer de dichos precios sombra. Las ayudas son difusas, se superponen, no siempre son constantes en el tiempo y la identificación de su receptor o de su influencia en el precio no siempre son fáciles de concretar.

La caza y la pesca

La caza, y de modo equivalente la pesca deportiva, es una actividad lúdica y dinámica. Su valoración debe centrarse en los territorios aptos para la caza y en la cantidad de piezas que es posible capturar por cada cazador en esa zona.

Hasta donde es una práctica regulada, legislada, la cartografía puede generarse a partir de los datos de los cotos de caza (o en su caso pesca), disponiendo de datos anuales de productividad del coto y de cazadores que hacen uso de éstos.

Sin embargo, estos datos no están exentos de dificultades para su cartografiado, ya que sus variaciones interanuales son muy irregulares (lo que dificulta su capitalización en horizonte infinito) y sus referencias espaciales pueden cambiar a lo largo del tiempo (delimitación administrativa de los cotos).

Las licencias de pesca, por ejemplo, no pueden ser correctamente incluidas en la cartografía con los datos actuales a una escala infra-regional o incluso nacional ya que la licencia se liga a la Comunidad Autónoma y no existen datos sobre el uso concreto que realiza cada pescador en cada una de las diferentes zonas de pesca.

El valor recreativo

El recreo es uno de los servicios ambientales más estudiados por la economía ambiental (Millward, 1993; Parsons y Keraly, 1994; Pukkala et al., 1995; Tahvanainen et al., 2001; Tyrvaïnen y Vaananen, 1998). Si bien es relativamente sencillo georreferenciar los puntos de uso recreativo, las valoraciones se centran habitualmente sobre un conjunto: un bosque, un área significativa o protegida... La cuestión es ¿cuánta superficie es realmente necesaria para que el valor del uso en el punto (o línea en caso de senderos) no varíe? ¿Cuál es la relación entre el uso recreativo y el paisaje? Es decir, ¿cuál es el área de influencia de un área recreativa?

Veamos estas dudas con un ejemplo. Pongamos que hemos obtenido que el valor de un espacio protegido, que contiene diversos ecosistemas y especies, con una superficie de 50.000 ha, es de 500.000 € al año. Como planificadores, debemos construir una carretera que atraviesa

dicho espacio y que, por tanto, lo destruye parcialmente (unas 5 ha). El planificador, por el hecho en sí de conocer el valor total del espacio protegido no dispondrá de información suficiente ni para estimar el perjuicio económico al valor recreativo de su actuación, ni sobre cómo minimizar dicho perjuicio, entendiendo que puede que partes del espacio protegido sean más “prescindibles” que otras.

A pesar de que existen trabajos que intentan relacionar elementos del territorio a diferentes valoraciones (Beneitez López et al., 2006; Oglethorpe et al., 2000) éstas son cuestiones aún no resueltas y cuya resolución es indispensable para que la elaboración de cartografías sea correcta.

Tabla 1. Ejemplos de estudios de valoración económica llevados a cabo en España.

Área Natural

Pla de Boavi (Pallars Sobirà) (Riera, 1994)

Dehesa del Moncayo (Rebolledo y Pérez y Pérez, 1994)

Monte Aloia González (1997)

Ordesa y Monte Perdido (Barreiro, 1999)

Posets Maladeta (Pérez y Pérez et al., 1998)

L'Albufera (Saz y Suárez-Burguet, 1998)

El Paular, Valsain y Peñalara (Caparrós et al., 2001a, 2001b; Caparrós Gass y Campos Palacín, 2002)

Tablas de Daimiel (Judez et al., 2000)

Parques españoles (general) (León et al., 2002)

Dehesa del Monfragüe (Campos y Caparros, 2006)

Desert de Les Palmes (Bengochea Morancho et al., 2007)

El paisaje como belleza escénica

El caso del paisaje presenta una gran peculiaridad desde el punto de vista espacial, fundamentalmente cuando lo que se plantean son escenarios de cambio. El paisaje no tiene valor únicamente por las coberturas que lo componen o las infraestructuras que se le interponen. Aún cuando cuenca visual y espectador no cambien, dos paisajes con la misma cobertura en superficie, e incluso porcentaje dentro de la visual, pueden no tener el mismo valor. Esto es debido a que el valor del paisaje tiene una alta dependencia de cuestiones como elementos de borde, efectos mosaico, linealidad, textura, heterogeneidad, singularidad, etc.

Como ocurre cuando varía el stock de un bien o servicio (cambia la escasez, cambia su valor marginal), cuando se modifican elementos en el paisaje se producen una serie de efectos entrecruzados que afectan más allá del propio elemento modificado. De esta forma, no es posible considerar un mapa estático sino varios modelos dinámicos que recalculen cada variable a cada cambio producido.

Todos estos aspectos no son fácilmente considerables en un análisis aislado de paisaje, pero en un SIG pueden cobrar un amplio significado y facilitar la replicabilidad de las valoraciones.

Valores de uso indirecto

Muchos de los elementos ambientales (podría afirmarse que todos sin un gran margen de error) tienen repercusiones en la función de producción de otros bienes o servicios. La calidad del aire afecta al crecimiento de los cultivos, la erosión a la productividad del suelo y a la productividad piscícola, la biodiversidad es un aspecto clave en el control de plagas y enfermedades, etc.

La medida en que estos valores de uso indirecto pueden ser cartografiados depende de dos aspectos clave: el grado de “inmovilidad territorial” y los datos disponibles.

Por ejemplo, para evaluar los efectos de la calidad del aire en los cultivos necesitaríamos conocer datos de emisión de contaminantes y las redes de distribución espacial, que son cambiantes en una escala temporal muy pequeña. De este modo el tipo de cartografía dependerá de la disposición de una red de medida constante de contaminantes y flujos de viento, mostrándose en una cartografía digital de actualización continua.

La relación con la función de producción de estos valores implica siempre una mayor complejidad, con respecto a los valores de uso directo, en la obtención de los datos necesarios para la elaboración de la cartografía. Para establecer la función de producción o la relación causa efecto es necesario un modelo que permita observar variaciones en los bienes o servicios cuando varía la variable a considerar. Por ejemplo, necesitamos un modelo de erosión para poder estimar las pérdidas de productividad en cultivos que se producen en función de las diferentes coberturas o condiciones climáticas. Necesitamos cuantificar la variable y su relación sobre los bienes y servicios de uso que se ven afectados. En el caso de la erosión, no sólo necesitamos saber con exactitud dónde y en qué medida se produce (Gómez Jiménez et al., 2006), sino dónde van a parar esos sedimentos y cómo afecta a la calidad del agua o de suelo donde se depositan.

Puesto que hablamos de funciones de producción, un aspecto muy importante a considerar son los puntos críticos. Puntos de inflexión a partir de los cuales las condiciones se vuelven indeseables o irreversibles (Ekins, 2003; Farber et al., 2002).

Por ejemplo, el efecto de una tala forestal en una cuenca cuyo bosque ejerce una función reguladora en el caudal de un río puede ser progresivo (a mayor superficie talada más irregular el caudal), hasta que, una vez talada una determinada superficie, se supera el umbral crítico y se produce una inundación.

La valoración tras superar el punto crítico es significativamente diferente, tanto en cantidad como en método (Azqueta, 2002). Lógicamente los daños o la disposición a pagar porque éstos no se produzcan varían significativamente desde el punto (número de hectáreas taladas) justo anterior a la inundación y el conjunto de los posteriores.

Sin embargo, pese a su importancia, en la práctica no existen trabajos orientados a la evaluación de estos puntos críticos, salvo algunas aproximaciones teóricas (Ekins, 2003; van Noordwijk et al., 2004).

Aunque el presente estudio no ha ahondado en dichos aspectos críticos, consideramos que es un elemento muy a tener en cuenta para posteriores desarrollos o investigaciones.

Valores de opción

Estos valores se refieren a la posibilidad de utilización futura de los recursos de uso (directo o indirecto). Representan el conjunto de valores (capital) no utilizados pero utilizables en un futuro.

Por ejemplo, una persona que no utilice un bosque para pasear en este momento pero a la que le gustaría mantener la posibilidad de hacerlo en un futuro, otorga a ese bosque un valor de opción.

Dentro de los valores de opción puede hacerse la distinción entre valores de opción y valores de quasi-opción. El valor de opción sería el valor de la posibilidad de utilización futura de un bien o servicio. Mientras, el valor de quasi-opción estaría más ligado a la toma de decisiones y a la

falta de información. Podría definirse como el beneficio neto obtenido al posponer una decisión de resultados irreversibles, en espera de despejar total o parcialmente la incertidumbre (Azqueta, 2002; Perman et al., 2003).

Valores de no-uso: valores de legado y valores de existencia

Los valores de no-uso agruparían el resto de valores. Valor de no uso es, por definición, el valor que se otorga a un bien o servicio por consideraciones tales como su derecho a existir o la posibilidad de ser legado, pero sin que medie la posibilidad de un uso o de obtener una utilidad del mismo (ni en el presente ni en el futuro).

Son valores abstractos en su mayoría y muy dependientes de cuestiones como la escasez de recursos presente y/o futura (Batabyal et al., 2003; Drechsler, 2004; Jayasuriya, 2003).

Asimismo, son los valores más afectados por los diferentes planteamientos éticos, y son los de mayor complejidad de cara a su valoración.

Estos valores frecuentemente quedan fuera de una óptica utilitarista o neoclásica (desde el punto de vista de las teorías económicas) para pasar a formar parte de consideraciones deontológicas tales como el derecho de existencia, el valor intrínseco o la misma legitimidad del antropocentrismo (Spash, 1997; Spash, 2000).

El hecho de que valores de uso y de no-uso no se adapten igual a las mismas teorías económicas establece dudas razonables sobre su posibilidad de agregación o comparación.

Los valores de no uso pueden clasificarse en valores de legado y valores de existencia. La distinción entre ambos valores estriba en a quién se le asigna el derecho (sujeto) y en que periodo temporal se piensa.

Cuando se habla de valores de legado, el derecho se centra en la existencia del bien o servicio para las generaciones futuras (que podrían utilizarlo o a su vez valorar su existencia en sí). El sujeto de derecho son entonces las siguientes generaciones y el periodo temporal aquel en que éstas habiten (y por tanto distinto del presente).

Sin embargo, al hablar de valor de existencia denotamos el valor que otorgamos al derecho del propio bien o servicio a existir, o simplemente al conocimiento de su existencia (en este momento). En este caso el sujeto es el mismo que el objeto y el periodo de tiempo es el presente. Algunos autores consideran que este valor no es otorgado por el valor inmanente del ente sino que se corresponde con un interés del sujeto que valora: la satisfacción personal de conocer su existencia (Bräuer, 2003; O'Brien, 2003; Rosenberger et al., 2001, 2003; Spash, 1997; Spash, 2000).

Por ejemplo, nos podríamos plantear cuál es el valor de la pervivencia del águila imperial en los bosques españoles como bien de no-uso. Es

decir, queremos reflejar el valor que le otorgan quienes no lo contemplan nunca ni piensan hacerlo en el futuro. Podemos valorarlo porque queremos que las generaciones futuras lo disfruten (valor de legado) y/o porque consideramos que tiene derecho a existir.

Dado que la diferencia entre ambos conceptos (legado o existencia) no plantea dificultades metodológicas de cara a su cartografía y por tanto su uso en la planificación del territorio, se muestran agrupados en este apartado. Las dificultades que presenta su valoración no son superiores a las que presenta su cartografía. Son valores abstractos en su mayoría y muy dependientes de cuestiones como la escasez de recursos presente y/o futura (Batabyal et al., 2003; Drechsler, 2004; Jayasuriya, 2003).

Algunos estudios ponen de manifiesto la importancia que presenta el ámbito geográfico que se le da al estudio (Prada Blanco et al., 2005; Riera y Mogas, 2004). Las implicaciones espaciales de esta relatividad son evidentes. No es posible valorar un elemento aislado para representarlo en una cartografía. El cálculo debe

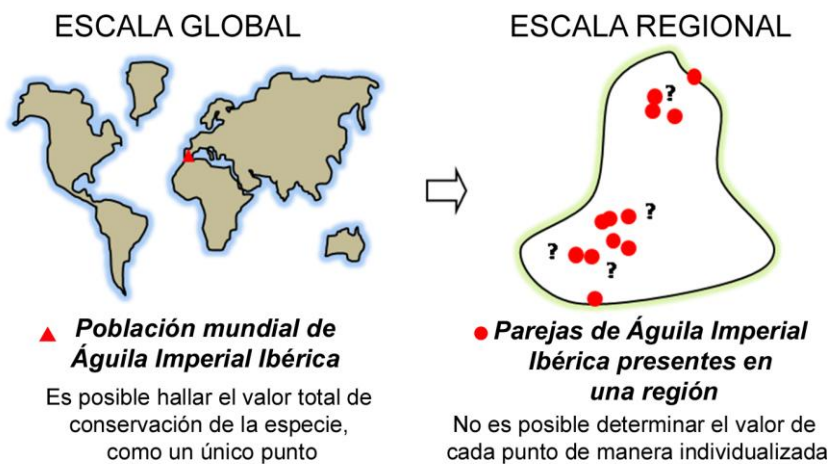


Figura 4. Representación de los problemas de escala ante los valores de legado. La conservación de una especie no es divisible entre la presencia de ejemplares. Los datos de poblaciones son sólo ilustrativos. Elaboración propia.

hacerse entonces sobre cuestiones teóricas: mantenimiento de la biodiversidad, conservación de un espacio protegido, evaluación de daños morales por un vertido...

No sólo importa la dimensión espacial y localización de lo que se valora, sino la dimensión espacial y localización de quiénes valoran. Es decir, la selección de la población implicada en la valoración.

Supongamos que lo que se plantea valorar es la supervivencia del águila imperial ibérica como especie en peligro de extinción. Presenta un valor de legado (queremos que las generaciones futuras puedan disfrutar de su existencia) y un valor de existencia como ente en sí mismo. Si se elabora una cartografía de su población actual el valor de preservación ¿estará ligado a toda la población? Podría decirse que sólo a la población necesaria para la supervivencia de la especie, pero entonces ¿qué parte de la población total sería representada como tal? El hecho es que cuando valoramos la pervivencia de la especie no estamos valorando a sus individuos, ni sus hábitat ni sus poblaciones, sino que se realice lo

necesario para su mantenimiento en conjunto. Y esto se hace más patente cuando se usa una escala detallada (Figura 4).

Cuando se considera a toda la población (a toda la humanidad) en la valoración sí podemos obtener un valor aproximado para una cartografía global en el que la población sea representada como una superficie en conjunto e indivisible.

Cuando la escala pasa a ser mayor, es necesaria una división de la población valorada (o, en el mejor de los casos, limitamos sólo la consideración de la población que valora). La división de la población valorada no es posible en cuanto no sabemos su importancia ecológica relativa en términos absolutos. Con lo cual lo podemos expresar bien la cuestión a la población que valora. La división de la población que valora (las personas encuestadas) implica que la valoración obtenida será siempre parcial.

De este modo, podemos estar elaborando la cartografía de un área protegida con presencia de unos cuantos nidos de esta rapaz (ver escala local en la Figura 4). No podríamos valorarlos en

Tabla 2. Tabla resumen de los tipos de valores considerados por la teoría del valor económico total y ejemplos de los mismos (Azqueta Oyarzun, 2002; Merlo y Croitoru, 2005; Pearce y Moran, 1994; Pearce y Turner, 1991).

Tipologías de valores		Definición	Ejemplos
Valores de Uso	Directo	Se realiza un uso normalmente consuntivo y con rivalidad	Madera, agricultura, pastos, recreo, caza y pesca, ...
	Indirecto	Forman parte de la función de producción de otros bienes o servicios	Sumidero de CO ₂ , mantenimiento del suelo, ...
Opción		No existe uso actual pero se valora que el uso pueda realizarse en un futuro	Futuras fuentes de alimentos, medicinas, ...
Valores de no-uso	Legado	Conservación del bien o servicio para futuras generaciones	Conservación de paisajes singulares, prevención cambio climático, ...
	Existencia	Mantenimiento per se	Conservación de especies en peligro de extinción, hábitats amenazados, ...

función de lo que la gente valora la pervivencia de la especie sino en cuanto valora la presencia de estos nidos, conociendo la importancia que su existencia tiene en la pervivencia de la especie.

Y aquí se plantea una disyuntiva con los métodos de valoración. Los métodos de valoración económica se basan por defecto en que el individuo que ejerce su “voto” de mercado (Azqueta, 2002; Azqueta y Delacamara, 2006) dispone de información suficiente. Y es evidente que a este respecto dicha premisa no se cumple, en casi la totalidad de la población, para la gran mayoría de aspectos ambientales de no-uso. Si para los especialistas es muy complejo determinar la aportación que un “nido” puede suponer a la conservación de una especie cuánto más complejo le resultará al ciudadano de a pie.

Pese a todo, existen algunos trabajos al respecto que tratan de “distribuir” valores de conjunto según índices o elementos (Elorrieta y Castellano, 2000; Oglethorpe et al., 2000).

Hasta el momento las valoraciones de bienes y servicios de no-uso son únicamente factibles utilizando el método de valoración contingente. Este método se ha aplicado a toda una zona o se ha transferido (véase el apartado Transferencia de resultados pág. 24) de otra parte, pero siempre realizado para toda la zona. Esto entra en conflicto con cualquier cartografía a escala local o regional, que debe diferenciar valores entre diversas localizaciones y no debe ser uniforme.

Los métodos de valoración económico-ambiental

La primera etapa en la inclusión de los valores ambientales en el proceso de la planificación territorial sería la identificación del total de los bienes y servicios a valorar, dentro del marco del Valor Económico Total. Una vez hecho esto, la segunda etapa consistiría en determinar y aplicar la(s) metodología(s) más adecuada(s) para su valoración.

En este apartado se describen los distintos métodos de valoración ambiental más utilizados. Los métodos son tratados brevemente para facilitar la comprensión de esta tesis. En ningún momento trata este apartado de ser una revisión exhaustiva de los distintos métodos, descritos con detalle en numerosas publicaciones (Azqueta, 2002; Champ et al., 2003; Organization for Economic and Cooperative Development, 1995).

Los métodos utilizados en los casos de estudio que comprenden esta tesis se describirán de un modo más exhaustivo en cada uno de los capítulos en que se incluyen.

En la Figura 5 puede observarse una clasificación de los métodos de valoración ambiental, atendiendo fundamentalmente a si están o no basados en la curva de demanda, si se infieren a partir del comportamiento del consumidor (preferencias reveladas) o si bien necesitan de la opinión directa del propio consumidor (preferencias indicadas).

Toda clasificación conlleva cierta subjetividad y cada autor puede tener su opinión al respecto. Sin embargo, las características que permiten clasificar unos métodos de uno u otro modo son generalmente indicativas de su capacidad para valorar ciertos tipos de bienes y servicios.

Por ejemplo, en un método basado en la curva de demanda es particularmente importante el número de personas “demandantes” y por tanto la selección del ámbito de estudio y la selección de quiénes se consideran demandantes de ese valor es crítico. Sin embargo, en los métodos no basados en la curva de la demanda este aspecto no es significativo.

Por otra parte, las preferencias indicadas o métodos directos se refieren a que la persona que demanda el bien nos dice, directamente, el valor que le otorga. Sin embargo, con los métodos de preferencias reveladas o métodos indirectos, estas preferencias son deducidas a

partir de comportamientos de las personas o a efectos sobre otros bienes o servicios.

Ningún método puede establecerse como el mejor, ya que todos tienen distintas aplicaciones y sus ventajas e inconvenientes. Como regla general, las valoraciones obtenidas con métodos basados en preferencias reveladas u observadas se antepone en la literatura a aquellos en los que las preferencias o el comportamiento son hipotéticos. Asimismo, las medidas directas suelen preferirse sobre las indirectas (Merlo y Croitoru, 2005). Sin embargo, la elección del método (o incluso métodos) a utilizar dependerá siempre del elemento a valorar, la finalidad del



Figura 5. Clasificación de los métodos de valoración económico-ambiental más habituales (Bateman et al., 2002a; Merlo y Croitoru, 2005). Los distintos métodos son los indicados en las cajas no sombreadas.

estudio y los datos disponibles.

La cantidad de libros y artículos que tratan sobre el conjunto de métodos de valoración económica ambiental es tan extensa que su sola mención es inabordable. Valga a modo informativo que el número de referencias consultadas para el desarrollo de las investigaciones contenidas en esta tesis y que tratan en algún modo de esta valoración son en torno a las 1200. Desde estudios clásicos (Ayres y Kneese, 1969; Daly, 1968; Hardin, 1968) a otros muy recientes (Leach, 2009); podemos encontrar manuales generales que abarcan todos los métodos (Azqueta, 2002; Champ et al., 2003; Pearce y Turner, 1991) y también artículos, más específicos, centrados en valores concretos como recreo (Forster, 1989), en comparaciones entre grupos de métodos (Smith et al., 1986) y otras muchas variaciones.

Métodos indirectos

Dentro del mercado, los consumidores hacen explícitas sus preferencias y la importancia que otorgan a los distintos bienes y servicios a través de su precio. Cuando no existe un mercado desconocemos este precio (y por tanto las preferencias que implica) pero podemos tratar de averiguar el valor que le otorgan las personas de manera indirecta, a través de otros mercados existentes. Así puede estudiarse el comportamiento de las personas en los mercados reales con los que están relacionados los bienes o servicios ambientales. Estas relaciones pueden ser de complementariedad o de sustituibilidad. Cuando las relaciones son de complementariedad, los bienes forman parte de la función de utilidad al mismo tiempo. Si por el contrario la relación es de sustituibilidad, sólo un bien de los considerados puede entrar en la función de utilidad, literalmente se sustituyen. Por ejemplo, el desplazamiento en coche hacia un espacio protegido y el disfrute en el área

tendrían una relación de complementariedad. En el desplazamiento se usan bienes con precio: coche, gasolina, tiempo... y sin él no se puede disfrutar del espacio protegido. Si por el contrario si a causa de una pérdida de productividad por erosión del suelo requerimos utilizar abonado artificial estaríamos ante una relación de sustituibilidad.

Los métodos indirectos más importantes son coste de viaje, precios hedónicos, y costes de reposición.

Estos métodos pueden utilizarse sólo para valores de uso. Las aplicaciones más comunes son cambios en la calidad de recursos ambientales y sus efectos en la demanda de servicios recreativos (coste de viaje), en el precio de bienes inmuebles (precios hedónicos), en la afición a la salud o a infraestructuras (costes evitados/defensivos).

Costes de reposición

Este tipo de método habitualmente se aplica a externalidades negativas como contaminación atmosférica, hídrica, o la erosión (Clark, 1996; Jayasuriya, 2003; Merlo y Croitoru, 2005).

Pertenece al grupo de los métodos de costes defensivos, costes evitados, costes de reemplazo (sustitución) y costes de los daños que son muy similares entre sí.

El concepto teórico de este grupo de métodos puede ilustrarse mejor con un ejemplo referido en concreto al método de costes defensivos, pero que creemos ilustra el concepto general del grupo.

Pongamos que, tras un evento de contaminación que afecta al agua de bebida durante varios meses, cada ciudadano afectado se gasta en comprar agua embotellada unos 600 €. Esta actitud defensiva evita totalmente daños raves

para la salud. Si aplicáramos en este caso el método de costes defensivos, las acciones del ciudadano revelan (por eso se denominan de costes revelados) que evitar la enfermedad vale para ti al menos esos 600 € adicionales. Quienes hubieran decidido no comprar el agua embotellada, estarían revelando justo lo opuesto, que evitar esa contaminación para ellos valdría menos de 600 €.

Pongamos que, al elegir la segunda opción, se contrae una enfermedad con la que se incurre en unos gastos sanitarios y de oportunidad de 300 €. En este caso el método sería el de costes evitados (similar pero significativamente distinto), y el valor estimado de la contaminación (para el individuo) sería de 300 €.

Si devolver el agua a su estado original mediante medidas de restauración, y todos los individuos afectados estuvieran dispuestos a pagar por ello (para evitar la compra de agua embotellada, enfermedad y gastos sanitarios), el coste de estas medidas nos reflejaría el coste de restauración.

Cuando hablamos de costes defensivos o de reposición nos referimos a las acciones que es posible acometer para evitar externalidades negativas, generalmente ambientales. Esto puede incluir cómo reducir la exposición a la contaminación o cómo reducir la pérdida de suelo, entre otros.

El método de costes defensivos parte de la premisa de que un individuo racional aplicará medidas defensivas para protegerse de un daño siempre y cuando el valor del daño evitado sea mayor que el coste de la medida defensiva. De esta forma, las elecciones individuales ante comportamientos defensivos revelan, de forma indirecta el valor o la disposición a pagar del individuo por evitar un daño ambiental.

El método de valoración de los daños, por el contrario, se refiere a los costes en términos de recursos reales en que se incurre, incluyendo

tanto a costes directos como indirectos. Los costes directos serían los de tratar la enfermedad o reemplazar o mantener los bienes dañados. Mientras, los costes indirectos reflejan los costes de oportunidad de la productividad reducida o pérdida a causa de la contaminación (Champ et al., 2003).

Sin embargo, habitualmente es más sencillo evaluar los costes defensivos o de restauración que evaluar todos los costes ocasionados por una externalidad ambiental negativa.

Por ejemplo, en el caso de la erosión hídrica, es más sencillo controlar las dimensiones y superficie del origen de los daños que cuantificar los efectos que el suelo arrastrado pudiera causar aguas abajo.

Coste de viaje

Este método tiene su origen en una petición que realizó el Servicio de Parques Naturales de EEUU en 1949. Pedían sugerencias sobre cómo medir los beneficios económicos de la existencia de tales parques. Se envió la consulta a varios economistas y expertos que, en general, responden que no existe método para conocer este valor.

De todas las respuestas recibidas, sólo la una estaba basada en principios económicos (Hotelling, 1947). Harold Hotelling respondió a la solicitud con una carta en la que daba las indicaciones iniciales sobre el método del coste de viaje, que fue perfeccionado posteriormente por Clawson y Knetsch.

El Water Resources Council recomendó en 1979 que el método se usase para evaluar proyectos en los Estados Unidos. Desde entonces, numerosos trabajos han sido publicados acerca de la valoración recursos ambientales usando este método (Caulkins et al., 1986; Dobbs, 1993; Englin et al., 1998; Moons et al., 2007; Morey y Waldman, 2000; Riera et

al., 1995; Starbuck et al., 2006; Timmins y Murdock, 2007; Zawacki et al., 2000).

El método del coste de viaje se basa en relaciones de complementariedad. En concreto, se aplica a cómo la demanda de un bien privado (vehículo y energía, o billete según el modo de transporte) depende de la cantidad demandada de un bien o servicio público: un lago para navegación, un bosque para pasear, una dehesa para caza...

Aunque no se pague entrada el coste no es nulo, ya que todo el que visita el espacio incurre para ello en una serie de gastos.

El coste de viaje se basa en la relación de complementariedad débil. Esta propiedad existe entre dos bienes, uno ambiental y otro privado siempre y cuando la utilidad marginal del bien ambiental (y por tanto la disposición a pagar marginal por ese bien) es cero cuando no se demanda el bien privado. En otras palabras si no utilizo mi coche para viajar (bien privado), tampoco visito el área recreativa (servicio ambiental).

Es importante conocer además otras propiedades vinculadas a esta. La primera es que existe un precio del bien (o bienes) privado que se consume para visitarlo, denominado precio de exclusión, que hace su demanda igual a cero. Cuando viajar es tan caro que no compensa, simplemente no se viaja y por tanto tampoco se visita el sitio.

La segunda propiedad indica que, cuando la demanda del bien privado es nula, una mejora (en cantidad o calidad) en el bien ambiental no tiene ningún efecto en la función de utilidad y sigue sin consumirse el bien privado.

Este método se aplica generalmente a los servicios recreativos, ya que habitualmente requieren desplazamiento por parte del usuario.

El método estima cómo varía la demanda de un bien ambiental (nº visitas) ante cambios en el coste de disfrutarlo. Así se obtiene la función de demanda a partir de la cual pueden estimarse los cambios en el bienestar a partir de cambios en la calidad del bien ambiental.

Determinada la función de demanda es posible analizar los cambios en el bienestar de un individuo causado por cambios en la calidad del bien ambiental (y la influencia relativa de las variables).

Para estimar la demanda podemos utilizar dos tipos de variaciones del método de coste de viaje:

- Zonal: el más antiguo, define el área de influencia en zonas en las que mide la propensión media a visitar (Bedate et al., 2004).
- Individual: mide la demanda de cada persona (u hogar) (Hesseln et al., 2003).

Este último método es más preciso, aunque también más costoso en recursos y tiempo. Estudios realizados por Bateman et al. (2003) muestran que, usando el mismo procedimiento y las mismas asunciones con respecto a los costes, las estimaciones del excedente del consumidor del coste zonal oscilaban desde casi un 40% menos hasta casi 5 veces más que aquellos estimados mediante el método individual.

Dentro de la función de costes de viaje se incluyen habitualmente los siguientes costes:

- Ineludibles: costes de gasolina, amortización y mantenimiento del vehículo (billetes de tren, avión, etc.), costes de aparcamiento y entrada (si los hay) (Hagerty y Moeltner, 2005).
- Otros: gastos de comidas en el camino, pernoctación, etc. Sólo se consideran parte del coste de viaje aquellos gastos

que no añaden utilidad y siempre computando costes diferenciales.

- *Tiempo*: el coste de oportunidad del tiempo, tanto durante el viaje como durante la visita (intensidad de demanda) debe considerarse aunque su uso plantea diversos problemas en función de cómo calcular el coste de oportunidad y cómo decidir si supone un coste o un beneficio adicional (disfrute) (Berman y Kim, 1999; Bockstael et al., 1987; Earnhart, 2003; Englin y Shonkwiler, 1995; McKean et al., 1995; Mokhtarian, 2005; Wilman, 1980).

El método del coste de viaje presenta ciertos problemas metodológicos que deberán ser tenidos en cuenta durante su aplicación.

Cuando se producen visitas múltiples (varios sitios en un mismo viaje) es muy complejo atribuir a cada uno de los sitios la parte correspondiente del coste.

Según como realicemos la demarcación de las zonas de influencia pueden presentarse diferencias de pautas de comportamiento y probabilidad de que el objetivo de visita no sea único (Lovett et al., 1997).

También es importante cómo se realiza el tratamiento de sitios alternativos (Hill y Courtney, 2006). La existencia de alternativas, como en cualquier función de demanda, debe formar parte de la función de demanda del sitio. Identificarlas y tratarlas convenientemente a veces es complejo.

Si la encuesta se realiza sólo en el sitio no se contemplará a los no-usuarios, que pueden demostrar un valor de opción y al mismo tiempo se recogerá en exceso la “participación” de los usuarios muy frecuentes (Champ et al., 2003).

Por último, si es posible medir cambios en la calidad del sitio estudiado (y no sólo su cierre o

apertura de uno alternativo) depende de si consideramos como variables los atributos de la calidad de este sitio, o la de lugares alternativos como se realiza en los análisis RUM (random utility models) que examinan la probabilidad de visita a un sitio dada la información sobre todas las alternativas (sitios) posibles (Bateman et al., 2003).

Precios hedónicos

El método de precios hedónicos es también un método aplicable al ámbito espacial. Tiene una importante base en las relaciones topológicas. Su aplicación más habitual, el precio de la vivienda respecto a variables ambientales como la calidad del aire o la disponibilidad de áreas verdes permite la elaboración de cartografías fundamentalmente urbanas (Bin y Polasky, 2004; Lake et al., 2000; Riddel, 2001; Tyrvaianen y Miettinen, 2000).

Sólo es aplicable a escalas muy detalladas y tiene una elevada dependencia de la disponibilidad de datos (Bateman, 1994).

Métodos directos

En estos métodos no es necesaria relación alguna entre los bienes ambientales y bienes de mercado. Estos métodos se basan en preguntar a la persona el valor que otorga al bien o servicio sujeto de estudio, ya sea directamente (valoración contingente) o a través de diferentes experimentos de elección (planteando pares de posibilidades, dando la opción de ordenar posibilidades...).

Todos los métodos de valoración se basan en la capacidad innata de la gente de preferir una cosa sobre otra en un determinado contexto. En los métodos directos, tanto el objeto de la valoración como el contexto se definen a través de una encuesta. Esta particularidad de los

métodos, arroja dudas en cuanto a su validez, pero a su vez permite la valoración de situaciones que aún no han ocurrido (hipotéticas).

Estos métodos son a menudo los más criticados. Sin embargo están aceptados por la comunidad científica e incluso dentro de las disposiciones legales. Ya en 1979 el Water Resource Council de los Estados Unidos recomendaba el método; en 1986 (Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act) se reconoció como apropiado para valorar daños y beneficios y en 1990 el panel NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) y la ley de contaminación por fuel (Oil Pollution Act) habilitaba legalmente el método para la valoración de daños en recursos naturales. Sin embargo el evento que marcó el uso de estos métodos fue el vertido de fuel en Alaska del Exxon Valdez, donde tras una serie de estudios, los valores de existencia fueron incluidos en la indemnización que la empresa tuvo que pagar tras el juicio. Estos valores de no-uso superaban ampliamente los daños a los valores de uso e indemnizaciones, dada la baja densidad de población de la zona (Carson et al., 2003).

Valoración contingente

El método más representativo de este grupo de métodos es la valoración contingente. En realidad, habitualmente los métodos como el ranking contingente, experimentos de elección y análisis de conjuntos podrían ser considerados diferentes métodos de aplicación de la valoración contingente según los formatos de cuestionario (Ready et al., 2001).

Los formatos más comunes de cuestionarios en los métodos directos:

- **Abierto:** la pregunta no incluye un valor determinado ¿Cuánto estaría dispuesto a pagar por...?

- **Subasta** (bidding games): la pregunta incluye una cifra que se va incrementando o reduciendo hasta que el entrevistado se queda con una cantidad.
- **Dicotómico:** la pregunta incluye una cifra y la respuesta es del tipo sí o no. El conjunto de encuestas incluye varias cifras.
- **Ranking:** se presentan una serie de alternativas con su precio asociado y se pide al entrevistado que las ordene.

Al contrario que los métodos indirectos pueden valorar bienes que carecen de relación con otros mercados, lo que permite considerar los valores de no-uso. Los métodos directos pueden además aplicarse en cualquiera de las situaciones de aplicación de los métodos indirectos. Si bien esta posibilidad no implica adecuación (Azqueta, 2002).

Transferencia de resultados

Los estudios de valoración ambiental con los métodos anteriormente mencionados resultan costosos, tanto en recursos como en tiempo. Tratando de “abaratar” el coste de esta información surge el método de la transferencia de resultados.

El método consiste en el uso de información existente procedente de otros estudios y/o en otros lugares para obtener información sobre el caso a estudio.

Aunque el origen del método estuviese motivado por un “abaratamiento” de la obtención de valores económico-ambientales, lo cierto es que el número de aplicaciones es mayor. Los estudios de transferencia de resultados permiten estudiar la respuesta a la demanda de ciertos bienes y servicios (Rosenberger y Loomis, 2003). Por ejemplo, podríamos calcular el efecto de la limitación del número de personas que acceden

a un parque nacional o el del pago de una entrada.

En el contexto de esta tesis el potencial de este método (sin olvidar que depende de los estudios realizados con los otros métodos) es enorme. Acometer un proyecto de una cartografía de un territorio sin considerar la posibilidad de utilizar valores tomados en un punto para otros sería a todas luces imposible. Se requeriría un estudio para cada punto. Hasta el momento, lo más parecido a este tipo de captura exhaustiva de información son las imágenes de satélite, y pese a sus numerosas posibilidades aún no permiten la captura de preferencias sociales.

De este modo, se considera que la transferencia de resultados es el método clave para la

generalización espacial de los datos. Sin embargo, el desarrollo de este método, que data de 1973 (Rosenberger y Loomis, 2003) aún es limitado. Requiere gran cantidad de estudios para la construcción de un meta-análisis y de una función de transferencia que permita la transferencia de resultados. La realidad es que los estudios realizados pese a ser muchos no cubren todo el espectro de bienes y servicios y suelen estar muy localizados. A esto se añade que los posibles estudios a utilizar se realizaron independientemente de la transferencia de resultados, lo que implica problemas en la comparación de técnicas, falta de datos metodológicos importantes o incompatibilidades.

Dentro de la transferencia de resultados existen varios formatos, que algunos autores consideran

Tabla 3. Principales métodos de valoración económica de bienes y servicios ambientales (Azqueta, 2002; Croitoru, 2004; Pagiola et al., 2004). Se indica su ámbito de aplicación y sus principales limitaciones teóricas.

Metodología	Aplicaciones	Limitaciones teóricas
Función de producción (cambios en la productividad)	Valoración impactos en bienes ambientales que forman directa de alguna función de producción.	Generalmente se carece de datos sobre el cambio producido en el servicio.
Impactos sobre la salud	Cualquier impacto que afecte a la salud (morbilidad y mortalidad).	Se carece de funciones dosis-respuesta; se subestiman o descartan las preferencias por la salud y el valor de la vida es de difícil estimación.
Costes de reposición	Mide el coste de sustituir o reemplazar el bien o servicio por otro.	Tiende a sobreestimar el valor actual. Implica que el bien o servicio tenga un sustituto con valor de mercado.
Coste de viaje	Valor recreativo.	Limitado al valor recreativo Dificultad en caso de múltiples destinos.
Precios hedónicos	Calidad del aire, belleza escénica, beneficios culturales. Cartografías localizadas.	Requiere cantidades excesivas de datos y no siempre de fácil acceso (transacciones de propiedades).
Valoración contingente y experimentos de elección	Cualquier servicio, incluido el valor de no uso y de opción.	Alto sesgo, baja confiabilidad (Riera, 1992).
Transferencia de resultados	Cualquiera. Cartografías de valores	Puede ser inexacto. Requiere que los datos de origen estén muy bien definidos y sean asimilables a los de destino.

métodos diferentes. La clasificación más común depende de cómo se realice la transferencia: transferencia de valor o función de transferencia. En el primer caso, los valores se transfieren, bien directamente (sería el tipo más básico) o bien por medio de algún tipo de medida estadística como la tendencia central. El segundo tipo, aceptado como más preciso (Rosenberger y Loomis, 2003), utiliza una función para transferir los valores. Esta función puede basarse en la comparación de características entre los sitios de estudio iniciales (study site) y el objetivo (policy site) o bien en una meta-regresión de características de cada uno de los sitios considerados.

Algunas administraciones, de Estados Unidos y Reino Unido fundamentalmente, están creando catálogos de estudios de valoración que son utilizados para transferencias y análisis de cambios en la oferta o demanda (Bateman et al., 2002b; Rosenberger y Loomis, 2003).

De todos los métodos de valoración económica de bienes y servicios ambientales (Tabla 1), el que más fácilmente se adapta a la elaboración de cartografías es el método de transferencia de resultados (benefit transfer). Esto se debe a que para poder realizar la transferencia de los resultados obtenidos con un método de un lugar a otro, es necesaria una función de transferencia (Desvousges et al., 1998) que relaciona determinadas variables de origen y del destino con los valores obtenidos. Conocida esta relación, generar la cartografía depende exclusivamente de disponer de adecuadas cartografías de las variables de origen, no es un problema espacial.

Sin embargo el método de transferencia de resultados es el más difícil de aplicar ya que requiere un meta-análisis (Villa et al., 2002) de un gran conjunto de estudios sobre varios sitios y que mantengan una homogeneidad en su aplicación. La realidad es que el número de estudios es aún reducido en la mayoría de las localizaciones (Chattopadhyay, 2003; Eade y

Moran, 1996; Lovett et al., 1997; Oglethorpe et al., 2000).

Además se añade la complejidad de que las valoraciones disponibles se han realizado habitualmente para un área extensa en conjunto sin considerar los elementos separados que permitan fácilmente seleccionar las variables determinantes en la valoración.

Tecnologías de Información Geográfica (TIG)

Actualmente el uso de las Tecnologías de Información Geográfica (TIG) está muy extendido tanto para el seguimiento de riesgos e impactos ambientales (incendios, derrumbes, vertidos, urbanización ilegal...) como para la planificación territorial.

Sus ventajas fundamentales radican en su capacidad analítica, precisión espacial, posibilidad de análisis de interacciones espaciales y capacidad de integración. La consideración de la escala espacial y temporal es un aspecto crucial para la incorporación efectiva de los procesos ambientales en la planificación territorial. En este tipo de trabajos el empleo de las Tecnologías de Información Geográfica (TIG) resulta imprescindible para capturar y manejar toda la información espacio temporal necesaria.

En los últimos años los avances en la mejora de hardware y software han llevado a un considerable aumento en las aplicaciones de las TIG. Este crecimiento ha sido paralelo al desarrollo de los métodos de valoración económico-ambiental. A pesar de ese paralelismo, la mayor parte de los estudios obtienen valores sin ninguna referencia espacial o territorial (Eade y Moran, 1996).

La aplicación de las TIG en la economía ambiental es relativamente reciente e incluso escasa. El trabajo de Eade y Moran (1996) es uno de los primeros estudios donde a los valores

económico-ambientales se les asigna una referencia espacial por medio de las TIG. Ya posteriormente podemos destacar los trabajos de Bateman et al. (1995), Bockstael (1996), Oglethorpe et al. (2000) y Brainard et al. (1999).

Las posibilidades que ofrece para la economía ambiental son muy alentadoras (Lovett y Bateman, 2001). El uso de las TIG es clave sobre todo para la aplicación de los métodos de coste de viaje, precios hedónicos y transferencia de resultados, ya que poseen una marcada componente espacial. Su uso por ejemplo en la cuantificación del tiempo y gasto en carburante de viaje en modelos de coste de viaje es mucho más eficiente que con las anteriores distancias euclidianas que para nada consideraban la infraestructura viaria (Brainard et al., 1999). En cuanto a los métodos de precios hedónicos y transferencia de resultados, son una potente herramienta para la comparación de características entre lugares. Aspectos relacionados con el paisaje y las cuencas visuales como características de los bienes y servicios ambientales son también aportados por las TIG (Lake et al., 2000).

Asimismo son claves para la localización óptima en el territorio de un bien o servicio (Bateman y Lovett, 2000; Kliskey, 2000; Moons et al., 2007), que puede ser uno de los fines de la valoración ambiental. Estos estudios de localización óptima integran valoración ambiental y planificación en un único análisis.

Sin embargo, sólo aplican para una determinada actividad conocida. En esta tesis se tratará de que se pueda aplicar este análisis para cualquier actividad conocida en un futuro.

El uso de las TIG es una pieza clave de esta tesis doctoral. Cuando se hagan referencias a cartografía podrá asumirse como cartografía digital generada y adaptada para funcionar en un entorno SIG, habitualmente mediante el uso de cualquiera de las tecnologías integradas en el término TIG, como por ejemplo las imágenes de satélite.

Las TIG son elemento esencial en la modelización de las funciones ambientales de los ecosistemas (de Groot et al., 2002), los procesos físicos asociados a éstas como la erosión (Clark y Slusher, 2000) y otras variables directamente implicadas como la demografía.

Pese a las múltiples bondades relatadas acerca de las TIG, se debe considerar que los resultados y beneficios obtenidos mediante TIG, y particularmente a través de los SIG, son altamente dependientes de la calidad de los datos de entrada. También es necesario tener en cuenta que mejorar la precisión en las características de parte el análisis no siempre implica una mejora del resultado final. Los casos de estudio que componen esta tesis permitirán observar las posibles limitaciones de los SIG y de su combinación con la economía ambiental y la planificación territorial.

Referencias

- Arrow, K., Dasgupta, P., Goulder, L., Daily, G., Ehrlich, P., Heal, G., Levin, S., Maler, K.-G., Schneider, S., Starrett, D., y Walker, B. (2004). Are We Consuming Too Much? *The Journal of Economic Perspectives*, 18(3), 147-172.
- Ayres, R. U., y Kneese, A. V. (1969). Production, Consumption, and Externalities. *The American Economic Review*, 59(3), 282-297.
- Azqueta, D. (1994). *Valoración económica de la calidad ambiental*. Madrid: McGraw-Hill.
- Azqueta, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental: McGraw Hill / Interamericana de España*.
- Azqueta, D., y Delacamara, G. (2006). Ethics, economics and environmental management. *Ecological Economics*, 56(4), 524-533.
- Azqueta Oyarzun, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental: McGraw Hill / Interamericana de España*.
- Barreiro, J. (1999). *Valoración de los beneficios derivados de la protección de espacios naturales: el caso del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Publicaciones del Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- Barton, D. N. (1999). The Quick, the Cheap and the Dirty Benefit Transfer Approaches to the Non-market Valuation of Coastal Water Quality in Costa Rica. *Agricultural University of Norway, Aas*.
- Batabyal, A. A., Kahn, J. R., y O'Neill, R. V. (2003). On the scarcity value of ecosystem services. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46(2), 334.
- Bateman, I. J. (1994). Contingent valuation and hedonic pricing: problems and possibilities. *Landscape Research*, 19(1), 30-33.
- Bateman, I. J. (1996). Household Willingness to Pay and Farmers' Willingness to Accept Compensation for Establishing a Recreational Woodland. *Journal of Environmental Planning and Management*, 39(1), 21-44.
- Bateman, I. J., Cooper, P., Georgiou, S., Navrud, S., Poe, G. L., Ready, R. C., Riera, P., Ryan, M., y Vossler, C. A. (2005). Economic valuation of policies for managing acidity in remote mountain lakes: Examining validity through scope sensitivity testing. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, V67(3), 274-291.
- Bateman, I. J., Day, B. H., Georgiou, S., y Lake, I. (2006). The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics*, 60(2), 450-460.
- Bateman, I. J., Jones, A. P., Lovett, A. A., Lake, I. R., y Day, B. H. (2002a). Applying Geographical Information Systems (GIS) to Environmental and Resource Economics. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 219-269.
- Bateman, I. J., y Lovett, A. A. (2000). Estimating and valuing the carbon sequestered in softwood and hardwood trees, timber products and forest soils in Wales. *Journal of Environmental Management*, 60(4), 301.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (1995). Developing a methodology for benefit transfers using Geographical Information Systems: Modelling demand for woodland recreation: CSERGE.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (2002b). *Applied Environmental Economics: A GIS Approach to Cost-Benefit Analysis*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (2003). *Applied environmental economics. A GIS approach to cost-benefit analysis*. Cambridge, UK ; New York, NY: Cambridge University Press.
- Bedate, A., Herrero, L. C., y Sanz, J. A. (2004). Economic valuation of the cultural heritage: application to four case studies in Spain. *Journal of Cultural Heritage*, 5(1), 101.
- Bell, F. W., y Leeworthy, V. R. (1990). Recreational demand by tourists for saltwater beach days. *Journal of Environmental Economics and Management*, 18(3), 189-205.

- Beneitez López, J. M., Gómez Jiménez, I., y Espinal Gómez, F. M. (2006, septiembre 2006). Metodología de la modelización integral de la planificación recreativa en sistemas forestales. Paper presented at the XII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas, Granada, Spain.
- Bengochea Morancho, A., Fuertes Eugenio, A., y del Saz Salazar, S. (2007). Análisis conjunto y espacios naturales: una aplicación al Paraje Natural del Desert de les Palmes. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 162((2)), 158-168.
- Berman, M. D., y Kim, H. J. (1999). Endogenous On-Site Time in the Recreation Demand Model. *Land Economics*, 75(4), 603-619.
- Bhat, G., Bergstrom, J., Teasley, R. J., Bowker, J. M., y Cordell, H. K. (1998). RESEARCH: An Ecoregional Approach to the Economic Valuation of Land and Water-Based Recreation in the United States. *Environmental Management*, V22(1), 69-77.
- Bin, O., y Polasky, S. (2004). Effects of Flood Hazards on Property Values: Evidence Before and After Hurricane Floyd. *Land Economics*, 80(4), 490-500.
- Bockstael, N. E. (1996). Modeling Economics and Ecology: The Importance of a Spatial Perspective. *American Journal of Agricultural Economics*, 78(5), 1168-1180.
- Bockstael, N. E., Strand, I. E., y Hanemann, W. M. (1987). Time and the Recreational Demand Model. *American Journal of Agricultural Economics*, 69(2), 293-302.
- Brainard, J., Lovett, A., y Bateman, I. J. (1999). Integrating geographical information systems into travel cost analysis and benefit transfer. *International Journal of Geographical Information Science*, 13(3), 227-246.
- Bräuer, I. (2003). Money as an indicator: to make use of economic evaluation for biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98 483-491.
- Brouwer, R., y van Ek, R. (2004). Integrated ecological, economic and social impact assessment of alternative flood control policies in the Netherlands. *Ecological Economics*, 50(1), 1-21.
- Campos, P., y Caparros, A. (2006). Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. *Ecological Economics*, 57(4), 545-557.
- Campos, P., y Riera, P. (1996). Rentabilidad social de los bosques: Análisis aplicado a las dehesas y los montados ibéricos. *Información Comercial Española*, 751, 47-62.
- Caparrós, A., Campos, P., y Montero, G. (2001a). Aplicación de un sistema de cuentas forestales en la Sierra de Guadarrama, IV Encuentro de Economía Aplicada. Reus.
- Caparrós, A., Campos, P., y Montero, G. (2001b). Applied multiple use forest accounting in the Guadarrama Pinewoods (Spain). *Invest. Agr.: Sist. Recur. For., Fuera de Serie(1)*.
- Caparrós, A., Campos, P., y Montero, G. (2003). An Operative Framework for Total Hicksian Income Measurement: Application to a Multiple-Use Forest. *Environmental and Resource Economics*, V26(2), 173-198.
- Caparrós, A., Cerdá, E., Ovando, P., y Campos, P. (2007). Carbon Sequestration with Reforestations and Biodiversity-Scenic Values (pp. 43): *Fondazione Eni Enrico Mattei*.
- Caparrós Gass, A., y Campos Palacín, P. (2002). Economía del uso recreativo en los pinares de la Sierra de Guadarrama, V Encuentro de Economía Aplicada. Oviedo.
- Carlsson, F., Frykblom, P., y Liljenstolpe, C. (2003). Valuing wetland attributes: an application of choice experiments. *Ecological Economics*, 47(1), 95-103.
- Carson, R. T., Mitchell, R. C., Hanemann, M., Kopp, R. J., Presser, S., y Ruud, P. A. (2003). Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill. *Environmental and Resource Economics*, 25(3), 257-286.
- Castellano, E. (1998). Valoración económica integral de los ecosistemas forestales: modelo geográfico regional. Aplicación a la Comunidad de Madrid.,

- Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Caulkins, P. P., Bishop, R. C., y Bouwes, N. W., Sr. (1986). The Travel Cost Model for Lake Recreation: A Comparison of Two Methods for Incorporating Site Quality and Substitution Effects. *American Journal of Agricultural Economics*, 68(2), 291-297.
- Clark, F. S., y Slusher, R. B. (2000). Using spatial analysis to drive reserve design: a case study of a national wildlife refuge in Indiana and Illinois (USA). *Landscape Ecology*, 15(1), 75-84.
- Clark, R. (1996). Methodologies for the Economic Analysis of Soil Erosion and Conservation: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE).
- Coase, R. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*(3), 1-44.
- Conrad, K. (2005). Price Competition and Product Differentiation When Consumers Care for the Environment. *Environmental and Resource Economics*, V31(1), 1-19.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. d., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Suttonkk, P., y Belt, M. v. d. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387.
- Costanza, R., y Daly, H. E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development *Conservation Biology*, 6(1), 37-46.
- Croitoru, L. (2004). Valuing forest public goods and externalities: an application to Mediterranean forests. Paper presented at the II Simposio Iberoamericano de Gestión y Economía Forestal, Barcelona (Spain).
- Croitoru, L., Gatto, P., y Merlo, M. (2003). Harvesting of non-wood forest products HARVESTING OF NON-WOOD FOREST PRODUCTS. Menemen-izmir, Turkey: FAO.
- Champ, P. A., Boyle, K. J., y Brown, T. C. (2003). A primer on nonmarket valuation. Dordrecht ; Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Chattopadhyay, S. (2003). A Repeated Sampling Technique in Assessing the Validity of Benefit Transfer in Valuing Non-Market Goods. *Land Economics*, 79(4), 576-596.
- Daly, H. E. (1968). On economics as a life science. *The Journal of Political Economy*, 76(3), 392-406.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., y Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393-408.
- Desvousges, W. H., Johnson, F. R., y Banzhaf, H. S. (1998). *Environmental Policy Analysis with Limited Information: Principles and Applications of the Transfer Method*. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Dobbs, I. M. (1993). Individual Travel Cost Method: Estimation and Benefit Assessment with a Discrete and Possibly Grouped Dependent Variable. *American Journal of Agricultural Economics*, 75(1), 84-94.
- Drechsler, M. (2004). Model-based Conservation Decision Aiding in the Presence of Goal Conflicts and Uncertainty. *Biodiversity and Conservation*, 13(1), 141-164.
- Eade, J. D. O., y Moran, D. (1996). Spatial Economic Valuation: Benefits Transfer using Geographical Information Systems. *Journal of Environmental Management*, 48(2), 97-110.
- Earnhart, D. (2003). Do travel cost models value transportation properly? *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 8(6), 397-414.
- Edwards, P. J., y Abivardi, C. (1998). The value of biodiversity: where ecology and economy blend. *Biological Conservation*, 83(3), 239-246.
- Ekins, P. (2003). Identifying critical natural capital: Conclusions about critical natural capital. *Ecological Economics*, 44(2-3), 277-292.
- Elorrieta, I., y Castellano, E. (2000). Valoración integral de la conservación de la biodiversidad de Navarra., *Actas del III Congreso de Economía de Navarra*.
- Elorrieta, J. I., y Castellano, E. (1999). Valoración integral de la conservación de la biodiversidad de la Comunidad Foral de Navarra, *Tercer Congreso de Economía de Navarra*. Pamplona.

- Englin, J., Boxall, P., y Watson, D. (1998). Modeling Recreation Demand in a Poisson System of Equations: An Analysis of the Impact of International Exchange Rates. *American Journal of Agricultural Economics*, 80(2), 255-263.
- Englin, J., y Shonkwiler, J. S. (1995). Modeling Recreation Demand in the Presence of Unobservable Travel Costs: Toward a Travel Price Model. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(3), 368-377.
- Fabbio, G., Merlo, M., y Tosi, V. (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - the Mediterranean region. *Journal of Environmental Management*, 67(1), 67-76.
- Farber, S. C., Costanza, R., y Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), 375-392.
- Forster, B. A. (1989). Valuing Outdoor Recreational Activity: A Methodological Survey. *Journal of Leisure Research*, 21(3), 181-201.
- Gómez Jiménez, I., Picher Fernández, A. C., y Romero-Calcerrada, R. (2006, septiembre 2006). Modelización de la dinámica espacio-temporal de la erosión como instrumento para la toma de decisiones territoriales. Paper presented at the XII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas, Granada, Spain.
- Gómez Orea, D. (2002). *Ordenación Territorial*. Madrid: Ediciones Mundi-Presna Editorial Agrícola Española, S.A.
- Grêt-Regamey, A., y Kytzia, S. (2007). Integrating the valuation of ecosystem services into the Input-Output economics of an Alpine region. *Ecological Economics*, 63(4), 786-798.
- Hagerty, D., y Moeltner, K. (2005). Specification of Driving Costs in Models of Recreation Demand. *Land Economics*, 81, 127.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162(3859), 1243-1248.
- Hawkins, K. (2003). *Economic Valuation of Ecosystems Services*. Minnesota: University of Minnesota.
- Hesseln, H., Loomis, J. B., y Gonzalez-Caban, A. (2004). Comparing the economic effects of fire on hiking demand in Montana and Colorado. *Journal of Forest Economics*, 10(1), 21-35.
- Hesseln, H., Loomis, J. B., Gonzalez-Caban, A., y Alexander, S. (2003). Wildfire effects on hiking and biking demand in New Mexico: a travel cost study. *Journal of Environmental Management*, 69(4), 359-368.
- Hill, G. W., y Courtney, P. R. (2006). Demand analysis projections for recreational visits to countryside woodlands in Great Britain. *Forestry*, 79(2), 185-200.
- Holmes, T. P., Bergstrom, J. C., Huszar, E., Kask, S. B., y Orr, I. I. F. (2004). Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration. *Ecological Economics*, 49(1), 19-30.
- Hotelling, H. (1947). Letter to the Director National Park Service, Department of the Interior. In N. Drury (Ed.). Washington.
- Jayasuriya, R. T. (2003). Measurement of the scarcity of soil in agriculture. *Resources Policy*, 29(3-4), 119-129.
- Johnstone, C., y Markandya, A. (2006). Valuing river characteristics using combined site choice and participation travel cost models. *Journal of Environmental Management*, 80(3), 237-247.
- Judez, L., de Andres, R., Perez Hugalde, C., Urzainqui, E., y Ibanez, M. (2000). Influence of bid and subsample vectors on the welfare measure estimate in dichotomous choice contingent valuation: Evidence from a case-study. *Journal of Environmental Management*, 60(3), 253-265.
- Kliskey, A. D. (2000). Recreation terrain suitability mapping: a spatially explicit methodology for determining recreation potential for resource use assessment. *Landscape and Urban Planning*, 52(1), 33-43.
-

- Lake, I. R., Lovett, A. A., Bateman, I. J., y Day, B. (2000). Using GIS and large-scale digital data to implement hedonic pricing studies. *International Journal of Geographical Information Science*, 14(6), 521-541.
- Lamond, J. E., y Bateman, I. (2012). Methods for Valuing Preferences for Environmental and Natural Resources: An Overview. In I. Booth, F. N. Hammond, J. E. Lamond y D. G. Proverbs (Eds.), *Solutions for Climate Change Challenges in the Built Environment* (Vol. 9, pp. 87). Chichester, West Sussex ; Ames, Iowa: Wiley-Blackwell.
- Leach, A. J. (2009). The welfare implications of climate change policy. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57(2), 151-165.
- León, C. J., Vázquez-Polo, F. J., Guerra, N., y Riera, P. (2002). A Bayesian model for benefit transfer: application to national parks in Spain. *Applied Economics*, 34(6), 749 - 757.
- Leontief, W. (1970). *Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach*. *The Review of Economics and Statistics*, 52(3), 262-271.
- Li, H., Gartner, D. I., Mou, P., y Trettin, C. C. (2000). A landscape model (LEEMATH) to evaluate effects of management impacts on timber and wildlife habitat. *Computers and Electronics in Agriculture*, 27(1-3), 263-292.
- Loomis, J., Gonzalez-Caban, A., y Englin, J. (2001). Testing for Differential Effects of Forest Fires on Hiking and Mountain Biking Demand and Benefits. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 26(2), 508-522.
- Lovett, A. A., y Bateman, I. J. (2001). Economic analysis of environmental preferences: progress and prospects. *Computers, Environment and Urban Systems*, 25(2), 131-139.
- Lovett, A. A., Brainard, J. S., y Bateman, I. J. (1997). Improving Benefit Transfer Demand Functions: A GIS Approach. *Journal of Environmental Management*, 51(4), 373-389.
- Mantau, U., Merlo, M., Sekot, W., y Welcker, B. (Eds.). (2001). *Recreational and Environmental Markets for Forest Enterprises: a new approach towards marketability of public goods*. Oxon (UK): CABI Publishing.
- Martínez de Anguita, P. (2004). *Economía ambiental y ordenación del territorio. Ecosistemas*, 1.
- Martínez de Anguita, P., García Abril, A., Romero-Calcerrada, R., Martín, M. Á., Pedroche, B., y Gómez, I. (2005). *Ordenación del territorio y Medio Ambiente* (Vol. 5). Madrid: Servicio de Publicaciones. Universidad Rey Juan Carlos.
- McKean, J. R., Johnson, D. M., y Walsh, R. G. (1995). Valuing Time in Travel Cost Demand Analysis: An Empirical Investigation. *Land Economics*, 71(1), 96-105.
- Merlo, M., y Briaies, E. R. (2000). Public goods and externalities linked to Mediterranean forests: economic nature and policy. *Land Use Policy*(17), 197-208.
- Merlo, M., y Croitoru, L. (Eds.). (2005). *Valuing Mediterranean Forests. Towards Total Economic Value*. Padova: Cabi Publishing.
- Millward, H. (1993). Public access in the West European countryside: a comparative survey. *Journal of Rural Studies*, 9(1), 39.
- Mokhtarian, P. L. (2005). Travel as a desired end, not just a means. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 39(2-3), 93-96.
- Moons, E., Saveyn, B., Proost, S., y Hermy, M. (2007). Optimal location of new forests in a suburban region. *Journal of Forest Economics*, 14(1), 5-27
- Morey, E. R., y Waldman, D. M. (2000). Joint Estimation of Catch and Other Travel-Cost Parameters--Some Further Thoughts. *Journal of Environmental Economics and Management*, 40(1), 82-85.
- Navrud, S. (2001). Economic valuation of inland recreational fisheries. *Empirical studies and their policy use in Norway Fisheries Management and Ecology*.
- O'Brien, E. A. (2003). Human values and their importance to the development of forestry policy in Britain: a literature review. *Forestry*, 76(1), 3-17.

- Oglethorpe, D., Hanley, N., Hussain, S., y Sanderson, R. (2000). Modelling the transfer of the socio-economic benefits of environmental management. *Environmental Modelling and Software with Environment Data News*, 15(4), 343.
- Organización de Naciones Unidas. (1992). Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo.
- Organization for Economic and Cooperative Development. (1995). *The Economic Appraisal of Environmental Projects and Policies - A Practical Guide*. Paris: OECD.
- Pagiola, S., von Ritter, K., y Bishop, J. (2004). Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation. In E. DEPARTMENT (Ed.) (pp. 64): WORLD BANK.
- Parsons, G. R., y Keraly, M. J. (1994). Benefits transfer in a random utility model of recreation. *Water Resources Research*, 30(8), 2477-2484.
- Pearce, D., y Moran, D. (1994). *The economic value of biodiversity*. London Earthscan.
- Pearce, D. W., y Turner, R. K. (1991). *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente* (M. Botticini, Trans.): il Mulino.
- Pérez y Pérez, L., Barreiro, J., Barberán, R., y Del Saz, S. (1998). *El Parque Posets-Maladeta. Aproximación a su valor de uso recreativo*. (Vol. N°8): Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J., y Common, M. (2003). *Natural Resource and Environmental Economics* (3rd ed.). Harlow, UK: Pearson Education Ltd.
- Prada Blanco, A., Vázquez Rodríguez, M. X., y Soliño Millán, M. (2005). Beneficios y costes sociales en la conservación de la Red Natura 2000: CIEF (Centro de Investigación Económica y Financiera), Fundación Caixa Galicia.
- Pukkala, T., Nuutinen, T., y Kangas, J. (1995). Integrating scenic and recreational amenities into numerical forest planning. *Landscape and Urban Planning*, 32(3), 185-195.
- Ready, R. C., Navrud, S., y Dubourg, W. R. (2001). How Do Respondents with Uncertain Willingness to Pay Answer Contingent Valuation Questions? *Land Economics*, 77(3), 315-326.
- Rebolledo, D., y Pérez y Pérez, L. (1994). Valoración contingente de bienes ambientales. Aplicación al Parque Natural de la Dehesa del Moncayo. : Unidad de Economía y Sociologías Agrarias, SIA-DGA, Zaragoza.
- Riddel, M. (2001). A Dynamic Approach to Estimating Hedonic Prices for Environmental Goods: An Application to Open Space Purchase. *Land Economics*, 77(4), 494-512.
- Riera, P. (1992). Posibilidades y Limitaciones del Instrumental Utilizado en la Valoración de Externalidades. *ICE*, 711.
- Riera, P. (1993). The improvement of standard cost-benefit analysis through its combination with the contingent valuation method (Vol. vol. 3, chapter 1). Cracow.
- Riera, P. (1994). *Manual de Valoración Contingente*: Instituto de Estudios Fiscales.
- Riera, P., Descalzi, C., y Ruiz, A. (1995). El valor de los espacios de interés natural en España. Aplicación de los métodos de la valoración contingente y el coste del desplazamiento. *Revista Española de Economía, Monográfico sobre Recursos Naturales y Medio Ambiente*.
- Riera, P., y Mogas, J. (2004). Evaluation of a risk reduction in forest fires in a Mediterranean region. *Forest Policy and Economics*, 6(6), 521-528.
- Rosenberger, R. S., y Loomis, J. B. (2003). Benefit transfer. In P. A. Champ, K. J. Boyle y T. C. Brown (Eds.), *A primer on nonmarket valuation* (pp. x, 576 p.). Dordrecht ; Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Rosenberger, R. S., Peterson, G. L., Clarke, A., y Brown, T. C. (2001). Dispositions for Lexicographic Preferences of Environmental Goods: Integrating Economics, Psychology, and Ethics.
- Rosenberger, R. S., Peterson, G. L., Clarke, A., y Brown, T. C. (2003). Measuring dispositions for lexicographic preferences of environmental goods: integrating economics, psychology and ethics. *Ecological Economics*, 44(1), 63-76.

- Saz, S. d., y Suárez-Burguet, C. (1998). El valor de uso de espacios naturales protegidos: aplicación del método de valoración contingente al Parque Natural de L'Albufera", *Revista Española de Economía Agraria*, nº 182, pp. 239-272. .
- Schuyt, K., y Brander, L. (2004). *The Economic Values of the World's Wetlands*. Gland/Amsertadam: WWF.
- Smith, V. K., Desvousges, W. H., y Fisher, A. (1986). A Comparison of Direct and Indirect Methods for Estimating Environmental Benefits. *American Journal of Agricultural Economics*, 68(2), 280-290.
- Spash, C. L. (1997). Ethics and Environmental Attitudes With Implications for Economic Valuation. *Journal of Environmental Management*, 50(4), 403-416.
- Spash, C. L. (2000). Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland re-creation. *Ecological Economics*, 34(2), 195-215.
- Starbuck, C. M., Berrens, R. P., y McKee, M. (2006). Simulating changes in forest recreation demand and associated economic impacts due to fire and fuels management activities. *Forest Policy and Economics*, 8(1), 52-66.
- Tahvanainen, L., Tyrvaïnen, L., Ihalainen, M., Vuorela, N., y Kolehmainen, O. (2001). Forest management and public perceptions – visual versus verbal information. *Landscape and Urban Planning*, 53(1-4), 53-70.
- Timmins, C., y Murdock, J. (2007). A revealed preference approach to the measurement of congestion in travel cost models. *Journal of Environmental Economics and Management*, 53(2), 230-249.
- Tyrvaïnen, L. (2001). Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of Environmental Management*, 62(1), 75-92.
- Tyrvaïnen, L., y Miettinen, A. (2000). Property Prices and Urban Forest Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 39(2), 205.
- Tyrvaïnen, L., y Vaananen, H. (1998). The economic value of urban forest amenities: an application of the contingent valuation method. *Landscape and Urban Planning*, 43(1), 105.
- van Noordwijk, M., Poulsen, J. G., y Ericksen, P. J. (2004). Quantifying off-site effects of land use change: filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*(104), 19-34.
- Villa, F., Wilson, M. A., de Groot, R., Farber, S., Costanza, R., y Boumans, R. M. J. (2002). Designing an integrated knowledge base to support ecosystem services valuation. *Ecological Economics*, 41(3), 445-456.
- Wilman, E. A. (1980). The value of time in recreation benefit studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(3), 272-286.
- Zawacki, W. T., Marsinko, A., y Bowker, J. M. (2000). A Travel Cost Analysis of Nonconsumptive Wildlife-Associated Recreation in the United States. *Forest Science*, 46, 496-506.

CAPÍTULO

II. OBJETIVOS



Contenido

OBJETIVOS.....	37
CASO 1 – BIENES CON PRECIO DE MERCADO.....	39
CASO 2 – SERVICIOS DE USO INDIRECTO.....	39
CASO 3 – SERVICIOS DE USO DIRECTO SIN PRECIO DE MERCADO.....	40

II. OBJETIVOS

Objectives

Actualmente la presión humana sobre el territorio continúa siendo un elemento clave de estudio de las Ciencias Ambientales.

Los patrones de desarrollo y crecimiento tratan de hacerse compatibles con la conservación y mejora del medio ambiente natural a través de diversas disciplinas.

Tradicionalmente, la planificación territorial ha buscado posibilitar dicha integración mediante una ordenación de las actividades en el territorio.

Sin embargo, y pese al creciente desarrollo y mejoras de las tecnologías disponibles para aplicar dicha planificación, aún son muy frecuentes los modelos de desarrollo locales donde se presentan claros conflictos entre las actividades económicas y el sostenimiento de los valores ambientales.

Sirva como ejemplo los numerosos casos denunciados en nuestro país en los últimos años por desarrollo urbanístico aparentemente incontrolado.

Dichos conflictos no responden a una falta de capacidad de las técnicas de planificación, o al conocimiento disponible sobre las zonas implicadas, ya que ambos no han dejado de mejorar en los últimos años.

Como hipótesis de partida de esta tesis, creemos que estos problemas de planificación de las actividades del territorio responden, por el contrario, a una falta de integración homogénea de los valores ambientales en los criterios de la planificación.

Vivimos en un sistema de economía de mercado donde la gran mayoría de bienes y servicios ambientales, el propio paisaje y el territorio no se miden en unidades comparables a las de los beneficios derivados de ciertos desarrollos urbanísticos (para continuar con el ejemplo).

Esto conlleva una subjetividad en la comparación de los beneficios tangibles e inmediatos: económicos, empleo; en detrimento de los impactos sobre los servicios ambientales, menos tangibles y con repercusiones a más largo plazo.

El planteamiento que realizamos en esta tesis consiste precisamente en evaluar si sería posible integrar en la planificación del territorio los valores ambientales de un modo homogéneo con el resto de valores productivos.

Para ello realizaremos varios casos de estudio donde se analice dicha integración a diferentes niveles, correspondiendo con distintos grados de dificultad teórica. Consideramos que es más sencillo integrar valores ambientales que si tienen precio de mercado y son medibles en una base anual (corto plazo) y lo más complejo integrar valores ambientales sin precio de mercado y cuya delimitación espacial es más compleja.

Creemos relevante mencionar que en esta tesis se considerará que las tres disciplinas consideradas: planificación territorial, tecnologías de la información geográfica y economía ambiental son todas disciplinas suficientemente probadas y aplicables. Ninguna de las mismas se someterá a evaluación separada en esta tesis.

Objetivos

El objetivo principal de esta tesis doctoral es evaluar la posibilidad de integración de valores económicos de bienes y servicios ambientales en las cartografías utilizables para la planificación del territorio.

Básicamente se trata de analizar la aplicabilidad de la valoración económico-ambiental a la toma de decisiones de base territorial tratando de realizar varias aplicaciones prácticas.

Esta tesis tratará de resolver las siguientes cuestiones:

- ¿Es posible realizar una cartografía económica del territorio? ¿Qué podría reflejarse en ella? (Figura 1).
- ¿Es posible, utilizando una cartografía económica del territorio, tomar decisiones comparativas coste-beneficio donde estén plenamente integrados los valores ambientales?
- ¿Es lo anterior posible en todas las situaciones en que se aplica la planificación del territorio?
- ¿Tiene sentido integrar valores económico-ambientales en la planificación del territorio para todos los tipos de valores ambientales?
- ¿Es práctico desde el punto de vista de la eficiencia o del coste-beneficio el realizar dicha cartografía económica?
- ¿Existen técnicas / información disponibles que permitan equiparar la actualización espacio temporal de las valoraciones económico-ambientales y sus cartografías?

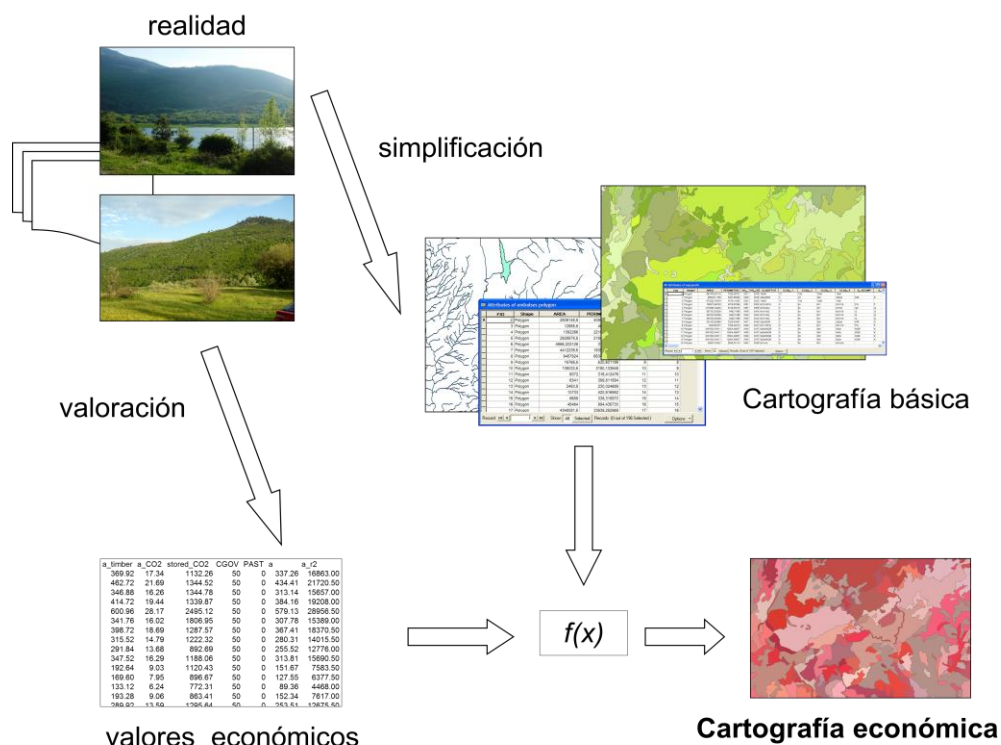


Figura 1. Esquema del proceso de elaboración de cartografía económica para su utilización en la planificación territorial. Requiere la realización de al menos dos pasos adicionales con respecto al resto de cartografía empleado habitualmente en la planificación territorial (cartografía básica). Elaboración propia.

Para responder a estos objetivos y analizar en detalle las posibilidades de la integración que se plantea en esta tesis se plantean tres casos de estudio. Como se explicará a continuación en el siguiente capítulo, estos tres casos de estudio servirán para plasmar diferencias significativas sujetas a:

- a) *Ámbito territorial de estudio*
- b) *Tipos de valores considerados*
- c) *Tipologías de técnicas de valoración empleadas*
- d) *Tipologías de técnicas de generación cartográficas empleadas*

En este capítulo se detallan las hipótesis y objetivos de la tesis como un conjunto integrado. Sin embargo, dado el mayor grado de detalle con que se analizan, cada caso de estudio tiene sus propios objetivos específicos, adaptadas a las necesidades que cada caso plantea.

Se detallan a continuación las características generales de cada caso de estudio y cómo contribuye cada uno de ellos a los objetivos.

Caso 1 – Bienes con precio de mercado

En este caso de estudio empezamos por analizar el potencial de integración de valores económico-ambientales a partir de su tipo más sencillo: los que poseen valor de mercado.

Los parámetros que se analizan en este primer caso de estudio son los siguientes:

- *Factibilidad de obtención de los valores económicos.*
- *Capacidad de transformación de los valores económicos a sistemas cartográficos: espacialización de datos.*
- *Posibles sesgos y distorsiones que afecten a la comparación con otros valores.*

- *Diferencias en la aplicación en dos regiones con características similares pero muy alejadas: Sierra de Madrid y Montaña Veneta.*
- *Diferencias entre valores basados en mercados reales y los basados en mercados virtuales.*

Caso 2 – Servicios de uso indirecto

A diferencia de en el caso 1, en este caso no se analiza la posibilidad de cartografiar bienes tangibles (madera, pasto, etc.) sino servicios ambientales, de los que sólo es posible ver sus efectos.

Cabe mencionar que en el caso 1 también se valorará un servicio, la fijación de carbono, pero con la diferencia de que en ese caso particular, a diferencia del que nos ocupa:

- a) *el servicio está ligado directamente a un bien: la biomasa forestal*
- b) *el servicio tiene establecido un mercado virtual que facilita su valoración.*

La valoración de servicios es mucho más compleja que la de los bienes, ya que es mucho más variable temporal y especialmente y además está entrelazada con diversos bienes. Por ello sólo se plantea la espacialización de la valoración económica de un único servicio: la protección frente a la erosión hídrica. El ámbito espacial se reduce a nivel de una subcuenca hidrográfica.

Los parámetros que se analizan en este caso de estudio son los siguientes:

- *Posibilidad de estimación de los valores del servicio ambiental.*
- *La vinculación entre sostenibilidad, escasez de recursos y valor económico.*

- Posibilidad de espacialización de dichos valores a una cartografía económico-ambiental.
- Posibles sesgos y distorsiones que afecten a la comparación con otros valores.
- Validez del método de valoración económica empleado en el marco de la planificación territorial como finalidad última de la valoración.

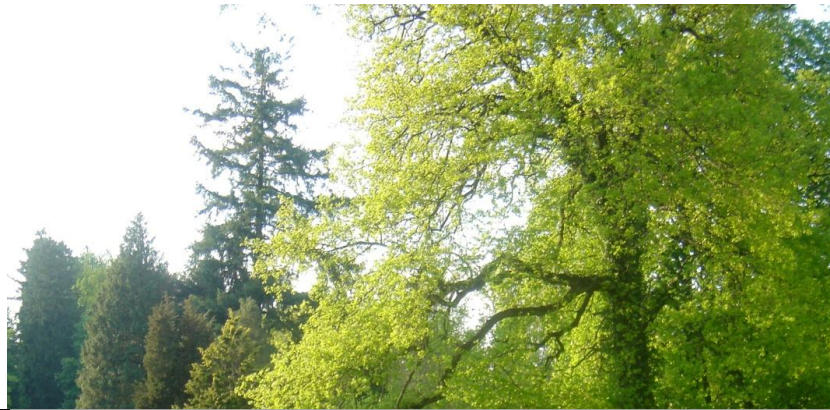
Caso 3 – Servicios de uso directo sin precio de mercado

En este caso, a diferencia del anterior, los servicios que consideramos son los servicios directos.

La diferencia más significativa en este caso, y de ahí su mayor dificultad, estriba en que son servicios que no tienen un reflejo directo en otros bienes, sino que tienen un valor por sí mismos. Es decir, en el caso de la protección contra la erosión, valoramos este servicio porque nos afecta a otros bienes (productividad, daños). En este tercer caso, sin embargo, planteamos servicios de uso directo, como es el caso del servicio recreativo.

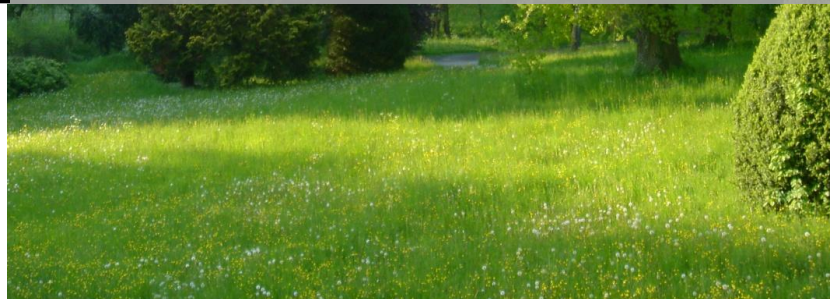
Los parámetros que se analizan en este caso de estudio son los siguientes:

- Posibilidad de estimación de los valores del servicio ambiental. Es el caso más complejo de los tres en este aspecto.
- Posibilidad de espacialización de dichos valores a una cartografía económico-ambiental.
- Métodos alternativos para la distribución espacial de los valores económicos del servicio
- Posibles sesgos y distorsiones que afecten a la comparación con otros valores.
- Alternativas y validez de los métodos de valoración económica aplicables en el marco de la planificación territorial como finalidad última de la valoración.
- Relación entre las posibles actuaciones (ordenación territorial de actividades) y la respuesta del servicio ambiental a las mismas.



CAPÍTULO

III. MÉTODOS



Contenido

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	43
CASOS DE ESTUDIO.....	44
CASO 1: BIENES/SERVICIOS DE USO DIRECTO CON PRECIO DE MERCADO.....	44
CASO 2: SERVICIOS DE USO INDIRECTO SIN PRECIO DE MERCADO.....	45
CASO 3: SERVICIOS DE USO DIRECTO SIN PRECIO DE MERCADO	46
REFERENCIAS	46

III. MÉTODOS

Methods

Los objetivos de esta tesis son ambiciosos sobre todo en cuanto a la gran cantidad de disciplinas y variabilidad que tratan de abarcar.

Para responder a los objetivos planteados y analizar en detalle las posibilidades de la integración se ha seguido la siguiente metodología.

En primer lugar se ha realizado un **análisis extenso de la literatura**, en aras de localizar posibles aplicaciones conjuntas de la economía ambiental y la planificación territorial.

El resultado de esta revisión bibliográfica se ha plasmado en el capítulo de II. Introducción y antecedentes y ha dado lugar a la estructura de esta tesis.

Gracias a este análisis de casos previos se ha concluido que no era razonable tratar de realizar una cartografía exhaustiva de todos los valores que constituyen el Valor Económico Total (VET) sino que ya suponía un gran avance en este campo el analizar las posibilidades de las tipologías de valores más representativas.

Se comprobó que para la construcción de una cartografía de valoración ambiental que fuese útil para la planificación territorial no bastaba una mera recopilación de datos.

De hecho, se identificó que tendría mucho mayor valor para alcanzar este objetivo cartográfico el detectar las posibles debilidades y establecer soluciones.

Por ello se han planteado tres casos de estudio para plasmar diferencias significativas sujetas a:

- a) *Ámbito territorial de estudio*
- b) *Tipos de valores considerados*
- c) *Tipologías de técnicas de valoración empleadas*
- d) *Tipologías de técnicas de generación cartográficas empleadas*

Los aspectos más concretos de la revisión bibliográfica relativos a cada uno de los casos de estudio se detallan junto con éstos para facilitar su lectura y comprensión.

Esta estructura en casos de estudio permite profundizar más en cada uno de los casos planteados, pero a la vez obtener unos resultados y conclusiones sobre el conjunto.

Los casos de estudio son planteados en una escala creciente de complejidad en la valoración, desde técnicas sencillas basadas fundamentalmente en la recopilación y catalogación (que se tocan someramente para analizar sus propias dificultades asociadas) hacia un desarrollo más novedoso (la erosión) y una aproximación más geográfica a un aspecto muy estudiado (por su significancia) como es el recreativo.

Tras presentar estos casos de estudio, se realizará un resumen de los resultados obtenidos para facilitar una interpretación y discusión de conjunto. Así, podremos llegar a definir las conclusiones de este estudio.

Revisión bibliográfica

Ante la amplitud y complejidad del tema analizado en esta tesis, se siguió una metodología para la revisión bibliográfica y la clasificación de referencias destinada fundamentalmente a delimitar los objetivos y ámbito de la misma.

En primer lugar se realizó una búsqueda de estudios similares al que se planteaba. Cabe destacar en este sentido el trabajo de Esteban Castellano (1998), el ilustre profesor Diego

Azqueta (1994) y los trabajos de Ian J. Bateman.

En especial, el profesor Diego Azqueta y sus colegas de la Facultad de Economía de la Universidad de Alcalá de Henares, contribuyeron enormemente a despertar en mí las inquietudes sobre el análisis detallado de las potencialidades y dificultades de la valoración económica de los bienes y servicios ambientales.

Como punto de partida también se utilizaron los trabajos originales de los directores de esta tesis Pablo Martínez de Anguita y Raúl Romero Calcerrada.

Posteriormente, se fue analizando en más detalle la literatura existente para cada caso de estudio, buscando referencias por tipos de valores ambientales, metodologías de valoración, análisis de sesgos, uso de TIG, etc. Llegando a disponer de una base de datos de 1765 registros.

Cabe la pena resaltar este aspecto de la tesis porque, si bien no representa la parte principal que es sin duda el trabajo de investigación original, ha marcado mucho que gran parte de la discusión y el planteamiento tengan un cierto carácter teórico o incluso, en ocasiones, filosófico.

Por aportar un dato reseñable, sólo referidos al método de coste de viaje, se consultaron más de 100 publicaciones.

Casos de estudio

Como ya se ha mencionado, la tesis incluye tres casos de estudio, cada uno referido a una tipología del VET (Figura 1), y de este modo pudiendo analizar varias metodologías de valoración económico-ambiental (Figura 2).

Se espera así aportar datos significativos sobre la viabilidad de realizar una cartografía de valoración económica ambiental para la planificación territorial.



Figura 1. Tipología del valor económico total (Adaptado de Azqueta, 2002).

Los casos de estudio planteados son:

1. Bienes y servicios de uso directo con precio de mercado.
2. Servicios de uso indirecto sin precio de mercado: la erosión
3. Servicios de uso directo pero sin precio de mercado: el valor estético-recreativo

Caso 1: Bienes/servicios de uso directo con precio de mercado

En este caso de estudio se analizarán los valores ambientales de dos regiones forestales en dos ubicaciones geográficas dispares: Italia y España.

En el área italiana:

1. Se realizará una identificación y selección de los bienes a valorar,
2. Se realizará una selección de los precios a considerar para los valores,
3. Se seleccionará y aplicará una metodología para la espacialización de los valores económicos obtenidos.

Por último se compararán los resultados obtenidos en el área italiana con el área en España.

Este caso se seleccionó por ser, a priori, el más sencillo e inmediato. Dado que los bienes y servicios disponen de precio de mercado, no es necesario aplicar ninguna metodología de valoración económico-ambiental. Por el contrario, nos permite centrarnos en las posibilidades de la distribución espacial de los valores y en la utilidad del resultado para la planificación territorial.

De esta forma es un caso de estudio ideal como paso previo para acometer otros casos más complejos en los que además de la variable de espacialización tengamos que usar un método de valoración para inferir un precio y por tanto un valor.

Un mayor detalle sobre la metodología seguida para este caso de estudio, así como los resultados, se muestran a continuación en el capítulo IV.

Caso 2: Servicios de uso indirecto sin precio de mercado

Con este caso se dan dos saltos cualitativos en dificultad, por un lado, los servicios, sobre todo los de uso indirecto, son más complejos de valorar y espacializar que los bienes. Por otro se añade la dificultad de no disponer de un precio de mercado.

Con este caso de estudio se entra de lleno en el análisis de la valoración de las externalidades, en este caso negativas, como es el caso de la erosión hídrica.

La metodología seguida para abordar este análisis de valoración, en el que se pone en práctica el método de valoración de costes de reposición, se detalla en el capítulo V.

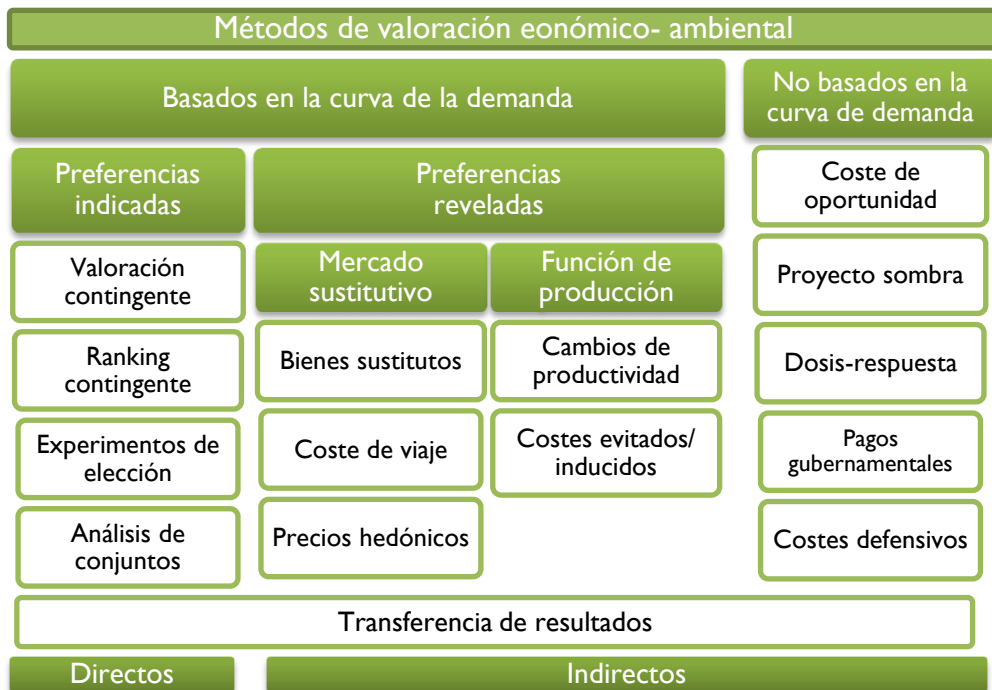


Figura 2. Clasificación de los métodos de valoración económico-ambiental más habituales (Bateman et al., 2002; Merlo y Croitoru, 2005). Los distintos métodos son los indicados en las cajas no sombreadas.

Caso 3: Servicios de uso directo sin precio de mercado

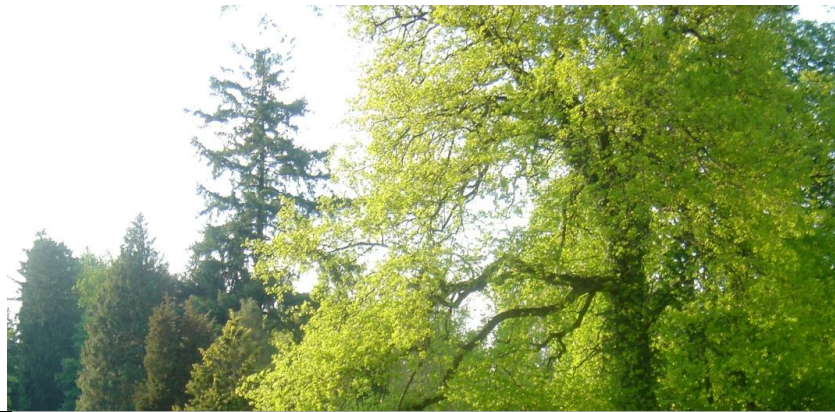
Por último, se valorará otro servicio ambiental, esta vez de uso directo, también sin precio de mercado. Se centra el caso en el servicio recreativo que proveen las áreas forestales de uso público.

La particularidad de este servicio es que ha sido muy estudiado y son numerosos los estudios en los que se aplican los métodos de coste de viaje y valoración contingente para su valoración.

De esta forma se podrá analizar si las técnicas de valoración más conocidas son más fáciles de aplicar, y en qué medida pueden ser georeferenciados los valores.

Referencias

- Azqueta, D. (1994). *Valoración económica de la calidad ambiental*. Madrid: McGraw-Hill.
- Azqueta, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental*: McGraw Hill / Interamericana de España.
- Bateman, I. J., Jones, A. P., Lovett, A. A., Lake, I. R., y Day, B. H. (2002). *Applying Geographical Information Systems (GIS) to Environmental and Resource Economics*. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 219-269.
- Castellano, E. (1998). *Valoración económica integral de los ecosistemas forestales: modelo geográfico regional. Aplicación a la Comunidad de Madrid*, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Merlo, M., y Croitoru, L. (Eds.). (2005). *Valuing Mediterranean Forests. Towards Total Economic Value*. Padova: Cabi Publishing.



CAPÍTULO

IV. BIENES CON PRECIO DE MERCADO



Contenido

MARKET VALUES.....	49
ZONA DE ESTUDIO PRINCIPAL.....	50
IDENTIFICACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS A VALORAR.....	51
PRODUCCIÓN DE MADERA.....	53
ALMACENAMIENTO DE CO ₂	55
PASTIZAL.....	57
COSTES DE GESTIÓN.....	57
RESULTADOS - COMÉLICO.....	58
ZONA DE ESPECIAL PROTECCIÓN PARA LAS AVES “ENCINARES DE LOS RÍOS ALBERCHE Y COFIO”, MADRID (ESPAÑA).....	62
IDENTIFICACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS A VALORAR.....	63
PRODUCCIÓN DE MADERA.....	66
FIJACIÓN Y ALMACENAMIENTO DE CARBONO.....	67
PRODUCCIÓN DE MIEL, RESINA, PIÑÓN Y PASTO.....	67
ACTIVIDAD CINEGÉTICA.....	68
REFERENCIAS.....	68

IV. BIENES CON PRECIO DE MERCADO

Market values

Como se mencionó en el capítulo I, dentro de los elementos que componen el Valor Económico Total (VET) se encuentran los bienes y servicios de uso directo que sí son intercambiados en mercados. Al existir un mercado, donde dichos bienes y servicios son intercambiados, podemos disponer de los precios como reflejo de su valor para la sociedad.

Pese a no ser el objeto del presente capítulo, cabe resaltar como contraste que existen también bienes y servicios de uso directo que carecen de un precio de mercado. Estos son los habitualmente llamados bienes públicos que se caracterizan precisamente porque su uso (o acceso) no puede ser limitado mediante un precio (Azqueta, 2002; Riera et al., 2005). Veremos en el Capítulo VI un caso de valoración de este tipo de servicios.

Los bienes y servicios que sí disponen de un precio de mercado son valorables de un modo directo. Sin embargo su inclusión en el VET y su distribución espacial con el fin de que puedan ser utilizados en cartografía no están exentas de inconvenientes.

El objeto de este capítulo será precisamente realizar un ejercicio de recopilación de los valores de estos bienes y servicios con el fin de que sean incorporados en capas cartográficas.

De este modo, se analizarán las dificultades más significativas del uso de estos valores económicos del territorio y la cartografía de planificación.

Entre las dificultades, pese a lo simple que pudiera parecer el caso de estudio, la recopilación de los precios de los valores a considerar no siempre es sencilla.

La **información** requerida sobre los precios puede no estar centralizada. Es decir, se carece de una entidad que los **recopile y actualice**. Esta dificultad se traduce, de cara a la planificación, en un coste en tiempo y dinero hasta la completa catalogación.

Por otro lado, es relativamente frecuente en las zonas forestales el consumo de recursos, que aún teniendo un precio en el mercado, se consumen sin que medie este, de un modo que podríamos denominar **autoconsumo**.

En este caso estarían por ejemplo el disfrute como coto de caza de su propietario o la recogida de setas por éste o por visitantes.

Diversos estudios indican que el montante de este autoconsumo no es despreciable (Campos, 1994, 2005; Campos y Caparros, 2006; Caparrós et al., 2003; Rodríguez Luengo et al., 2003). Sin embargo, las cantidades consumidas de esta forma son extremadamente difíciles de recopilar (Merlo y Croitoru, 2005) y su valoración requiere de técnicas más utilizadas para valores de no-uso.

En tercer lugar, para permitir una agregación del VET y una toma de decisiones en consecuencia en la planificación territorial, los precios recopilados deberían de pasar un filtro: ¿cuáles de estos precios no sufren distorsiones en su mercado? Si incluimos precios con distorsiones, las decisiones de planificación quedarán sesgadas.

En España, como ejemplo de otros muchos países, puede decirse que la totalidad de los precios del sector agroforestal están sometidos a algún tipo de **distorsión**: control de precios mediante regulación de la oferta/demanda mediante silos, subvenciones, aranceles... Estas

distorsiones pueden hacer o bien que los precios se eleven o bien que se reduzcan con respecto lo que el mercado demandaría. Lo realmente complejo en este caso es conocer el grado de distorsión de cada precio.

Por último, dentro de las cuatro grandes dificultades que se explorarán en este caso de estudio, se encuentra la **espacialización** de los datos.

Cierto número de bienes y servicios, especialmente los asociados a los recursos naturales, presentan grandes variaciones de precios según su ubicación y presentan importantes fluctuaciones temporales, lo que supone un reto para su cartografiado.

Cada terreno agrícola tiene una productividad determinada que está catalogada, cada producto cultivado (cada terreno admite varios) tiene un precio (en un determinado momento) en la lonja más cercana. Sin embargo, el precio que el propietario/explotador de dicho terreno puede obtener de su producto finalmente dependerá, entre otros, de la demanda local (ganaderos, plantas procesadoras...) o incluso internacional (venta por internet), del tamaño total de su explotación (economías de escala, infraestructuras de almacenamiento, flexibilidad en la venta), etc.

Todas estas características particulares no son muy relevantes cuando se trata de dar un valor agrupado como las estadísticas agrarias, pero pueden implicar un importante sesgo cuando los valores se traducen a la cartografía de un modo homogéneo, es decir, sin tener en cuenta dichas particularidades.

Pongamos por ejemplo un caso en que, utilizando las productividades, se asocia a cada terreno agrícola en la cartografía un valor de productividad en € al año (basado en los precios medios de lonja de los últimos cinco años). A continuación, dicha cartografía se utiliza para valorar las pérdidas de productividad para la

comarca de la construcción de una vía rápida. Lógicamente, las pérdidas de capacidad productiva no serán las mismas si se afecta mínimamente a varias explotaciones agrícolas, que si se elimina una pequeña explotación por completo o que si se daña seriamente una gran explotación. Con dicha cartografía, si los terrenos afectados son equivalentes en superficie y capacidad productiva, el resultado (impacto económico) sería igual en los tres casos, cuando el efecto real sobre el tejido productivo no es el mismo.

Todos estos inconvenientes tratan de ser estudiados en este capítulo, mientras se tratará de detallar cuáles son estos bienes y servicios con precio de mercado y cómo sus valores podrían ser llevados a una cartografía que pueda utilizarse en la planificación del territorio.

Zona de estudio principal

Para poder identificar los bienes y servicios de los que debemos hallar el precio es necesario primeramente definir el ámbito de actuación o zona de estudio.

Para el desarrollo del presente caso de estudio se utilizó como zona de estudio el Comelico, una comarca de la Región del Veneto (Italia).

La Regione del Veneto o región del Véneto, es una región del nordeste de Italia cuya capital es Venecia. La parte norte de esta región es característicamente montañosa.

La zona estudiada es la abarcada por la Comunità Montana Comelico-Sappada (Figura 1) que agrupa 6 comuni: Comelico Superiore, Danta di Cadore, San Nicolò di Comelico, San Pietro di Cadore, Sappada y Santo Stefano di Cadore. Es en este último donde se encuentra la sede. Estos comuni, con la excepción de Sappada, constituyen lo que normalmente se conoce como Comelico o Val Comelico.

Los seis comuni se encuentran en la provincia de Belluno, que a su vez forma parte de la región del Veneto. La zona de Comelico-Sappada (Figura 1) es una zona poco desarrollada de montaña, muy forestal, con problemas de despoblamiento y desempleo y menor afluencia turística que sus vecinos alpinos como Ampezzo (Giupponi et al., 2006).

Sin embargo posee una alta calidad ambiental y una buena capacidad productiva forestal. Los bosques son fundamentalmente de píceas (*Picea abies*), alerce (*Larix decidua*) y pino (*Pinus sp.*) (Figura 2). Sus principales fuentes de recursos son forestales y, en menor medida, turísticos.

Las características que llevan a elegir esta región como área de estudio se debe a sus amplias zonas forestales, extensas y con elevada productividad (Merlo y Gatto, 2000) enfocada de modo casi exclusivo a la madera. Estas características permiten disponer de datos de productividad forestal de alta calidad. Esto, unido a la disponibilidad de cartografía digital actualizada de producción pública (entidad gubernamental regional: Regione del Veneto), facilita la obtención y análisis de las variables objeto de estudio en este caso.

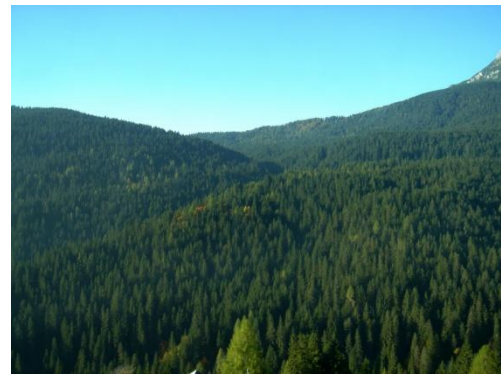


Figura 2. Paisaje alpino de la zona del Comèlico. Zona montañosa, con bosques de píceas, alerce y pino, con presencia de frondosas como el haya o el abedul.

Identificación de bienes y servicios a valorar

Como paso previo a la valoración se identificaron los bienes y servicios principales en la zona de estudio (Comelico-Sappada) y los posibles indicadores físicos y cartográficos que pudiesen servir para obtener y geo-referenciar los precios.

En la Tabla 1 se listan los principales bienes y servicios identificados y sus indicadores asociados. Los indicadores pueden variar según la zona a estudiar, la disponibilidad de

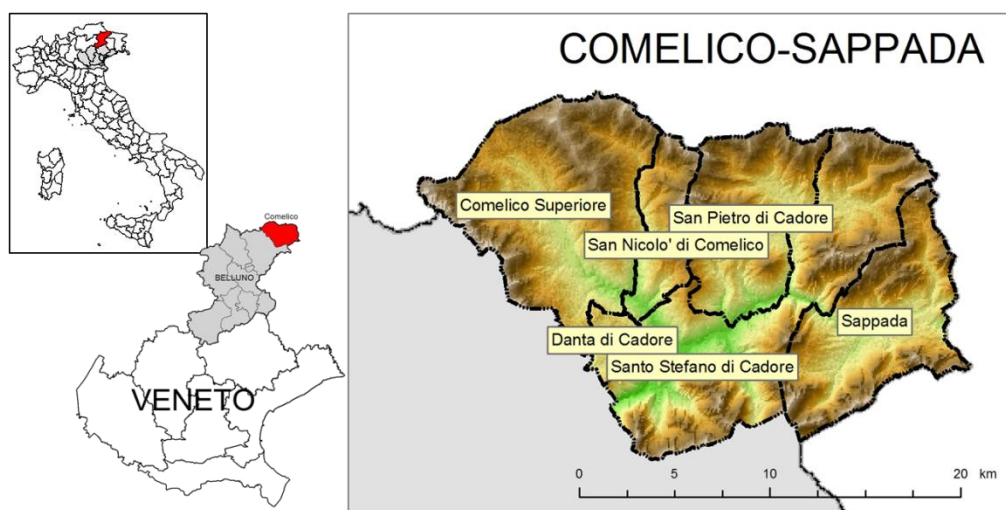


Figura 1. Localización del Comune di Comèlico y su división en comarcas.

información, la escala de trabajo o el destino final de la cartografía. En este caso se seleccionaron y utilizaron los que se indican en dicha Tabla 1.

Los bienes y servicios identificados como de uso directo con un precio de mercado son los principales asociados a la producción forestal en la zona. La lista presentada en la Tabla 1 no trata de ser exhaustiva sino servir de referencia.

Además de la propia selección de bienes o

servicios, el uso de indicadores cartográficos permite la espacialización del bien o servicio. Sin embargo, es una primera simplificación requerida para la aplicación de estos valores. La correcta definición de los indicadores será clave para la utilidad final de la cartografía.

El uso forestal es el más relevante en la zona, al tiempo que los numerosos estudios de valoración que el equipo de investigación CONTAGRA, de la Università di Padova, había ya realizado sobre conjuntos forestales constituían una gran

Tabla 1. Bienes y servicios de uso directo con valor de mercado identificados para este caso de estudio (propios de la zona forestal de Comelico-Sappada). Se indica el indicador físico y el indicador cartográfico que en conjunto con los precios permitirían obtener una cartografía.

Bien o servicio ambiental	Indicador físico	Indicador cartográfico
Producción maderera	Volumen maderable (m ³)	Densidad forestal y edad (inventario)
Leña	Volumen extraído (m ³)	Densidad forestal y edad (inventario)
Caza	Licencias de caza	Mapas de fauna, su asociación a hábitats y cotos de caza.
Pastos	Productividad primaria neta	Meteorología (insolación y humedad), topografía y suelo.
Miel	Volumen de miel producido (litros)	Nº y distancia tipo desde la ubicación de colmenas
Setas	Estimación de la producción	Hábitats
Castañas	Recolección y venta (kg) o uso forrajero (equivalencia en pasto)	Densidad y edad de Castanea sativa
Fijación de carbono	Fijación de carbono realizada en la biomasa forestal.	Densidad forestal y edad (inventario)
Empleos rurales directos	Equivalencia en subsidios	Nº empleados/ha en zonas urbanas
Procesamiento industrial de productos forestales	Valor añadido	Nº y producción de industrias dependientes de cada tipo de monte
Costes de gestión forestal	Mano de obra, compras y costes fijos.	Tipo de montes y mapas catastrales

referencia de partida para este estudio.

Del conjunto de bienes y servicios detallados en la Tabla I, se han analizado los siguientes:

- Producción de madera
- Almacenamiento de carbono (CO₂)
- Pastos
- Costes de gestión

La selección de estos responde a una mayor literatura al respecto, una mayor facilidad de obtención de los datos, una elevada representatividad y una diversidad de tipos de valores (tangibles vs. intangibles, mercados reales vs. hipotéticos, etc.).

Asimismo, se ha tratado de que la selección realizada no incluyese elementos muy similares, para que los resultados fuesen más significativos para las conclusiones de la investigación.

Producción de madera

Cuando se busca obtener una cartografía de producción maderera existen fundamentalmente dos posibilidades de valoración: considerar el crecimiento corriente anual en aquellas etapas de fustal con aprovechamiento, o bien considerar el crecimiento propuesto del plan de ordenación (si existe) de modo que se considere lo realmente extraído. Es decir, podemos considerar productividad potencial en base al crecimiento o bien el volumen extraído (según datos recopilados o según un programa de cortas).

Utilizar la productividad potencial (crecimiento) permite considerar el valor de una forma más homogénea, constante a lo largo del periodo de explotación.

Sin embargo, no todo el crecimiento es siempre aprovechable en madera, al existir restricciones por cuestiones de localización, pendiente, o ecológicas. A menudo, al estimar las

producciones en los montes, el crecimiento corriente se corrige con un factor para estimar la madera que es factible extraer.

A falta de los datos necesarios (experimentales) para elaborar por nosotros mismos este factor, consideraremos como válido el crecimiento corriente. Suponemos que sólo existiría conflicto real en esta escala en el caso en que la extracción entrara en conflicto con la preservación ambiental, ya que por sus dimensiones esta restricción podría ser muy determinante en comparación con el resto.

También debe indicarse que, como hipótesis de partida se considera, que la gestión llevada a cabo es siempre sostenible, considerando la explotación igual al crecimiento. Es decir no se contempla la existencia de casos de sobreexplotación.

Otra asunción que debemos hacer para poder obtener la cartografía, es considerar que los valores de que disponemos de precio y los volúmenes que nos marcan las curvas de crecimiento se dan en unidades equivalentes.

Este punto debe ser tenido en cuenta al operar con precios procedentes de bases de datos o anuarios estadísticos, ya que el precio del m³ no es igual con corteza que sin ella, ni vale lo mismo en pie que en aserradero (por los costes que dicha transformación y traslado implica).

El precio considerado para esta zona¹ es de 64 €/m³ de madera (Merlo y Croitoru, 2005). Utilizar un mismo precio para toda el área no genera mucho sesgo en este caso dado que la zona evaluada es muy homogénea.

Para un mismo mapa, vectorial (polígonos), dispondremos de información asociada sobre el valor de la anualidad en un momento dado (año 2001). El cálculo se realiza cómo indica la ecuación [IV. 1].

¹ Actualizado a 2001.

$$A_{\text{timber}}[\text{€ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}] = I_ICORR * 64$$

[IV. 1]

Siendo A_{timber} el valor de la anualidad de la producción de madera, en €/ha, para cada polígono. I_ICORR es el crecimiento corriente anual ($\text{m}^3/\text{año}$) y 64 es el precio (€/m^3) de la madera (Merlo y Croitoru, 2005).

El crecimiento corriente (I_ICORR) para cada polígono se calcula en base a la información proveniente del sistema de información regional de la Regione Veneto, que aporta datos (cartografía) de crecimiento para las zonas de montaña en función de las hectáreas forestadas. Esta información puede obtenerse en base a la realización de inventarios forestales en conjunción con los planes de ordenación forestal. Los inventarios aportan información sobre la situación actual de la masa, mientras que los planes de ordenación aportan información sobre el sistema de extracción, las calidades del terreno, curvas de crecimiento, etc.

La renta calculada debe ser actualizada convenientemente para su uso en planificación,

de modo que se disponga de valores para un periodo similar al de afección del proyecto.

Adicionalmente a esta renta anual presente se calcula el valor capital de la parcela o polígono. Puesto que únicamente disponemos de información sobre una renta media o potencial (además de la renta específica del año 2001), utilizamos para la valoración del suelo la ecuación [IV. 2] y consideramos esta renta potencial como una renta anual constante (Merlo, 1991). El valor del capital A_0 vendría expresado, dadas las unidades de a en €/ha, por lo que para conocer el valor del capital maderero de una región será necesario conocer el tamaño de las parcelas donde se produce madera.

$$A_0 = \frac{a}{r}$$

[IV. 2]

siendo a = el valor de la renta anual constante (beneficios después de costes) y r = la tasa de descuento (Berneti et al., 2007; Merlo, 1991).

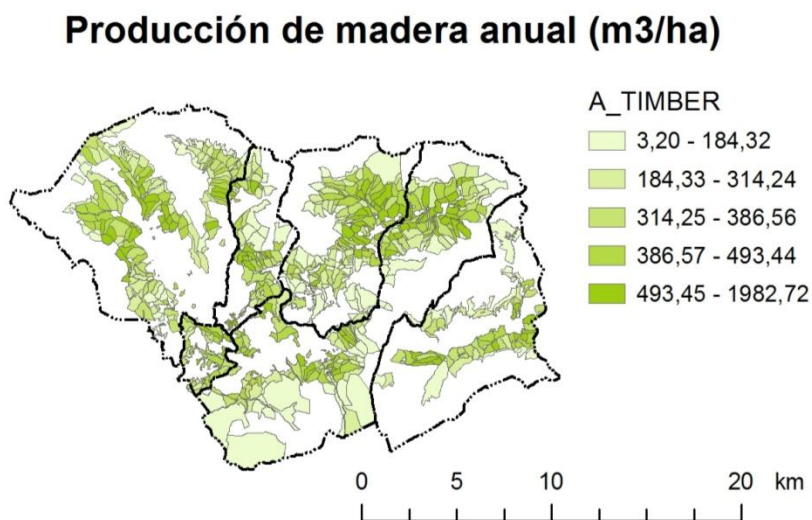


Figura 3. Producción maderera anual [m^3/ha] en la región de Comelico-Sappada. Los polígonos se corresponden con las parcelas de explotación forestal.

Aunque existe abundante literatura dedicada al uso de las tasas de descuento en proyectos ambientales y a largo plazo (Almansa Sáez y Calatrava Requena, 2007; Costanza y Daly, 1992; Cruz Rambaud y Muñoz Torrecillas, 2007; Howarth, 2003; Lind, 1997; Newell y Pizer, 2003), no se ha considerado determinante ahondar en elegir una ya que, al igual que el precio de la madera, este valor puede ser fácilmente actualizable al ser un dividendo. Por ello se ha optado por elegir como tasa el 2%, un valor considerado razonable dadas las tasas de interés bancario en el momento de realizar este estudio (2005).

Almacenamiento de CO₂

Aunque el almacenamiento de CO₂ es un valor de uso indirecto (Merlo y Croitoru, 2005), se ha incluido en este capítulo por su relación directa con la acumulación de biomasa y la productividad maderera (UN-ECE/FAO, 2000).

A la hora de valorar el almacenamiento de CO₂ tenemos dos formas de **considerar la madera que se extrae**.

Puede considerarse que el CO₂ almacenado es el correspondiente únicamente a la madera que permanece en el bosque y por tanto no se tiene en cuenta la extraída (ésta sería descontada). Según este enfoque, un bosque productivo almacenaría menos CO₂ que un bosque protector o un monte no explotado para madera (Healey et al., 2000).

La otra alternativa consiste en podría considerar que esta masa extraída (m³ de madera) será utilizada en esencia con fines no combustibles (mobiliario y construcción) y por tanto contribuye también al almacenamiento del CO₂ y a mantener este gas alejado de la atmósfera (Brainard et al., 2005). Si bien es cierto que con esta aproximación la ubicación del almacenamiento no estaría exclusivamente

ligada al territorio físico (suelo) pero siempre tendría su origen en él.

Como hicimos para el cálculo del valor de la Producción de madera, calculamos por un lado la renta actual basada en el crecimiento corriente (I_ICORR) y por otro el valor del capital basado en un crecimiento potencial y un horizonte infinito. No se consideran las extracciones de madera como pérdidas de almacenamiento.

En el primer caso (crecimiento corriente) tendríamos por un lado el valor almacenado previamente, que equivale al CO₂ que la masa ha almacenado hasta llegar al punto de crecimiento actual, y por otro el ratio de nuevo almacenamiento que es debido al crecimiento corriente (nueva biomasa generada).

En el segundo caso (capitalización) se consideraría toda la vida útil del bosque considerando que se realizan extracciones sostenibles (no mayores al crecimiento corriente) y que este se mantiene por un tiempo indefinido (que tiende a infinito).

Para simplificar los cálculos se consideran los crecimientos (incremento de biomasa) pero no las extracciones (talas).

En el cálculo de la renta anual tampoco se han considerado los tocones ni las raíces (que quedarían tras la extracción de madera), dado que lo que tratamos de estimar son las variaciones anuales, no lo que hay almacenado en el bosque en un determinado momento. Si se incluyen estos valores en el cálculo del valor almacenado. Éste último sólo se calcula de modo indicativo y no se incluirá en los resultados de valoración finales, por su distinta naturaleza.

Para la **estimación del precio** de cada tonelada de CO₂ fijada pueden existir también varias aproximaciones. Por un lado pueden utilizarse los distintos métodos de valoración económico-ambiental: costes evitados (daños

climáticos) o valoración contingente (en general experimentos de elección) son los más utilizados (Mogas y Riera, 2004). Sin embargo, dada la existencia en Europa de un mercado de compra-venta de derechos de emisión de dicho gas (Directiva 2003/78/CE), es posible utilizar el precio de dicho mercado. Este mercado es además respaldado por mecanismos relacionados con el Protocolo de Kioto como son los fondos de carbono o los mecanismos de desarrollo limpio.

Existen otras aproximaciones, realizadas a través del método de los precios sombra (Merlo y Croitoru, 2005; Nordhaus, 1991a, 1991b).

Para establecer un precio medio para el estudio (aunque este podría ser actualizado convenientemente si fuese necesario), se han utilizado las principales agencias dedicadas al intercambio de derechos de emisión: [BlueNext](#), [ICE/ECX](#), [NYMEX/GreenFutures](#), [EEX](#), [CCX](#), [Climate Corporation](#) y la española [FactorCO2](#).

Tal y como indica la ecuación [IV. 3] para valorar la cantidad de dióxido de carbono que se almacena anualmente en cada explotación, es necesario conocer el crecimiento maderable en m^3 por hectárea (I_{ICORR}). Puesto que los valores almacenados de carbono se refieren mediante un factor (F_c) a toneladas de biomasa seca, es necesario calcular, a través de un segundo factor (F_b), el volumen de madera [m^3] en biomasa seca en peso [t]. Aplicando el mencionado factor F_c se obtienen las toneladas de CO_2 almacenadas, que multiplicadas por el precio (P) obtenido de los mercados “virtuales” de carbono, nos da finalmente el valor buscado A_{CO_2} en [€/ha].

$$A_{CO_2}[\text{€/ha}] = I_{ICORR} \cdot F_b \cdot F_c \cdot P \quad [IV. 3]$$

El factor F_b de conversión del volumen de madera en biomasa seca depende de si la madera procede de coníferas o latifolias. Sin

embargo, el inventario de que disponemos no distingue coníferas de latifolias.

Gracias al trabajo de campo realizado se ha podido comprobar que, si bien gran parte de las parcelas corresponden fundamentalmente a explotaciones de píceas y pino, también existen parcelas donde las especies predominantes son latifolias (fundamentalmente *Fagus sylvatica*).

Por lo anterior se ha considerado un factor de conversión mixto de 0,5, para el conjunto de las parcelas, estimado en función de los factores individuales que ofrece la FAO para Italia (UN-ECE/FAO, 2000).

Por su parte, el factor F_c que nos permite obtener las toneladas de carbono almacenadas por cada tonelada de biomasa seca, resulta ser 0,5 (UN-ECE/FAO, 2000).

El precio por tonelada de carbono utilizado es de 12 €/t.

Utilizando los valores arriba indicados, el valor de la anualidad para el almacenamiento de dióxido de carbono se ha calculado como se indica en la ecuación [IV. 4]:

$$A_{CO_2}[\text{€/ha}] = I_{ICORR} \cdot 0,5 \cdot 0,5 \cdot 12$$

$$A_{CO_2}[\text{€/ha}] = I_{ICORR} \cdot 3 \quad [IV. 4]$$

Por otro lado se ha calculado el valor de carbono almacenado en el momento de realización del inventario forestal utilizado (2001). Para ello, el valor del crecimiento anual (I_{ICORR}) ha sido sustituido por el volumen existente en la parcela a la fecha y se han considerado no sólo las partes maderables sino también raíces y tocones.

Para el cálculo del carbono almacenado en tocones y raíces se usa un tercer factor de conversión F_t que refleja la cantidad de biomasa seca en tocones y raíces por m^3 maderable. Este

factor es igual a 0,12 t/m³ para todas las especies, en Italia (UN-ECE/FAO, 2000).

De este modo, el valor almacenado se obtendría como indica la ecuación [IV. 5].

$$S_{CO_2}[\text{€/ha}] = ((H \cdot F_b) + (H \cdot F_t)) \cdot F_c \cdot P$$

$$S_{CO_2}[\text{€/ha}] = H \cdot 3,72$$

[IV. 5]

Donde

S_{CO_2} es el valor en € equivalente a la cantidad almacenada de CO₂ en la parcela i
 H es el volumen maderable existente en la parcela en m³

F_t es el factor de conversión de m³ maderables a toneladas de biomasa seca para tocones y raíces.

Precio y resto de factores son iguales a los utilizados en la ecuación [IV. 4].

Así calculado, multiplicando el valor S_{CO_2} de cada parcela por su superficie (ha) dedicadas a la producción forestal, el valor de las toneladas de carbono almacenadas en 2001 en la comunidad montana Comelico-Sappada equivale a 12.977.054,95 €.

Pastizal

Para la estimación de la producción forrajera pueden utilizarse fundamentalmente dos métodos: cálculo de la productividad primaria neta o producción media en unidades forrajeras (UF).

La productividad primaria neta se valora en base a la insolación, precipitaciones y características del suelo. Su uso requiere de datos meteorológicos precisos para estimar series climatológicas, cartografía edafológica, modelo digital de elevaciones e incluso imágenes satélite.

Al carecer de dicha información se puede utilizar una estimación genérica de unidades forrajeras por hectárea dedicada al pastizal.

En este caso se ha estimado una producción general de 200 unidades forrajeras (UF) por cada ha, así como un valor derivado de 0,15€/FU (Merlo y Croitoru, 2005). De este modo se obtiene un valor de 30€/ha para las superficies dedicadas a pastizal como indica la siguiente ecuación [IV. 6].

$$P_i \in \{\text{pastizal}\} \Rightarrow A_p \left[\frac{\text{€}}{\text{ha}} \right] = 30$$

[IV. 6]

Donde A_p representa la renta debida al pastoreo en la parcela P_i , siendo $i = \{1,2,\dots,814\}$ el código de la parcela.

Una vez hallados estos índices se suman para lograr la anualidad del VET "a" y se añade un índice a_{r2} con una tasa de descuento $r=0,02$, que puede variarse según los objetivos deseados.

Según los datos de inventario forestal, el uso de pastizal y el de producción forestal no concurren a la vez en ningún caso sobre la misma parcela.

Costes de gestión

Puesto que para la valoración no deben tomarse únicamente los valores positivos, si no hacer un balance entre las rentas positivas y los gastos en los que se incurre.

Es importante mencionar que dentro de los valores recogidos en el VET también existen valores sin precio de mercado, externalidades, que pueden ser negativas. Por ejemplo, el riesgo de incendio es mayor en las áreas boscosas. El valor de este riesgo deberá ser considerado como un coste.

En este caso de estudio únicamente se han considerado los gastos necesarios para la gestión de una parcela forestal. Basándonos en publicaciones en la zona y conversaciones con los productores, se ha tomado un valor general y homogéneo para toda la Comunità Montana.

Indudablemente el uso de este valor constante es simplista, pero conservador. De esta forma no se considera el efecto de las economías de escala, que podría ser bastante significativo (reduciendo estos costes). Si se conociese qué parcelas pertenecen a una misma explotación, mediante el SIG podría aplicarse un factor correctivo que adaptase los costes a los tamaños y tipologías de explotación. Sin embargo esta información no es de fácil acceso.

El valor considerado es de 50 €/ha y se ha aplicado únicamente a las zonas productivas de fustal como se indica en la ecuación [IV. 7]. Con esto se realiza la asunción de que pastizal y áreas no productivas no incurrir en gastos de gestión. En todo caso estos serían menores.

$$P_i \in \{fustal\} \Rightarrow C_G \left[\frac{\text{€}}{\text{ha}} \right] = 50$$

$$P_i \notin \{fustal\} \Rightarrow C_G \left[\frac{\text{€}}{\text{ha}} \right] = 0$$

[IV. 7]

Donde C_G representa los costes de gestión de la parcela P_i , siendo $i = \{1, 2, \dots, 814\}$.

Resultados - Comélico

Las diferentes valoraciones permiten obtener un valor económico para cada parcela forestal productiva. Este valor, es capitalizado como ya se ha mencionado previamente mediante el procedimiento de rentas constantes y utilizando una tasa del 2% (véase la ecuación [IV. 2]).

En este caso, puesto que las tipologías de valores son muy similares no existe inconveniente en la adición simple de los valores individuales. De esta forma, el valor final de este caso de estudio, se obtiene como se indica en la ecuación [IV. 8].

$$V_i = \frac{(A_T + A_C) \cdot S_t + A_P \cdot S_p - C_G \cdot S_i}{r}$$

[IV. 8]

Dónde, V_i , es el valor total de cada superficie, en € (2001) para la parcela i .

A_T es el valor de la anualidad de producción de madera de i

A_C es el valor de la anualidad de la fijación de CO_2 desde la atmósfera de i

S_t = es la superficie con cubierta forestal productiva de i

A_P es el valor de la anualidad de producción de forraje (pastizales) de i

S_p = es la superficie de pastizal en la parcela i

C_G representa los costes de gestión de la parcela

$S_i = S_t + S_p$, representa la superficie productiva de la parcela i

Aunque el valor se obtiene para cada una de las 814 parcelas en el área de estudio, para mostrar los resultados de un modo más sencillo éstos se muestran en una tabla por entidades administrativas (Tabla 2).

La distribución y gestión de las parcelas de montaña en la región es bastante compleja. Pese a la distribución geográfica en Comuni, los sistemas de gestión se rigen por entes jurídicos de diversa índole de los que el principal es la Regola.

Las llamadas Regole di comunione familiare del Comelico son un sistema de gestión forestal muy antiguo donde la propiedad y la pertenencia al sistema se transmiten de padres a hijos. Los productos silvo-pastorales se gestionan en base unos estatutos y normas que son aprobadas democráticamente en asamblea por los miembros. Las parcelas, privativas desde 1971, se explotaban como montes comunales.

En nuestra región de estudio actualmente existen activas 16 Regole, tal y como se describe en la Tabla 3. Además, existen otro tipo de entidades jurídicas para la gestión forestal, entre las que destaca por su historia la Magnifica Comunità di Cadore que se formó de la unión de 22 municipios del Cadore y gestiona parcelas en las comunidades montañas de

Comelico-Sappada, Centro Cadore, Cadore-Longaronese-Zoldano y Valle del Boite.

Tabla 2. Resultados de la valoración económica (€). Esta incluye la capitalización (r = 2 %) de las rentas anuales de producción de madera, de fijación de carbono, de pastoreo y descuenta los gastos generales de gestión.

Entidad	Valor económico
Comune di Calalzo	14.131.282,45
Comune di S.Pietro di Cadore	47.932.905,38
Comune di Sappada	82.736.721,56
Magnifica Comunità di Cadore	17.393.769,85
Promiscui 4 Regole	19.157.564,41
Regola di Campolongo	70.620.237,71
Regola di Candide	44.735.540,50
Regola di Casada	21.483.776,57
Regola di Casamazzagno	67.759.427,83
Regola di Costa	37.665.313,51
Regola di Costalissoio	55.992.089,61
Regola di Costalta	39.115.476,98
Regola di Dosoledo	49.846.793,40
Regola di Padola	56.012.114,94
Regola di S. Stefano di Cadore	64.948.323,05
Regola di San Nicolo	27.401.880,32
Regola di San Pietro di Cadore	26.642.929,87
Regola di Tutta Danta	45.829.741,27
Regola di Valle	23.202.088,65
Regola Presenaio	14.839.810,39
Total	827.447.788,25

Para evitar dividir las parcelas artificialmente por su ubicación geográfica (relativamente sencillo mediante un Sistema de Información Geográfica), se ha optado por utilizar los entes

indicados en la Tabla 3 y no los Comuni para mostrar los resultados de la valoración.

Tabla 3. Entes administrativos de la Región de Comelico-Sapada. Se indica el Comune al que pertenecen de forma mayoritaria o en el que se encuentra su sede.

Ente	Comuni
Regola di Padola	Comelico Superiore
Regola di Dosoledo	
Regola di Casamazzagno	
Regola di Candide	San Nicolo di Comelico
Regola di San Nicolo	
Regola di Costa	Danta di Cadore
Regola di Tutta Danta	
Regola di Mezza Danta	Santo Stefano di Cadore
Regola di Santo Stefano	
Regola di Casada	
Regola di Cotalissoio	
Regola di Campolongo	San Pietro di Cadore
Promiscui 4 Regole	
Regola di San Pietro	
Regola di Presenaio	
Regola di Valle	
Regola di Costalta	Sappada
Comune di S.Pietro di Cadore	
Comune di Sappada	Comunità Montana Centro Cadore
Comune di Calazo	
Magnifica Comunità di Cadore	

Se ha considerado que este sistema garantizaba una mayor integridad a los resultados al considerar como ente clave e indivisible la parcela y su código estadístico.

Aunque los resultados totales se han mostrado en tablas por simplicidad, todos los resultados estaban espacializados en capas de tipo polígono, donde la unidad básica era la parcela, que como puede apreciarse son muy diversas en forma y tamaño Figura 4.

Es importante mencionar que la versatilidad de los sistemas de información geográfica permite, entre otras:

- Mostrar los valores en función de cualquier variable geográfica, por ejemplo, la inclusión en áreas protegidas.
- Modificar los precios utilizados en los cálculos
- Modificar la tasa de descuento utilizada
- Variar las tasas de crecimiento u otros valores de las parcelas en función de su evolución en el tiempo
- Incluir otros precios o valores. Por ejemplo se analizó la posibilidad de

incluir los gastos gubernamentales en subvenciones.

Todas estas operaciones pueden realizarse de manera relativamente sencilla, lo que multiplica las posibilidades de este tipo de cartografía.

Para representar las posibilidades que una cartografía así pudiera tener para la planificación integral del territorio, se muestran dos mapas a modo de ejemplo.

Uno en el que, a nivel de parcela (máximo detalle posible con la información disponible), Figura 4, nos permitiría, por ejemplo, calcular la pérdida económica debida a un incendio del que tuviésemos una delimitación georreferenciada en forma de polígono. Para ello, el VET se muestra en valores relativos por hectárea.

Otro ejemplo muestra cómo a través del SIG podemos obtener valoraciones de utilidad para los decisores, por ejemplo en relación a actuaciones de inversión y mejora en cada Regole.

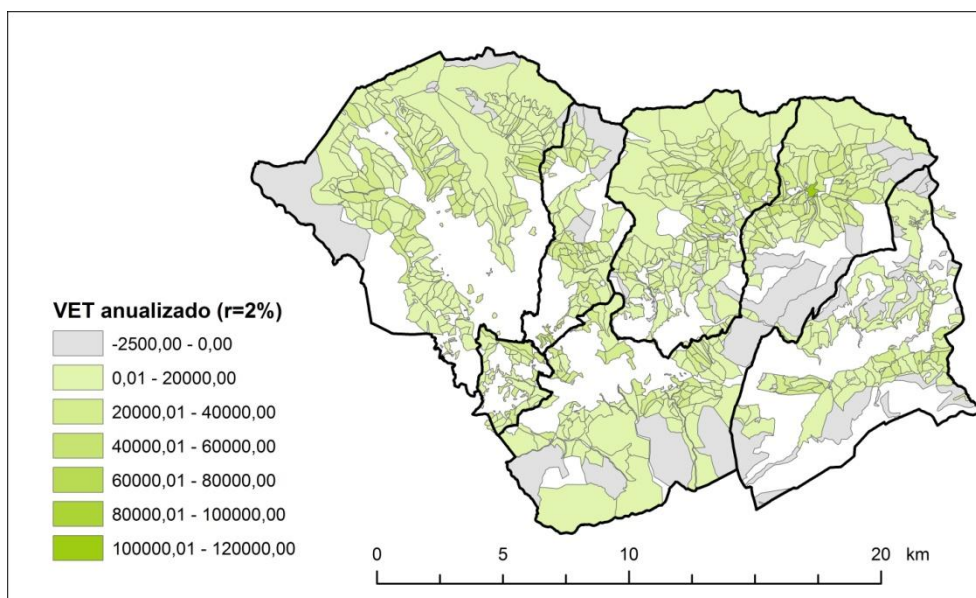


Figura 4. Valor económico total, en €/ha para cada una de las parcelas consideradas. El valor se ha capitalizado usando una tasa de descuento del 2%.

En este segundo caso, la Figura 5 muestra el VET, agregado y anualizado (usando una tasa de descuento del 2%), para cada una de las Regole consideradas.

Se muestran los valores en miles de euros para facilitar la lectura de la leyenda.

En este caso puesto que los valores no son relativos al tamaño del polígono sino agregados, es importante indicar que los colores no representan necesariamente una mayor productividad unitaria y que, en general, parcelas mayores tendrán un VET mayor.

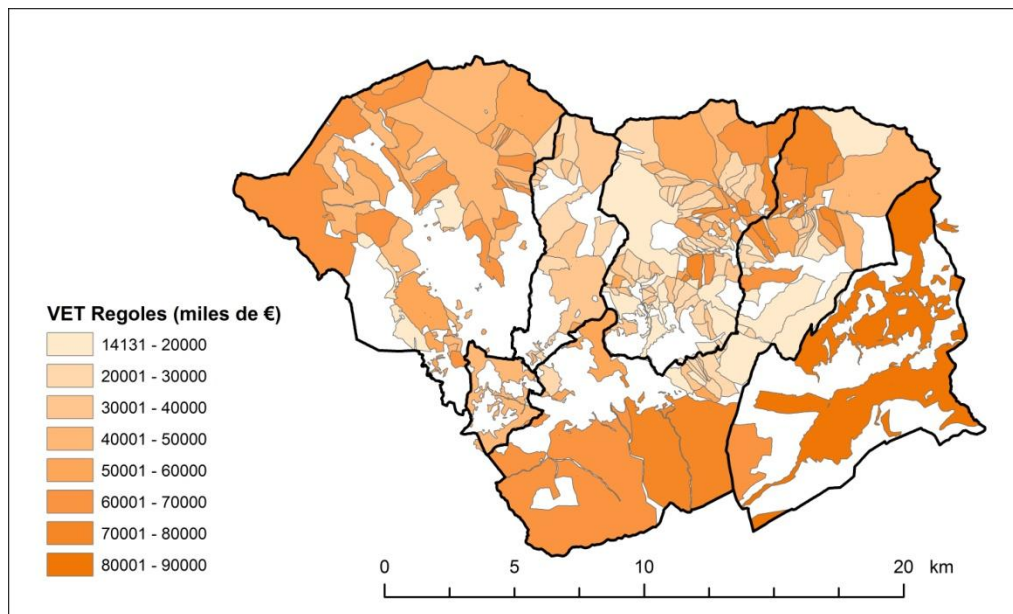


Figura 5. Valor económico total, en €/ha para cada una de las Regole consideradas. El valor se ha capitalizado usando una tasa de descuento del 2%.

Zona de Especial Protección para las Aves “Encinares de los ríos Alberche y Cofio”, Madrid (España)

Puesto que uno de los objetivos de partida es la evaluación de la aplicabilidad sistemática de estas técnicas (y por tanto su posible replicación), se ha realizado a modo de validación la aplicación, además de en la Montaña Veneta, en una zona de la Sierra de Madrid: Encinares de los ríos Alberche y Cofio.

Este espacio protegido es la principal zona de estudio del grupo de investigación “Planificación Ambiental para el Desarrollo”, del Departamento de Tecnología Química y Ambiental de la Universidad Rey Juan Carlos, en donde se ha desarrollado la mayor parte de esta tesis.

Como punto principal de partida y fuentes de datos se ha utilizado la tesis doctoral de uno de los directores de esta tesis, el Dr. Raúl Romero Calcerrada (Romero-Calcerrada, 2000), que puede consultarse para mayor detalle sobre el área de estudio.

Como sujeto de estudio esta zona aún una gran variedad de bienes y servicios ambientales, lo que nos permite poner a prueba un número importante de métodos y valoraciones. Por ejemplo, es una importante zona de demanda recreativa, tiene producción agrícola, ganadera, forestal e industrial y tiene elevados valores de conservación y biodiversidad.

A estas cualidades, se suma que la investigación aplicada a la planificación y gestión es aún muy necesaria en los espacios naturales protegidos, fundamentalmente el uso de los SIG junto con metodologías rigurosas, estandarizadas y comparables (EUROPARC-ESPAÑA, 2002). Esto coloca los espacios protegidos como áreas prioritarias para la investigación, sobre todo en investigación para planificación territorial.

Así, se ha seleccionado la Zona de Especial Protección para las Aves “Encinares de los ríos Alberche y Cofio” (Madrid), que en lo sucesivo para simplificar denominaremos como ZEPA 56 o simplemente ZEPA.

Esta ZEPA se caracteriza por abundantes bosques naturales y plantaciones (fundamentalmente *Pinus sp.*), siendo las especies dominantes *Quercus ilex*, *Pinus pinea* and *Pinus pinaster* (Figura 6). Según la Directiva Hábitat (92/43/CEE), los hábitat más importantes existentes en la zona son los bosques de aliso (*Alnus glutinosa*), encinares y dehesas de encina (*Quercus ilex*) y pseudosteppes de herbáceas y anuales (*Thero-Brachyodietea*). Respecto a la fauna, cabe destacar el mantenimiento de importantes poblaciones de águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), cigüeña negra (*Ciconia nigra*) y buitre negro (*Aegypus monachus*), entre otras. Una reciente polémica ha llamado la atención sobre la posible presencia de lince ibérico (*Linx pardina*).



Figura 6. Bosque de pino piñonero (*Pinus pinea*) uno de los tipos bosques característicos de la ZEPA Encinares de los ríos Alberche y Cofio. Fuente: Grupo de investigación “Planificación Ambiental para el Desarrollo”, Universidad Rey Juan Carlos 2006.

La dinámica territorial consiste en un progresivo abandono de las zonas cultivadas y los pastizales y su consiguiente transformación en

matorral. Esta dinámica es común en los áreas rurales marginales mediterráneas, ocasionada por el abandono de las actividades tradicionales (Romero-Calcerrada y Perry, 2004). En la mayor parte de los municipios (exceptuando los más cercanos a la capital), una parte significativa de los agricultores es mayor de 65 años.

La ZEPA presentaba una población de 23.800 habitantes en 1985 y de 35.500 en 1999, con una densidad de población (43 hab/km² en 1999) alejada de la media regional (641 hab/km² en 1999). Sin embargo, la población está sufriendo un incremento de un 30% en los últimos 15 años debido a su proximidad a Madrid, el relativo bajo coste de la vivienda y sus altos valores paisajísticos.

Por ello, se está incrementando la superficie urbana y residencial con la proliferación de segunda residencia (por ejemplo San Martín de Valdeiglesias o Pelayos de la Presa), y residencia principal en las zonas más cercanas a Madrid

(como Sevilla La Nueva).

Estas tendencias territoriales y socioeconómicas afectan a la distribución de usos del suelo y tienen consecuencias directas sobre la erosión, entre otros.

Identificación de bienes y servicios a valorar

De modo equivalente a como se hizo para la región de Comelico-Sappada, el paso previo a la valoración consiste en identificar los bienes y servicios principales en la zona así como los posibles indicadores físicos y cartográficos que pudiesen servir para obtener y geo-referenciar los precios.

En la Tabla 4 se listan los principales bienes y servicios identificados y sus indicadores asociados. Los indicadores pueden variar según la zona a estudiar, la disponibilidad de información, la escala de trabajo o el destino final de la cartografía. En este caso se

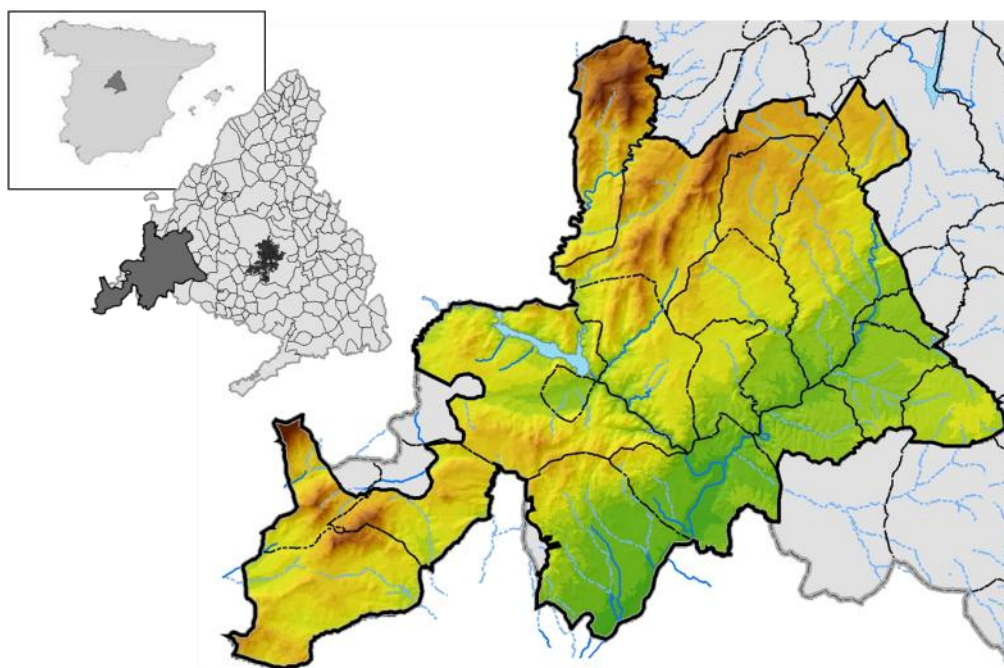


Figura 7. Situación de la zona de estudio y términos municipales afectados.

seleccionaron y utilizaron los que se indican en dicha Tabla 4.

Los bienes y servicios identificados como de uso directo con un precio de mercado son los principales asociados a la producción forestal en la zona. La lista presentada no trata de ser exhaustiva sino servir de referencia para estudios similares.

La selección de los elementos a analizar del conjunto de bienes y servicios detallados en la Tabla 4 se ha realizado de modo que se pueda realizar una comparación con lo analizado en la

región italiana pero también de modo que se introduzcan nuevos elementos gracias a la disponibilidad de diferente información. Según esta selección se analizarán:

- la producción de madera,
- el almacenamiento de carbono (CO₂) asociado a las áreas forestales,
- la producción de miel, resina, piñón y pasto en los montes de utilidad pública, y
- la actividad cinegética.

Para optimizar el tiempo dedicado a esta

Tabla 4. Bienes y servicios de uso directo con valor de mercado identificados para este caso de estudio (propios de la ZEPA 56). Se indica el indicador físico y el indicador cartográfico que en conjunto con los precios permitirían obtener una cartografía.

Bien o servicio ambiental	Indicador físico	Indicador cartográfico
Producción maderera	Volumen maderable (m ³)	Densidad forestal y edad (inventario)
Leña	Volumen extraído (m ³)	Densidad forestal y edad (inventario)
Caza	Licencias de caza	Mapas de fauna, su asociación a hábitats y cotos de caza.
Pastos	Productividad primaria neta	Meteorología (insolación y humedad), topografía y suelo.
Miel	Volumen de miel producida (litros)	Nº y distancia tipo desde la ubicación de colmenas
Setas	Estimación de la producción	Hábitats
Resinas	Precio de adjudicación	Nº de pies en explotación de Pinus pinaster
Piñones	Tasación (kg)	Nº de pies en explotación de Pinus pinea
Castañas	Recolección y venta (kg) o uso forrajero (equivalencia en pasto)	Densidad y edad de Castanea sativa
Fijación de carbono	Carbono fijado en la biomasa forestal	Densidad forestal y edad (inventario)
Empleos rurales directos	Equivalencia en subsidios	Nº empleados/ha en zonas urbanas
Procesamiento industrial de productos forestales	Valor añadido	Nº y producción de industrias dependientes de cada tipo de monte
Costes de gestión forestal	Mano de obra, tasas, compras y costes fijos.	Tipo de montes y mapas catastrales

investigación, se optó por comprobar que las premisas utilizadas en el anterior caso de estudio eran aplicables a otros casos y zonas de estudio ajenas, por lo que no se estimó necesario llegar hasta la compleción de la valoración, sino tan solo a una estimación previa de la potencialidad de aplicarla.

Al ser esta la zona de estudio principal de la tesis, se realizó una búsqueda exhaustiva para la recopilación de datos sobre precios de valores ligados a la producción forestal, agrícola y ganadera.

Para ello se utilizaron estudios previos y las

siguientes publicaciones:

- Segundo Inventario Forestal Nacional (1886-1996)
- Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2007)
- Instituto Nacional de Estadística www.ine.es (base de datos digital)
- Anuario de Estadística Agroalimentaria 2004

De esta forma se obtuvo una base de datos de 241 registros, clasificados en función del bien o servicio a valorar, la fuente de dichos datos, la fecha, el ámbito territorial (nacional, provincial o

Tabla 5. Costes y precios recopilados para el estudio. Se muestra un ejemplo de la base de datos para el uso de leña. Ámb. = E indica que el precio es de ámbito estatal. MAPA se refiere al Anuario de Estadística Agroalimentaria 2004 que publicaba el Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.

ID	Descripción	Precio	Uds	Ámb	Año	Fuente
105	precio en cargadero del éstero de leña	11,43	€/estero	E	1995	MAPA
107	precio en cargadero del éstero de leña	9,75	€/estero	E	1997	MAPA
108	precio en cargadero del éstero de leña	16,36	€/estero	E	1998	MAPA
110	precio en cargadero del éstero de leña	12,2	€/estero	E	2000	MAPA
111	precio en cargadero del éstero de leña	10,39	€/estero	E	2001	MAPA
112	precio en cargadero del éstero de leña	12,87	€/estero	E	2002	MAPA
113	precio en cargadero del éstero de leña	13,22	€/estero	E	2003	MAPA
115	precio medio en cargadero del éstero de leña	12,01	€/estero	E	2003	MAPA
164	Coníferas en pie	4,1	€/estero	E	2003	MAPA
165	Quercíneas en pie	8,94	€/estero	E	2003	MAPA
166	Otras frondosas no quercíneas en pie	6,26	€/estero	E	2003	MAPA
167	Matorral en pie	2,13	€/estero	E	2003	MAPA
168	Coníferas en cargadero	9,42	€/estero	E	2003	MAPA
169	Quercíneas en cargadero	15,03	€/estero	E	2003	MAPA
170	Otras frondosas no quercíneas en cargadero	12,69	€/estero	E	2003	MAPA
171	Matorral en cargadero	6,98	€/estero	E	2003	MAPA

local) y si los valores eran directos o derivados de otros datos presentes (por ejemplo del valor € y nº piezas deducir precio medio €/pieza).

Esta búsqueda permitió entre otras cosas constatar la dispersión de este tipo de información y la varianza existente entre regiones y fechas, lo que plantea dificultades a la hora de “escoger” un valor determinado.

Un ejemplo de los resultados obtenidos para dichos precios puede verse en la Tabla 5. Se seleccionó la categoría de producción de leñas.

Además de para leñas, se disponía de precios para cera (producción apícola), corcho, caza y pesca, frutos (bellota, castaña y piñón), hongos, miel, resina y madera. También se recopilaron costes de repoblación forestal.

Producción de madera

No se encontraron para la zona de estudio cartografías similares a la disponible en el Veneto donde se indicaran crecimientos corrientes por parcela o polígono.

Para testar la dificultad de generar esos datos (o, en su defecto, utilizar otros indicadores), se utilizaron las cartografías de inventario forestal y de vegetación de carácter público disponibles para la zona de estudio.

Estas cartografías son el III Inventario Forestal Nacional (IFN3, 2000) y el Plan Regional de Estrategia Territorial de la Comunidad de Madrid (PRET, 1997). PRET complementaba al IFN3 por disponer de información más detallada sobre las estructuras de vegetación. IFN3 era imprescindible ya que describe el volumen maderero disponible con corteza y otras variables de productividad.

IFN3, que era la cartografía que aportaba información sobre productividades, lo hacía en modo de punto (muestreo sistemático en forma

de malla). Por lo que el reto era, para disponer de una cartografía de superficies (poligonal o raster) distribuir los valores.

Para tratar de realizar una distribución de estos valores del IFN3, se recopiló más cartografía biofísica, como:

- el mapa de vegetación del PRET
- Clases de productividad forestal, mapa para la CM (dado q es de interés distinguir el VCC).
- Capa de orientación, obtenida a partir del modelo digital de elevaciones, aplicando un filtro de paso bajo (media) de 3x3 (unas 10 veces) para suavizar el procesado.

Para poder realizar una estimación de la productividad maderera, se trató de realizar, a partir de esta información, una clasificación en polígonos homogéneos a partir de los cuales estimar los valores de crecimiento corriente.

Sin embargo, tras realizar varios intentos de interpolación e intersección, ninguno de los resultados fue satisfactorio, teniendo diversos problemas en las capas resultantes. Posiblemente, esta tarea es factible, pero para los objetivos de esta tesis resultaba inabordable.

Se consultaron asimismo todos los planes de ordenación forestal disponibles (en su mayoría públicos, pero también conteniendo alguno privado), en aras de ver si era posible obtener una espacialización de los valores de las diferentes parcelas forestales.

Dichos planes de ordenación forestal han sido amablemente puestos a nuestra disposición por el Área de Conservación de Montes de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid.

Sin embargo, sólo dos planes incluían información cartográfica digital, teniendo algunos planes antigüedades de hasta 100 años. De esta

forma, la homogenización de valores se antojaba muy compleja, por lo que no se acometió.

Finalmente se optó por considerar que, a efectos de replicabilidad del caso de Comélico, existía una clara y fuerte dependencia de la manera en que estaban disponibles los datos en la región de Comélico.

No se completó por tanto, para la ZEPA 56, la valoración de la producción de madera.

Fijación y almacenamiento de carbono

Según se realizó en el caso de estudio de Comélico, se consideró dependiente esta fijación de la producción maderera, por lo que al no completar ésta, tampoco se valoró la fijación de carbono.

Producción de miel, resina, piñón y pasto

Si bien no existen cartografías que relaten estas producciones, sí era posible vincular los valores registrados a una unidad superficial significativa, como “el monte”.

Estos valores registrados de producción se han recogido de los Libros de Aprovechamientos de los Montes de Utilidad Pública situados en la zona de estudio y que han sido amablemente puestos a nuestra disposición por el Área de Conservación de Montes de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid.

Dichos libros recogen información relativa a pastos, piñón, madera, caza, colmenas, áridos, resinas e incluso actividades de restauración (quioscos). También se incluyen los costes administrativos en forma de tasas autonómicas para cada uso y aprovechamiento.

La información relativa a maderas consiste únicamente en las cortas, por lo que dicha información no era válida para calcular el capital maderero ni la fijación de CO₂.

Durante 2006 se consultaron los Libros de los años 1985 a 2005, realizando un proceso de digitalización y análisis de los datos por encontrarse estos únicamente en formato papel.

Los valores incluidos en los Libros están referidos a los Montes de Utilidad Pública (en adelante m.u.p.).

Para su georreferenciación se utilizó la cartografía existente de ubicación de dichos m.u.p, así como la información aportada por el Inventario Forestal Nacional III y las coberturas de vegetación analizadas para la elaboración del Plan Regional Estratégico Territorial (PRET) de la Comunidad de Madrid.

Cada valor de los Libros era asociado al polígono del monte (o montes) al que pertenecía y era posteriormente limitado (si resultaba procedente) a la cobertura o coberturas adecuadas a su producción.

Es decir, en un monte x, la producción total de dicho monte en pasto quedaba referida únicamente a la superficie de pasto presente en el mismo, no a todo el monte.

Cuando el valor se repartía en lotes de varios montes (es decir, el valor figuraba como correspondiente a más de un m.u.p.) éste ha sido repartido equitativamente según el indicador utilizado en cada caso (valor por superficie, total, por pie, etc.).

Dada la amplitud temporal (1985-2005) fue necesaria realizar correcciones a la presentación de valores monetarios en pesetas y trasladarlos a valores en euros.

Algunos datos fueron descartados al ser imposible su reflejo cartográfico de modo fiable. Este es el caso de los valores que aparecían

como de “pastos y caza” al agrupar indivisiblemente dos categorías que en el estudio se tratan de forma separada.

A pesar de las dificultades y del tiempo requerido para completar todo el proceso, la espacialización de estos valores, utilizando como unidad mínima espacial el monte, es viable y aceptable para su uso en planificación.

Actividad cinegética

De modo similar al caso anterior, pero en este caso, utilizando una superficie de referencia diferente al m.u.p.: el coto de caza.

En este caso de disponía de la información para todos los cotos, no sólo los contenidos en los montes de utilidad pública y la información sí estaba digitalizada en forma de base de datos.

La información que podía encontrarse en la base de datos que facilitó la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid, mostraba los resultados obtenidos (capturas) para las temporadas de la 1998-1999 a la 2004-2005. Dicha información era actualizable, puesto que se continuaban recopilando datos.

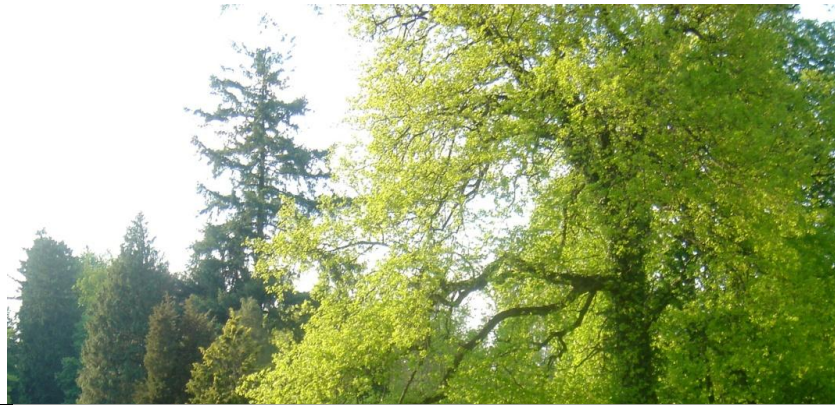
Mostraba las capturas de perdiz, conejo, ciervo, corzo y jabalí. Gracias a estas capturas y a la base de datos de precios disponible, era posible valorar los resultados económicos de cada coto (identificado mediante una matrícula) en cada temporada.

Si se disponía de una cartografía de la ubicación de los cotos, aunque las clasificaciones de las matrículas habían variado con los años en algunos casos. Dicha cartografía fue puesta a disposición de esta tesis por el director Raúl Romero, como resultado de otros de sus trabajos previos.

Referencias

- Almansa Sáez, C., y Calatrava Requena, J. (2007). La problemática del Descuento en la Evaluación Económica de proyectos con impacto intergeneracional: Tasa Ambiental Crítica y Montante de Transferencia Intergeneracional. *Estudios de Economía Aplicada*, 25(1), 165-198.
- Azqueta, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental*: McGraw Hill / Interamericana de España.
- Bernetti, I., Iacopo, B., Severino, R., y Romano, S. (2007). *Economia delle risorse forestali*: Liguori Editore Srl.
- Brainard, J., Bateman, I. J., y Lovett, A. A. (2005). The social value of carbon sequestered in Great Britain's woodlands (pp. 21): CSERGE (Research Centre for Social and Economic Research on the Global Environment).
- Campos, P. (1994). Economía de los espacios naturales. El valor económico total de las dehesas ibéricas. *Agricultura y Sociedad*, 73, 103-120.
- Campos, P. (2005). El valor económico total de los ecosistemas mediterráneos. Paper presented at the 30 anos de Conservação da Natureza em Portugal. *Gestao e Financiamento da Conservação da Natureza*, Lisboa.
- Campos, P., y Caparros, A. (2006). Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. *Ecological Economics*, 57(4), 545-557.
- Caparrós, A., Campos, P., y Montero, G. (2003). An Operative Framework for Total Hicksian Income Measurement: Application to a Multiple-Use Forest. *Environmental and Resource Economics*, V26(2), 173-198.
- Costanza, R., y Daly, H. E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development *Conservation Biology*, 6(1), 37-46.
- Cruz Rambaud, S., y Muñoz Torrecillas, M. J. (2007). Obtención de la tasa social de descuento a partir de la tasa de fallo de una distribución estadística: aplicación empírica. *Estudios de Economía Aplicada*, 25(1).

- Directiva 2003/78/CE. del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de octubre de 2003, por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Comunidad y por la que se modifica la Directiva 96/61/CE del Consejo.
- EUROPARC-ESPAÑA. (2002). Plan de acción para los espacios naturales protegidos del Estado español. Madrid.: Fundación Fernando González Bernáldez.
- Galaz, M. (2005, 18/07/2005). Aguirre admite que la ampliación de la M-501 causará una explosión urbanística. EL PAIS.
- Giupponi, C., Ramanzin, M., Sturaro, E., y Fuser, S. (2006). Climate and land use changes, biodiversity and agri-environmental measures in the Belluno province, Italy. *Environmental Science & Policy*, 9(2), 163-173.
- Healey, J. R., Price, C., y Tay, J. (2000). The cost of carbon retention by reduced impact logging. *Forest Ecology and Management*, 139(1-3), 237-255.
- Howarth, R. B. (2003). Discounting and Uncertainty in Climate Change Policy Analysis. *Land Economics*, 79(3), 369-381.
- Lind, R. C. (1997). Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency in Water Policy Evaluation. *Climatic Change*, 37(1), 41-62.
- Merlo, M. (1991). *Elementi di Economia ed Estimo forestale-ambientale*. Bologna: Patron Editore.
- Merlo, M., y Croitoru, L. (Eds.). (2005). *Valuing Mediterranean Forests. Towards Total Economic Value*. Padova: Cabi Publishing.
- Merlo, M., y Gatto, P. (2000). *Produzione e protezione della risorsa legno tra pubblico e privato, Risorsa Legno e Territorio. Le prospettive del Terzo Millenio*. Cavalese: Magnifica Comunità di Fiemme.
- Mogas, J., y Riera, P. (2004). El valor de la fijación de carbono en los programas de forestación. Paper presented at the II Simposio Iberoamericano de Gestión y Economía Forestal, Barcelona (Spain).
- Newell, R. G., y Pizer, W. A. (2003). Regulating stock externalities under uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*(45), 416-432.
- Nordhaus, W. D. (1991a). The cost of slowing climate change: A survey. *Energy Journal*, 12(1), 37.
- Nordhaus, W. D. (1991b). To Slow or Not to Slow: The Economics of The Greenhouse Effect. *The Economic Journal*, 101(407), 920-937.
- Riera, P., García, D., Kriström, B., y Brännlund, R. (2005). *Manual de Economía Ambiental y de los Recursos Naturales*. Madrid: Thomson.
- Rodríguez Luengo, Y., Campos Palacín, P., Caparrós Gass, A., y Martín Barroso, D. (2003). Análisis comparado de rentas comerciales y ambientales de la dehesa, VI Encuentro de Economía Aplicada. Granada.
- Romero-Calcerrada, R. (2000). La valoración socioeconómica en la planificación de espacios singulares: Las Zonas de Especial Protección de Aves. Universidad de Alcalá de Henares.
- Romero-Calcerrada, R., y Perry, G. L. W. (2004). The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 217-232.
- Sanz, L. Á. (2006). Los expertos dicen que las supuestas heces de la M-501 no son de lince. *El mundo*, Madrid 24h, Portada.
- UN-ECE/FAO. (2000). *Forest Resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand. UN-ECE/FAO Contribution to the Global Forest Resources Assessment 2000*. Geneva Timber and Forest (Vol. 17). New York/Geneva: United Nations.



CAPÍTULO

V. SERVICIOS DE USO INDIRECTO



Contenido

ZONA DE ESPECIAL PROTECCIÓN PARA LAS AVES “ENCINARES DE LOS RÍOS ALBERCHE Y COFIO”, MADRID (ESPAÑA)	73
LA EROSIÓN EN LA ZEPA 56	75
INTRODUCCIÓN Y MARCO TEÓRICO	75
PROCESOS TERRITORIALES, SOSTENIBILIDAD Y ECONOMÍA: SU CUANTIFICACIÓN Y CARTOGRAFÍA	76
PROCESOS EROSIVOS. MODELOS	76
IRREVERSIBILIDAD E IMPACTO: UMBRALES DE SOSTENIBILIDAD	82
LAS ACCIONES DEFENSIVAS FRENTE A LA EROSIÓN	83
LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS PROCESOS AMBIENTALES	84
ZONA DE ESTUDIO	86
OCUPACIÓN DEL SUELO	87
SUELOS	88
VARIABLES METEOROLÓGICAS	89
MÉTODOS	89
MODELO DE EROSIÓN	89
ESCENARIOS DE CAMBIO: AÑO SECO-AÑO HÚMEDO	90
VALIDACIÓN DEL MODELO	91
UMBRALES DE SOSTENIBILIDAD	93
VALORACIÓN ECONÓMICA	95
RESULTADOS	97
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	100
REFERENCIAS	104

V. SERVICIOS DE USO INDIRECTO

Indirect-use values

Otro tipo de elementos que componen el Valor Económico Total (VET) (véase capítulo I), además de los de uso directo tratados en el capítulo anterior (IV), son los bienes o servicios de uso indirecto.

Los elementos más representativos de esta parte del VET son los servicios ambientales de autodepuración (aire, agua o suelo), los de protección y otros como la polinización natural.

En su gran mayoría estos servicios no son intercambiados en mercados y por lo tanto carecen de un precio establecido.

Adicionalmente, su carácter de servicio suele ir de la mano de una dispersión geográfica difusa y no siempre fácilmente identificable en cantidad, calidad o ubicación.

Por esto, su uso cartográfico para la planificación presenta, como trataremos a lo largo de este estudio, una doble complejidad: la estimación del precio y la estimación de las variables asociadas a este precio (cantidad, calidad y ubicación).

Zona de Especial Protección para las Aves “Encinares de los ríos Alberche y Cofio”, Madrid (España)

Este espacio protegido es la principal zona de estudio del grupo de investigación “Planificación Ambiental para el Desarrollo”, del Departamento de Tecnología Química y Ambiental de la Universidad Rey Juan Carlos, en donde se ha desarrollado la mayor parte de esta tesis.

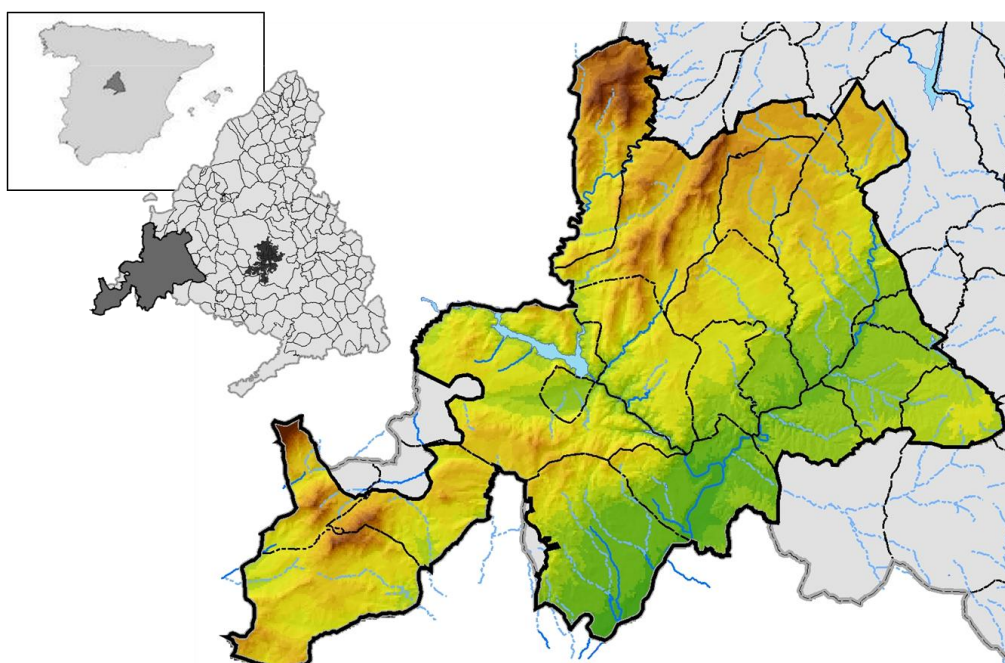


Figura I. Situación de la zona de estudio y términos municipales afectados.

Como punto principal de partida y fuentes de datos se ha utilizado la tesis doctoral de uno de los directores de esta tesis, el Dr. Raúl Romero Calcerrada (Romero-Calcerrada, 2000), que puede consultarse para mayor detalle sobre el área de estudio.

Como sujeto de estudio esta zona aún una gran variedad de bienes y servicios ambientales, lo que nos permite poner a prueba un número importante de métodos y valoraciones. Por ejemplo, es una importante zona de demanda recreativa, tiene producción agrícola, ganadera, forestal e industrial y tiene elevados valores de conservación y biodiversidad.

A estas cualidades, se suma que la investigación aplicada a la planificación y gestión es aún muy necesaria en los espacios naturales protegidos, fundamentalmente el uso de los SIG junto con metodologías rigurosas, estandarizadas y comparables (EUROPARC-ESPAÑA, 2002). Esto coloca los espacios protegidos como áreas prioritarias para la investigación, sobre todo en investigación para planificación territorial.

Así, se ha seleccionado la Zona de Especial Protección para las Aves “Encinares de los ríos Alberche y Cofio” (Madrid), que en lo sucesivo para simplificar denominaremos como ZEPA 56 o simplemente ZEPA.

Esta ZEPA se caracteriza por abundantes bosques naturales y plantaciones (fundamentalmente *Pinus* sp.), siendo las especies dominantes *Quercus ilex*, *Pinus pinea* and *Pinus pinaster* (Figura 2). Según la Directiva Hábitat (92/43/CEE), los hábitat más importantes existentes en la zona son los bosques de aliso (*Alnus glutinosa*), encinares y dehesas de encina (*Quercus ilex*) y pseudos-estepas de herbáceas y anuales (*Thero-Brachyodietea*). Respecto a la fauna, cabe destacar el mantenimiento de importantes poblaciones de águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), cigüeña negra (*Ciconia nigra*) y buitres

negro (*Aegypus monachus*), entre otras. Una reciente polémica ha llamado la atención sobre la posible presencia de lince ibérico (*Linx pardina*)¹.



Figura 2. Bosque de pino piñonero (*Pinus pinea*) uno de los tipos bosques característicos de la ZEPA Encinares de los ríos Alberche y Cofio. Fuente: Grupo de investigación “Planificación Ambiental para el Desarrollo”, Universidad Rey Juan Carlos 2006.

La dinámica territorial consiste en un progresivo abandono de las zonas cultivadas y los pastizales y su consiguiente transformación en matorral. Esta dinámica es común en las áreas rurales marginales mediterráneas, ocasionada por el abandono de las actividades tradicionales (Romero-Calcerrada y Perry, 2004). En la mayor parte de los municipios (exceptuando los más cercanos a la capital), una significativa de los agricultores es mayor de 65 años.

¹ La propuesta de desdoblamiento de la carretera principal que atraviesa este espacio natural protegido elevó una polémica en torno a la presencia no demostrada del lince ibérico, la posible afección al Águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) y al topillo de cabrera (*Microtus cabrerae*) (Galaz, 2005; Sanz, 2006).

La ZEPA presentaba una población de 23.800 habitantes en 1985 y de 35.500 en 1999, con una densidad de población (43 hab/km² en 1999) alejada de la media regional (641 hab/km² en 1999). Sin embargo, la población está sufriendo un incremento de un 30 % en los últimos 15 años debido a su proximidad a Madrid, el bajo coste de la vivienda y sus altos valores paisajísticos.

Por ello, se está incrementando la superficie urbana y residencial con la proliferación de segunda residencia (por ejemplo San Martín de Valdeiglesias o Pelayos de la Presa), y residencia principal en las zonas más cercanas a Madrid (como Sevilla La Nueva).

Estas tendencias territoriales y socioeconómicas afectan a la distribución de usos del suelo y tienen consecuencias directas sobre la erosión, entre otros.

La erosión en la ZEPA 56

El presente caso de estudio se basa en el servicio de uso indirecto del suelo y su protección a través del análisis de sus pérdidas por medio de la erosión.

En concreto se estudia la producción de sedimentos (pérdida de suelo) causada por la erosión hídrica en una subcuenca ubicada la Zona Especial de Protección de Aves num. 56 "Encinares de los ríos Alberche y Cofio" durante los años 1984, 1991 y 1999.

El objetivo general del caso de estudio es poner a prueba la posibilidad de realizar y cartografiar la valoración económica de ciertas funciones ambientales, en concreto la protección frente a la erosión, que proporcionan en distinto grado ciertas coberturas y que se ve afectada por la ocupación del suelo.

De un modo más específico, en este caso de estudio se analizarán: la cuantificación y

localización de los procesos erosivos, su valoración económica y su cartografía.

La dinámica del proceso erosivo se analizó a partir de los cambios, tanto espaciales como temporales, de la ocupación del suelo.

La producción de sedimentos se estableció desde los datos meteorológicos correspondientes a cada año.

Para optimizar las comparaciones temporales, se generaron dos escenarios a través de dos años tipo, denominados "seco y húmedo", para reflejar el patrón más positivo y negativo desde un punto de vista teórico.

Una vez elaborados por simulación los distintos mapas de producción de sedimentos, tanto para cada situación de referencia como para los distintos escenarios planteados, se transforman en mapas que relacionan la intensidad de la pérdida de suelo con sus repercusiones e irreversibilidad. Para ello se definieron diferentes umbrales críticos, fundamentados en una revisión bibliográfica. Estos umbrales se definieron considerando la variabilidad espacial y las necesidades de posterior valoración económica del presente estudio. Los umbrales utilizados se basaron en los tipos y profundidad de suelo, su capacidad de uso y su ocupación y el uso del suelo actual.

Los mapas de zonas críticas elaborados muestran las áreas con mayor incidencia de la erosión y que, por tanto, requieren una mayor protección. Estos mapas permiten tanto el análisis de los cambios de cobertura para reducir la producción de sedimentos, como la valoración económica de distintos escenarios.

Introducción y marco teórico

Los cambios de ocupación del suelo y los procesos erosivos asociados a los mismos tienen repercusión en todos los procesos biológicos,

humanos y, en general, ambientales. La erosión y la sedimentación son uno de los principales agentes modificadores del paisaje (Schoorl et al., 2002). La pérdida de productividad, deterioro de infraestructuras, cambios en el régimen de avenidas, son, entre otros, problemas directamente relacionados con los procesos erosivos. Todos estos problemas generan directa o indirectamente importantes daños económicos e incluso sociales.

Procesos territoriales, sostenibilidad y economía: su cuantificación y cartografía.

La integración de variables biofísicas y socioeconómicas, necesaria para entender los procesos territoriales, resulta aún difícil por diferencias de escala y distribución espacial.

Por otro lado, las actuales metodologías de valoración económico-ambiental existentes no están todavía adaptadas para ser transferidas netamente a un entorno cartográfico, y, por lo tanto, no están disponibles para ser aplicadas en la ordenación territorial (Martínez de Anguita, 2004). Aunque son importantes los avances que se han venido realizando a ese respecto (e.g. Bateman et al., 1999; Bateman et al., 2002; Bateman y Lovett, 1998; Bateman et al., 2003; Geoghegan et al., 1997; Lovett et al., 1997).

La sostenibilidad puede entenderse como un equilibrio que garantice el mantenimiento prolongado de una situación deseada. Su cuantificación es crucial en la toma de decisiones territoriales y en la ordenación del territorio. Sin embargo, ésta no es incorporada plenamente debido a múltiples dificultades: carencia de datos que permitan su cuantificación o inexistencia de umbrales objetivos de sostenibilidad. En el contexto de la ordenación territorial actual, la cartografía de la sostenibilidad queda relegada a un segundo lugar y lejos de ser representada a una cartografía de precisión.

La consideración de la escala espacial y temporal es un aspecto crucial para la incorporación efectiva de los procesos territoriales y el establecimiento de su sostenibilidad en la ordenación del territorio. Sin duda, éstas estarán condicionadas por la disponibilidad de cartografía de elementos ambientales claves en un formato tal que permita su integración; la existencia de información a una escala adecuada a la planificación; y la disponibilidad técnica y documental que permita una actualización eficiente.

En este tipo de trabajos el empleo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) resulta imprescindible. Su uso permite no sólo el manejo y análisis de la información cartográfica, sino de todos los datos a ella asociados mediante Sistemas de Gestión de Bases de Datos (SGBD).

Por tanto, la mejora en la cuantificación y cartografía de procesos territoriales y su sostenibilidad facilitaría una posterior valoración económica. Esta valoración económica sería un paso hacia la estandarización y, por tanto, hacia facilitar la consideración de todas las variables implicadas, ya sean productivas o ambientales, con un mercado o sin él, en la Ordenación del Territorio.

Procesos erosivos. Modelos

La erosión, acrecentada por causas antrópicas, es uno de los principales problemas ambientales en todo el mundo y particularmente en el área mediterránea, donde contribuye a la desertificación. Afecta al lugar donde se produce y a otros a través de la sedimentación y la contaminación química ocasionada por el arrastre.

El proceso de erosión hídrica puede dividirse, de forma simplificada, en tres etapas

fundamentales: desagregación, transporte y sedimentación de las partículas del suelo por efecto de las gotas de lluvia y la escorrentía superficial.

Existen principalmente tres tipos de erosión hídrica: laminar, en surcos (regueros) o en cárcavas. Habitualmente se considera también la erosión producida por las corrientes de agua, si bien su dinámica se encuentra bastante diferenciada de los otros tipos. La erosión laminar y la erosión en surcos sólo arrancan sedimentos del horizonte superficial del suelo, por lo que a efectos de simplificación son a menudo considerados conjuntamente en los modelos de erosión como escorrentía superficial.

En general, todos los modelos de erosión aquí descritos consideran de una u otra manera que los siguientes factores afectan al proceso de la erosión hídrica: precipitaciones (duración e intensidad), el suelo (agregación, textura, capacidad de infiltración), la intercepción por la vegetación (cobertura) u otros elementos (e.g. rocas) de las precipitaciones y de la escorrentía superficial y la topografía (pendiente y longitud).

Es importante tener en cuenta que la protección que ofrecen determinados cultivos o prácticas no es extrapolable ya que el tipo de suelo y las variaciones climáticas estacionales son muy determinantes. Por ejemplo, los cultivos tales como los cereales de invierno podrían suponer normalmente una buena protección frente a la erosión en Bélgica, sin embargo, en las Islas Británicas este cambio incrementa el riesgo de erosión (Boardman et al., 2003). Como consecuencia es necesario realizar un análisis regional específico para unas determinadas condiciones biofísicas. De ahí que se haya aplicado a una zona tan concreta este estudio.

Los intercambios entre usos del suelo, particularmente de pastos a tierras arables, tienen fuertes impactos en la escorrentía y la erosión (Boardman et al., 2003). De ahí la importancia de establecer una conexión entre

las tendencias de cambio de ocupación del suelo y las variaciones en la erosión.

Actualmente existe un gran número de modelos disponible para la investigación de los procesos erosivos, junto con un no menor número de aplicaciones de los mismos (Tabla I).

Esta diversidad de modelos implica necesariamente que debe determinarse cuál será más apropiado para cada investigación. De cara a resolver diferentes polémicas e inquietudes en torno a esta variedad metodológica han surgido comparaciones y revisiones de distintos métodos (Jetten et al., 1999; Merritt et al., 2003). En aras de elegir el modelo más apropiado, es importante definir el marco de trabajo, la escala espacial y temporal, así como la agregación o desagregación de los datos a obtener.

En este caso de estudio, la **escala espacial** se ha definido como escala regional y la finalidad del mismo es la planificación territorial. Esto permite descartar aquellos modelos que trabajan a escala de “parcela de experimentación” como GUEST (Yu et al., 1997), CREAMS (Knisel, 1985), GLEAMS (Leonard et al., 1987), EPIC (Williams, 1985). La **escala temporal**, en este caso, se encuentra íntimamente ligada a la espacial. No tendría sentido el uso de valores diarios de predicción a los efectos del trabajo, siendo suficiente la escala anual que aportan modelos como USLE (Wischmeier y Smith, 1978) o incluso en series temporales más amplias (correspondiéndose con la escala de los procesos de ordenación y planificación territorial). Por esto se descartaron los modelos discontinuos que trabajaban exclusivamente a nivel de eventos meteorológicos puntuales como LISEM (DeRoo et al., 1996) y EUROSEM (Morgan et al., 1998).

Tabla 1. Principales modelos de erosión.

Modelo	Origen	(a)	Procesos	inputs	Resultados	Referencias y aplicaciones (ejemplos)
USLE (Universal Soil Loss Equation) (Wischmeier y Smith, 1965)	EEUU	E/A/F	impacto de la lluvia, escorrentía superficial	Ei, erodibilidad, cobertura, manejo, MDE	erosión anual media	(Clérico y García Préchac, 2001; Kinnell, 1998; Renard y Freimund, 1994; Sonneveld y Nearing, 2003; Yu et al., 2001)
MUSLE (Modified-Universal Soil Loss Equation) (Williams, 1975)	EEUU	E/A/F, W	impacto de la lluvia, escorrentía superficial, picos de flujo	Idem	erosión anual media	(Chen y Mackay, 2004; Kinnell, 1998, 2004)
RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) (Renard et al., 1997a)	EEUU	E/A,sA /F	impacto de la lluvia, escorrentía superficial, picos de flujo, variación estacional de cobertura	Idem a intervalos quincenales	erosión anual o mensual media	(Angima et al., 2003; Clérico y García Préchac, 2001; Cox y Madramootoo, 1998; Fentie et al., 2002; Kinnell, 2004; Millward y Mersey, 1999; Nyakatawa et al., 2001; Shi et al., 2004; Tran et al., 2001)
USLE-M (Kinnell, 2001b)	Australia	E/A/F	impacto de la lluvia, escorrentía superficial, picos de flujo, variación estacional de cobertura	Idem a intervalos quincenales	erosión anual o mensual media	(Kinnell, 2001a; Kinnell, 2001b; Kinnell, 2003, 2004)
ANSWERS (Areal Non-point Source Watershed Environment Response Simulation) (Beasley, 1977)	EEUU	F/ Ev/ Wx	hidrología, erosión, N, P y pesticidas	uso del suelo, suelo, lluvia, manejo	erosión, sedimentación, contaminación	(Braud et al., 2001; Lal, 2001)
EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) (Williams, 1985)	EEUU	F/Ev,D y,c/F	hidrología, erosión, ciclo de nutrientes, cultivo, manejo de suelo y economía	uso del suelo, suelo, lluvia, manejo	erosión y contaminación, productividad	(Jetten et al., 1999; Kinnell, 2003; Williams, 1997)
CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1985)	EEUU	F/Ev,,c /F	Hidrología, erosión, N, P y pesticidas. Distingue entre prácticas de manejo	uso del suelo, suelo, lluvia, manejo	erosión y contaminación	(Fentie et al., 2002; Jetten et al., 1999; Li et al., 2004; Nachtergaele et al., 2001)
GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural	EEUU	F/Ev,,c /F	Idem. Mayor atención a la percolación.	Idem	Idem	(Jetten et al., 1999; Knisel et al., 1991)

Modelo	Origen	(a)	Procesos	inputs	Resultados	Referencias y aplicaciones (ejemplos)
Management Systems) (Leonard et al., 1987)						
AGNPS (Agricultural Non-point Source Pollution) (Young et al., 1989)	EEUU	FI,Ev,D y,c/F, sW,x	Hidrología, erosión y contaminación por fertilizantes	MDE, suelo, usos, fuentes puntuales	Escurrimiento, erosión y sedimentación N, P y DQO	(Chaubey et al., 1999; Grunwald y Frede, 1999; Kinnell, 2000; Lal, 2001; Lenzi y Di Luzio, 1997)
KINEROS (KINematic runoff and EROsion model) (Woolhiser et al., 1990)	EEUU	FI Ev/W	Hidrología (intercepción, infiltración, escurrimiento) y erosión	uso del suelo, suelo, clima, prácticas de manejo	escurrimiento, caudales, erosión y transporte de sedimentos	(Braud et al., 2001; Fentie et al., 2002; Lal, 2001; Smith et al., 1999)
LISEM (Limburg Soil Erosion Model) (DeRoos et al., 1996)	EU (NL)	FI Ev/sW	Hidrología y transporte de sedimentos	Elevados	Erosión	(Braud et al., 2001; Jetten et al., 1999; Kinnell, 2004; Lal, 2001; Takken et al., 1999).
WEPP (Water Erosion Prediction Project) (Flanagan y Laflen, 1997)	EEUU	FI,Ev,D y,c/F, Wx	infiltración, escurrimiento, erosión, crecimiento vegetal, descomposición de residuos, hidráulica, cultivo y manejo	clima (cantidad e intensidad), suelos, pendiente y manejo.	escurrimiento, caudales, erosión y transporte de sedimentos	(Amore et al., 2004; Post et al., 2001; Ranavoson et al., 2001; Zeleke, 2001; Zhang et al., 2001; Zhu et al., 2001)
EUROSEM (EUROpean Soil Erosion Model) (Morgan et al., 1998)	EU	FI Ev/W	Hidrología, erosión, deposición	Elevados	Erosión	(Folly et al., 1999; Jetten et al., 1999; Kinnell, 2004; Morgan, 2001).
SWIM (Soil and Water Integrated Model) (Krysanova et al., 1998)	EU	FI/Dy,c/ W	ciclo hidrológico, erosión, crecimiento de la veg. y transporte de nutrientes	MDE, usos, suelo, clima, agua sub.	Erosión y contaminación	(Hattermann et al., 2004; Krysanova et al., 2007; Krysanova et al., 1998; Sutherland, 1982; Wechsung et al., 2000)
SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Neitsch et al., 2002)	EEUU	FI/Dy,A ,c/ W	ciclo hidrológico, erosión, crecimiento de la vegetación y transporte de nutrientes y pesticidas	clima diario suelos, usos, MDE, masas de agua, agua sub., manejo.	escurrimiento, caudales, erosión neta, contaminación crecimiento vegetal,	(Arnold y Allen, 1996; Fohrer et al., 2001; Fontaine et al., 2002; Grizzetti et al., 2003; Muttiah y Wurbs, 2002; Tripathi et al., 2003)

a. Tipo de base del modelo: E= empírica F= física / Escala temporal: Ev= eventos, Dy=diaria, SA = subanual, A = Anual, c = continuo /c. Escala espacial: F=parcela, W=cuenca, sW=cuenca pequeña (se añade una x cuando el modelo usa píxeles)

La cuestión de la agregación o desagregación de los distintos parámetros y procesos a considerar depende fundamentalmente de la unidad espacial que se considere tanto en los datos de entrada como en los resultados obtenidos. Se trabajará utilizando como unidad espacial el píxel, por lo que el modelo será de tipo distribuido o desagregado.

El método USLE es el más frecuentemente usado, tanto en su variante inicial como en las diferentes modificaciones (RUSLE, USLE-M). Aunque en su concepción fue diseñado para aplicarse en pequeñas laderas, el uso en estos otros modelos demuestra su validez a escala de cuenca hidrográfica. Es empleado habitualmente en los cálculos de erosión, tanto de forma aislada (Angima et al., 2003; Bemporad et al., 1997; Clérici y García Préchac, 2001; Cox y Madramootoo, 1998; da Silva, 2004); como integrada en otros modelos más complejos como los AGNPS (Chaubey et al., 1999; Grunwald y Frede, 1999; Kinnell, 2000; Kinnell, 2001b; Lal, 2001; Lenzi y Di Luzio, 1997); EPIC (Clérici y García Préchac, 2001; Kinnell, 2003; Lal, 2001) o SWAT ((Chen y Mackay, 2004; FitzHugh y Mackay, 2000; Fohrer et al., 2001; Krysanova et al., 1998; Romanowicz et al., ; Tripathi et al., 2003). La tendencia actual se dirige hacia el desarrollo de modelos que se basen más en procesos físicos, como CREAMS, ANSWERS y FEPP (Morgan et al. 1998), y que tengan en cuenta algo más que la cantidad de sedimento movilizada.

Por no ser un objetivo de este caso de estudio, no se detallan todos los modelos de erosión. Sin embargo, si nos ha parecido de interés mostrar algunos aspectos clave de aquellos modelos de mayor interés (Tabla 1).

Los modelos más aptos para estimar una pérdida de suelo media anual (USLE) de una cuenca, o una parte de ésta, no son los mismos que permiten estimar pérdidas por eventos aislados como tormentas concretas (USLE,

MUSLE, EPIC...). Dentro de estas escalas temporales más concretas, existen diferentes rangos. Por ejemplo, RUSLE está diseñado para poder ser aplicable a eventos concretos (tormentas habitualmente), pero no puede modelizar el estado del suelo antes del evento estudiado (teniendo que ser estos datos introducidos a modo de input) y de modo similar ocurre con los modelos CREAMS y ANSWERS. Modelos como EUROSEM, por el contrario pueden modelizar estas situaciones, pero sin embargo no son aptos para largas simulaciones temporales.

Los modelos de eventos son más útiles para valorar riesgos y dirigir medidas de control tales como infraestructuras o determinación de posibles impactos. Sin embargo, como contrapartida, requieren de un mayor número de datos y de una mayor exactitud de los mismos.

Por otro lado, los modelos de medias anuales, y en especial aquellos que tienen en cuenta variaciones estacionales como RUSLE, permiten dirigir cuestiones como la ordenación territorial en cuanto a usos del suelo en zonas susceptibles de erosión. Sin embargo, en este último caso, al partir de una medición en parcela y no considerado el territorio como un sistema, la localización de los diferentes usos o elementos que reducen la erosión no es estratégica desde un punto de vista espacial. Desde el punto de vista erosivo no se obtienen los mismos resultados de carga de sedimentos en los cauces si las superficies retiradas del cultivo y reforestadas se encuentran junto al margen del río o si se encuentran en la parte alta de la ladera. Por esto, modelos como SWAT, que consideran las interacciones entre los diferentes usos de cada subcuenca y las corrientes de agua, permiten una planificación espacial más efectiva de los usos protectores.

Diversos autores (Kinnell, 2001b; Sonneveld y Nearing, 2003; Tran et al., 2001) que han

evaluado la fiabilidad de las ecuaciones USLE y RUSLE indican que éstas tienden a sobreestimar los valores bajos de erosión en aquellos suelos que presentan un índice elevado de infiltración, siendo mejor el ajuste en aquellos suelos con una tendencia mayor a la escorrentía. Este error aumenta cuando no se limita la magnitud de los eventos que son incluidos como ocurre en RUSLE para el cálculo de la zona oeste de EEUU, donde todos los eventos fueron considerados. Este problema puede ser solucionado con la inclusión de la escorrentía en el factor que se corresponde con la R (Factor Agresividad de la Lluvia) en el esquema general del modelo, como se considera en MUSLE y en USLE-M, si bien el factor aplicado para USLE-M demostró una mayor efectividad (Kinnell, 2003). Las cuestiones apuntadas por Kinnell (2003, 2004) inclinan hacia la elección de su modelo USLE-M, pese a que éste ha sido menos aplicado y corroborado que los otros.

Sin embargo, el uso de K (Factor Erodibilidad del Suelo) y C (Factor de Cobertura y Uso) según el modelo USLE con otro índice de energía distinto de E_{l30} , no es adecuado². El cálculo de estos valores para USLE-M requiere aún de un desarrollo experimental. Esto, sumado a la mayor complejidad de estimar la escorrentía (factor Q_R), hacen que este modelo no sea el más adecuado para nuestro trabajo.

El tratar de estimar, aparte de la pérdida de suelo (entendida como una desagregación del suelo), la cantidad de sedimentos que realmente alcanza los cauces, sólo puede realizarse mediante aquellos modelos físicamente basados y más complejos que simulan el flujo a través de la cuenca como p.e. SWAT³.

² En USLE, el factor erosividad de la lluvia, $R = \sum E_{l30}$, siendo E_{l30} , un factor de energía de la lluvia (E es la energía cinética de la lluvia; l_{30} es la intensidad de lluvia máxima en una hora)

³ SWAT será el modelo aplicado en este caso de estudio para el cálculo de la erosión.

Otro inconveniente del uso de uno u otro modelo, es su aplicación geográfica. Los modelos USLE, MUSLE y RUSLE, fueron desarrollados, como su propio nombre indica, con ánimo de ser aplicables de forma universal. Sin embargo, la provisión de los datos necesarios para su aplicación se encuentra muy limitada fuera de los EEUU. Esto se extiende por ejemplo a modelos que usan alguna de estas ecuaciones como SWAT, EPIC, WEPP, lo que obliga a un esfuerzo importante de adaptación de los modelos a los datos disponibles y a las distintas situaciones territoriales. Además se buscó que las aplicaciones realizadas y verificadas se hubiesen desarrollado al menos, si no en España, en territorio Europeo, como es el caso de SWAT (Fohrer et al., 2001).

La cantidad de infiltración y escorrentía es muy sensible a la intensidad de la lluvia y a sus antecedentes temporales (Kirkby, 2001). Por esto, los programas (como SWAT) que pese a que simulan series temporales muy largas incluyen tramos temporales de simulación cortos permiten realizar un mejor análisis de la infiltración, reservas del suelo y en definitiva de los efectos de los contrastes en los climas como el mediterráneo en que los periodos secos pueden ser drásticos.

Una opción atractiva, dadas las numerosas similitudes, es la aplicación de varios modelos o bien de una combinación de los mismos (de modo similar a como se realiza en el modelo EPIC o en SWAT).

La cuantificación de las funciones, bienes y servicios ambientales que proporcionan determinadas ocupaciones del suelo y cómo estos se ven afectados por los cambios de uso (van Noordwijk et al., 2004) creemos son cruciales como paso previo a la valoración económica.

Irreversibilidad e impacto: umbrales de sostenibilidad

La sostenibilidad se ha convertido en los últimos tiempos en un tema clave para investigadores, productores y políticos. Según el Informe Brundtland la sostenibilidad consiste en satisfacer las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades.

Desde el punto de vista de la **economía ecológica**, la sostenibilidad implica el mantenimiento de las funciones ambientales claves. El capital natural crítico es el capital natural (con sus funciones ambientales) que no puede ser sustituido por ningún tipo de capital natural o antrópico. En esta vía, el principio de la sostenibilidad fuerte, clave en la economía ecológica, sostiene que el capital natural crítico debe ser absolutamente protegido (Ekins, 2003).

Por su parte, la **economía ambiental** pretende cuantificar el valor económico que se le otorga a los bienes y servicios ambientales de modo que facilite alcanzar la sostenibilidad. Para ello trata de incorporar mecanismos económicos que tratan de solucionar imperfecciones del sistema de mercado como son las externalidades, los bienes públicos y los bienes comunes y que son origen de algunos problemas ambientales (Azqueta, 2002b). Confía más en los mecanismos de mercado y se basa en el principio de la sostenibilidad débil que admite la sustituibilidad del capital natural por otros valores.

Según la economía ambiental al lograr la valoración económica e internalización de las externalidades en el sistema actual de mercado, se reducirían los problemas ambientales a un nivel socialmente aceptable denominado nivel de degradación óptimo (Azqueta, 2002b). Sin

embargo, la incertidumbre y desinformación⁴ (Riera, 1992) presente en las cuestiones ambientales puede dificultar la aplicabilidad de los métodos de valoración económica. Por todo ello, una última consideración a hacer es que la economía ambiental, por si sola, puede no ser suficiente para garantizar la sostenibilidad.

A las dificultades inherentes a la propia disciplina económica, a la hora de valorar económicamente aspectos ambientales, se añaden otros inherentes a las propias características de los ecosistemas. Las funciones ambientales no siguen criterios lineales, que harían proporcionales los cambios en las funciones ambientales a causa de una degradación determinada. Por el contrario, las funciones ambientales pueden ser alteradas de forma crítica con un pequeño cambio en las condiciones del ecosistema. Este punto umbral es el que debe conocerse para lograr el desarrollo sostenible (Figura 3).

Esta teoría de los umbrales está íntimamente ligada a la definición de capital natural crítico, capital que no puede ser sustituido por otro capital ni natural ni generado por el hombre (Ekins, 2003).

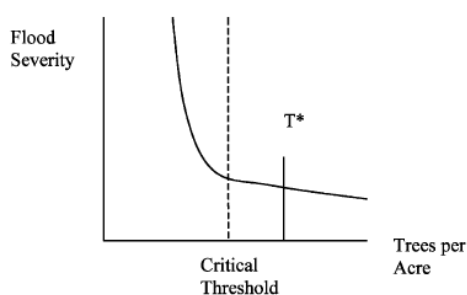
Como se mencionó anteriormente, según los principios de la sostenibilidad fuerte este capital debe protegerse y conservarse a toda costa. Desde este enfoque, el valor económico de este capital irremplazable sería infinito. Si por el contrario, adoptásemos el enfoque de la sostenibilidad débil, este capital sería sustituible y, por tanto, valorable económicamente, siendo su valor muy superior al del inmediatamente previo al umbral.

La tolerancia de pérdida de suelo es un valor indicativo del nivel máximo de erosión al que la productividad puede sostenerse indefinidamente

⁴ Este es uno de los problemas del método de valoración contingente, el desconocimiento por parte de la población de la relevancia de los procesos ambientales.

(Wischmeier y Smith 1978). En base a este criterio se establecieron como tolerables, para los suelos de EEUU, pérdidas de 1 a 5 t/acre anuales (2,5-12,5 t/ha), variando para cada tipo de suelo, indicando la dependencia de las propiedades del suelo, profundidad, topografía y erosión previa (Renard et al., 1997b; Wischmeier y Smith, 1978). Si bien es generalmente aceptado que debe evitarse traspasar el umbral de irreversibilidad (Figura 3).

a)



b)

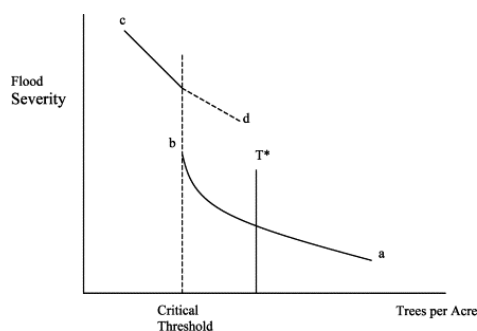


Figura 3. La figura muestra gráficamente la relevancia y significado de los umbrales críticos en la sostenibilidad. a) Inflexión e incremento crítico de un daño (o descenso en la provisión de una función ambiental); b) Umbral de irreversibilidad. (Farber et al., 2002)

Estas cuestiones que hacen dependientes los umbrales de las características de los suelos son

relevantes de cara a la sostenibilidad ambiental por la pérdida de productividad y, de forma más crítica, de la capacidad para sostener vegetación. En este contexto, (de la Rosa et al., 2000) afirma que los umbrales de erosión no deben ser uniformes en el territorio, sino adaptados a las características y profundidades de los suelos. Esto supone un gran avance frente a otros autores como (Pacini et al., 2004), que adopta un umbral uniforme para todos los suelos de 1 t/ha, de cara a la sostenibilidad ambiental (no a la productividad agrícola), pero aplicándolo sólo a erosión en cultivos. O como (Renschler et al., 1999), que establece mediante AgNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution), varios rangos de riesgo de erosión (considerando riego muy bajo 0-2 t/ha, tolerable 5-10 t/ha y muy alto mayor de 20 t/ha), pero siempre uniformes.

Es apreciable la variabilidad existente entre los diferentes umbrales encontrados en la literatura, llegando incluso a relacionar los umbrales con la profundidad de las raíces (López Cadenas de Llano, 1998). Sin embargo, los estudios científicos desarrollados se centran en la erosión causada como consecuencia del cultivo agrícola, dejando de lado una valoración integral de todo el territorio.

En este estudio se adaptarán estos umbrales, tomando como referencia los límites establecidos⁵ pero modificando su aplicación uniforme y selectiva (sólo a cultivos) por una aplicación diferencial en base al tipo de suelo y a los usos desarrollados sobre él.

Las acciones defensivas frente a la erosión

Para paliar los efectos de la erosión es necesario tomar medidas que contrarresten las causas o los efectos.

⁵ Pese a la gran variabilidad de umbrales, algunas cifras se repiten en un mayor número de estudios.

Habitualmente se desarrollan en España, por parte de la administración, programas de reforestación (o mantenimiento de bosques protectores) de cuencas para la protección de los embalses frente a la colmatación.

Los estudios conducentes a mejorar el conocimiento sobre las funciones y servicios ambientales suponen una gran ayuda a la hora de realizar estudios de valoración económica. Sin embargo, en este sentido, es evidente la carencia de suficientes estudios al respecto que guíen adecuadamente la toma de decisiones en la planificación regional.

Por ejemplo, ¿la capacidad de retener agua asociada a los bosques maduros se debe a los árboles individualmente o al bosque con una determinada rugosidad de superficie, ausencia de canales? En este último caso no bastaría con plantar árboles para lograr esta agua (van Noordwijk et al., 2004), cuestión de relevancia suficiente para la planificación territorial.

También son importantes los criterios de localización con respecto a la geomorfología del territorio, es decir, qué localización es más efectiva para los bosques protectores de cuencas, ¿en las partes elevadas o alineados junto a las corrientes? (van Noordwijk et al., 2004).

Las decisiones de agricultores y ganaderos sobre el uso del suelo y el sistema productivo, están condicionadas por factores socioeconómicos⁶. Así, el principio guía para discriminar entre usos del suelo alternativas está ligado a menudo con los intereses de los propietarios (Mohamed et al., 2000). En los países desarrollados el papel de los subsidios agrícolas, cuotas y precios garantizados son especialmente importantes en este sentido (Boardman et al., 2003). Así, las

⁶ Un ejemplo de esta situación se da en la propia zona de estudio, con el abandono de cultivos a causa del envejecimiento de la población, como se indicó anteriormente en la descripción de la zona de estudio.

políticas y regulaciones agrarias de EE.UU. y la UE, han creado incentivos que condicionan o afectan las decisiones de agricultores y ganaderos en cuanto al uso del suelo (van Noordwijk et al., 2004). Por ejemplo, en Illinois (USA), el Conservation Reserve Enhancements Program (CREP) busca alcanzar metas en la calidad del agua ofreciendo pagos a los propietarios por la retirada de éstas del cultivo (Yang et al., 2003).

La justificación de la necesidad de estas medidas debe tender a cobrar una mayor base científica, considerando cuestiones espaciales (localización) y temporales. Por esto, la valoración económica con base cartográfica realizada en este estudio permite mejorar la eficiencia de programas de subvenciones tales como el programa de forestación de tierras agrarias. Al seleccionar y delimitar las zonas prioritarias para la forestación, los efectivos disponibles pueden ser gestionados con mayor facilidad y eficiencia.

La valoración económica de los procesos ambientales

Para la valoración económica de la erosión, hemos considerado que los niveles de erosión que superan el umbral definido en cada caso como sostenible, podría ser valorada en términos de lo que una determinada sociedad (por ejemplo los agricultores de la zona o toda la población de una comunidad autónoma con competencias sobre erosión en dicho territorio) valora dicha pérdida a durante un determinado periodo de tiempo.

Al mismo tiempo podría valorarse lo que costaría reducir ese valor de erosión a un umbral sostenible mediante distintas técnicas, tomándose finalmente la más eficiente, es decir, la que a menor coste obtenga el mismo resultado.

De este modo el tradicional análisis coste-beneficio, objeto último de los cálculos económicos enfocados a la toma de decisiones, queda traducido en un análisis en el que se mide el valor de la sostenibilidad así como el coste de obtenerla empleando para ello no únicamente técnicas de mercado sino otro tipo de valoración económica que permite una asignación de valor razonable a ambos parámetros, el valor puede entenderse como ingresos en la ecuación [V. 1] y el valor de recuperación como coste, siempre para una población dada en un momento dado y en general una concepción de sostenibilidad previamente definida.

$$\text{Beneficios} = \text{Ingresos} - \text{gastos}$$

[V. 1]

La diferencia entre valor que se otorga a la sostenibilidad y el gasto necesario para lograr el umbral que se desea, beneficio, puede ser negativa o positiva, lo que expresará si la sociedad está dispuesta a lograr la sostenibilidad o no [V. 2].

$$B = \text{VETs} - G_s$$

[V. 2]

Siendo VETs = Valor Económico Total que proporciona un estado sostenible; G_s = gasto necesario para mantener o alcanzar dicho estado sostenible.

Si $B > 0$ alcanzar la sostenibilidad sería económicamente aceptable

Así, desde el punto de vista de la economía ambiental, tendríamos por un lado lo que sería el valor de la erosión, que sería el que una población dada le otorga en base a una demanda. Internalizando este valor, es decir, haciéndolo formar parte del mercado, se lograría alcanzar el punto de degradación socialmente óptimo.

Sin embargo, este nivel de degradación que es socialmente óptimo, no tiene porqué ser óptimo

desde un punto de vista estrictamente ecológico, ni tiene porqué ser por definición sostenible⁷.

Tendríamos entonces, por otro lado, lo que costaría alcanzar o mantener una situación ecológicamente sostenible.

Llegados a este punto, habría que considerar cuestiones éticas respecto a si el objetivo es lograr el óptimo social o el ecológico. Estas cuestiones son ampliamente discutidas tanto en el marco de la economía ambiental como en el de la economía ecológica, pero que no son objeto de este trabajo.

Finalmente, se ha creído conveniente, en este caso de estudio, considerar exclusivamente el gasto que requiere mantener un cierto nivel de sostenibilidad (o en este caso de forma equivalente evitar determinados daños irreversibles).

Así, se ha considerado que por encima del valor económico que la sociedad pueda en un momento dado atribuir a reducir al erosión a niveles por debajo de los umbrales críticos, las administraciones públicas (en este caso la Comunidad de Madrid⁸) están comprometidos por convenios internacionales (Cumbre de Río, Convenio de Lucha contra la Desertificación etc...) a luchar por mantener sus territorios en un nivel sostenible.

Así pues, la cuantificación económica se hace exclusivamente a través del concepto de gastos de reposición (véase el capítulo I), que vendría a definir en la ecuación [V. 1] o en la [V. 2] el segundo término, de gastos necesarios para mantener el nivel sostenible de erosión.

De este modo se conseguirá un doble objetivo de un modo simplificado. Por un lado una estimación del valor económico de lo que un

⁷ Las diferencias entre estos puntos podrían atribuirse principalmente a la desinformación o a la falta de concienciación de la población.

⁸ Como consecuencia de los convenios suscritos por España.

Gobierno debe invertir o exigir que se invierta (en caso de existir responsabilidades civiles claras), para asumir sus compromisos en materia de sostenibilidad. Por otro, obtenemos una valoración de lo que supone la internalización de costes habitualmente no asumidos por quienes debieran hacerles frente en última instancia, la sociedad en general en unos casos, o los responsables directos del deterioro ambiental en otros. De este modo, esta valoración económica puede servir para fundamentar políticas, justificar o determinar las subvenciones, incentivos o restricciones en conservación (Pagiola et al., 2004) o mantenimiento de determinadas dinámicas territoriales.

De la ecuación [V. 2] se puede deducir que, desde un punto de vista económico, el nivel socialmente óptimo de erosión (que no es necesariamente el óptimo ecológico como ya mencionamos) se encuentra donde el coste marginal de su disminución (de la erosión) es igual al coste marginal del daño causado (pérdida de productividad, colmatación de embalses, etc.). De este modo se logra un grado de degradación socialmente aceptable⁹. Sin embargo, las decisiones de los implicados ocasionan daños que sobrepasan el óptimo al no tener que pagar esta externalidad negativa (Lintner y Weersink, 1999).

En este caso aplicaremos el método de costes de reposición que se basa en valorar el coste de evitar los daños ocasionados por una externalidad negativa¹⁰ o reponer una función ambiental a su estado natural. Este método presenta una particular aplicabilidad en este

caso, ya que permite paliar en gran medida, basándose en otro mercado, la carencia de mercado de la erosión.

Zona de estudio

La zona geográfica donde se realiza el presente caso de estudio se encuentra incluida dentro de la Zona de Especial Protección para las Aves “Encinares de los ríos Alberche y Cofio” que ya fue utilizada en el caso I (véase el Capítulo IV).

En este caso, la delimitación no viene dada tanto por los límites del espacio natural u otros límites administrativos sino por las unidades de cuenca hidrográfica a sus distintas escalas.

En esta zona podemos observar relieves y vegas, oscilando en altitud de 448 a 1259 m. Presenta un clima mediterráneo, con unas precipitaciones anuales medias del orden de 400 mm y una temperatura media anual cercana a los 15,4 °C.

Existen abundantes bosques naturales y plantaciones (fundamentalmente *Pinus* sp.), siendo las especies dominantes *Quercus ilex*, *Pinus pinea* and *Pinus pinaster*. Según la Directiva Hábitat (92/43/CEE), los hábitat más importantes existentes en la zona son los bosques de aliso (*Alnus glutinosa*), encinares y dehesas de encina (*Quercus ilex*) y pseudos-estepas de herbáceas y anuales (*Thero-Brachyodietea*). Respecto a la fauna, cabe destacar el mantenimiento de importantes poblaciones de águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), cigüeña negra (*Ciconia nigra*) y buitre negro (*Aegypus monachus*), entre otras.

La dinámica territorial consiste en un progresivo abandono de las zonas cultivadas y los pastizales y su consiguiente transformación en matorral. Esta dinámica es común en las áreas rurales marginales mediterráneas, ocasionada por el abandono de las actividades tradicionales (Romero-Calcerrada y Perry, 2004). En la mayor parte de los municipios (exceptuando los más

⁹ Esta afirmación está íntimamente relacionada con el concepto del llamado nivel de contaminación óptimo. Este nivel representa una degradación que la sociedad está dispuesta aceptar porque el coste marginal que le supone es menor o igual al beneficio marginal que le reporta (Azqueta, 2002)

¹⁰ Por ejemplo, serían costes de reposición los asumidos para insonorizar una vivienda cercana a un aeropuerto.

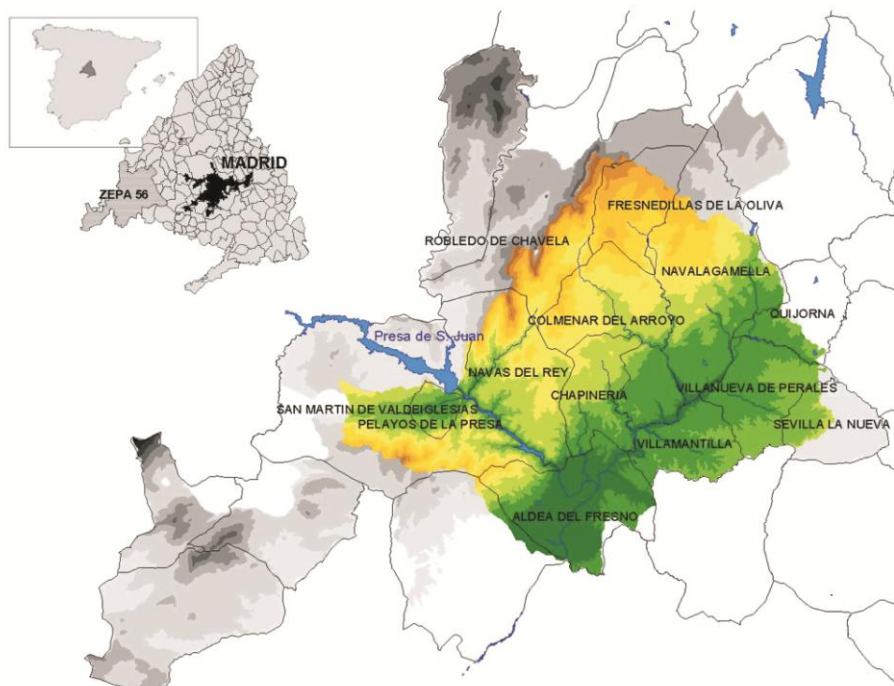


Figura 4. Ubicación relativa de la zona de estudio (cuenca parcial) en la ZEPA 56. Este espacio protegido se encuentra en el límite sur-oeste de la Comunidad Autónoma de Madrid, en España.

cercanos a la capital), una significativa de los agricultores es mayor de 65 años.

La ZEPA presentaba una población de 23.800 habitantes en 1985 y de 35.500 en 1999, con una densidad de población (43 hab/km² en 1999) alejada de la media regional (641 hab/km² en 1999).

Sin embargo, la población está sufriendo un incremento de un 30 % en los últimos 15 años debido a su proximidad a Madrid, el bajo coste de la vivienda y sus altos valores paisajísticos.

Por ello, se está incrementando las superficie urbana y residencial con la proliferación de segunda residencia (por ejemplo San Martín de Valdeiglesias o Pelayos de la Presa), y residencia principal en las zonas más cercanas a Madrid (como Sevilla La Nueva).

Estas tendencias territoriales y socioeconómicas afectan a la distribución de usos del suelo y tienen consecuencias directas sobre la erosión, entre otros.

Para su descripción y estudio desde el punto de vista erosivo, se dividió la zona en 31 subcuencas contiguas, que a su vez estaban compuestas por lo que en la terminología del modelo utilizado (SWAT) se denominan unidades de respuesta hidrológica. Estas unidades de respuesta hidrológica (HRUs) se definen según la composición y estructura de los suelos presentes y las diferentes coberturas del territorio (Figura 4).

Ocupación del suelo

Para definir las distintas ocupaciones del suelo presentes en el área de estudio se utilizaron tres imágenes Landsat 5 TM. En concreto las imágenes correspondientes al 17 de julio de 1984, 6 de agosto de 1991 y 11 de julio de 1999.

La clasificación de estas imágenes, georreferenciadas y proyectadas al sistema UTM (Universal Transverse Mercator) fue proporcionada por el Dr. Raúl Romero Calcerrada y las metodologías para su clasificación pueden consultarse en el artículo

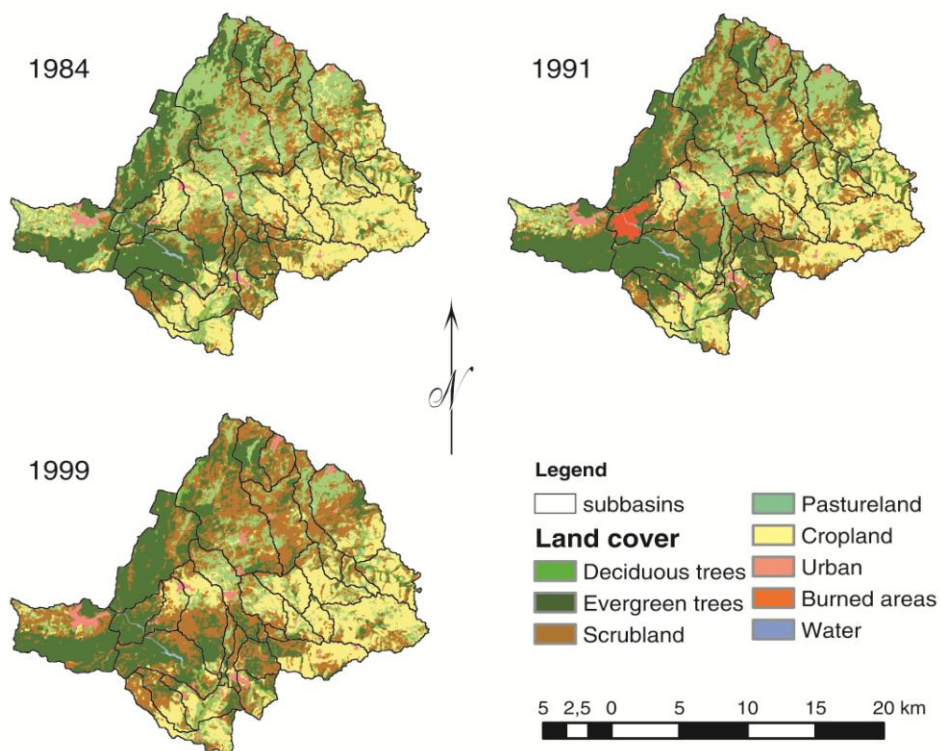


Figura 5. Distribución en la zona de estudio de las distintas coberturas discriminadas.

“The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA ‘Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984–1999” (Romero-Calcerrada y Perry, 2004).

Se contrastaron las distintas coberturas mediante la clasificación con las necesidades de SWAT (modelo de erosión utilizado), hallándose adecuada la clasificación para los objetivos y la escala (Figura 5).

Es importante destacar, por otro lado, que la clasificación de imágenes satélite discrimina convenientemente aspectos de las coberturas como su estacionalidad (carácter perennifolio o caducifolio), de especial relevancia en el cálculo de la erosión.

Suelos

La cartografía edafológica, clasificada en base a los materiales, fisiografía y geomorfología del terreno fue elaborada, a escala 1:50.000 por José Luis Labrandero Sanz y Juan José Carlevaris desde el Instituto de Economía y Geografía del CSIC y ha sido adaptada para su uso en el modelo SWAT para el presente caso de estudio.

En total se localizaron 28 tipos de suelo, estando presentes distintas combinaciones de cambisoles, luvisoles, leptosoles, regosoles y fluvisoles.

Tabla 2. Estaciones meteorológicas consideradas.

Código estación	Nombre estación	Provin.	Longitud (Oeste)	Latitud (Norte)	Altit. (m)	Tipo datos
2462	Navacerrada 'Puerto'	Madrid	4°00'37"	40°46'50'	1890	T, P
3196	Madrid Cuatro Vientos 'Aeródromo'	Madrid	3°47'21"	40°22'40'	687	P
3200	Getafe Base Aérea	Madrid	3°43'21"	40°18'00'	617	T, P
3341	Presa de San Juan	Madrid	4°18'42"	40°22'20'	540	T, P
3342	Villa del Prado 'Picadas'	Madrid	4°14'57"	40°19'45'	523	P
3330Q	Rozas Puerto Real 'Barjondo'	Madrid	4°29'37"	40°17'00'	960	P

Fuente: INM, elaboración propia. T = temperaturas, P = precipitaciones.

Variables meteorológicas

Las variables meteorológicas requeridas consistieron en valores diarios de precipitación, temperatura máxima y mínima para cada uno de los seis años considerados. Se consideraron los años de origen de las imágenes Landsat y uno de los dos años inmediatos a éste con los serie de datos completa para todos los meses. De esta forma se disponía de estos valores para 1984, 1985, 1991, 1992, 1998 y 1999. En total se utilizaron los datos procedentes de las estaciones indicadas en la Tabla 2.

Para la selección de las estaciones se utilizaron como criterios la proximidad a la zona de estudio y la disponibilidad de series completas. De este modo en el caso de las temperaturas no hubo que realizar ninguna modificación de los datos salvo una adaptación al formato utilizado por el SWAT¹¹.

En el caso de las precipitaciones algunos valores diarios presentaban información incompleta, aunque de un modo muy puntual (promedio de valores erróneos 0,13 %). Dada la baja representatividad de estos errores se optó por

¹¹ SWAT utiliza los datos de temperatura para calcular, entre otros, la evapotranspiración. Esto le permite, entre otros, estimar el tiempo que el suelo permanece cargado de humedad, modificando su comportamiento frente a posteriores precipitaciones.

adoptar un criterio sistemático considerándolos como precipitación cero¹².

Métodos

Modelo de erosión

El modelo **SWAT** (Soil & Water Assessment Tool), (Arnold y Allen, 1996; Arnold et al., 1999)) fue inicialmente desarrollado en los Estados Unidos. Ha sido ampliamente aplicado en Europa (Eckhardt et al., 2002; Fohrer et al., 2001; Francos et al., 2001; Grizzetti et al., 2003; Huisman et al., 2004) pese a que los datos de entrada necesarios para su uso son especialmente numerosos y requieren información detallada difícil de obtener fuera de EEUU (Breuer et al., 2003). Sin embargo, las diferentes aplicaciones fuera de EEUU confirman la posibilidad de adaptación del modelo con buenos resultados.

SWAT permite no sólo conocer la cantidad de suelo que el agua es capaz de extraer, sino también la cantidad de sedimentos que alcanza la corriente, fundamental para análisis de daños

¹² El método más adecuado para solventar estos errores sería la generación estadística a partir de un mayor número de casos (datos diarios durante 30 años) lo que se estimó excesivo para la representatividad del error.

off-site. De esta forma, SWAT permite conocer no sólo la producción de sedimentos sino también su destino.

Es un modelo continuo, lo que permite considerar la evolución de las precipitaciones sobre el tiempo, cuestión a la que la infiltración y la escorrentía superficial son altamente sensibles (Kirkby, 2001). Sin embargo, mientras que permite incluir en la simulación de forma continua las variables climáticas o actualizar los valores de estado del suelo, no resulta posible incluir el cambio de ocupación o uso del suelo en las coberturas. Si bien no existe ningún modelo probado sustitutivo que considere esta cuestión.

Este problema se solucionó realizando una simulación para cada distribución de las diferentes coberturas (una para cada año). Sin embargo, esto supuso la no consideración del cambio en las condiciones del suelo que, como se mencionó, sí modeliza SWAT. Para los objetivos del estudio era más relevante mostrar las tendencias y dinanismos en la ocupación del suelo que los datos exactos de pérdida de suelo.

Por este motivo también se discretizaron las variables meteorológicas, tal y como se muestra a continuación.

SWAT puede utilizarse bajo el SIG ArcView 3.2, así como bajo el SIG GRASS. Dispone de un interface para la introducción de los datos, manejo, dirección del proceso de cálculo y visualización de los resultados. Por esto es especialmente adecuado para la obtención de datos en formato cartográfico, ya que permite la superposición de los resultados con otras capas, la operación entre ellas... En definitiva, añade al modelo las ventajas del uso de los SIG.

Para más información sobre el funcionamiento y teoría de SWAT puede consultarse el manual (<ftp://ftp.brc.tamus.edu/pub/swat/doc/swat2000.pdf>) o los contenidos de la página web oficial (<http://www.brc.tamus.edu/swat/>)¹³.

pdf) o los contenidos de la página web oficial (<http://www.brc.tamus.edu/swat/>)¹³.

Escenarios de cambio: año seco-año húmedo

Las distintas ecuaciones usadas para el cálculo de la producción de sedimentos incluyen de manera proporcional factores variables en el tiempo como las precipitaciones y el tipo de cubierta del suelo:

MUSLE:

$$Y = 11,8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot DA)^{0,56} \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \cdot ROKF$$

USLE¹⁴:

$$Y = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Y = producción de sedimentos.

Q_{surf} = volumen de la escorrentía (mm/ha).

q_{peak} = velocidad de la escorrentía (m³/s).

DA =l área de drenaje considerado homogéneo en sus propiedades hidrológicas (ha).

K = erodibilidad del suelo (0,01317 t.m².h/(m³.t.cm).

C es un factor dependiente de la cobertura u ocupación del suelo.

LS es un factor de longitud y pendiente.

P es un factor del manejo/uso del suelo.

ROKF es el factor que indica la presencia de fragmentos de roca en la superficie del suelo.

R = erodibilidad de la lluvia y es función de su intensidad.

Adicionalmente al uso de los datos meteorológicos reales para los tres años correspondientes a las imágenes satélite, se plantearon otros dos escenarios meteorológicos.

¹³ También puede consultarse la página extraoficial: <http://www3.baylor.edu/cagsr/swat/> (último acceso mayo 2005).

¹⁴ El cálculo de la producción de sedimentos en base a la ecuación USLE sólo se genera a efectos de comparación y no es incluida en la modelización.

Para establecer la importancia de las transformaciones territoriales en áreas rurales en los procesos erosivos, en especial los cambios de la ocupación del suelo, se procedió a definir dos escenarios (seco y húmedo) en los que las variables meteorológicas fuesen constantes a lo largo de los tres años considerados.

Estos escenarios utilizan datos meteorológicos reales pero sin la existencia de correspondencia temporal con las imágenes satélite.

Esto permite hacer comparables los cambios temporales que se produzcan en la erosión en el periodo considerado y, por tanto, establecer tendencias relacionadas con el cambio de ocupación y uso del suelo.

Al considerar los años reales, correspondientes a las fechas de las imágenes Landsat, podemos obtener una idea de lo que ha ocurrido, pero si se trata de observar una tendencia es más complejo determinar si se debe a los cambios de ocupación en el terreno o la normal variación meteorológica.

Por otro lado, el modelo utilizado SWAT, hace hincapié en la relevancia que presenta para la erosión la alternancia de periodos secos y húmedos, al considerar las variables diarias. No presenta el mismo impacto la lluvia sobre el suelo seco que húmedo.

Por esto, se decidió utilizar dos escenarios, uno que representase un tipo con predominancia de periodos secos o carentes de precipitaciones y otro en el que las precipitaciones fuesen más generalizadas y abundantes.

Para definir estos escenarios se tomaron dos años reales de la serie de datos, de cara a que la situación mantuviese las correctas relaciones atribuibles a la precipitación, en vez de generar datos aleatorios. Los años se eligieron en base a la elaboración de unos climodiagramas de Walter-Lieth modificados para contener un solo año en vez de una serie. En base a estos

climodiagramas y la relación de Gaussen que define los meses secos¹⁵, se consideró que el año más seco era aquel que aunaba la menor precipitación anual y el mayor número de meses secos y viceversa en el caso del año húmedo.

Validación del modelo

Dado que no existen datos de campo en las fechas de los mapas de ocupación analizados, no es posible la validación directa los resultados.

Este hecho se considera aceptable para los propósitos de esta tesis ya que esta la situación más habitual en los estudios de planificación y ordenación territorial.

También es importante reseñar que SWAT es un modelo contrastado en EE.UU. y en diversos países de Europa, lo que nos hace pensar en la validez del modelo y, por tanto, de los resultados obtenidos.

Sin embargo si se ha procedido a establecer un control de validación, a posteriori, de los resultados obtenidos.

Durante el verano de 2005 se realizaron varias salidas de campo que permitieron constatar de manera cualitativa la efectividad del modelo al visitando los lugares donde SWAT mostraba más erosión.

A continuación se muestran ejemplos de la situación en esa fecha mediante fotografías asociadas al nivel de erosión asignado a ese punto en el año 1999.

PASTIZAL. La cobertura se mantiene con respecto a la existente en 1999. Tras un análisis general de la zona y de elementos permanentes tales como vallados y postes, se ha concluido

¹⁵ Meses en los que el doble de la temperatura media mensual (°C) supera a la precipitación en mm.

que la erosión no es significativa en la zona. La valoración en este punto del modelo es de sostenibilidad (Figura 6).



Figura 6. Zona de pastizal bastante densa.

CULTIVO AGRÍCOLA. Considerada como de prioridad de reforestación mínima. La inclinación y el tipo de uso parecen indicar un cierto riesgo de erosión, si bien no existen evidencias claras (Figura 7).



Figura 7. Cultivo agrícola de secano.

PASTIZAL. En esta ocasión en el año 1999 esta cobertura estaba clasificada como pastizal, mientras que en 2005 corresponde a un cultivo agrícola de secano. Sin embargo, podemos observar que es una zona de alto riesgo erosivo, como demuestra el significativo cúmulo de sedimentos detenidos por el cerramiento. Se confirma por tanto la clasificación de esta zona

como de alta prioridad de reforestación (Figura 8).



Figura 8. Situación en 2005 de la zona que fue clasificada en 1999 como pastizal. La imagen inferior muestra un detalle de los sedimentos acumulados.

También se pudo observar que la erosión estaba generando efectos graves en la zona, fundamentalmente en aquellas áreas donde la cubierta vegetal era removida (Figura 9).

La erosión en cárcavas y barrancos es más fácilmente detectable en el campo que la erosión laminar y puede considerarse como un indicador de presencia (o riesgo) de ésta.



Figura 9. Ejemplos de los efectos graves de la erosión en cultivos agrícolas.

Umbrales de sostenibilidad

Para valorar la situación de sostenibilidad en cuanto a la erosión en la zona se tuvieron en cuenta principalmente dos argumentos:

- a) la susceptibilidad frente a la pérdida de suelo varía espacialmente en función de la profundidad útil del suelo y de su uso (de la Rosa et al., 2000)
- b) el umbral de sostenibilidad no debería ser nunca más restrictivo que la erosión mínima que con una cobertura natural puede alcanzarse en un lugar.

Esta segunda consideración se fundamenta en un razonamiento lógico de que los ecosistemas naturales (o al menos sin una intervención negativa antropológica) son siempre sostenibles per se. La erosión es un proceso natural y no

siempre negativo ya que contribuye a la formación de suelos en zonas de deposición.

Tomando estas dos consideraciones se adaptaron los umbrales obtenidos de la literatura y mencionados anteriormente en los antecedentes.

La primera adaptación a realizar es que los terrenos sometidos a estos umbrales son exclusivamente agrícolas. Sin embargo, por la finalidad del estudio y las características del territorio es necesario incluir otros usos como pastizales o arbustos.

Para paliar este conflicto se elaboró una metodología de umbrales asociados a la ocupación o uso del suelo. Por ejemplo, si una zona de arbustos, con capacidad forestal, presenta una erosión mayor que el umbral definido para zonas no agrícolas (en este caso 1 t/ha) pero no supera la erosión que se alcanzaría en esa zona con una cubierta forestal perennifolia, la zona quedará definida como sostenible.

Tabla 3. Umbrales definidos para las diferentes zonas en función de su cobertura y tipo de suelo.

Umbral (t/ha · año)	Cobertura (usos del suelo)	Suelo
< 1	Zonas forestales	Cualquiera
< 1	Zonas cultivadas	Grupo C
< 5	Zonas cultivadas	Grupo B
< 10	Zonas cultivadas	Grupo A

El ratio indicado en $\text{t/ha} \cdot \text{año}$ se corresponde al rango tolerable para cada tipo definido del territorio (Tabla 3). De este modo, las zonas cultivadas (agrícolas) sobre suelos del grupo B estarán bajo una situación de sostenibilidad hasta que alcancen valores de erosión de 5 t/ha anuales.

Si bien cuando el umbral correspondiente es más restrictivo que la erosión mínima alcanzable

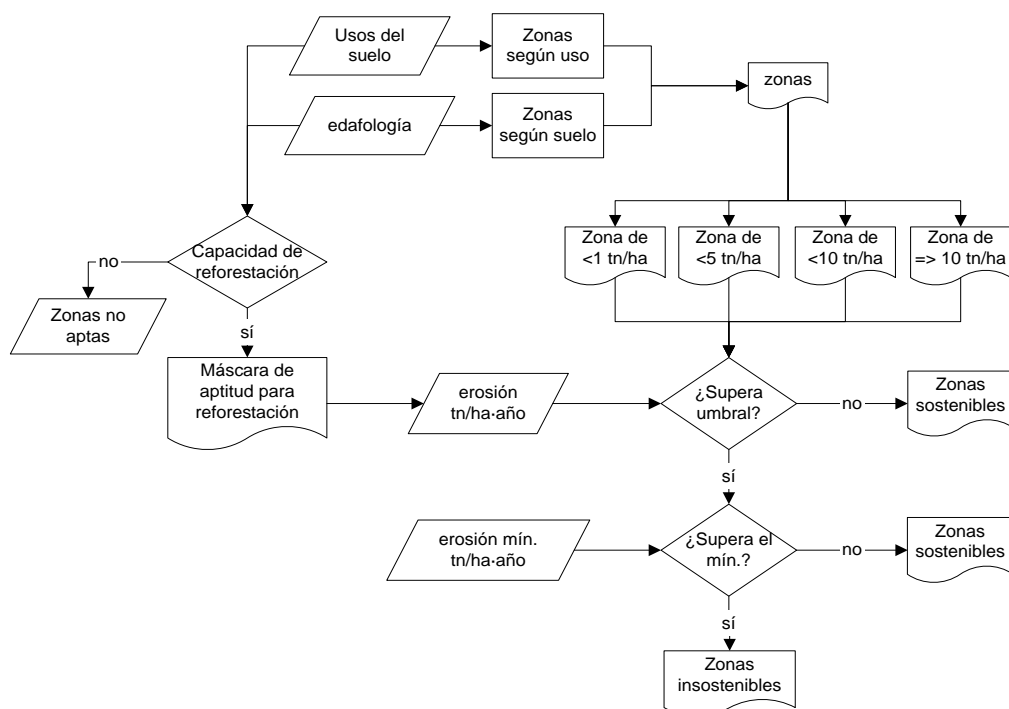


Figura 10. Modelo de decisión para la definición de la sostenibilidad.

con la cobertura de bosque perennifolio, se adopta esta erosión mínima como umbral (ver modelo de decisión descrito en la Figura 10). Es decir, el umbral de sostenibilidad es variable en función del uso actual y del tipo de suelo presente en el territorio, a la vez que somete al criterio de la erosión mínima alcanzable con la mejor cobertura.

Para la elaboración de esta tabla se realiza una división por zonas en base a la cobertura y al tipo de suelo. Los suelos quedan agrupados en tres clases en base a sus materiales y profundidad, del siguiente modo (de la Rosa et al., 2000):

- Grupo A: suelos con características favorables con más de un metro de profundidad. Corresponde a los suelos profundos aluviales (Fluvisoles) presentes en una única clase.

- Grupo B: suelos de entre 75 y 120 cm, ejemplificados por los Luvisoles (cuatro clases).
- Grupo C: suelos con rocas o gravas y con profundidad menor de 75 cm. Pertenecen a este grupo el resto de clases (23).

Las coberturas, por su parte, quedan agrupadas en las clases:

- Zonas cultivadas (agrícolas)
- Zonas forestales (bosques caducifolios, pinares, encinares, pastizales, arbustos y zonas quemadas).

Una vez establecidos los umbrales y el criterio de erosión mínima alcanzable se evalúan los datos. Al contrario que los umbrales fijos

descritos en la Tabla 3, la erosión mínima alcanzable en base a la reforestación¹⁶ varía en función de la meteorología. Por esto se ha elaborado un mapa de erosión mínima alcanzable para cada mapa de coberturas disponible para el año de su obtención, el año húmedo y el seco.

El modelo de decisión utilizado se muestra en la Figura 10, siendo el modelo general a aplicar a cada fecha y datos requeridos.

Una vez obtenido un mapa de zonas sostenibles e insostenibles para cada fecha, se analizan de forma combinada los tres casos para cada mapa de coberturas: fecha de obtención de la imagen Landsat, año seco y año húmedo.

Se considera que una mayor frecuencia de aparición de un píxel como insostenible implica una mayor prioridad para realizar actuaciones de reforestación en ese punto.

Esto permite establecer escenarios de actuación de modo que se protegiese el máximo, el medio o un mínimo. En el escenario denominado “mínimo” se reforestarían aquellas zonas que en los tres casos se han clasificado como insostenibles. En el “medio” en dos y en el máximo en sólo uno. Como es lógico, el escenario “medio” comprende al “mínimo”, de modo que el coste de conseguir el escenario “medio” será el mismo que el de lograr el “mínimo” más la cantidad añadida necesaria para reforestar aquellas zonas consideradas como insostenibles en dos ocasiones.

Este análisis en escenarios permite establecer una tendencia temporal y en incremento de número de hectáreas y en inversión.

¹⁶ Como las necesidades del método de valoración económica implican la existencia de capacidad de reforestación, como ya se mencionó, las zonas no aptas para la reforestación (zonas urbanas, embalses, zonas forestales, suelos inadecuados) no fueron introducidas en el modelo. Dentro de las zonas compatibles con la reforestación se evalúa la sostenibilidad y el coste de la plantación.

Otras consideraciones: No se ha tenido en cuenta el posible impacto ambiental de las actuaciones porque no es la materia a investigar en este caso. No es un criterio a la hora de decidir la ubicación de las posibles actuaciones. Sin embargo sí es una cartografía útil, junto con una serie de criterios y compatibilidades, puedan establecerse actuaciones más concretas. Esta es la base para partir de un mapa para elaborar una cartografía compleja tal y como se pretende en la tesis doctoral.

En total se generaron nueve simulaciones, tres correspondientes a los datos reales de precipitación y temperatura, tres para el año seco y otras tres para el año húmedo.

Valoración económica

El objetivo último de este caso de estudio es elaborar una cartografía que valore económicamente un servicio ambiental, de uso indirecto y sin precio de mercado, que proporcionan las coberturas vegetales como protección a la erosión.

El método seleccionado para la valoración económica es el método de los costes de reposición¹⁷. Este método de valoración indirecto valora bienes y servicios sin precio de mercado (p.e. la erosión) mediante su relación con otros bienes o servicios que sí se intercambian en mercados.

Utiliza el coste de revertir una situación negativa (impacto) o restaurar una función ambiental como valor de esta función a la sociedad.

¹⁷ Es un método conocido y probado que puede consultarse en cualquier manual de Economía Ambiental (Azqueta, 2002; Fernández-Bolaños Valentín, 2002).

Tabla 4. Costes por hectárea máximos recogidos por la legislación de la Comunidad Autónoma de Madrid para forestación de tierras agrarias (ORDEN 8326/2004, de 24 de septiembre, de la Consejería de Economía e Innovación Tecnológica, por la que se establecen ayudas para el fomento de la forestación de tierras agrícolas de la Comunidad de Madrid). Cada partida tiene indicada la duración prevista en años y el coste indicado es anual.

	€/ha	Años
Plantación de frondosas de crecimiento lento en masa mezclada	2182.00	1
Cerramientos	688.83	1
Cortafuegos	16.59	1
Balsas contra incendios	42.14	1
Vías	332.26	1
Mantenimiento	288.00	5
Total¹	4760.58	

Es un método que, como desventaja, tiende a realizar sobreestimaciones y es totalmente inútil en situaciones irreversibles (coste = ∞). La sobreestimación viene dada en este caso fundamentalmente por el hecho de que la reforestación aporta otros beneficios además de paliar la erosión tales como fijación de CO₂, mejora de la biodiversidad, del paisaje, etc. de los que algunos se vieron en el Capítulo IV. Estos beneficios “colaterales” deberían ser valorados y descontados del coste final de la reforestación, ya que su coste no es utilizado únicamente para reponer la sostenibilidad erosiva.

Como ventajas la simplicidad y lógica de su uso facilita su comprensión por parte de los planificadores y, por tanto, también mejora su aceptación al tener un carácter menos hipotético que otros métodos como el de la valoración contingente. Es un método habitualmente utilizado en la normativa relativa a las Declaraciones de Impacto Ambiental (Azqueta, 2002b).

La actuación defensiva frente a la erosión laminar adoptada con mayor frecuencia es la reforestación protectora. Aunque generalmente se habla de reforestación en términos generales como método de lucha, en este trabajo se analizó cuál era la cobertura más eficiente en

cuanto a disminuir la producción de sedimentos. Este análisis se realizó en las tres fechas, con todas las coberturas¹⁸. Sin embargo, como es lógico, en el caso de las coberturas urbano y agua, pese a que fueron consideradas en la simulación, no se analizaron los posibles cambios. Se observó un predominio claro de la cobertura de bosque perennifolio, sobre todo en el escenario de “año húmedo”.

Partiendo de esta premisa, se excluyeron de estudio aquellas zonas no-aptas para la reforestación con cualquier especie forestal perennifolia (*Pinus* sp. o *Quercus rotundifolia*) o aquellas que actualmente eran forestales (las zonas ya forestadas se consideraron no reforestables).

El coste por hectárea se establece en base a los costes máximos recogidos por la legislación de la Comunidad Autónoma de Madrid para forestación de tierras agrarias (ORDEN 8326/2004, de 24 de septiembre, de la Consejería de Economía e Innovación Tecnológica, por la que se establecen ayudas

¹⁸ Se adoptó un criterio de cobertura general (aplicado en todo el territorio uniformemente) en vez de aplicar en cada caso la más eficaz, porque la existencia de interacciones espaciales no permite probar esta medida de forma eficiente.

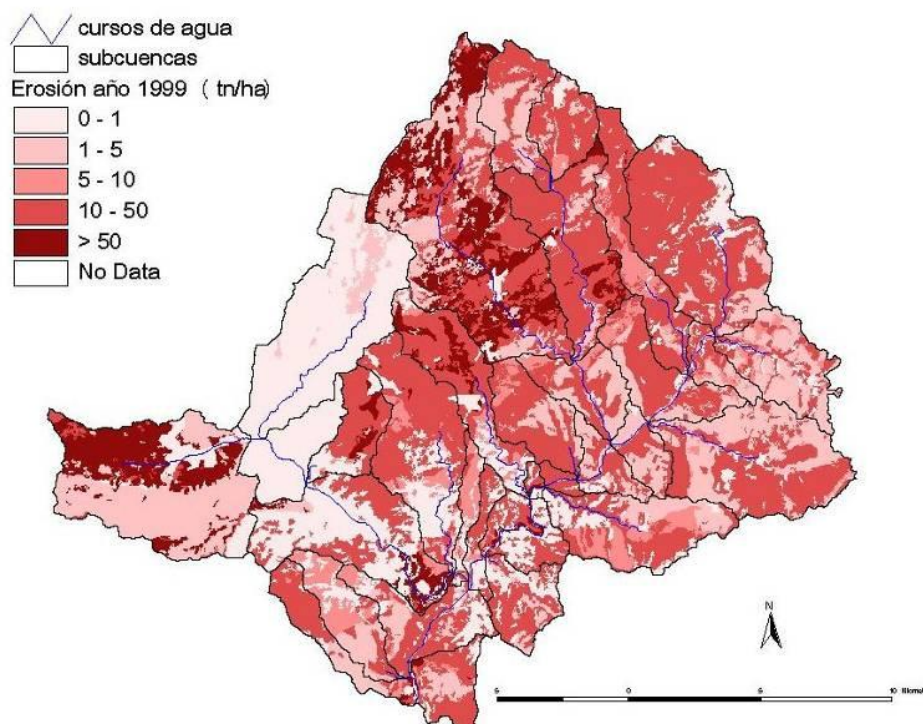


Figura 11. Rangos de valores de erosión neta en el año 1999 (t/ha anuales). El valor máximo de la escala gráfica son 10 km.

para el fomento de la forestación de tierras agrícolas de la Comunidad de Madrid). Se han tomado valores máximos de implantación de la cubierta forestal, contemplando las partidas recogidas en la Tabla 4.

No se han considerado los costes de las primas compensatorias¹⁹ ya que no se va a realizar una planificación anual. Sólo se considera el coste de implantación de la masa forestal que es la clave desde el punto de vista erosivo.

No se realizó actualización de los costes anuales (tasa de descuento) por ser precios establecidos bajo legislación. En la orden no se contempla la posibilidad de actualización de las primas.

¹⁹ Estas primas que para este tipo de plantación, según el uso anterior y el beneficiario de las ayudas pueden oscilar entre 337 y 60 € anuales durante 20 años. En el caso de beneficiarios no privados estas ayudas no son permitidas. Esta previsión y duración se encuentra actualmente pendiente de revisión.

Resultados

Por medio de la simulación con SWAT se obtuvieron datos de producción de sedimentos para cada una de los mapas de ocupación del suelo. Para cada mapa se realizó una simulación con el año de su captura, el año más seco (1985) y el año más húmedo (1998) de la serie. Los valores de erosión neta se obtuvieron por píxel (10 x 10 m) en t/ha anuales (puede verse un ejemplo en la Figura 11).

Estos mapas de erosión neta se transformaron en mapas de sostenibilidad (Figura 12) tanto para las fechas del mapa de ocupación como para los escenarios seco y húmedo según el diagrama de decisión descrito en la Figura 10.

A partir de estos mapas pueden realizarse análisis globales de tendencia en la zona como los que se indican en la Figura 14. Siendo también posible realizar un análisis espacial a partir de los mapas.

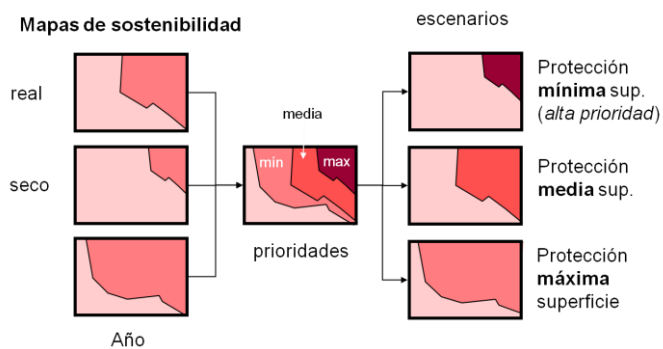
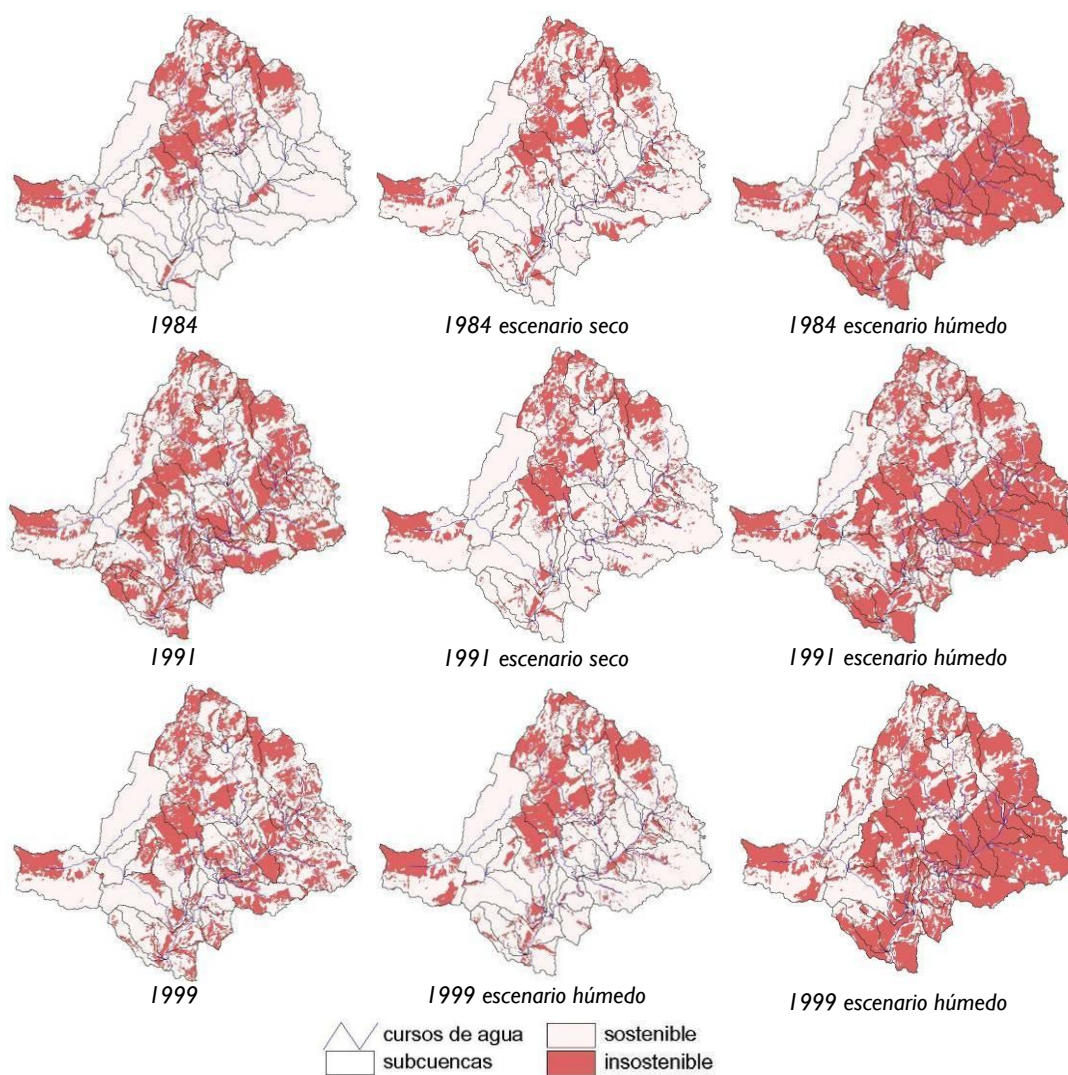


Figura 12. Superficie por encima del umbral considerado sostenible (mapas de sostenibilidad) frente a la erosión en las distintas fechas consideradas y según los dos patrones meteorológicos “seco” y “húmedo”. El esquema en la parte superior explica cómo se calculan los distintos escenarios de valoración económica, según el nivel de protección esperado.

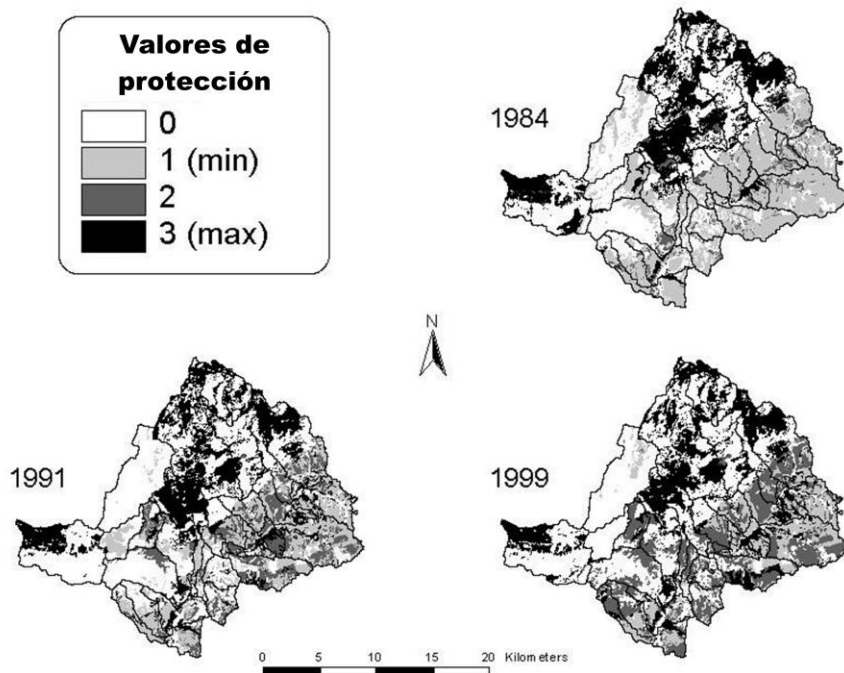


Figura 13. Mapas de prioridades para la reforestación que permiten realizar el cálculo de los costes para la subcuenca considerando un coste (defensivo) por hectárea de 2.182 €/ha. Según el escenario se calcula así, en base a las hectáreas de estos mapas, el coste total acumulado **Tabla 5** o progresivo **Tabla 6**.

La variación cuando los fenómenos meteorológicos se mantienen “constantes” (es decir la erosión ligada al cambio de ocupación del suelo) es menor que la que se produce por las variaciones meteorológicas en sí.

Mientras que la superficie considera insostenible aumenta considerablemente desde el año 1985 al año 1999, cuando se tienen en cuenta los datos meteorológicos correspondientes a cada fecha, esta tendencia no se cumple cuando se analizan los escenarios seco o húmedo. Esto demuestra la dependencia meteorológica de los resultados, paliada por la utilización de los citados escenarios que permiten un análisis donde esta vinculación es reducida.

Si bien no existe una tendencia temporal que permita establecer una relación clara con el

cambio de uso del suelo el balance final muestra una disminución de la superficie insostenible (Figura 14b). Por tanto, la transformación territorial que está ocurriendo en esta ZEPA (Romero-Calcerrada y Perry, 2004), está reduciendo el riesgo de erosión.

En cuanto a la valoración económica, resultante de aplicar a los distintos escenarios el coste por hectárea definido anteriormente en base a la Orden 8326/2004, los costes de reforestación totales (€) para los distintos escenarios serían los indicados en la Tabla 5.

Los valores que se indican en esta tabla (Tabla 5) son valores absolutos e independientes para cada año. Lógicamente una actuación en un año implicaría un descenso en el coste de los

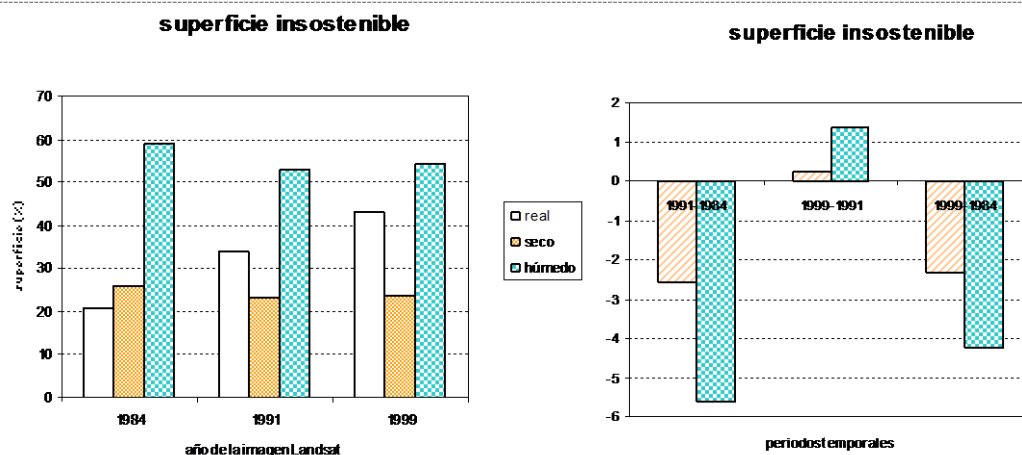


Figura 14. Cambios en la superficie considerada insostenible en los distintos escenarios. Izqda., tendencia temporal en el caso real y en los dos escenarios. Dcha., comparación por periodos para cada uno de los escenarios.

posteriores al decrecer el número de hectáreas que deben ser reforestadas.

Para realizar un análisis más ajustado a la realidad se establece un plan de repoblaciones y las consecuencias en la variación económica. De este modo se considera que las zonas reforestadas en 1984 ya son sostenibles en 1991 y por tanto los costes de reforestación resultantes serían diferentes, como se indica en la Tabla 6.

En este caso, los valores que se muestran se deberían exclusivamente a los cambios de uso. De esta forma es posible analizar el coste que supone este cambio de uso.

Discusión y Conclusiones

En el desarrollo de esta investigación pueden distinguirse tres fases de desarrollo independiente: la cuantificación de la erosión, la

Tabla 5. Costes totales de reforestación resultantes según la prioridad de protección y el año en que se realice el análisis. Los valores se muestran en euros (2005).

1984	1991	1999	Protección
111.016.725,60	100.362.547,56	104.190.053,88	Máxima
48.810.226,74	64.515.380,16	80.582.337,66	Media
39.669.913,14	43.502.180,04	44.368.605,60	Mínima

Tabla 6. Costes totales de reforestación resultantes según la prioridad de protección considerando un plan de reforestaciones progresivo iniciado en 1984. Los valores se muestran en euros (2005).

1984	1991	1999	Protección
111.016.725,60	8.464.311,24	7.002.813,18	Máxima
48.810.226,74	27.459.025,44	23.207.827,50	Media
39.669.913,14	8.911.805,76	8.645.213,28	Mínima

definición de umbrales de sostenibilidad, la valoración económica y su cartografía. La cuantificación de la erosión se obtuvo partir del modelo SWAT. La valoración económica se realizó mediante el método de los costes de reposición. Todo el proceso cartográfico se abordó en un entorno SIG.

Los resultados muestran que gran parte de la superficie estudiada se encuentra bajo situación de insostenibilidad. Sin embargo, esta clasificación entra en conflicto con lo definido por el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid que la valora como de bajo riesgo de erosión.

El origen de esta diferencia de valoración reside muy probablemente en la escala de trabajo empleada y el grado de detalle de la cartografía, pero fundamentalmente en que los resultados se están comparando con las otras comarcas madrileñas, donde la erosión puede ser comparativamente mucho mayor.

La ZEPA num. 56 posee un elevado valor de conservación. La reforestación como medida de reposición puede presentar en esta zona inconvenientes ambientales a causa de la variación en la estructura del paisaje que éstas supondrían. Sin embargo, con los adecuados estudios de impacto, la reforestación tendería probablemente a aportar mayores beneficios ecológicos y mayor calidad ambiental. Los espacios protegidos deben ser, por parte de la administración, considerados como objetivo prioritario en cuanto a la inversión en mejoras ambientales.

La erosión se encuadra dentro de un tipo de procesos en los que la identificación de los agentes causantes no es clara (fuente de contaminación no puntual) y que habitualmente produce un perjuicio generalizado a la sociedad.

Por estas características, este tipo de procesos son de compleja internalización en el mercado a nivel individual, dado que no pueden identificarse de forma unívoca causante y perjudicado,

condición necesaria para poder aplicar, e.g. el Teorema de Coase (Azqueta, 2002a).

Este carácter general lleva a la conclusión de que la internalización de esta externalidad debería ser llevada a cabo por las administraciones públicas, como un modo de mejorar el conjunto de la sociedad.

Efectivamente, en el caso de la erosión es habitual que sean las administraciones públicas quienes actúen con más firmeza, también sobre la base de que la mayor parte de las infraestructuras dañadas son de su propiedad y el agua es de dominio público.

Aparte queda el caso de la pérdida de productividad que, si bien presenta un interés económico que puede resultar común a la sociedad (a todos nos interesa que nuestro país o región sea más productivo), tiene un marcado carácter privado. En este caso, las actuaciones públicas se limitan a incentivar y recomendar prácticas de gestión (que recordemos es un factor en la ecuación de erosión, véase pág. 90) menos agresivas (la Política Agraria Común de la Unión Europea recoge limitaciones de este tipo como criterio sine qua non para la recepción de ayudas).

Desde el punto de vista estrictamente de la erosión la reducción es positiva:

- Evita los daños en infraestructuras tales como embalses o canales.
- Mejora la calidad del agua al reducir la cantidad de elementos en suspensión que además suelen ir acompañados de sustancias contaminantes.
- Reduce las pérdidas en productividad agrícola en las zonas aptas para cultivos y, en el resto, mantiene la capacidad de acoger ciertas comunidades vegetales.

- Porque una zona deforestada puede, a causa de la erosión, volverse inadecuada para el mantenimiento de cubierta forestal alguna.

La disminución de la insostenibilidad frente a la erosión por medio de la reforestación parece ser una opción adecuada para la zona. Existen amplias zonas donde el cultivo puede ser, cuanto menos, poco productivo, lo que sumado a la tendencia socioeconómica y a la dinámica territorial de abandono de cultivos, refuerzan la idea del interés de un cambio de ocupación del suelo como medida para paliar la erosión.

En cuanto a las tendencias temporales, los análisis realizados de superficie considerada insostenible muestran una tendencia al alza. Sin embargo, los análisis de contraste realizados con los escenarios climáticos constantes, sólo variando la ocupación del suelo, desmienten esta tendencia. Los resultados muestran que, cuando se reduce la influencia de la variabilidad meteorológica anual, la situación frente a la erosión tiende a mejorar.

Esto muestra la importancia de considerar las variables meteorológicas reales, correspondientes a las fechas en las que se daba una determinada ocupación del suelo, o bien usar escenarios meteorológicos constantes para la realización de análisis temporales.

El análisis temporal de la erosión a través de los escenarios seco y húmedo muestra una tendencia a la reducción de las zonas insostenibles, más acusada en el periodo 1984-1991 (en el periodo 1991-1999 parece producirse un ligero aumento).

Estos datos, contrastados con los recogidos en el trabajo de Romero-Calcerrada y Perry (2004), permiten asociar esta tendencia con la dinámica territorial observada de abandono de cultivos y pastos y su consiguiente transformación en matorral.

Esto posibilitaría predecir que de mantenerse esta tendencia de abandono, el nivel de erosión podría mejorar por sí solo. Sin embargo, como es lógico, alcanzar el óptimo bajo la cubierta forestal podría no ser alcanzable (al menos en una escala temporal humana). Es decir, debería ser aprovechada la tendencia al cambio de uso y abandono para facilitar la implantación de coberturas más eficientes desde el punto de vista erosivo.

A partir del presente caso de estudio podemos obtener las siguientes conclusiones principales.

Sobre el uso de umbrales

La dificultad que plantea el establecimiento de unos umbrales de sostenibilidad o críticos coherentes con el territorio es extremadamente compleja.

Los umbrales que en la literatura tradicional son diseñados exclusivamente para su aplicación a terrenos agrícolas chocan con una realidad territorial mucho más heterogénea.

La deforestación debida, por ejemplo, a un incendio genera una erosión que según los anteriores umbrales (agrícolas) sería difícilmente evaluable. Sin embargo, a través los umbrales definidos en este caso de estudio ésta sí sería evaluable y permitiría resaltar las altas tasas de erosión que se generarían. Por esto el mayor esfuerzo de este proyecto se ha centrado en realizar una propuesta de umbrales de sostenibilidad para su aplicación a zonas heterogéneas en cuanto a usos y ocupación del suelo.

Sobre el método de valoración

El otro aspecto relevante ha sido la estimación económica de los costes de revertir esos procesos. Mediante esta adaptación se ha logrado establecer una metodología para avanzar en la valoración económica de la

erosión aplicable a la elaboración de cartografías de valoración económica de bienes y servicios ambientales.

El método de valoración económica utilizado (costes de reposición) se considera apropiado cuando se trata de valorar procesos en los que es difícil identificar a los agentes implicados (causante y perjudicado) donde los poderes públicos toman por tanto un mayor protagonismo.

Sin embargo, las valoraciones mediante esta técnica tienen un carácter estático y conllevan sobreestimación por comparación a otras valoraciones (e.g. valoraciones de daños). Su principal valor se encuentra en la utilidad para la planificación territorial en las actuaciones públicas (como e.g. planes forestales).

Espacialización de los valores

En el presente caso de estudio el esfuerzo ha sido mucho mayor en la definición del servicio ambiental que en la distribución espacial de los valores.

Dado lo grosero en sí mismo del método de valoración de costes de reposición, en el sentido de que el coste utilizado es constante, la cartografía es al final una mapa tipo “máscara”.

Se denominan en la terminología de las TIG máscaras a los mapas en formato binario. Su utilidad radica en que permite realizar discriminaciones y adiciones, pero no presentan escalas ni matices.

A pesar de esta relativa “simplicidad” de la cartografía de salida, menos vistosa, no es menos útil, permitiendo que estos valores obtenidos puedan ser agregados por ejemplo, a los obtenidos en el primer caso de estudio, para conformar cartografías de valores agregados más complejas.

Posibles sesgos y distorsiones

Cabe destacar que la mayor distorsión de este caso de estudio proviene sin duda del método de valoración.

Por ejemplo, una vez implementadas las reforestaciones (base del método aplicado) no sólo se conseguiría una protección contra la erosión, sino otros muchos bienes y servicios (externalidades positivas). Por ello, a la hora de valorar el coste que se vincula con la erosión, quizá se deberían descontar estos potenciales beneficios futuros.

Asimismo, la diferencia entre los costes de reposición y los costes de daños puede ser significativa y sin embargo no se ha probado esta otra alternativa de valoración.

Como ventaja, la aplicación del método es simple, rápida y permite actualizaciones frecuentes y adaptabilidad al desarrollo de planes de actuación y eventos esporádicos (por ejemplo un incendio).

Por esto, y pese a las dificultades que plantea, sí se considera que el método es válido y las medidas son fiables, pero con las precauciones debidas.

Referencias

- Amore, E., Modica, C., Nearing, M. A., y Santoro, V. C. (2004). Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. *Journal of Hydrology*, 293(1-4), 100-114.
- Angima, S. D., Stott, D. E., O'Neill, M. K., Ong, C. K., y Weesies, G. A. (2003). Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97(1-3), 295-308.
- Arnold, J. G., y Allen, P. M. (1996). Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. *Journal of Hydrology*, 176(1-4), 57.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S., y DiLuzio, M. (1999). Water resources of the Texas Gulf Basin. *Water Science and Technology*, 39(3), 121.
- Azqueta, D. (2002a). *Introducción a la Economía Ambiental*: McGraw Hill / Interamericana de España.
- Azqueta, D. (2002b). *Introducción a la economía ambiental*. Madrid: McGraw-Hill.
- Bateman, I. J., Brainard, J. S., Lovett, A. A., y Garrod, G. D. (1999). The impact of measurement assumptions upon individual travel cost estimates of consumer surplus: a GIS analysis. *Regional Environmental Change*, VI(1), 24-30.
- Bateman, I. J., Jones, A. P., Lovett, A. A., Lake, I. R., y Day, B. H. (2002). Applying Geographical Information Systems (GIS) to Environmental and Resource Economics. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 219-269.
- Bateman, I. J., y Lovett, A. A. (1998). Using geographical information systems (GIS) and large area databases to predict Yield Class: a study of Sitka spruce in Wales. *Forestry*, 71(2), 147-168.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (2003). *Applied environmental economics. A GIS approach to cost-benefit analysis*. Cambridge, UK ; New York, NY: Cambridge University Press.
- Beasley, D. B. (1977). *ANSWERS: A mathematical model for simulating the effects of land use on water quality*. Purdue University, West Lafayette, IN.
- Bemporad, G. A., Alterach, J., Amighetti, F. F., Peviani, M., y Saccardo, I. (1997). A distributed approach for sediment yield evaluation in Alpine regions. *Journal of Hydrology*, 197(1-4), 370-392.
- Boardman, J., Poesen, J., y Evans, R. (2003). Socio-economic factors in soil erosion and conservation. *Environmental Science & Policy*, 6(1), 1-6.
- Braud, I., Vich, A. I. J., Zuluaga, J., Fornero, L., y Pedrani, A. (2001). Vegetation influence on runoff and sediment yield in the Andes region: observation and modelling. *Journal of Hydrology*, 254(1-4), 124-144.
- Breuer, L., Eckhardt, K., y Frede, H.-G. (2003). Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*, 169(2-3), 237-293.
- Clérici, C., y García Préchac, F. (2001). Aplicaciones del modelo USLE/RUSLE para estimar pérdidas de suelo por erosión en Uruguay y la región sur de la cuenca del Río de La Plata. *Agrociencia*, V(1).
- Cox, C., y Madramootoo, C. (1998). Application of geographic information systems in watershed management planning in St. Lucia. *Computers and Electronics in Agriculture*, 20(3), 229-250.
- Chaubey, I., Haan, C. T., Grunwald, S., y Salisbury, J. M. (1999). Uncertainty in the model parameters due to spatial variability of rainfall. *Journal of Hydrology*, 220(1-2), 48-61.
- Chen, E., y Mackay, D. S. (2004). Effects of distribution-based parameter aggregation on a spatially distributed agricultural nonpoint source pollution

- model. *Journal of Hydrology*, 295(1-4), 211-224.
- da Silva, A. M. (2004). Rainfall erosivity map for Brazil. *CATENA*, 57(3), 251-259.
- de la Rosa, D., Moreno, J. A., Mayol, F., y Bonson, T. (2000). Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 81(3), 179.
- DeRoo, A. P. J., Offermans, R. J. E., y Cremers, N. H. D. T. (1996). LISEM: a single-event, physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. 2. Sensitivity analysis, validation and application. *Hydrol. Process*, 10(8), 1119-1126.
- Eckhardt, K., Haverkamp, S., Fohrer, N., y Frede, H. G. (2002). SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 27(9-10), 641.
- Ekins, P. (2003). Identifying critical natural capital: Conclusions about critical natural capital. *Ecological Economics*, 44(2-3), 277-292.
- Farber, S. C., Costanza, R., y Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), 375-392.
- Fentie, B., Yu, B., Silburn, M. D., y Ciesiolka, C. A. A. (2002). Evaluation of eight different methods to predict hillslope runoff rates for a grazing catchment in Australia. *Journal of Hydrology*, 261(1-4), 102-114.
- Fernández-Bolaños Valentín, A. (2002). *Economía y política medioambiental*. Madrid: Ediciones Pirámide.
- FitzHugh, T. W., y Mackay, D. S. (2000). Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. *Journal of Hydrology*, 236(1-2), 35-53.
- Flanagan, D. C., y Laflen, J. M. (1997). The USDA water erosion prediction project (WEPP). *Eurasian Soil Sci.*, 30 (5), 524-530.
- Fohrer, N., Eckhardt, K., Haverkamp, S., y Frede, H.-G. (2001). Applying the SWAT Model as a Decision Support Tool for Land Use Concepts in Peripheral Regions in Germany. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 994-999). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Folly, A., Quinton, J. N., y Smith, R. E. (1999). Evaluation of the EUROSEM model using data from the Catsop watershed, The Netherlands. *CATENA*, 37(3-4), 507-519.
- Fontaine, T. A., Cruickshank, T. S., Arnold, J. G., y Hotchkiss, R. H. (2002). Development of a snowfall-snowmelt routine for mountainous terrain for the soil water assessment tool (SWAT). *Journal of Hydrology*, 262(1-4), 209.
- Franco, A., Bidoglio, G., Galbiati, L., Bouraoui, F., Elorza, F. J., Rekolainen, S., Manni, K., y Granlund, K. (2001). Hydrological and water quality modelling in a medium-sized coastal basin. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 26(1), 47-52.
- Geoghegan, J., Wainger, L. A., y Bockstael, N. E. (1997). Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS. *Ecological Economics*, 23(3), 251-264.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Granlund, K., Rekolainen, S., y Bidoglio, G. (2003). Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model. *Ecological Modelling*, 169(1), 25-38.

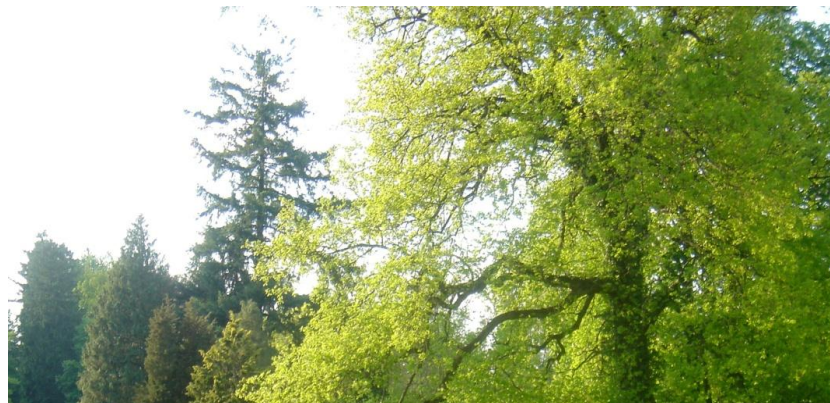
- Grunwald, S., y Frede, H. G. (1999). Using the modified agricultural non-point source pollution model in German watersheds. *CATENA*, 37(3-4), 319-328.
- Hattermann, F., Krysanova, V., Wechsung, F., y Wattenbach, M. (2004). Integrating groundwater dynamics in regional hydrological modelling. *Environmental Modelling & Software*, 19(11), 1039-1051.
- Huisman, J. A., Breuer, L., y Frede, H. G. (2004). Sensitivity of simulated hydrological fluxes towards changes in soil properties in response to land use change. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29(11-12), 749-758.
- Jetten, V., de Roo, A., y Favis-Mortlock, D. (1999). Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *CATENA*, 37, 521-541.
- Kinnell, P. I. A. (1998). Converting USLE soil erodibilities for use with the QREI30 index. *Soil and Tillage Research*, 45(3-4), 349-357.
- Kinnell, P. I. A. (2000). AGNPS-UM: applying the USLE-M within the agricultural non point source pollution model. *Environmental Modelling and Software*, 15(3), 331-341.
- Kinnell, P. I. A. (2001a). Slope length factor for applying the USLE-M to erosion in grid cells. *Soil and Tillage Research*, 58(1-2), 11-17.
- Kinnell, P. I. A. (2001b). The USLE-M and Modeling Erosion Within Catchments. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 924-928). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Kinnell, P. I. A. (2003). Event erosivity factor and errors in erosion predictions by some empirical models. *Australian Journal of Soil Research*, 41, 991-1003.
- Kinnell, P. I. A. (2004). Sediment Delivery Ratios: A misaligned approach to determining sediment delivery from hillslopes. . *Hydrological Processes Today*.
- Kirkby, M. (2001). From Plot to Continent: Reconciling Fine and Coarse Scale Erosion Models. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 860-870). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Knisel, W. G. (1985). CREAMS-a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. In U. D. o. Agriculture (Ed.) (Vol. Research Report 26).
- Knisel, W. G., Leonard, R. A., Davis, F. M., y Sheridan, J. M. (1991). Water balance components in the Georgia Coastal Plain: A GLEAMS model validation and simulation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(6), 450-456.
- Krysanova, V., Hattermann, F., y Wechsung, F. (2007). Implications of complexity and uncertainty for integrated modelling and impact assessment in river basins. *Environmental Modelling & Software*, 22(5), 701-709.
- Krysanova, V., Muller-Wohlfeil, D.-I., y Becker, A. (1998). Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling*, 106(2-3), 261.
- Lal, R. (2001). Soil Erosion: Application of Physically Based Models: J. Schmidt (Ed.), Springer Verlag, Berlin, 2000. Hardbound, 318 pp., Price US\$109. ISBN 3-540-66764-4. *Geoderma*, 103(3-4), 351.

- Lenzi, M. A., y Di Luzio, M. (1997). Surface runoff, soil erosion and water quality modelling in the Alpone watershed using AGNPS integrated with a Geographic Information System. *European Journal of Agronomy*, 6(1-2), 1-14.
- Leonard, R. A., Knisel, W. G., y Still, D. A. (1987). GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Trans., Amer. Soc. of Agric. Engrs.*, 30, 1403-1418.
- Li, T. H., Ni, J. R., y Ju, W. X. (2004). Land-use adjustment with a modified soil loss evaluation method supported by GIS. *Future Generation Computer Systems*, 20(7), 1185-1195.
- Lintner, A. M., y Weersink, A. (1999). Endogenous Transport Coefficients: Implications for Improving Water Quality from Multi-Contaminants in an Agricultural Watershed. *Environmental and Resource Economics*, 14(2), 269-296.
- López Cadenas de Llano, F. (1998). Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. Madrid: TRAGSA. TRAGSATEC. Ministerio de Medio Ambiente.
- Lovett, A. A., Brainard, J. S., y Bateman, I. J. (1997). Improving Benefit Transfer Demand Functions: A GIS Approach. *Journal of Environmental Management*, 51(4), 373-389.
- Martínez de Anguita, P. (2004). Economía ambiental y ordenación del territorio. Ecosistemas, 1.
- Merritt, W. S., Letcher, R. A., y Jakeman, A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, 18(8-9), 761-799.
- Millward, A. A., y Mersey, J. E. (1999). Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *CATENA*, 38(2), 109-129.
- Mohamed, A. A., Sharifi, M. A., y van Keulen, H. (2000). An integrated agro-economic and agro-ecological methodology for land use planning and policy analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2(2), 87-103.
- Morgan, R. P. C. (2001). A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan–Morgan–Finney model. *CATENA*, 44, 305–322.
- Morgan, R. P. C., Quinton, J. N., Smith, R. E., Govers, G., Poesen, J. W. A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M. E., y Folly, A. J. V. (1998). The European soil erosion model (EUROSEM): documentation and user guide
- Muttiah, R. S., y Wurbs, R. A. (2002). Scale-dependent soil and climate variability effects on watershed water balance of the SWAT model. *Journal of Hydrology*, 256(3-4), 264.
- Nachtergaele, J., Poesen, J., Vandekerckhove, L., Oostwoud Wijdenes, D., y Roxo, M. (2001). Testing the Ephemeral Gully Erosion Model (EGEM) in Mediterranean Environments. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 1024-1028). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R., y King, K. W. (2002). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2000. Temple, Texas: Grassland, soil and Water Research Laboratory. Agricultural Research Service
- Nyakatawa, E. Z., Reddy, K. C., y Lemunyon, J. L. (2001). RUSLE Estimates of Soil Erosion in Cotton Production Systems in North Alabama. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 913-918). West

- Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Pacini, C., Giesen, G., Wossink, A., Omodei-Zorini, L., y Huirne, R. (2004). The EU's Agenda 2000 reform and the sustainability of organic farming in Tuscany: ecological-economic modelling at field and farm level. *Agricultural Systems*, 80(2), 171-197.
- Pagiola, S., von Ritter, K., y Bishop, J. (2004). Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation. In E. DEPARTMENT (Ed.) (pp. 64): WORLD BANK.
- Post, D. F., Papp, R., y Ferreira, L. (2001). Quantitative Field Estimations of Stickness and Plasticity for Predicting WEPP Model Parameters. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 896-902). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Ranaivoson, A. Z. H., Gupta, S. C., y Moncrief, J. F. (2001). WEPP Simulated Tillage Effects on Runoff and Sediment Losses in a Corn-Soybean Rotation. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 877-881). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. A., y Yoder, D. C. (1997a). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation RUSLE* (Vol. Handbook No. 703). Washington, DC: United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USDA-ARS). United States Government Printing Office.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., y Yoder, D. C. (1997b). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)* (Vol. Handbook No.703). Washington, DC: United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USDA-ARS). United States Government Printing Office.
- Renard, K. G., y Freimund, J. R. (1994). Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, 157(1-4), 287-306.
- Renschler, C. S., Mannaerts, C., y Diekkruger, B. (1999). Evaluating spatial and temporal variability in soil erosion risk-rainfall erosivity and soil loss ratios in Andalusia, Spain. *CATENA*, 34(3-4), 209-225.
- Riera, P. (1992). *Posibilidades y Limitaciones del Instrumental Utilizado en la Valoración de Externalidades*. ICE.
- Romanowicz, A. A., Vancloster, M., Rounsevell, M., y La Junesse, I. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. *Ecological Modelling*, In Press, Corrected Proof.
- Romero-Calcerrada, R., y Perry, G. L. W. (2004). The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del rio Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 217-232.
- Schoorl, J. M., Veldkamp, A., y Bouma, J. (2002). Modeling Water and Soil Redistribution in a Dynamic Landscape Context. *Soil Sci Soc Am J*, 66(5), 1610-1619.
- Shi, Z. H., Cai, C. F., Ding, S. W., Wang, T. W., y Chow, T. L. (2004). *Soil conservation planning at the small watershed level*

- using RUSLE with GIS: a case study in the Three Gorge Area of China. *CATENA*, 55(1), 33-48.
- Smith, R. E., Goodrich, D. C., y Unkrich, C. L. (1999). Simulation of selected events on the Catsop catchment by KINEROS2. A report for the GCTE conference on catchment scale erosion models. *Catena*, 37, 457-475.
- Sonneveld, B. G. J. S., y Nearing, M. A. (2003). A nonparametric/parametric analysis of the Universal Soil Loss Equation. *CATENA*, 52(1), 9-21.
- Sutherland, R. J. (1982). A regional approach to estimating recreation benefits of improved water quality. *Journal of Environmental Economics and Management*, 9(3), 229-247.
- Takken, I., Beuselinck, L., Nachtergaele, J., Govers, G., J., P., y Degraer, G. (1999). Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *CATENA*, 37((3-4)), 431-447.
- Tran, L. T., Ridgley, M. A., Nearing, M. A., Duckstein, L., y Sutherland, R. (2001). Using Fuzzy Logic-Based Modeling to Improve the Performance of the Revised Universal Soil Loss Equation. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 919-923). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Tripathi, M. P., Panda, R. K., y Raghuvanshi, N. S. (2003). Identification and Prioritisation of Critical Sub-watersheds for Soil Conservation Management using the SWAT Model. *Biosystems Engineering*, 85(3), 365-379.
- van Noordwijk, M., Poulsen, J. G., y Ericksen, P. J. (2004). Quantifying off-site effects of land use change: filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*(104), 19-34.
- Wechsung, F., Krysanova, V., Flechsig, M., y Schaphoff, S. (2000). May land use change reduce the water deficiency problem caused by reduced brown coal mining in the state of Brandenburg? *Landscape and Urban Planning*, 51(2-4), 177-189.
- Williams, J. R. (1975). Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources* ARS, S-40. WA: USDA.
- Williams, J. R. (1985). The physical components of the EPIC model. In *Soil Erosion and Conservation* (pp. 272-284). Ankeny, IA: Soil Conservation Society of America.
- Williams, J. R. (1997). A system of erosion-sediment yield models *Soil Technology*, 11, 43-55.
- Wischmeier, W. H., y Smith, D. D. (1965). *Rainfall-erosion losses from cropland East of the Rocky Mountains. Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation* (Vol. Handbook No. 282). Washington, DC: United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USDA-ARS). United States Government Printing Office.
- Wischmeier, W. H., y Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: guide to conservation planning.* (Vol. Handbook No. 282). Washington, DC: United States Department of Agriculture, Agricultural Reserach Service (USDA-ARS). United States Government Printing Office.
- Woolhiser, D. A., Smith, R. E., y Goodrich, D. C. (1990). KINEROS, A Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual. In A. R. S. U.S. Department of Agriculture (Ed.) (Vol. ARS-77, pp. 130).
- Yang, W., Khanna, M., Farnsworth, R., y Onal, H. (2003). Integrating economic, environmental and GIS modeling to target cost effective land retirement in

- multiple watersheds. *Ecological Economics*, 46(2), 249-267.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D., y Anderson, W. P. (1989). AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44(2).
- Yu, B., Rose, C. W., Cielsiolka, C. A. A., Coughlan, K. J., y Fentie, B. (1997). Towards a framework for runoff and soil loss prediction using GUEST technology. *Australian Journal of Soil Research*, 35, 1191-1212.
- Yu, B., Rose, C. W., Yin, D., y Anecksamphat, C. (2001). Re-interpretation of USLE Datasets for Physically Based Erosion Models with Examples From Southern China and Norther Thailand. . In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 929-934). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Zelege, G. (2001). Application and Adaption of WEPP to the Traditional Farming Systems of the Ethiopian Highlands (With Special Emphasis on the New Breakpoint Climate Data Generator, BPCDG). In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 903-912). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Zhang, X. C., Nearing, M. A., y Norton, L. D. (2001). How WEPP Model Responds to Defferent Cropping and Management Systems. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 871-876). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.
- Zhu, J., Dabney, S. M., y Flanagan, D. C. (2001). Updating Slope Topography During Erosion Simulations with the Water Erosion Prediction Project. In D. E. Stott, R. H. Mohtar y G. C. Steinhardt (Eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, West Lafayette, IN.* (pp. 882-887). West Lafayette, IN.: International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University.



CAPÍTULO

*VI. SERVICIOS DE USO DIRECTO
SIN PRECIO DE MERCADO*



Contenido

LAS ÁREAS RECREATIVAS EN LA ZEPA 56	114
TOMA DE DATOS.....	114
CÁLCULO DEL VALOR RECREATIVO	116
MODELO COSTE-DISTANCIA.....	118
MODELO DE ESTIMACIÓN.....	122
VALOR DE ACCESO.....	124
ESTUDIO DE PREFERENCIAS RECREATIVAS	126
PREFERENCIAS VISUALES	127
ÁMBITO Y OBJETIVOS.....	128
ESTÍMULOS VISUALES	129
MODELO DE ANÁLISIS.....	131
CORRELACIÓN.....	132
REGRESIÓN MÚLTIPLE.....	132
TABULACIÓN CRUZADA.....	132
GESTIÓN FORESTAL Y PREFERENCIAS RECREATIVAS.....	133
TRATAMIENTOS FORESTALES PARA LA MEJORA DEL USO RECREATIVO.....	134
POTENCIAL DE ESPACIALIZACIÓN	136
DISCUSIÓN.....	137
CONCLUSIONES.....	138
REFERENCIAS.....	139

VI. SERVICIOS DE USO DIRECTO SIN PRECIO DE MERCADO

Non-market direct-use values

En el capítulo IV ya se trataron servicios de uso directo. En aquel caso se trataron los bienes de uso directo de tipo eminentemente consuntivo (su uso reduce su cantidad) y que disponían de precio de mercado (aunque en el caso de la fijación de carbono dicho precio fuese 'virtual').

En este capítulo tratamos otro tipo de servicios de uso directo, muy representativo de la economía ambiental: los servicios recreativos. Los servicios recreativos, en su amplia variedad (paisaje, pesca, baño, ciclismo, senderismo...) constituyen el grupo de servicios ambientales más frecuentemente estudiados por la economía ambiental.

Ese amplio número de valoraciones permite disponer, para el presente caso de estudio, de una base de valoración económica mucho más desarrollada que en los casos anteriores, e incluso, poder elegir entre varios métodos de valoración para su desarrollo.

El gran reto que plantea la valoración económica de este tipo de servicios reside en la vinculación física que permita su tratamiento a escalas de trabajo de mayor detalle o en proyectos que requieran un cierto grado de transformación.

Trataremos de ilustrarlo con un ejemplo. Pongamos que en un ejercicio de valoración económica se ha valorado, para todos los usuarios de un área boscosa, la disposición a

pagar de éstos por los servicios de recreo que les reporta. Se ha obtenido así una renta total o por visitante para el conjunto del bosque.

Trascurrido un determinado tiempo, una entidad desea desarrollar un proyecto de explotación del bosque en una determinada sección del bosque donde los árboles no eran autóctonos y propone repoblar con ejemplares autóctonos, más abundantes en el mencionado bosque.

Desde el punto de vista de la utilidad para la toma de decisiones ante este proyecto la utilidad del mencionado estudio de valoración económica es más bien escasa. Raramente dicho estudio proporcionará información sobre si en realidad lo que más gustaba a los visitantes era en realidad aquella zona con "árboles exóticos" o por el contrario la actuación podría ser beneficiosa.

De este ejemplo podemos deducir que, salvo para la justificación de las inversiones públicas en conservación o para la valoración de la completa destrucción (caso raramente viable) de un área de estudio, estas valoraciones del "todo" no son muy eficientes.

Si se desean utilizar como herramientas de planificación, no podemos disponer de una gran extensión clasificada simplemente como "bosque" necesitaremos conocer sus especies, densidades, estructura, es decir, un mapa de vegetación. Al igual ocurriría con un mapa de valores económicos. Esa valoración de todo el bosque y no de sus componentes quedaría sólo apta para un factor de escala reducido (escala nacional o supra-regional), y poco útil en las decisiones más locales o regionales.

En este caso de estudio se plantea la posibilidad de afinar más en la valoración de los servicios recreativos de cara a obtener una mayor resolución en su representación gráfica. Se analizarán por tanto los métodos de valoración más adecuados para este objetivo, así como la

posibilidad de establecer una vinculación física adecuada para los servicios recreativos.

Las áreas recreativas en la ZEPA 56

Continuando con la zona de estudio ya descrita en los anteriores capítulos, para el presente caso se utilizaron las 5 principales áreas recreativas identificadas dentro de la ZEPA 56. Cada ubicación estaba dotada de ciertas infraestructuras (accesos, caminos, señalizaciones, recogida de residuos,...) que denotaban que el lugar se destinaba a servicios recreativos. Todas se encontraban en zonas de uso público.



Figura 1. Vista exterior del área recreativa de Picadas/La Veguilla, considerada como una unidad, se encuentra en la margen desde que dónde se tomó la fotografía.

La Figura 1 muestra un ejemplo de las zonas recreativas utilizadas. Todas presentan como atractivo principal la presencia de agua y una ubicación en un entorno boscoso. La ubicación

de todas las áreas recreativas seleccionadas pueden verse en la Figura 2.

Se utilizaron varias áreas recreativas para representar mejor el uso recreativo de la zona. En vez de considerar cada área como un destino único se consideró como un conjunto. De esta forma, el número de visitantes era mayor, se ganaba en representatividad y en variabilidad.

Aunque existen otras áreas recreativas catalogadas en la zona, éstas no presentaban una afluencia significativa (del orden de magnitud de la afluencia en las 5 consideradas) y se descartaron una vez realizadas al menos dos visitas.

Toma de datos

La toma de datos se desarrolló en las mencionadas áreas recreativas (véase Figura 2 y Tabla 1) durante el verano de 2006 (de mayo a septiembre).

Tabla 1. Distribución de las encuestas consideradas válidas (Ev) por cada área recreativa. Se indica la distribución de encuestas por sitio (%C) y su relación con la distribución de afluencia de visitantes (%A).

Área recreativa	Ev	% C	% A
El Yelmo	18	3,36	3,64
Picadas/ Veguilla	126	23,51	22,20
El Muro	218	40,67	49,84
V. de la Nueva	115	21,46	19,43
Playa del Alberche	37	6,90	4,89
Total	536	100	100

Se realizaron un total de 710 encuestas directamente en las áreas recreativas por quien presenta esta tesis y otros colaboradores del grupo de investigación de la URJC (4 entrevistadores).

Tras la eliminación de errores de muestreo se consideraron válidas 514 encuestas, que estaban distribuidas por ubicación de un modo proporcional a la afluencia (Tabla I).

Las encuestas que se consideraron no válidas fueron descartadas en base a los siguientes criterios.

- a) información incompleta o errónea en las variables utilizadas en el análisis debido a errores en el proceso de toma de datos durante las encuestas;
- b) procedencia del entrevistado externa a la provincia de Madrid (e.g. Asturias), este hecho fue extremadamente raro y por tanto fueron considerados como

outliers y eliminados para garantizar un mejor análisis;

- c) indicación por el entrevistado de existencia de pernoctación o de otros destinos comunes para el desplazamiento realizado (por no ser posible en este caso la individualización del coste asociado al presente “tramo” de su viaje)
- d) y aquellos que utilizaban en su acceso medios de transporte distintos del vehículo privado (no permitía la unificación de costes)

En la muestra resultante, los entrevistados llegaban al área recreativa desde distancias relativamente cortas, tardando generalmente menos de una hora en llegar. Permanecían en el sitio menos de 10 horas en cada visita. Solían acudir en grupos de entre dos y nueve personas, que realizaban actividades de baño, senderismo, descanso o picnic. Éstas son por tanto las

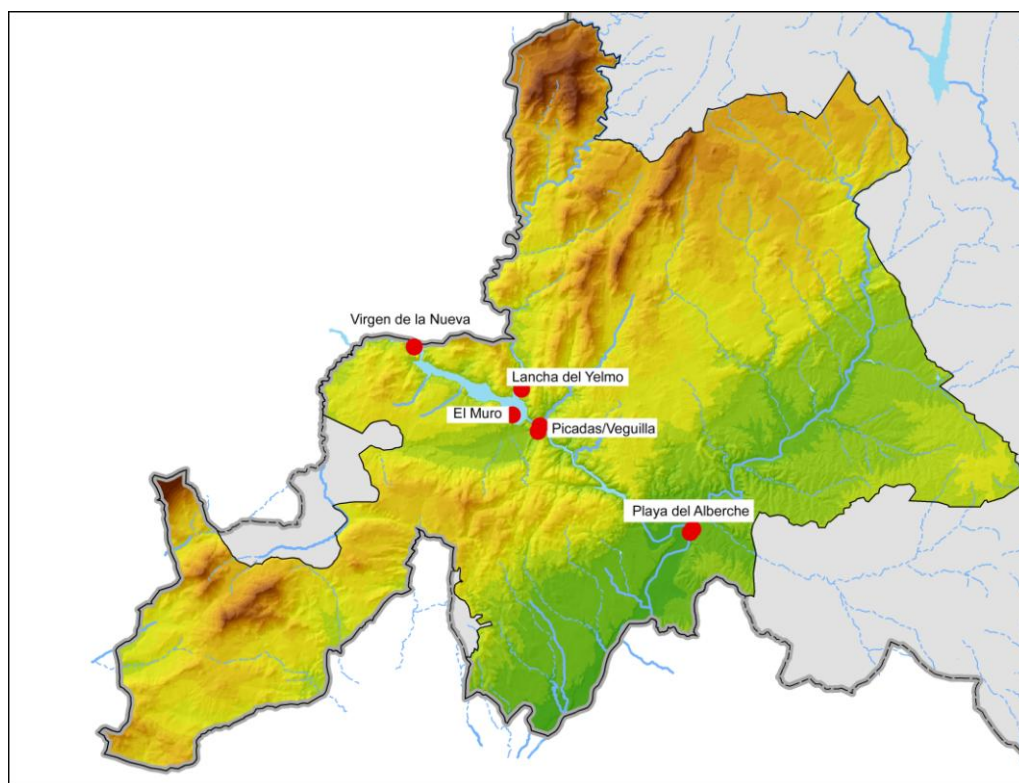


Figura 2. Ubicación de las áreas recreativas consideradas en el presente caso de estudio.

principales actividades recreativas consideradas, aunque cabe mencionar que en el área de estudio también se desarrollan la caza, la pesca, la navegación y el ciclismo de montaña, si bien su práctica es menos significativa en la estación estudiada (verano).

Las personas a entrevistar fueron seleccionadas sistemáticamente, preguntando a una de cada tres personas que el entrevistador encontraba durante una trayectoria que recorría el área recreativa de modo lineal. Se informaba a los entrevistados que todos los datos aportados serían tratados de forma anónima y de que la participación era voluntaria, así como de que la finalidad de la encuesta era la realización de un trabajo universitario. El ratio de rechazo a la encuesta fue relativamente bajo, en torno 10%.

Al comenzar la encuesta, el entrevistador explicaba brevemente en qué consistía la encuesta, pero sin dar a los encuestados información sobre los objetivos del estudio ni sobre lo que se trataba de evaluar con las fotografías mostradas. De este modo se evitaban ciertos sesgos habituales en los métodos de valoración directa (sesgo del entrevistador, respuestas protesta relacionadas con el “pago”, etc.) y otras asociadas a los estudios de preferencias visuales halladas en estudios anteriores (e.g. Fudge, 2001; Matthews, 2002; van den Berg et al., 1998).

Los análisis estadísticos no han mostrado existencia de sesgo del entrevistador.

Cada encuesta constaba de dos partes diferenciadas. En la primera se mostraban 10 láminas de 4 fotografías cada una. El orden en que se mostraban las fotografías se mantuvo constante durante el muestreo. Durante esta parte se pedía al entrevistado que imaginara el lugar de la fotografía y otorgara un valor de 1 (mínimo) a 5 (máximo valor) en función de su idoneidad como área para disfrutar del tiempo libre.

En la segunda parte de la entrevista, los visitantes aportaban información socioeconómica y su código postal de procedencia. También indicaban una estimación personal del tiempo de viaje.

Las fotografías se mostraban en primer lugar para que la toma de datos socioeconómicos no interfiriera en la valoración de las fotografías. Dicho riesgo no existía en el caso de los datos socioeconómicos, pues estos eran datos objetivos, no sujetos a percepción subjetiva.

En la muestra, había un 60,5% de mujeres. Los entrevistados se clasificaron según cuatro clases de edad: 13–19 (5,25%), 20–39 (76,85%), 40–60 (16,67%), y >60 (1,23%).

La muestra resultante se dividió aleatoriamente, para limitar sus dimensiones y así facilitar el estudio por regresión y la posterior validación, en dos sub-muestras, seleccionándose para el estudio una muestra de 308 registros. Dicha división se ha basado en las recomendaciones de diversos manuales estadísticos, así como en tratar de adaptar el tamaño de la muestra al de la mayoría de estudios de valoración de coste recreativo consultados.

La muestra de 308 registros fue utilizada para la valoración mediante el método de coste de viaje y la muestra de 324 fue utilizada para el estudio de preferencias visuales, como se detallará posteriormente.

Cálculo del valor recreativo

Para la estimación del valor recreativo es posible utilizar dos métodos de valoración: el método de valoración contingente (u otro de preferencias declaradas) y el método de coste de viaje.

Este último tiene en la valoración recreativa su principal y casi único campo de aplicación.

Las ejemplos de las aplicaciones de ambos métodos para la estimación del valor recreativo

son muy numerosas en la literatura, existiendo incluso casos en los que ambos se usan de forma complementaria (Adamowicz et al., 1997).

Ambos métodos requieren de una encuesta para la recogida de datos. Sin embargo, la valoración contingente puede valorar situaciones hipotéticas y considerar valores de opción y de no-uso, mientras que el coste de viaje puede únicamente estimar el valor de uso actual. En nuestro caso esto no supone una limitación, ya que es el valor de uso el objeto de nuestro estudio.

Puesto que el método del coste de viaje puede “construir” curvas de demanda basadas en determinadas cualidades del sitio, también a través de este método es posible llegar a inferir efectos en la demanda (y por tanto en el valor) como consecuencia de cambios en la calidad de los destinos (Hesseln et al., 2003). Esta característica se ha considerado relevante de cara lo planteado en la introducción de este caso sobre las posibilidades de representación de los valores cartográficamente y sobre su utilidad para la planificación territorial.

Ambos métodos tienen defensores y detractores. Las limitaciones asociadas al método del coste de viaje están asociadas a su dificultad para incluir en los estudios determinadas situaciones (hipótesis o predicciones, visitas multipropósito) aunque su base teórica es comúnmente más aceptada (Champ et al., 2003).

Las limitaciones de los métodos de preferencias declaradas son, por el contrario, no tanto de aplicabilidad (pueden aplicarse a un sinfín de situaciones) sino de carácter más teórico. Las posibilidades de sufrir sesgos son más elevadas y el control sobre la “validez” de los resultados presenta una mayor incertidumbre (Azqueta, 2002). Aunque también es un método muy aceptado, presenta más detractores que el método del coste de viaje.

Analizando las posibilidades y, aunque ninguna de las dos opciones se considera inadecuada, se ha optado por utilizar el método del coste de viaje para establecer un valor económico de los servicios recreativos que provee nuestra zona de estudio (ZEPA 56).

Aunque se consideró la opción de utilizar ambos métodos y comparar los resultados, esto hubiera supuesto el doble de esfuerzo en la toma de datos sin aportar nada aplicable al objetivo perseguido por el caso de estudio.

Una vez que se ha optado por el coste de viaje (TC) como el método a utilizar, cabe detenerse a analizar qué variaciones de dicho método son más adecuadas al estudio que se plantea y seleccionar la óptima.

Por ejemplo, entre los estudios realizados utilizando el TC podemos encontrar modelos muy complejos que buscan predecir la probabilidad de una visita entre un conjunto de visitas a varios sitios, sería los conocidos como Random Utility Models (RUM) (Berman y Kim, 1999; Johnstone y Markandya, 2006; Pendleton, 1999; Scarpa et al., 2004; Timmins y Murdock, 2007). Esta aproximación requiere una gran cantidad de información. Más frecuentemente se han desarrollado estudios de TC más sencillos, que únicamente predicen la posibilidad de visitas a un sitio basándose únicamente en las visitas realizadas a ese mismo sitio (es decir, sin considerar las visitas a otros sitios del entorno). En nuestro caso utilizaremos esta variante más sencilla y que consideramos más efectiva, fundamentalmente por la carencia de datos. Se ha buscado optimizar el esfuerzo empleado en la toma de datos contra el beneficio aportado para el objeto del estudio.

Aunque esta variante de TC es más sencilla que los RUM, también encontramos dos posibles variaciones para su aplicación: zonal o individual.

La aplicación zonal es más sencilla y la información que requiere suele ser más fácil de

obtener. Sin embargo plantea graves desventajas asociadas a las grandes simplificaciones que se hacen necesarias para poder obtener resultados en base a información limitada. Estudios comparativos realizados entre esta variante zonal y la individual desaconsejan su utilización (Bateman et al., 2003). Adicionalmente, los avances en las TIG (Tecnologías de Información Geográfica) facilitan considerablemente el cálculo de los costes de viaje individuales, haciendo innecesario establecer zonas que faciliten este proceso (como ocurre en la aproximación zonal).

Dado que es comúnmente aceptado que el análisis de **coste de viaje individual** es más preciso que el zonal, sobre todo cuando intervienen las TIG, utilizaremos en el estudio la variante individual.

Por tanto, utilizaremos como variable dependiente del coste de viaje el número de visitas que cada individuo realiza en un periodo de tiempo definido, en nuestro caso la temporada de verano.

Se asume que frecuencia de visitas depende inversamente del coste del viaje. A mayor coste del viaje, con menor frecuencia se visita el sitio.

Modelo coste-distancia

En estudio de coste de viaje la variable dependiente es, como comentábamos, el número de visitas al sitio estudiado y la variable independiente imprescindible (y la que determinará posteriormente el valor económico) es el propio coste del viaje.

En general, los bienes consumidos durante el transporte presentan una relación de complementariedad débil con el servicio recreativo estudiado: para poder disfrutar del sitio hay que utilizar un transporte.

Es gracias a esta relación de complementariedad que podemos inferir, sin que exista un mercado, la utilidad, en términos económicos, que aportan a la sociedad los destinos estudiados.

Por ello la definición adecuada del valor del coste de desplazamiento es crítico para la obtención de un valor recreativo fiable (Allen et al., 1981; Bateman et al., 2003; Englin y Shonkwiler, 1995).

En la aproximación zonal (que ya fue descartada más arriba) ha sido bastante habitual trazar superficies (zonas) a una determinada distancia euclidiana, sin tener en cuenta barreras territoriales o la presencia y calidad de las infraestructuras.

Sin embargo, con el mayor desarrollo de la aproximación individual se ha tratado de perfeccionar los mecanismos para que la distancia asociada a cada visita (y por tanto su coste) sea lo más parecida posible a la realidad. Gracias al desarrollo de las Tecnologías de Información Geográfica se ha posibilitado obtener dichas distancias de modo semiautomático a través de lugares de origen georreferenciados. Cuando la cartografía existente/disponible del lugar lo permite (como ocurre en Estados Unidos), lo ideal es disponer del número y calle de origen del visitante y a partir de ahí trazar la vía utilizada con el transporte (tipo de vía, sentido, trayecto más frecuente...). Sin embargo, en aquellas regiones donde éste nivel de detalle no está disponible, como ocurre en este caso, se utilizan municipios, barrios y distritos postales.

Si además se considera necesario incluir el tiempo de desplazamiento (McKean et al., 1995; Smith et al., 1983; Truong y Hensher, 1985; Wilman, 1980) como un coste (de oportunidad) adicional, la precisión necesaria aumenta, dado que no sólo es necesario conocer la distancia recorrida, sino a qué velocidad se ha recorrido. Esto implica disponer de una

cartografía de mayor detalle como base del estudio (tipo y estado de las carreteras, datos sobre congestión de tráfico, etc.).

Para mejorar este cálculo se han incorporado los Sistemas de Información Geográfica (SIG) a los estudios de coste de viaje (Bateman et al., 1999; Bhat y Bergstrom, 1997; Brainard et al., 1999; Lew y Larson, 2005; Moons et al., 2007).

Las opciones para generar un modelo a través de un SIG para el cálculo de la distancia (y el tiempo) de viaje dependerán del tipo, calidad y disponibilidad de la base cartográfica necesaria.

Si se dispone de un mapa de carreteras donde éstas estén perfectamente interconectadas y con indicación de su categoría y velocidades por tramos, algunos software (e.g. Spatial Analyst®) disponen ya de cálculos óptimos de rutas que además indican la distancia y tiempo empleados.

Sin embargo, la existencia de dicha cartografía no es frecuente, ya que la mayor parte de la cartografía de generación pública (Instituto Geográfico Nacional) existente ha sido diseñada para su representación gráfica (sistemas CAD y similares) y no para su uso a través de SIG.

En nuestro caso, al carecer de dicha cobertura (mapa) se optó por generar lo que se denomina una superficie de fricción, que requiere una mayor intervención por parte del investigador y un mayor número de fuentes cartográficas, por lo que conlleva un mayor esfuerzo en mano de obra y en tiempo. Si bien es la mejor alternativa y más precisa a falta de disponer de una cartografía como la que comentábamos anteriormente.

Pese a este mayor esfuerzo requerido (y a que la anterior alternativa no estaba disponible), el método de la superficie de fricción plantea dos ventajas significativas a tener en cuenta:

- permite realizar correcciones en el modelo contrastando los resultados obtenidos con trayectos reales;

- permite trazar los puntos de destino en zonas fuera de la red viaria habitual (donde suelen encontrarse las áreas de recreo).

De esta forma, el modelo utilizado en este estudio calcula distancias y tiempos de viaje basándose en una superficie de fricción. Dicha superficie de fricción es una capa raster (grid) donde cada píxel representa una cobertura del suelo con diferentes propiedades (valor de fricción) para el transporte. Así, cada píxel puede contener desde un valor mínimo de fricción si representa una vía de alta velocidad (e.g. autopista), hasta un máximo por un embalse que actuaría como una barrera.

Lógicamente, cada valor de fricción asociado a cada tipo de cobertura depende del medio o medios de transporte que consideremos. Por ejemplo, el antes mencionado embalse no actuaría como una barrera si se considera el transporte acuático.

En nuestro caso se ha considerado como medio de transporte únicamente los automóviles, por ser el medio de transporte más frecuente.

Según sea la cobertura asociada a cada píxel, se genera un valor de fricción diferente, o si se prefiere, un coste de desplazamiento. Esto es, una autovía permite recorrer más distancia en menor tiempo que un camino rural, por lo que su fricción será menor (y también su coste en tiempo, dinero...).

Las áreas recreativas se definen aquí como puntos destino, siendo cualquier píxel en la Comunidad de Madrid un posible punto origen. Se generará un mapa de accesibilidad por cada área recreativa considerada en el estudio, que dará luego un coste de viaje específico para cada visitante (Figura 3). Es importante indicar que la similitud en ubicación y características de los destinos considerados arrojaban, en términos generales, mapas de accesibilidad bastante similares.

Varios software SIG disponen de herramientas para cálculos más o menos desarrollados de estas funciones coste-distancia. En nuestro caso utilizaremos las funcionales de la extensión Spatial Analyst® del software ArcView®, operando en una proyección que conserva las superficies para evitar distorsiones de distancia. Para el análisis se utilizó la proyección Lambert Azimuthal Equal-Area.

Básicamente, para calcular realizar el modelo de accesibilidad, o modelo coste-distancia, a través de un SIG se requieren las siguientes entradas:

- destino: las ubicaciones aproximadas de cada área recreativa
- coberturas: es la base para la superficie de fricción y se deben clasificar en función de las velocidades de desplazamiento. Habitualmente cada píxel contendrá un valor del tiempo que cuesta recorrerla. La distancia se calcula así por el camino más rápido.

Los valores finales de coste (distancia y tiempo) vendrán dados por los valores del píxel en la ubicación del origen del viaje.

Para la elaboración de la superficie de fricción se utilizaron las siguientes capas cartográficas:

- carreteras y vías de comunicación categorizadas en función de la calidad de su firme y velocidad máxima genérica
- límite administrativo de la Comunidad de Madrid (define el límite del área de estudio)
- pendientes: ejercen un efecto de reducción de la velocidad
- otros usos-coberturas superficiales: bosques, campos de cultivo, masas de agua, áreas urbanas...

La resolución espacial de las coberturas raster utilizadas fue de 30 x 30 m.

La localización exacta de los puntos de destino se obtuvo mediante los datos aportados por la Comunidad de Madrid, el Tercer Inventario Forestal Nacional y trabajo de campo con GPS. La localización corresponde al área de acceso o aparcamiento al área, ya que algunas áreas recreativas disponen de una superficie considerable de distribución de los usuarios.

Los puntos de origen se definieron en base al dato del código postal aportado por los visitantes y se georreferenciaron como el centroide del polígono representativo de dicho distrito postal.

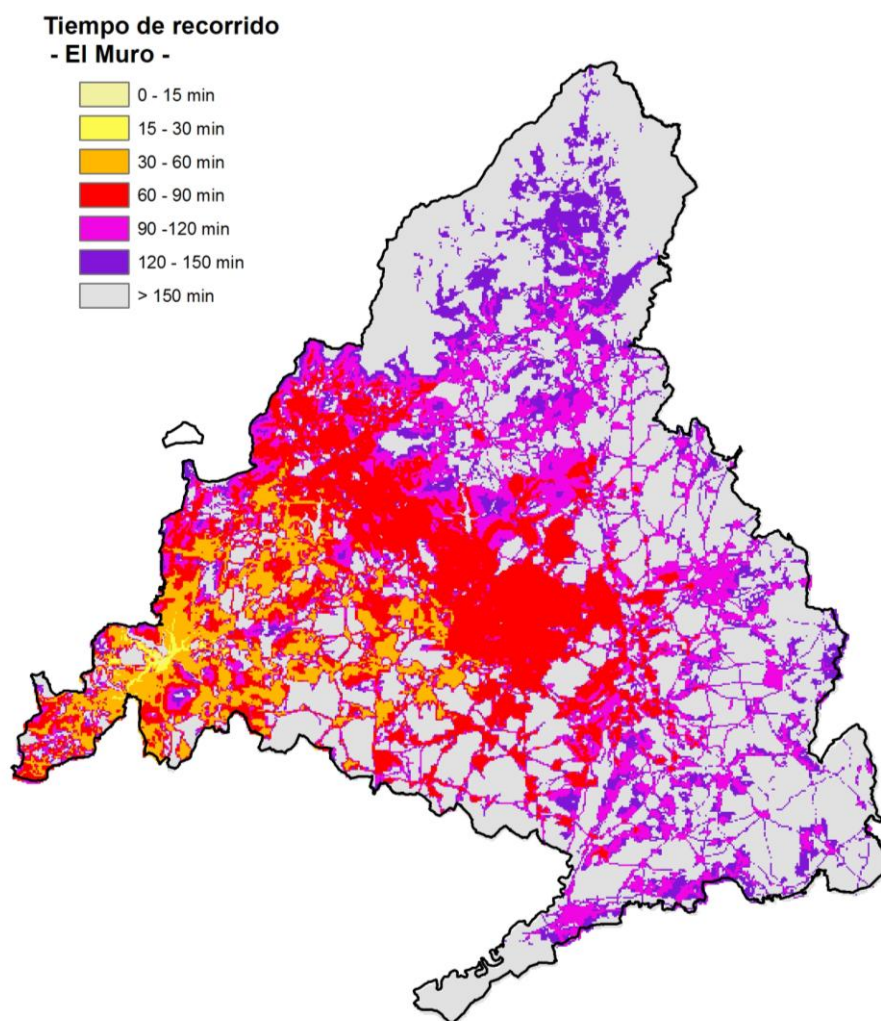


Figura 3. Resultado del modelo coste-distancia en tiempo para el punto de destino “El Muro”.

Un ejemplo de los resultados obtenidos puede verse en la Figura 3. Una vez obtenidos estos mapas de “distancia al destino” se realizó una intersección con los puntos de origen (centroides de los códigos postales) y el resultado se llevó a una base de datos.

Cruzando estos datos y los del muestreo, donde se disponía de tiempo estimado por el visitante, se comprobó que la variación generalmente era como máximo de 10 min de diferencia, sin un patrón constante identificable que permitiese mejorar el modelo. Se considera que el tiempo indicado por los entrevistados no es necesariamente más preciso que el del modelo

(es más subjetiva), aunque en general se aproximaba.

Posteriormente, a través de los valores de distancia (km) se realizó un cálculo del coste del recorrido. Para ello se utilizó la base de datos del IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía) relativa a los consumos medios de los vehículos españoles según el tipo de combustible utilizado (diesel o gasolina).

Se consideraron las categorías de vehículos berlines y familiares para todas las cilindradas.

El valor obtenido de la base de datos fue ponderado en función de los datos del Ministerio

de Industria (2006) sobre la composición del parque automovilístico español, siendo un 69,3 % de los vehículos diesel.

Aunando estas dos fuentes se consigue un consumo genérico (ponderado) de 6,23 litros/100 km.

En el momento del desarrollo del estudio, el coste promedio (también ponderado) del litro de combustible era de 1,04 € que, combinado con el gasto anterior arrojaban un gasto por cada 100 km de 6,48 €.

Estos valores fueron aplicados, para cada procedencia-destino, a la distancia obtenida mediante el modelo de fricción para ser utilizados en el modelo de estimación se detalla a continuación.

Modelo de estimación

Una vez se ha decidido utilizar aproximación individual (cada registro representa un individuo entrevistado) el medio para estimar el excedente del consumidor y, por tanto, el valor recreativo, es una regresión a partir de la función de demanda.

El modelo de regresión elegido viene dado por una serie de limitaciones como consecuencia del método de toma de datos.

Al realizar las encuestas in situ no se recogen valores potenciales o “no visitantes” la variable dependiente (FA) en el modelo es truncada (Ovaskainen et al., 2001). Además, por las características de las visitas la variable dependiente (FA) es discontinua, sólo toma valores enteros. Su distribución se aleja de una distribución normal o de Gauss para ajustarse mejor a una distribución de Poisson ($\lambda=4,5$), como se muestra en la Figura 4.

Estas características propias de la variable dependiente hacen que sea más apropiada la

estimación de la regresión utilizando entonces la aproximación por máxima verosimilitud (L) que por mínimos cuadrados (OLS) (Bateman et al., 2003).

Esta aproximación es la más aceptada para estudios de coste de viaje baja los parámetros descritos (Bateman et al., 2003; Bhat et al., 1998; Englin et al., 1998; Englin et al., 2006; Englin et al., 1997; Hellerstein, 1993; Meisner et al., 2006; Ovaskainen et al., 2001; Shrestha et al., 2002; Starbuck et al., 2006; Zou, 2004).

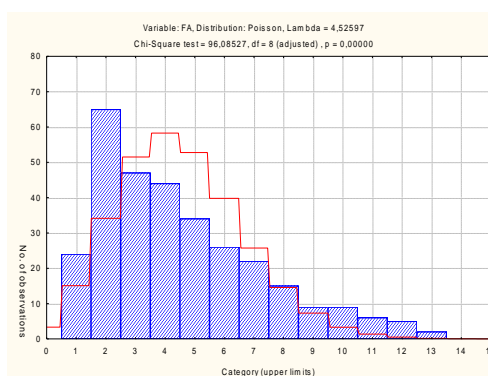


Figura 4. Distribución de la variable a estudio: frecuencia de visitas (FA) y su ajuste con la distribución de Poisson (línea roja).

De esta forma, el modelo a aplicar sería una regresión de Poisson, de modo que la probabilidad de que un individuo, durante el verano, realice ‘FA’ visitas se describe según la ecuación [VI. 1] [VI. 1], siendo λ el número esperado de visitas.

$$Pr(FA) = \frac{\exp(-\lambda) \times \lambda^F}{FA!}$$

[VI. 1]

Esta sería la ecuación básica. Sin embargo, como ya se ha mencionado previamente el realizar las encuestas in situ trunca la variable FA en una visita y genera un sobre-muestreo de los usuarios más frecuentes. Para evitar que estas particularidades generen un sesgo deben corregirse utilizando una función de probabilidad

corregida según se indica en la ecuación [VI. 2] (Champ et al., 2003).

$$Pr(FA_n | FA_n > 0) = \frac{\exp(-\lambda_n) \times \lambda_n^{FA_n-1}}{(FA_n - 1)!} \quad [VI. 2]$$

Esta ecuación difiere de la regresión básica de Poisson en que FA_n-1 sustituye a FA_n (Haab y McConnell, 2002). De esta forma se corrigen posibles sesgos ocasionados por una muestra truncada o por la estratificación endógena (Martinez-Espineira y Amoako-Tuffour, 2005).

Se asume que λ es función de las variables especificadas en el modelo de demanda de visita al sitio de estudio. De cara a evitar probabilidades positivas, λ toma habitualmente forma log-lineal, como se indica en la ecuación [VI. 3]. Esta ecuación [VI. 3] es la representación básica según la distribución de Poisson de la curva de demanda de acceso al sitio.

$$\ln(\lambda) = \beta_{TCPFA} TCP + \beta_{TG} TG + \beta_W W + \beta_E E \quad [VI. 3]$$

Así, si sustituimos la ecuación [VI. 3] en la ecuación [VI. 2] obtenemos una expresión que refleja la probabilidad de observar a un individuo que realiza FA visitas como una función del coste de viaje del individuo (TCP), el tiempo de viaje (TG), la renta (W) y otras características individuales como la edad (E).

Dentro de los factores a seleccionar, el coste de viaje es siempre una variable independiente fija, habitualmente lo es la renta (que es un factor muy influyente en la mayor parte de las curvas de demanda) y el resto de factores individuales se determinan a criterio del investigador. En nuestro caso, se trazaron regresiones para diferentes combinaciones de variables, analizando previamente las relaciones de dependencia entre la variable dependiente y

cada una de las variables obtenidas mediante encuesta.

Cabe destacar la posibilidad de incluir o no el coste de oportunidad del tiempo invertido en el viaje (e incluso durante la estancia en el sitio) como parte del coste de viaje (Adamowicz y Graham-Tomasi, 1991; Berman y Kim, 1999; Bockstael et al., 1987; Earnhart, 2003; Lew y Larson, 2005; Mokhtarian, 2005). En nuestro caso se utilizó únicamente la posibilidad de incluir el tiempo de viaje. Finalmente se observó que dicho tiempo tenía un mejor comportamiento en la ecuación si, en vez de considerarse parte del coste era considerada otra variable adicional. Además esto garantiza una estimación del excedente del consumidor (y por tanto del valor del recreo) más conservadora.

El resto de variables descartadas fueron: el nivel de estudios, el uso de otros lugares de forma alternativa, el tiempo en el sitio, el género y el número de personas con que realizó el viaje. Con respecto a esta última variable es importante mencionar que el coste de viaje considerado lo es por persona, ya que en las encuestas se recogía el número de personas que compartían vehículo.

Cada uno de los coeficientes β de la ecuación [VI. 3] es estimado por máxima verosimilitud. Mediante el uso de los valores obtenidos en las encuestas que relacionan cada individuo con su FA, su TCP, TG, W y E., se traza la probabilidad de que el individuo realice las visitas que de hecho realiza, de modo que la verosimilitud (L) de observar el dicha secuencia de visitas existente se traduce como el producto de cada una de las probabilidades individuales, según se indica en la ecuación [VI. 4].

$$L = \prod_{n=1}^{308} \frac{\exp(-\lambda_n) \times \lambda_n^{FA_n}}{FA_n!} \quad [VI. 4]$$

Donde n representa cada individuo del total de los 308 de la sub-muestra utilizada, siendo FA_n el número de visitas al sitio en cada estación de dicho individuo n .

Los valores de los parámetros β , de los que depende λ , tal y como se indicó en la ecuación [VI. 3], son obtenidos cuando la verosimilitud (L) es máxima. Para estimar dichos parámetros se computó la regresión a través del software STATISTICA®, obteniéndose los resultados indicados en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados de la regresión Poisson, para la sub-muestra de 308 individuos. Como indica la última columna, todos los coeficientes son significativos a un nivel de confianza del 99%, excepto la variable del tiempo (TG) que lo es al 97%.

	β	p
Intercept	1,702657	0,00
W	0,174214	0,01
EDAD	0,002799	0,01
TG	-0,007022	0,03
TCP	-0,171942	0,00

Una vez obtenidos los coeficientes β es posible estimar el excedente del consumidor que es lo que representa el valor de acceso que no está recogido en ningún mercado. Este excedente del consumidor (S) es por definición el área que queda entre la curva de demanda y la línea del precio (que en este caso es cero, pues no hay coste de entrada). Para un modelo Poisson, el excedente del individuo n (S_n), se regiría según se indica en la ecuación [VI. 5]. El valor negativo del denominador obedece a la relación inversa entre variable dependiente (FA) y el coste de viaje (TCP), donde a mayor coste de viaje, menor frecuencia de visitas.

$$S_n = \frac{\lambda_n}{-\beta_{TCP}} \quad \text{[VI. 5]}$$

Sustituyendo los parámetros en la ecuación [VI. 5] por los valores obtenidos a través del modelo estimado, se obtiene el excedente del consumidor individual. Este excedente individual permite establecer un valor medio por individuo o bien agregar los valores considerando el número total de usuarios para obtener un valor total del sitio en su función recreativa.

Valor de acceso

Según mencionábamos anteriormente, el valor recreativo del lugar estudiado se obtiene a través del excedente del consumidor.

Como indicábamos en la ecuación [VI. 5], cada individuo obtiene su propio excedente (S_n) como consecuencia de visitar el lugar. Sin embargo, el conjunto de estos valores individuales puede presentarse de diversas formas. Las más comunes son:

- valor medio por persona y temporada [\bar{S}^c]
- valor medio por persona y visita [\hat{v}]
- valor total por temporada [TS]
- valor actualizado neto [VAN] del sitio, considerando los valores por temporada como flujos de caja positivos.

El medio o los medios elegidos para la presentación de los resultados dependen a menudo del fin del estudio. Por ejemplo, cuando el objetivo es establecer una posible entrada, el resultado más adecuado es el valor medio por persona y visita. Si se trata de establecer una tasa o impuesto, sería más adecuado, en cambio, el valor medio por persona y temporada.

Para el caso que nos ocupa es más interesante el total agregado sobre la población, ya que queremos otorgar el valor al territorio y no a la población. Y, más concretamente, es más

adecuado el valor total actualizado que no los valores estacionales. De este modo se representa que el sitio seguirá otorgando esa renta durante muchos años (∞) y se pone en valor ese hecho.

Sin embargo no hay que olvidar que todos los resultados presentados requieren obtener primero el excedente del consumidor individual para cada uno de los individuos participantes en la muestra.

En el modelo Poisson, como mencionamos en la ecuación [VI. 5], el excedente del consumidor individual, para cada temporada o estación, viene dado por S_n . Siguiendo esta ecuación, el excedente estimado para el individuo número n de la muestra sería el que se indica en la ecuación [VI. 6]. El símbolo $\hat{}$ se utiliza para indicar que los valores utilizados son estimados en base a los resultados de la regresión de Poisson.

$$\hat{S}_n = \frac{\hat{\lambda}_n}{-\hat{\beta}_{TCP}} = \frac{\exp(\hat{\beta}_{TCPFA}TCP + \hat{\beta}_{TC}TG + \hat{\beta}_W W + \hat{\beta}_E E)}{-\hat{\beta}_{TCP}} \quad [VI. 6]$$

Dadas las características del muestreo in situ, el valor de acceso medio de la muestra es sesgado con respecto a la población porque tiene una mayor representación de los individuos que visitan el sitio con más frecuencia, por lo que la media obtenida de la muestra debe ser corregida como se indica en la ecuación [VI. 7], representando S^c la media “corregida” de la muestra.

$$\bar{S}^c = \frac{1}{N^*} \sum_{n=1}^{308} \frac{\hat{S}_n}{FA_n} ; \text{ donde } N^* = \sum_{j=1}^{13} \frac{n_j}{j} \quad [VI. 7]$$

La división de cada excedente individual (\hat{S}_n) por FA_n y de la suma por N^* ejercen como factores de corrección.

El parámetro n_j representa el número de personas en la muestra que realiza j visitas, siendo $j=1,2,3,\dots,13$. El valor máximo de j es en nuestro caso 13, es el mayor número de visitas que realiza un individuo en la muestra.

Un método muy utilizado para estimar un excedente del consumidor de modo agregado es obtener un valor medio por visita y entonces multiplicarlo por una estimación del total de visitas. En un modelo Poisson, el valor promedio por visita (\hat{v}) se obtiene como se indica en la ecuación [VI. 8].

$$\hat{v} = \frac{\hat{S}_n}{\hat{\lambda}_n} = \frac{(\hat{\lambda}_n / -\hat{\beta}_{TCP})}{\hat{\lambda}_n} = \frac{1}{-\hat{\beta}_{TCP}} \quad [VI. 8]$$

De esta forma, el valor agregado (TS) se obtiene al multiplicar el valor medio \hat{v} por el número total de visitas (VT) en la temporada, tal y como indica la ecuación.

$$TS = \hat{v} \times VT \quad [VI. 9]$$

En espacios protegidos es frecuente que VT sea un parámetro conocido (disponible a través de fuentes externas). En nuestro caso se disponía tanto de datos de una fuente externa (Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid) como de datos propios obtenidos a través de muestreos. Se optó por utilizar estos últimos porque se desconocía la metodología de toma de datos de la fuente externa.

Por último, para obtener el VAN, agregando los valores totales estacionales, asumimos que no se producen cambios en el uso del sitio con el tiempo, ni en el valor estacional agregado y que la tasa de descuento (r) es constante. De este modo basta con utilizar la ecuación convencional para la capitalización de rentas constantes (TS) en un horizonte infinito (ecuación [VI. 10]).

$$VAN = TS / r \quad [VI. 10]$$

La tasa de descuento utilizada ha sido la misma que la utilizada en el capítulo IV, $r = 0,02$.

Los valores obtenidos, junto con los límites superior e inferior según un intervalo de confianza del 95%, pueden verse en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores de acceso, siendo v el valor por visita, TS el valor agregado para la temporada y VAN el valor actualizado total.

	estimado	inf (.95)	sup (.95)
v	5,82	3,94	11,09
TS	480.108,10	325.021,63	914.845,15
VAN	24.005.404,8	16.251.081,6	45.742.257,6

Únicamente como una mera referencia, el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid 2000-2019, plantea dentro de sus actuaciones un programa de “uso público recreativo y educación ambiental”, donde la dedicación presupuestaria para el mantenimiento y mejora de las áreas existentes, así como la creación de áreas nuevas asciende a 26.055.795 €, durante un plazo de 10 años y para toda la Comunidad.

Basándonos en un estudio desarrollado por la Fundación Fernando Glez. Bernáldez en 1994 (nº14) y que se incluye en dicho Plan Forestal 2000-2019 realizado para medir la afluencia a las 31 áreas recreativas más significativas de la comunidad, la afluencia de visitantes a la zona representa únicamente un 2,71% (incluye las áreas de Lancha del Yelmo y Picadas).

Si la distribución presupuestaria se hiciese a cargo de esta distribución de demanda, la asignación del Plan Forestal estaría en torno a los 706.112 € que, dividido entre los 10 años establecidos para la inversión, quedarían en 70.611,2 €/año. Este valor es significativamente inferior al establecido como valor mínimo para el intervalo de confianza de la “renta anual” de valor recreativo proporcionado por la zona de estudio (325.021,63 €).

Si bien es cierto que el mencionado subprograma de uso público recreativo representa únicamente una pequeña parte del conjunto de las actuaciones del Plan Forestal madrileño.

Estudio de preferencias recreativas

Como mencionábamos al comienzo de este caso la mayor dificultad de cara a disponer de una cartografía de valor recreativo no reside tanto en la valoración en sí misma como en la representación y distribución geográfica de los resultados.

Una vez hemos obtenido una serie de valores, representativos de la zona de estudio, el siguiente paso hacia la cartografía requiere necesariamente de una metodología de distribución espacial.

Los beneficios de disponer de una distribución espacial determinada en lugar de únicamente del valor económico (el dato numérico) vienen dados por la capacidad de poder distribuir, de un modo equivalente, los esfuerzos de inversión. Esto puede ser útil para la puesta en práctica de inversiones o planes como el mencionado Plan Forestal de la Comunidad de Madrid.

Para realizar esa distribución y, teniendo en cuenta el objetivo buscado que, no es otro que racionalizar la distribución de estos “beneficios sociales” del servicio recreativo en la zona, hemos diseñado un método de distribución espacial basado en las preferencias de los propios usuarios de la zona y sus servicios recreativos.

En la zona de estudio las áreas que tienen potencial para proveer estos servicios recreativos son eminentemente forestales (Figura 1). Las posibles actuaciones de mejora o las consecuencias de fenómenos de riesgo como los incendios que afectan a estas zonas. Para

establecer prioridades de gestión así como para disponer de información sobre qué tipología forestal es la más valiosa en la zona, se evalúa la percepción de los usuarios de las zonas de recreo ante tipos de montes y de gestión forestal: zonas muy tratadas, zonas muy salvajes, varias especies, distintas estructuras (tipos de ordenación forestal), etc.

De este modo pueden modularse éstas para la predicción de las pérdidas-ganancias de valor recreativo en función de la transformación del espacio. Cuando existen usuarios este efecto es real, sin las zonas no disponen de usuarios el efecto es potencial.

Preferencias visuales

Se realizó una investigación sobre cómo los usuarios de las áreas recreativas en la zona percibían, mediante sus consecuencias visuales, los efectos de la gestión forestal. La valoración de los usuarios siempre debía realizarse desde una perspectiva de recreo (ni conservacionista, ni productiva, etc.).

Se evaluaron las preferencias con respecto a una serie de prácticas de gestión. Consideramos que los efectos visuales era lo que los usuarios podían percibir más directamente, en vez de las prácticas de gestión en sí mismas. Por ejemplo, para un público que en su mayoría desconoce las prácticas de gestión forestal, es más intuitivo percibir la densidad desde una imagen que como un número de pies/ha o la valoración de la necesidad de claras o clareos. Los usuarios, carentes de formación forestal, valoran la gestión forestal no por su justificación técnica sino por sus efectos visuales (Bell, 2001; Sheppard y Harshaw, 2001).

Recientemente, en la tan urbanizada sociedad europea, los montes se han convertido en lugares muy demandados para el recreo al aire libre (DeLucio y Mugica, 1994; Ode y Fry, 2006). La demanda social de actividades

relacionadas con áreas forestales crece rápidamente (Harshaw et al., 2006; Oku y Fukamachi, 2006). Sin embargo, los bosques tienen otras funcionalidades (productivas, protectoras, etc.) que pueden entrar en conflicto con los aspectos paisajísticos y recreativos cuando se trata de decidir sobre la mejor gestión forestal (Parsons, 1995; Tyrvaainen et al., 2003).

Por ejemplo, una corta a hecho se muestra como el tratamiento forestal más rechazado por el público (Tahvanainen et al., 2001), mientras que a menudo es la mejor opción desde una perspectiva económica por parte de los propietarios o gestores.

Sin embargo, más allá de la productividad económica, algunos tratamientos podrían ser necesarios para el mantenimiento forestal aún siendo menos adecuados desde una perspectiva de los usuarios para recreo.

En definitiva, aunque no sea determinante, es importante comprender la percepción del público relativa a distintos tratamientos para que los planificadores, políticos o gestores del monte puedan considerar estas valoraciones sociales en su toma de decisiones (Bell, 2001; Sheppard et al., 2001).

Identificar las preferencias de los usuarios facilita una gestión del bosque con una orientación multifuncional, que considere el valor del bosque como una zona de “productividad” recreativa.

Es generalmente aceptado que las preferencias de los usuarios pueden obtenerse a partir de sus respuestas ante diferentes parámetros del paisaje (Kaplan y Kaplan, 1989; Ulrich, 1986).

Diversos estudios han relacionado la gestión forestal a las preferencias visuales (Ribe, 2005). Otros estudios han analizado las preferencias visuales con el objetivo de minimizar (no priorizar ni elegir) los tratamientos forestales en el uso recreativo (Karjalainen y Komulainen,

1999; Silvennoinen et al., 2002; Tahvanainen et al., 2001).

Son relativamente frecuentes los intentos de integrar la función recreativa en la planificación forestal (Graefe y Vaske, 1987; Silvennoinen et al., 2002; Zhou y Liebhold, 1995).

Si bien es cierto que, pese a la abundante literatura relativa a las preferencias visuales en entornos forestales, los estudios realizados en áreas de paisaje mediterráneo son muy reducidos. La mayoría de los estudios de preferencias visuales realizados en entornos mediterráneos se centran más en paisajes agrícolas, culturales o cuanto más agro-forestales (Arriaza et al., 2004; Gomez-Limon y de Lucio Fernandez, 1999; Ruiz Sánchez y Cañas Guerrero, 2001; Sayadi et al., 2005).

Existe por tanto una carencia de estudios relativos a cómo pueden gestionarse los bosques mediterráneos para dotarlos de un mayor valor recreativo (o para reducir su impacto sobre este uso). Esto es importante porque las prácticas forestales y las funciones del bosque son muy diferentes en los bosques mediterráneos que los centro-europeos o nórdicos.

Probablemente por esta causa, tampoco hemos podido localizar estudios dirigidos a detectar los efectos del abandono de la gestión forestal sobre el valor recreativo de los bosques. Los bosques mediterráneos son tradicionalmente formas con una larga tradición de influencia antrópica (valga como referencia la dehesa) que difícilmente pueden mantenerse sin la intervención humana.

En este caso de estudio trataremos de evaluar cómo las distintas posibilidades en la gestión forestal, incluida su ausencia, pueden afectar a la valoración del bosque como entorno recreativo. De este modo, estos parámetros podrán incluirse en las políticas y planeamientos forestales, sobre todo allí donde la función recreativa se convierte en prioritaria (frecuente en zonas cercanas a grandes urbes).

Ámbito y objetivos

Las preferencias son siempre medidas en un contexto recreativo y no desde el punto de vista estético. Es por este motivo por el cual, durante la realización de las encuestas realizadas para obtener las preferencias, se indicaba explícitamente a los usuarios que debía indicar sus preferencias con el único propósito del recreo. Para mayor información sobre la realización de las encuestas, puede consultarse el apartado Toma de datos (página 114).

Es importante esta distinción puesto que las preferencias estéticas y recreativas pueden diferir considerablemente. Tahvanainen et al. (2001) descubrió que, cuando el propósito es recreativo los encuestados prefieren formaciones tendentes a la naturalidad, mientras que desde una perspectiva estética (belleza escénica) eran preferidas las formaciones con pequeños claros.

En cuanto la definición del uso recreativo, cabe mencionar que diferentes usos recreativos pueden generar distintas preferencias paisajísticas. Los usuarios encuestados, en nuestro caso, se encontraban siempre descansando, paseando (paseos cortos) o en picnic (alrededor de una mesa). Los usuarios del bosque para otras actividades recreativas: caza, pesca, escalada, paseo a caballo, etc. podrían tener una respuesta diferente ante los estímulos presentados.

Las imágenes utilizadas se limitan a mostrar lo que se denomina “paisaje interior”, es decir, no se consideraron imágenes panorámicas, de foco lejano. Se evaluaron únicamente los elementos que una persona podría percibir durante el desarrollo de una actividad recreativa. Consideramos que evaluar el paisaje de fondo (paisaje exterior) podría conllevar una doble contabilización, ya que éste no está estrictamente ligado a la actividad recreativa (puede disfrutarse desde otras muchas diversas actividades y ubicaciones).

Otra precaución que se tomó para asegurar la comprensión del contexto recreativo fue realizar las encuestas en las áreas recreativas seleccionadas (véase la página 114). De este modo se garantizaba que los encuestados conocían las posibilidades de uso recreativo en la zona y estaban de algún modo familiarizados con los paisajes y tipos de formaciones boscosas existentes.

El principal objetivo de la valoración de las preferencias visuales es establecer conexiones entre la gestión forestal y el servicio recreativo. Puesto que existen datos sobre la distribución de la gestión forestal en el territorio, que pueden ser distribuidos espacialmente (hasta escala de monte, habitualmente), esta relación permitirá establecer una relación válida para la distribución espacial del valor económico recreativo de la zona. Siempre y cuando esta distribución tenga como objeto orientar la planificación forestal de un modo multifuncional.

Sólo se evaluaron los tratamientos forestales que generaban una respuesta visual.

Las zonas de la ZEPA 56 que son sujeto de estudio deben tener la definición de monte, según la Ley 43/2003: básicamente cualquier zona no clasificada como urbana o agrícola. Se utilizaron los límites cartográficos provistos por la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.

Estímulos visuales

Las fotografías se consideran generalmente representaciones válidas del paisaje en estudios para la valoración de atributos visuales (Palmer, 2004) y su utilización es eficiente en términos de costes monetarios y de tiempo. Otras alternativas requieren la creación de grupos de voluntarios y no pueden desarrollarse únicamente a partir de usuarios como se plantea en este estudio.

Se tomaron aproximadamente 130 fotografías entre abril y mayo de 2006, utilizando una cámara digital Canon EOS 35D, a una altura media de 1.60 metros sobre el suelo, tomado como referencia lo realizado por Silvennoinen et al. (2001). Todas las instantáneas fueron tomadas dentro de la zona de estudio (ZEPA 56).

Los montes reflejados en las fotografías estaban compuestos fundamentalmente por encinas (*Quercus ilex*), roble melojo (*Quercus pyrenaica*), pinos (*Pinus pinea* y *P. pinaster*), castaños (*Castanea sativa*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y matorrales (fundamentalmente *Cytisus* sp., *Retama* sp. y *Cistus* sp.).

De entre las 130 fotos tomadas se seleccionaron las 40 mejores. Se utilizaron 40 porque este número se considera un conjunto manejable para ser evaluado por una misma persona sin que se produzca fatiga o decaimiento en la atención (Prada Blanco et al., 2005).

Las fotografías fueron tomadas tratando de simular el campo de visión desde una posición interior del bosque, de forma similar a lo realizado en otros estudios de efectos visuales de la gestión forestal (Misgav, 2000; Silvennoinen et al., 2001; Silvennoinen et al., 2002; Tahvanainen et al., 2001; Tyrvaainen et al., 2003).

Es importante considerar que lo que está situado en segundo plano en las fotos (horizonte, cielo, nubes...) puede tener efectos sobre las preferencias (Karjalainen y Komulainen, 1999; Ribe, 2005). Para tratar de evitar estos efectos no deseados, la selección de fotos realizada trató de mantener constantes estos elementos.

Los parámetros visuales a ser considerados fueron seleccionados a partir de estudios precedentes (e.g. Arriaza et al., 2004; Coeterier, 1996; Jorgensen et al., 2002; Ode y Fry, 2002; Piorr, 2003; Tveit et al., 2006). Los parámetros visuales utilizados fueron: Stewardship¹ (ST), Color

(CL), Densidad (DN), Irregularidad (edades) (HD), Especies (SP) y Complejidad (CX) (Tabla 4). Cada atributo varía de un modo u otro al realizarse o no prácticas de manejo.

El color fue considerado, aunque no es estrictamente un atributo forestal, porque se observó que variaba significativamente con las prácticas de gestión. Por ejemplo, un suelo más verde puede ser obtenido mediante tratamientos destinados a evitar la deposición de biomasa seca (ocre) favoreciendo así la presencia de herbáceas (verde claro).

Según se muestra en la Tabla 4, cada parámetro o atributo visual se clasificó en varias categorías según las opciones disponibles en la zona de estudio y se le otorgó un valor representativo para ser utilizado en el análisis estadístico.

El atributo stewardship se clasificó como ausente (no stewardship, ST=0) o presente (ST=1).

Con respecto al color, se distinguieron tres categorías según los colores más dominantes en el paisaje (ocre: CL=1, verde oscuro: CL=2 o verde claro: CL=3).

La densidad de la vegetación se clasificó según tres categorías. Los parajes más densos, donde la vegetación constituye prácticamente una barrera, fueron clasificados como de densidad elevada (DN=1), mientras que los paisajes más abiertos, menos densos, fueron clasificados como densidad baja (DN=3). Cada lugar situado entre estos dos extremos fue clasificado como densidad media (DN=2).

La presencia de árboles de diferentes alturas y por tanto de diferentes edades se consideraba como monte irregular (HD = 1), mientras que aquellos donde los pies alcanzaban alturas similares se consideraron regulares (HD =0).

El valor del parámetro especies (SP) viene dado, para cada fotografía/paraje por la especie arbórea dominante. De este modo, las categorías resultantes son: *Pinus pinaster* (pino resinero): SP=2, *Pinus pinea* (pino piñonero): SP=3, *Quercus ilex* (encina): SP=4 y especies caducifolias (castaño, melojo y fresno): SP=5. A la ausencia de especies arbóreas se le otorgó la clasificación SP=1.

Por último, los paisajes que contaban con un único estrato vegetal, e.g. árboles sin sotobosque, fueron clasificados como uniformes (CX=0), mientras que la disposición de la



ST=1, CL=2, DN=2, HD=0, SP=2, CX=0



ST=0, CL=1, DN=0, HD=0, SP=3, CX=1

Figura 5. Se muestran dos de las 40 fotografías utilizadas en el estudio junto con su clasificación según los parámetros visuales considerados en el análisis estadístico. Durante las encuestas únicamente se mostraban las fotografías, en ningún caso se incluía texto, descripciones o valores numéricos.

Tabla 4. Parámetros o atributos visuales utilizados en la clasificación de las fotografías para el posterior análisis estadístico y la determinación de la relación entre gestión forestal y preferencias visuales recreativas.

ID	Parámetros visuales	Categorías
ST	Stewardship (gestión, cuidado)	no stewardship=0, stewardship=1
CL	Color (suelo y vuelo)	ocre=1, verde oscuro=2, verde claro=3
DN	Densidad (de la vegetación)	elevada=1, media=2, baja (abierto)=3
HD	Irregularidad (edades)	regular=0, irregular=1
SP	Especies (arbóreas)	sin árboles=1, P. pinaster=2, P. pinea=3, Q. ilex =4, caducifolias=5
CX	Complejidad (numero de estratos)	uniforme=0, complejo=1

vegetación en varios estratos (árboles y arbustos en sotobosque) fueron clasificados como complejos (CX=1).

La presencia de otros elementos ajenos a estas variables se controló en todo lo posible. Esto implica la ausencia de elementos antrópicos (Arriaza et al., 2004; Dramstad et al., 2006); ausencia de nubes, laderas, línea del horizonte, igual distribución de luces/sombras y ausencia de masas de agua (Burmil et al., 1999). La ausencia total de estos elementos perniciosos para la valoración se consideró inviable pero se controló en lo posible a través de la selección de instantáneas y mediante un control estadístico secundario. Este control estadístico indicó que ninguno de los elementos mencionados, cuando estaba presente en alguna o algunas imágenes generaba efectos estadísticamente significativos con respecto a las preferencias mostradas por los usuarios.

Modelo de análisis

Cada uno de los seis atributos visuales fue, como se ha indicado, clasificados en categorías y distinguidos con un valor numérico categórico u ordinal (Tabla 4). Cada fotografía fue clasificada en función de estos atributos (Figura 5).

En la primera etapa del análisis se utilizó una correlación (Pearson) para evaluar las relaciones de dependencia entre los valores recreativos (preferencias visuales) y las diferentes variables o atributos forestales.

En el siguiente paso, se realizó una regresión múltiple tipo step-wise (adición progresiva de variables) para evaluar hasta que punto cambios en los atributos forestales eran los causantes de la variabilidad del valor recreativo (Bishop y Miller, 2007). El promedio de valores recreativos para cada foto (N=40) se utilizó como variable dependiente. Las variables independientes fueron cada una de los seis atributos visuales considerados (stewardship, color, densidad, irregularidad, especies y complejidad).

Aquellos atributos identificados como los más relevantes para definir el valor recreativo fueron entonces analizados mediante el método de la tabulación cruzada. En la tabulación cruzada, los valores recreativos (valor de preferencia de 1 a 5, véase el epígrafe Toma de datos, pág. 114) eran las variables de referencia contra los que se contrastaban los atributos visuales en tablas de doble entrada. La distribución de las frecuencias entre los valores de preferencia visual entre las diferentes categorías de atributos visuales y el tiempo de tendencias fueron evaluados utilizando la muestra completa de usuarios (N=324).

Tabla 5. Coeficientes de correlación (r) entre los atributos visuales forestales y los valores recreativos. Los valores de p se muestran entre corchetes. Se resaltan en negrita los valores significativos al 99% [$p < 0,01$].

Variables	Valor recreativo	ST	CL	DN	SP	CX
ST	0,533					
	[0,000]					
CL	0,574	0,215				
	[0,000]	[0,091]				
DN	0,445	0,580	-0,010			
	[0,002]	[0,000]	[0,476]			
SP	0,374	0,264	0,439	-0,078		
	[0,009]	[0,050]	[0,002]	[0,317]		
CX	-0,403	-0,494	-0,288	-0,446	-0,254	
	[0,005]	[0,001]	[0,036]	[0,002]	[0,057]	
HD	-0,029	0,132	-0,054	-0,052	-0,138	0,196
	[0,429]	[0,208]	[0,369]	[0,375]	[0,197]	[0,112]

Correlación

Los análisis mediante correlación de arrojaron coeficientes r que indicaban que el valor recreativo estaba significativamente ($p < 0,01$) correlacionado con todas las variables descritas en la Tabla 4, con la excepción de la irregularidad. La variable color obtuvo el valor más elevado de correlación ($r = 0,574$).

Éstos resultados junto con los resultantes de correlacionar entre sí los diferentes parámetros visuales pueden consultarse en la Tabla 5.

Regresión múltiple

En análisis de regresión múltiple realizado dio como resultado un coeficiente de regresión ajustado (R^2_{adj}) de 0,502. Únicamente dos de los seis parámetros visuales utilizados en la regresión contribuyó significativamente ($p < 0,05$) a explicar el valor recreativo. La mayor parte de la varianza del valor recreativo se explicaba a través de la variable color (CL), con un $R^2_{adj} = 0,312$. La densidad (DN) fue incluida en el segundo paso (regresión step-wise), consiguiéndose con ambas el mencionado

coeficiente ($R^2_{adj} = 0,502$). La inclusión del resto de variables visuales en el modelo de regresión no mejoraba la capacidad predictiva del modelo, en contra de lo que parecía indicar los resultados de la correlación previa. La causa era la existencia de relaciones de interdependencia entre los atributos visuales.

Estos resultados muestran que las variaciones de color y densidad son las más determinantes sobre el valor recreativo.

Tabla 6. Resultados de la regresión múltiple. La variable dependiente son las preferencias visuales (IPV). B=coeficientes no estandarizados, e= error estándar.

	B	e	t	Sig
Inter.	1,041	0,364	0,000	
CL	0,601	0,117	0,000	0,579
DN	0,448	0,112	0,007	0,450

Tabulación cruzada

Mediante tabulaciones cruzadas se analizaron las variables CL y DN, identificadas como los

más relevantes en la regresión. De este modo, es posible establecer que paisajes, según estas dos variables, son más valorados por los usuarios.

Color (CL)

Los paisajes verdes son más valorados para el recreo que los ocres. La variación entre verde oscuro y verde claro no era muy significativa y, en conjunto, obtienen un gran número de respuestas (> 55 %) con el valor máximo (5), como puede observarse en la Figura 6.

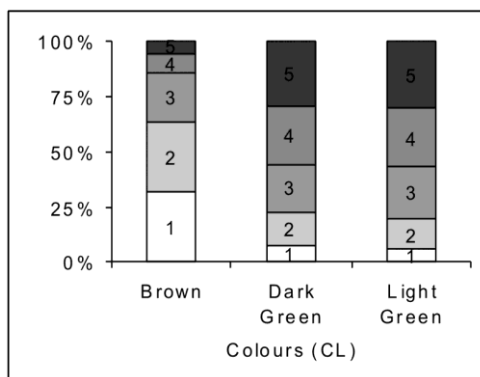


Figura 6. Frecuencias (eje vertical) de las valoraciones (1 peor valorado, 5 máxima valoración) para cada opción de la variable color: ocre, verde oscuro y verde claro respectivamente.

Densidad (DN)

Con respecto a la densidad, los resultados mostraban que aquellos paisajes de densidad elevada obtenían más frecuentemente (43%) valores bajos de preferencia para un uso recreativo. Por otro lado, los lugares con baja densidad, es decir, con una estructura abierta, recibían con mayor frecuencia valoraciones elevadas por parte de los usuarios (62%). Esta tendencia quedaba confirmada por una mayor frecuencia, para el valor medio de la variable densidad (densidad media) de valores medios de preferencia recreativa (49%). Las distribuciones de frecuencias para la variable densidad pueden observarse en la Figura 7.

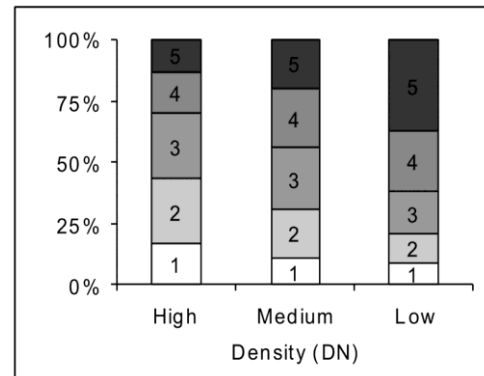


Figura 7. Frecuencias (eje vertical) de las valoraciones (1 peor valorado, 5 máxima valoración) para cada opción de la variable densidad: elevada, media y baja (abierta).

Gestión forestal y preferencias recreativas

Los resultados de la correlación indicaban que todos los parámetros visuales analizados estaban relacionados, de forma significativa, con el valor que los usuarios otorgaban a cada una de las fotografías, con la excepción de la variable irregularidad. Esto es un claro indicador de la importancia de los efectos visuales de las prácticas de gestión forestal en la valoración que los usuarios del bosque hacen de éste.

Sin embargo, de los cinco parámetros que resultaron relevantes, sólo dos (CL y DN) eran suficientes para explicar la variabilidad de los valores recreativos, según indicó la regresión múltiple. La principal causa es la interrelación existente entre los propios parámetros visuales, como se puede comprobar en la Tabla 5. Por ejemplo, generalmente si existe una gestión forestal ordenada ($ST = 1$), el color suele ser más verde, la densidad media o baja y la complejidad baja. De un modo equivalente, la especie predominante puede ser determinante en el color, siendo las especies caducifolias más tendentes a los colores verde claro. Interrelaciones similares entre atributos visuales del paisaje son discutidas en Tveit et al. (2006).

Son escasos los estudios que buscan relacionar el color de la vegetación a las valoraciones visuales y los que existen con frecuencia se refieren al número de colores, el contraste o la presencia de flores en la escena (Arriaza et al., 2004; Hands y Brown, 2002; Misgav, 2000; Strumse, 1996). No obstante, nuestros resultados indican que el parámetro color tiene una gran influencia en el valor recreativo, con los colores verdes siendo los predilectos. Las diferencias entre las preferencias por los dos tipos de verde, claro y oscuro, no fueron significativas.

En un contexto de clima mediterráneo, el color verde en la vegetación constituye un indicativo de humedad e incluso de protección frente a las elevadas temperaturas del verano (época en la que se realiza el estudio). Así, la escasez de agua en estas áreas (de clima mediterráneo), podría en algún modo justificar la razón de que los usuarios valoren tan positivamente el “verdor” de la vegetación.

Algunos parámetros visuales que en la literatura del paisaje han sido identificados como determinantes de las preferencias paisajísticas fueron en cambio percibidos por nuestros entrevistados como muy similares, pero las tendencias obtenidas son coherentes con lo indicado en otros estudios.

Por ejemplo, en relación con la densidad, en estudios previos se concluyó que un número moderado de árboles aumentaba la percepción de belleza del paisaje (Schroeder, 1986). Nuestros datos muestran que bosques de baja densidad eran percibidos positivamente desde la perspectiva del uso recreativo. Esto podía deberse a la importancia de este parámetro en relación con la accesibilidad física (densidades altas constituyen barreras), variable que ha sido identificada como influyente por otros estudios en relación al uso recreativo (Gomez-Limon y de Lucio Fernandez, 1999; Gundersen et al., 2006; Kliskey, 2000).

Los datos mostraron los paisajes de baja complejidad (CX), los bosques con menos estratos fueron preferidos sobre los complejos, lo que es coherente con lo indicado al respecto de la densidad y con una preferencia por los paisajes ordenados y abiertos que es común a la mayoría de los estudios consultados. Sin embargo, puntualizando que la complejidad está también relacionada con la presencia de un sotobosque arbustivo, es importante mencionar que otros estudios sobre el paisaje han encontrado que la presencia de sotobosque arbustivo genera unas vistas más agradables (Ribe, 1990; Silvennoinen et al., 2001; Tahvanainen et al., 2001).

En este caso concreto, estas diferencias podrían ser debidas a las diferencias culturales entre las regiones, existiendo en el área mediterránea una mayor sensibilidad social hacia el riesgo de incendio forestal. La presencia de matorral puede también ser percibida como un indicador de abandono (ausencia de ST), y un sotobosque denso ya ha sido previamente catalogado como generador de una percepción de inseguridad personal (Jorgensen 2002).

Tratamientos forestales para la mejora del uso recreativo

El estudio de coste de viaje mostró que el área estudiada tenía una demanda y un valor recreativos significativos. A su vez, los resultados sobre las preferencias visuales en su relación con las prácticas forestales, permitirían a los gestores forestales considerar los parámetros visuales estudiados cuando decidan sobre la gestión forestal a desarrollar.

Con respecto a la densidad de la vegetación, son recomendables medidas como claras y claros tempranos e intensos, resultando en masas forestales más atractivas para el recreo. Simultáneamente, este tipo de medidas destinadas a mantener baja la densidad

favorecen la obtención de otros beneficios: extracción de madera (económico), empleo local (Ortuno Perez y Martin Fernandez, 2006), la reducción del riesgo y los daños de incendios (Agee et al., 2000; Agee y Skinner, 2005; Stephens, 1998), el control de plagas forestales o daños por eventos meteorológicos (cortas de policía). Además, estas medidas permiten el desarrollo de otras especies, generando bosques mixtos y mejorando su biodiversidad (González Molina, 2005; Montoya Oliver y Mesón García, 2004).

En términos de métodos de regeneración forestal, el método más apropiado desde el punto de vista recreativo sería el aclareo sucesivo uniforme. Este sistema implica una serie de cortas secuenciales que mantiene durante más tiempo la densidad forestal de acuerdo con las preferencias mostradas por el estudio. Al mismo tiempo, los aclareos sucesivos permiten la continua introducción de regenerado (árboles jóvenes) y herbáceas que vuelven el paisaje más verde. Este método es además válido para la regeneración en aéreas donde las condiciones del suelo y el clima son adversas, como en los montes mediterráneos.

Otros métodos de regeneración forestal adecuados en términos de mantener o incrementar el valor recreativo están relacionados con la obtención y mantenimiento de masas irregulares (árboles de diversas edades y tamaños). Cualquier sistema de corta por bosquetes o por pies permite mantener los atractivos visuales de densidades abiertas.

Una frecuencia de rotación más larga podría ser también una estrategia idónea en zonas donde el uso recreativo es muy intenso (en torno a las áreas recreativas identificadas). De este modo se podría mantener por más tiempo estructuras que son más valoradas como los bosques con árboles de mayor edad, menos densos y con las copas situadas a mayor altura (deja el espacio inferior más abierto pero a la vez sombreado). Un buen ejemplo es la fotografía mostrada a la

izquierda en la Figura 5, que obtuvo la media de valoraciones más elevada de todo el conjunto de fotografías.

Aunque menos directamente que la densidad, también el color puede ser modificado por los tratamientos forestales. Aunque no se encontró una relación significativa entre especies y valor recreativo, existe una conexión obvia entre especies y color (la relación entre estos dos parámetros es significativa y elevada, véase la Tabla 5). La selección y promoción de especies parece por tanto afectar, a través de su color, al valor recreativo. Diferentes especies son objeto de diferentes sistemas de gestión que generan distintos efectos visuales en términos de estructura, densidad, color (copas, sotobosque y suelo), cantidad de hojas y ramas muertas (biomasa seca), etc.

Un buen ejemplo de diferentes estructuras forestales según la especie lo constituyen los bosques de pino piñorero (*Pinus pinea*) destinados a la producción de piñones combinada con el pastoreo. Esta estructura (véase Figura 5-izda.), típica de esta especie, produce unos efectos visuales muy preferidos: baja densidad, árboles de edades avanzadas, predominio del verde tanto en árboles como en las herbáceas del suelo (gracias al pastoreo).

La promoción del pastoreo ayuda al control y reducción del estrato arbustivo, limita la regeneración manteniendo así la densidad en niveles adecuados y favorece la aparición de herbáceas (frente a leñosas) en el suelo que se muestran muy atractivas para el visitante. Por supuesto, el pastoreo supone beneficios económicos.

Las zonas con suelo desnudo o donde este suelo se encuentra completamente cubierto con restos de hojas (fundamentalmente agujas de los pinos) son menos apreciados para el recreo. Evitar zonas de suelo desnudo es también importante los efectos negativos de la erosión. Por ello es importante restaurar zonas dañadas

(Figura 8), tales como vías de saca favoreciendo la creación de una cubierta vegetal, a ser posible herbácea.



Figura 8. Zona dañada por la introducción de maquinaria donde el suelo ha quedado privado de su cubierta vegetal.

Esta recomendación de prácticas beneficiosas para el uso recreativo tiene especial énfasis en las zonas donde el uso recreativo es más intensivo (zonas con equipamientos, masas de agua) y en los bordes junto a caminos donde se realizan actividades complementarias (bicicleta de montaña, paseos,...). Dichas directrices son menos relevantes cuando deben aplicarse en zonas inaccesibles o no visibles por los usuarios.

Potencial de especialización

Una vez obtenidos el valor recreativo de la zona de estudio (Tabla 3) y la función de distribución (Tabla 6), es posible establecer una relación entre las cartografías de parámetros físicos (forestales) para construir un mapa de valor recreativo.

De todos los formatos de valor obtenidos (Tabla 3) parecen más adecuados para realizar una

distribución espacial (cartografía) los valores agregados poblacionalmente, es decir, la renta estacional (TS) y el VAN. La aplicación en ambos casos sería idéntica.

Si se optara por utilizar alguno de los otros dos valores relativos (por visita o por visitante), a través del SIG esta variable (afluencia de visitantes o número de visitas) puede dejarse programada para su actualización. Sin embargo es importante tener en cuenta que esta actualización sería un tanto artificial ya que cuando cambia la población u otros parámetros del entorno (sitios alternativos) también puede cambiar la curva de demanda (y por tanto el valor recreativo).

La distribución se podría realizar a partir de los resultados arrojados por la ecuación de regresión (Tabla 6). Sin embargo, aunque la variable (DN) es relativamente fácil de obtener, la relación entre el color (CL) y los parámetros forestales de los que se dispone cartografía no es directa.

Tras un análisis de las posibles combinaciones de el resto de variables disponibles y no utilizadas en la regresión: ST, SP y CX (Figura 9). Se encontró que la que más diferencias marcaba frente al color era la especie, pero sin permitir una identificación neta.

Analizando las fotografías utilizadas para la realización de encuestas tampoco se encontró una relación directa con otra variable que fuese cuantificable. La presencia del color marrón parece ser únicamente identificable a escala muy local y su identificación a la escala de trabajo es, actualmente, inviable. Sin embargo, esperamos que el trabajo aquí iniciado sea un comienzo hacia una nueva forma de abordar este tipo de estudios.

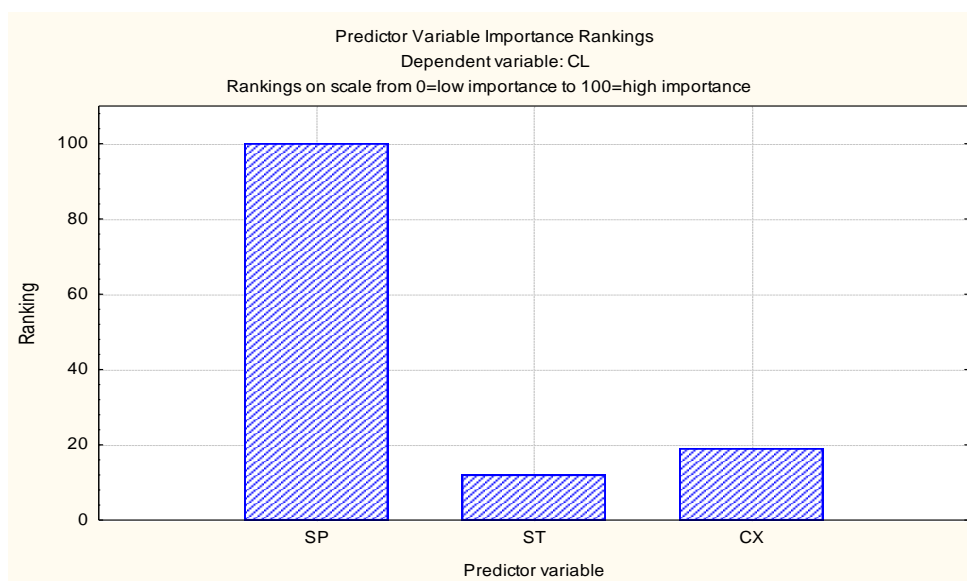


Figura 9. Representación de la capacidad predictiva de las variables utilizadas (SP, ST y CX) para tratar de inferir la variable color (CL) mediante un análisis jerárquico (análisis en árbol).

Discusión

Con respecto a la elección como método de valoración del coste de viaje en lugar de la valoración contingente presenta en este caso una sensible desventaja. El método de valoración contingente hubiese permitido realizar el estudio para la distribución espacial de forma inmediata. Esto es, se hubiese preguntado al usuario (hacerlo a cualquier ciudadano sería más lícito en este caso), sobre su disposición a pagar por un determinado tipo de bosque frente a otro, consiguiendo de forma cuantitativa lo que nuestro sistema de preferencias visuales trata de conseguir de forma cualitativa.

Sin embargo, se ha considerado más valioso una aproximación más cercana a la realidad (los usuarios ya están obteniendo un valor por las visitas) que no aportar un dato económico “hipotético” y donde no existiría una referencia de magnitud. Por ejemplo una pregunta a utilizar podría ser ¿cuánto pagaría por transformar un pinar regular con retama en

irregular con dotaciones recreativas? O, en un formato dicotómico, más aceptado ¿estaría dispuesto a pagar x € por disfrutar del paraje que se muestra en la foto?

En el primer caso la respuesta no tiene sentido cuando el usuario desconoce el coste de esa transformación, la superficie en la que sería necesario, etc. Es demasiado complejo para la comprensión en una encuesta.

En el segundo caso (pregunta dicotómica) el sesgo del vehículo de pago planteaba serios riesgos. Durante la realización de las encuestas (siempre al final de las mismas) se sondeó la posibilidad de que se cobrara una entrada y el rechazo general fue manifiesto. Fue algo más aceptada la posibilidad del cobro por el uso de parking.

En cualquier caso, para que la información obtenida por esta vía fuese de utilidad para la planificación, aún sería necesario saber cuánta superficie se consideraría necesaria para que “el pago” se hiciese efectivo. Sin olvidar que ese pago es únicamente potencial: el beneficio no se

está generado, se podría generar según los resultados obtenidos.

Se ha optado por tanto por una aplicación más conservadora. Sin embargo, utilizar como resultado final la distribución está lejos también de ser una representación real de los beneficios recreativos generados por el bosque. La base de la distribución son las preferencias y no tanto la contribución efectiva de cada zona al recreo. Estas cuestiones plantean futuros campos de investigación de mucho interés y donde se empiezan a dirigir ya algunos estudios.

Es importante puntualizar que, si bien la aplicación de la función de distribución para generar la cartografía, puede asemejarse al método de transferencia de resultados (benefit transfer), no lo es en realidad. Para que fuese una transferencia de resultados deberíamos entender que los sitios a los que “transferimos” el valor tienen su propio valor recreativo. Sin embargo las zonas a las que distribuimos el valor no son nuevas zonas de generación, sino que consideramos que contribuyen de algún modo, al valor actual en los puntos seleccionados. No aplicamos dos métodos de valoración económica de recursos ambientales sino una combinación de uno de ellos con una técnica habitualmente utilizada en planificación: la distribución ponderada.

Requiere estudios específicos el papel de estímulos ajenos a la vegetación en el uso recreativo, como la señalización, las dotaciones (papeleras, mesas, infraestructuras, etc., servicios (hosteleros) y el la función, aparentemente crítica, del agua. Asimismo, estudios dedicados a evaluar las variaciones de la demanda en presencia de congestión es también muy interesante desde el punto de vista de la planificación: necesidad de creación de nuevos espacios, ampliación, etc. Con respecto a la congestión es importante mencionar que, durante conversaciones mantenidas tras el desarrollo de la encuesta con los entrevistados,

indicaban que la presencia de mucha gente se consideraba, en gran parte de los casos de forma más positiva que negativa.

Conclusiones

Este caso de estudio trata de analizar las diferentes opciones para trazar un mapa de valor recreativo.

La obtención del valor recreativo para la zona de estudio se obtiene a través de un método aceptado como es el método del coste de viaje. Su obtención se apoya en las nuevas tecnologías, mejorando su aplicación.

Para la transformación de estos valores numéricos obtenidos en “puntos” de la zona de estudio, una serie de áreas recreativas, se trata de establecer una función de transferencia basada en las preferencias recreativas de los visitantes para con el entorno.

La investigación de estas preferencias concluye que el valor recreativo puede ser significativamente mejorado cuando se promueve la presencia de herbáceas, se reduce la presencia de biomasa seca o zonas de suelo desnudo y se mantienen densidades bajas, preferiblemente sin mucho substrato arbustivo presente. Gracias a estos resultados se aportan también criterios de gestión forestal encaminados a mejorar la valoración recreativa.

La culminación de estos resultados en una cartografía de valores económicos requiere aún un mayor estudio de las variables que afectan a la valoración económica y a la demanda recreativa. Es necesario ahondar en la relación de los parámetros determinantes del uso recreativo y su relación con la selección de las ubicaciones de destino.

Referencias

- Adamowicz, W., Swait, J., Boxall, P., Louviere, J., y Williams, M. (1997). Perceptions versus Objective Measures of Environmental Quality in Combined Revealed and Stated Preference Models of Environmental Valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 32(1), 65-84.
- Adamowicz, W. L., y Graham-Tomasi, T. (1991). Revealed preference tests of nonmarket goods valuation methods. *Journal of Environmental Economics and Management*, 20(1), 29-45.
- Agee, J. K., Bahro, B., Finney, M. A., Omi, P. N., Sapsis, D. B., Skinner, C. N., van Wagtenonk, J. W., y Phillip Weatherspoon, C. (2000). The use of shaded fuelbreaks in landscape fire management. *Forest Ecology and Management*, 127(1-3), 55-66.
- Agee, J. K., y Skinner, C. N. (2005). Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management*, 211(1-2), 83-96.
- Allen, P. G., Stevens, T. H., y Barrett, S. A. (1981). The Effects of Variable Omission in the Travel Cost Technique. *Land Economics*, 57(2), 173-180.
- Arriaza, M., Canas-Ortega, J. F., Canas-Madueno, J. A., y Ruiz-Aviles, P. (2004). Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 69(1), 115-125.
- Azqueta, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental*: McGraw Hill / Interamericana de España.
- Bateman, I. J., Brainard, J. S., Lovett, A. A., y Garrod, G. D. (1999). The impact of measurement assumptions upon individual travel cost estimates of consumer surplus: a GIS analysis. *Regional Environmental Change*, VI(1), 24-30.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (2003). *Applied environmental economics. A GIS approach to cost-benefit analysis*. Cambridge, UK ; New York, NY: Cambridge University Press.
- Bell, S. (2001). Landscape pattern, perception and visualisation in the visual management of forests. *Landscape and Urban Planning*, 54(1-4), 201-211.
- Berman, M. D., y Kim, H. J. (1999). Endogenous On-Site Time in the Recreation Demand Model. *Land Economics*, 75(4), 603-619.
- Bhat, G., Bergstrom, J., Teasley, R. J., Bowker, J. M., y Cordell, H. K. (1998). RESEARCH: An Ecoregional Approach to the Economic Valuation of Land- and Water-Based Recreation in the United States. *Environmental Management*, V22(1), 69-77.
- Bhat, G., y Bergstrom, J. C. (1997). Integration of geographical information systems based spatial analysis in recreation demand analysis, *Faculty Series 96-26* (pp. 22).
- Bishop, I. D., y Miller, D. R. (2007). Visual assessment of off-shore wind turbines: The influence of distance, contrast, movement and social variables. *Renewable Energy*, 32(5), 814-831.
- Bockstael, N. E., Strand, I. E., y Hanemann, W. M. (1987). Time and the Recreational Demand Model. *American Journal of Agricultural Economics*, 69(2), 293-302.
- Brainard, J., Lovett, A., y Bateman, I. J. (1999). Integrating geographical information systems into travel cost analysis and benefit transfer. *International Journal of Geographical Information Science*, 13(3), 227-246.
- Burmil, S., Daniel, T. C., y Hetherington, J. D. (1999). Human values and perceptions of water in arid landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 44(2-3), 99-109.
- Coeterier, J. F. (1996). Dominant attributes in the perception and evaluation of the Dutch landscape. *Landscape and Urban Planning*, 34(1), 27-44.
- Champ, P. A., Boyle, K. J., y Brown, T. C. (2003). *A primer on nonmarket valuation*.

- Dordrecht ; Boston: Kluwer Academic Publishers.
- DeLucio, J., y Mugica, M. (1994). Landscape preferences and behaviour of visitors to Spanish national parks. *Landscape and Urban Planning*, 29(2-3), 145-160.
- Dramstad, W. E., Tveit, M. S., Fjellstad, W. J., y Fry, G. L. A. (2006). Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning*, 78(4), 465-474.
- Earnhart, D. (2003). Do travel cost models value transportation properly? *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 8(6), 397-414.
- Englin, J., Boxall, P., y Watson, D. (1998). Modeling Recreation Demand in a Poisson System of Equations: An Analysis of the Impact of International Exchange Rates. *American Journal of Agricultural Economics*, 80(2), 255-263.
- Englin, J., Holmes, T., y Niell, R. (2006). Alternative Models of Recreational Off-Highway Vehicle Site Demand. *Environmental and Resource Economics*.
- Englin, J., Lambert, D., y Shaw, W. D. (1997). A Structural Equations Approach to Modeling Consumptive Recreation Demand. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33(1), 33-43.
- Englin, J., y Shonkwiler, J. S. (1995). Modeling Recreation Demand in the Presence of Unobservable Travel Costs: Toward a Travel Price Model. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29(3), 368-377.
- Fudge, R. S. (2001). Imagination and the Science-Based Aesthetic Appreciation of Unscenic Nature. *Journal of Aesthetics and Art Criticism*, 59(3), 275-285.
- Gomez-Limon, J., y de Lucio Fernandez, J. V. (1999). Changes in use and landscape preferences on the agricultural-livestock landscapes of the central Iberian Peninsula (Madrid, Spain). *Landscape and Urban Planning*, 44(4), 165-175.
- Gómez Jiménez, I., Romero Calcerrada, R., y Beneitez López, J. M. (2007). Consideración de la dinámica espaciotemporal para la definición de actuaciones defensivas contra la erosión. *GeoFocus (Artículos)*, 7, 1-22.
- González Molina, J. (2005). *Introducción a la selvicultura general*. León: Universidad de León, Secretariado de Publicaciones.
- Graefe, A. R., y Vaske, J. J. (1987). A framework for managing quality in the tourist experience. *Annals of Tourism Research*, 14(3), 390-404.
- Gundersen, V., Frivold, L. H., Myking, T., y Oyen, B.-H. (2006). Management of urban recreational woodlands: The case of Norway. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(2), 73-82.
- Haab, T. C., y McConnell, K. E. (2002). *Valuing environmental and natural resources : The econometrics of non-market valuation*. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Hands, D. E., y Brown, R. D. (2002). Enhancing visual preference of ecological rehabilitation sites. *Landscape and Urban Planning*, 58(1), 57-70.
- Harshaw, H. W., Kozak, R. A., y Sheppard, S. R. J. (2006). How well are outdoor recreationists represented in forest land-use planning?: Perceptions of recreationists in the Sea-to-Sky Corridor of British Columbia. *Landscape and Urban Planning*, 78(1-2), 33-49.
- Hellerstein, D. (1993). Intertemporal data and travel cost analysis. *Environmental and Resource Economics*, 3(2), 193-207.
- Hesseln, H., Loomis, J. B., Gonzalez-Caban, A., y Alexander, S. (2003). Wildfire effects on hiking and biking demand in New Mexico: a travel cost study. *Journal of Environmental Management*, 69(4), 359-368.

- Johnstone, C., y Markandya, A. (2006). Valuing river characteristics using combined site choice and participation travel cost models. *Journal of Environmental Management*, 80(3), 237-247.
- Jorgensen, A., Hitchmough, J., y Calvert, T. (2002). Woodland spaces and edges: their impact on perception of safety and preference. *Landscape and Urban Planning*, 60(3), 135-150.
- Kaplan, R., y Kaplan, S. (1989). *The experience of nature; a psychological perspective*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Karjalainen, E., y Komulainen, M. (1999). The visual effect of felling on small- and medium-scale landscapes in north-eastern Finland. *Journal of Environmental Management*, 55(3), 167-181.
- Kliskey, A. D. (2000). Recreation terrain suitability mapping: a spatially explicit methodology for determining recreation potential for resource use assessment. *Landscape and Urban Planning*, 52(1), 33-43.
- Lew, D. K., y Larson, D. M. (2005). Accounting for stochastic shadow values of time in discrete-choice recreation demand models. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50(2), 341-361.
- Martinez-Espineira, R., y Amoako-Tuffour, J. (2005). Recreation Demand Analysis under Truncation, Overdispersion, and Endogenous Stratification: An Application to Gros Morne National Park, *EconPapers* (pp. 33): *EconPapers* (hosted by the Department of Business, Economics, Statistics and Informatics at Örebro University).
- Matthews, P. (2002). Scientific Knowledge and the Aesthetic Appreciation of Nature. *Journal of Aesthetics and Art Criticism*, 60(1), 37-48.
- McKean, J. R., Johnson, D. M., y Walsh, R. G. (1995). Valuing Time in Travel Cost Demand Analysis: An Empirical Investigation. *Land Economics*, 71(1), 96-105.
- Meisner, C., Wang, H., y Laplante, B. (2006). Welfare Measurement Bias in Household and On-site Surveying of Water-based Recreation: An Application to Lake Sevan, Armenia (pp. 1-23): World Bank.
- Misgav, A. (2000). Visual preference of the public for vegetation groups in Israel. *Landscape and Urban Planning*, 48(3-4), 143-159.
- Mokhtarian, P. L. (2005). Travel as a desired end, not just a means. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 39(2-3), 93-96.
- Montoya Oliver, J., y Mesón García, M. (2004). *Selvicultura* (Vol. 2): Fundación Conde del Valle Salazar and Mundi-Prensa.
- Moons, E., Saveyn, B., Proost, S., y Hermy, M. (2007). Optimal location of new forests in a suburban region. *Journal of Forest Economics*, 14(1), 5-27
- Ode, Å., y Fry, G. (2002). Visual aspects in urban woodland management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1(1), 15-24.
- Ode, Å., y Fry, G. (2006). A model for quantifying and predicting urban pressure on woodland. *Landscape and Urban Planning*, 77(1-2), 17-27.
- Oku, H., y Fukamachi, K. (2006). The differences in scenic perception of forest visitors through their attributes and recreational activity. *Landscape and Urban Planning*, 75(1-2), 34-42.
- Ortuno Perez, S. F., y Martin Fernandez, A. J. (2006). Forest externalities, demography and rural development in inland Spain. *Forest Policy and Economics*, 8(2), 109-122.
- Ovaskainen, V., Mikkola, J., y Pouta, E. (2001). Estimating recreation demand with on-site data: An application of truncated and endogenously stratified count data models. *Journal of Forest Economics*, 7(2), 125-144.

- Palmer, J. F. (2004). Using spatial metrics to predict scenic perception in a changing landscape: Dennis, Massachusetts. *Landscape and Urban Planning*, 69(2-3), 201-218.
- Parsons, R. (1995). Conflict between ecological sustainability and environmental aesthetics: Conundrum, canard or curiosity. *Landscape and Urban Planning*, 32(3), 227-244.
- Pendleton, L. (1999). Reconsidering the hedonic vs. RUM debate in the valuation of recreational environmental amenities. *Resource and Energy Economics*, 21(2), 167-189.
- Pierr, H.-P. (2003). Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(1-3), 17-33.
- Prada Blanco, A., Vázquez Rodríguez, M. X., y Soliño Millán, M. (2005). Beneficios y costes sociales en la conservación de la Red Natura 2000: CIEF (Centro de Investigación Económica y Financiera), Fundación Caixa Galicia.
- Ribe, R. (1990). A general model for understanding the perception of scenic beauty in Northern Hardwood forests. *Landscape Journal*, 9(2), 86-101.
- Ribe, R. G. (2005). Aesthetic perceptions of green-tree retention harvests in vista views: The interaction of cut level, retention pattern and harvest shape. *Landscape and Urban Planning*, 73(4), 277-293.
- Ruiz Sánchez, M. A., y Cañas Guerrero, I. (2001). Método de valoración del impacto paisajístico. In F. Ayuga Téllez (Ed.), *Gestión sostenible de paisajes rurales: técnicas e ingeniería* (pp. 53-80): Mundi Prensa y Fundación Alonso Martín Escudero.
- Sayadi, S., Gonzalez Roa, M. C., y Calatrava Requena, J. (2005). Ranking versus scale rating in conjoint analysis: Evaluating landscapes in mountainous regions in southeastern Spain. *Ecological Economics*, 55(4), 539-550.
- Scarpa, R., Thiene, M., y Tempesta, T. (2004). Environmental attributes of forest in North Eastern Alps and outdoor recreation: a twostage nested logit random utility models. In P. Gatto (Ed.), *9th Joint Conference on Food, Agriculture and the Environment*. Conegliano Veneto (Treviso).
- Schroeder, H. W. (1986). Estimating park tree densities to maximise landscape esthetics. *Journal of Environmental Management*, 23, 325-333.
- Sheppard, S. R. J., y Harshaw, H. W. (2001). Landscape aesthetics and sustainability: an introduction. In S. R. J. Sheppard, H. W. Harshaw y International Union of Forestry Research Organizations (Eds.), *Forests and landscapes: linking ecology, sustainability, and aesthetics* (pp. 3-12). Wallingford, Oxon; New York: CABI Pub.
- Sheppard, S. R. J., Harshaw, H. W., y International Union of Forestry Research Organizations. (2001). *Forests and landscapes: linking ecology, sustainability, and aesthetics*. Wallingford, Oxon; New York: CABI Pub.
- Shrestha, R. K., Seidl, A. F., y Moraes, A. S. (2002). Value of recreational fishing in the Brazilian Pantanal: a travel cost analysis using count data models. *Ecological Economics*, 42(1-2), 289-299.
- Silvennoinen, H., Alho, J., Kolehmainen, O., y Pukkala, T. (2001). Prediction models of landscape preferences at the forest stand level. *Landscape and Urban Planning*, 56(1-2), 11-20.
- Silvennoinen, H., T., P., y Tahvanainen, L. (2002). Effect of Cuttings on the Scenic Beauty of a Tree Stand. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17(3), 263-273.
- Smith, V. K., Desvousges, W. H., y McGivney, M. P. (1983). The Opportunity Cost of Travel Time in Recreation Demand Models. *Land Economics*, 59(3), 259-278.

- Starbuck, C. M., Berrens, R. P., y McKee, M. (2006). Simulating changes in forest recreation demand and associated economic impacts due to fire and fuels management activities. *Forest Policy and Economics*, 8(1), 52-66.
- Stephens, S. L. (1998). Evaluation of the effects of silvicultural and fuels treatments on potential fire behaviour in Sierra Nevada mixed-conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 105(1-3), 21-35.
- Strumse, E. (1996). Demographic differences in the visual preferences for agrarian landscapes in western Norway. *Journal of Environmental Psychology*, 16(1), 17-31.
- Tahvanainen, L., Tyrvaïnen, L., Ihalainen, M., Vuorela, N., y Kolehmainen, O. (2001). Forest management and public perceptions – visual versus verbal information. *Landscape and Urban Planning*, 53(1-4), 53-70.
- Timmins, C., y Murdock, J. (2007). A revealed preference approach to the measurement of congestion in travel cost models. *Journal of Environmental Economics and Management*, 53(2), 230-249.
- Truong, T. P., y Hensher, D. A. (1985). Measurement of Travel Time Values and Opportunity Cost from a Discrete-Choice Model. *The Economic Journal*, 95(378), 438-451.
- Tveit, M. S., Ode, Å., y Fry, G. (2006). Key concepts in a framework for analysing visual landscape character. *Landscape Research*, 31(3).
- Tyrvaïnen, L., Silvennoinen, H., y Kolehmainen, O. (2003). Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1(3), 135-149.
- Ulrich, R. S. (1986). Human responses to vegetation and landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 13, 29-44.
- van den Berg, A. E., Vlek, C. A. J., y Coeterier, J. F. (1998). Group differences in the aesthetic evaluation of nature development plans: a multilevel approach. *Journal of Environmental Psychology*, 18(2), 141-157.
- Wilman, E. A. (1980). The value of time in recreation benefit studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(3), 272-286.
- Zhou, G., y Liebhold, A. M. (1995). Forecasting the spatial dynamics of gypsy moth outbreaks using cellular transition models. *Landscape Ecology*, 10(3), 177-189.
- Zou, G. (2004). A Modified Poisson Regression Approach to Prospective Studies with Binary Data. *Am. J. Epidemiol.*, 159(7), 702-706.

¹ Se ha preferido no traducir este término inglés frecuentemente utilizado en este contexto. El término se refiere a una percepción de algo como cuidado, gestionado, frente al opuesto que sería salvaje o descuidado.



CAPÍTULO

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN



Contenido

RESULTADOS.....	147
CASO 1: BIENES/SERVICIOS DE USO DIRECTO CON PRECIO DE MERCADO.....	147
VALORACIÓN	147
RESULTADOS DE LA PRUEBA DE REPLICACIÓN - ZEPA.....	149
CASO 2: SERVICIOS DE USO INDIRECTO.....	149
LA EROSIÓN.....	149
CASO 3: SERVICIOS DE USO DIRECTO SIN PRECIO DE MERCADO	151
LOS SERVICIOS RECREATIVOS	151
DISCUSIÓN.....	154
CASO 1: BIENES/SERVICIOS DE USO DIRECTO CON PRECIO DE MERCADO.....	154
FACTIBILIDAD DE LA OBTENCIÓN DE LOS VALORES ECONÓMICOS.....	154
CAPACIDAD DE ESPACIALIZACIÓN DE DATOS.....	154
SESGOS Y DISTORSIONES.....	155
APLICABILIDAD.....	156
MERCADOS REALES VS. MERCADOS VIRTUALES.....	156
CASO 2 – SERVICIOS DE USO INDIRECTO.....	157
FACTIBILIDAD DE ESTIMACIÓN.....	157
SOSTENIBILIDAD, ESCASEZ DE RECURSOS Y VALOR ECONÓMICO	157
CAPACIDAD DE ESPACIALIZACIÓN DE DATOS.....	158
VALIDEZ DEL MÉTODO DE VALORACIÓN ECONÓMICA	158
SESGOS Y DISTORSIONES.....	159
CASO 3 – SERVICIOS DE USO DIRECTO SIN PRECIO DE MERCADO.....	159
FACTIBILIDAD DE LA OBTENCIÓN DE LOS VALORES ECONÓMICOS.....	159
CAPACIDAD DE ESPACIALIZACIÓN DE DATOS.....	160
ALTERNATIVAS PARA LA ESPACIALIZACIÓN	161
SESGOS Y DISTORSIONES.....	161
ALTERNATIVAS PARA LA VALORACIÓN.....	162
EFECTOS DE LAS ACTUACIONES EN LOS SERVICIOS AMBIENTALES.....	163
REFERENCIAS	164

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Results and discussion

Las investigaciones realizadas en esta tesis se han estructurado en forma de tres casos prácticos.

Los resultados en detalle pueden consultarse en cada uno de los respectivos capítulos. Se ha utilizado dicha estructura para garantizar que la comprensión de cada caso de estudio era individualmente posible.

Sin embargo, de cara a la discusión se ha estimado conveniente realizar un análisis conjunto de todos los resultados obtenidos en el presente trabajo.

Este capítulo resume y relaciona los resultados obtenidos en los diferentes casos de estudio reflejados, para facilitar la discusión que dé paso a las conclusiones de este trabajo de investigación.

Resultados

Los resultados se presentan a continuación separados para cada caso de estudio y según los pasos metodológicos seguidos.

Caso 1: Bienes/servicios de uso directo con precio de mercado

Como paso previo a la valoración económica, es necesario identificar los bienes y servicios en la zona de estudio y referenciarlos a los posibles indicadores físicos y cartográficos. Dicha

clasificación y simplificación es necesaria para poder trabajar a nivel cartográfico (puesto que toda cartografía implica una simplificación de la realidad). Dichos indicadores son inevitables como base para obtener y geo-referenciar los precios y/o valores.

Este proceso es relativamente sencillo y, aunque implica realizar ciertas asunciones, se ha demostrado viable, tanto a nivel teórico o metodológico como a nivel práctico (disponibilidad de cartografía).

Tiene sentido una catalogación de aquellos bienes/servicios más abundantes o con un mayor valor unitario.

El que estos productos dispongan de un valor de mercado facilita enormemente la disponibilidad de datos: productividades, cantidades, propiedades, localizaciones y por tanto su aplicación a las cartografías es bastante directa.

Aún con todo, la utilización de estos valores en la planificación no es tan extraña, aún cuando se utilicen valoraciones catastrales del terreno que, a menudo están fundamentadas en estas capacidades.

Valoración

Del conjunto de bienes y servicios identificados para este Caso I, se han analizado los siguientes:

- Producción de madera
- Almacenamiento de carbono (CO₂)
- Pastos
- Costes de gestión

Cada uno de estos bienes y servicios ha presentado durante su estudio particularidades que es significativo reseñar.

Otros bienes y servicios no se han incluido en el estudio porque su análisis no aportaba novedades significativas a esta investigación.

Producción de madera

La producción maderera ha sido ampliamente estudiada y es frecuente su valoración sobre el territorio.

Se cuenta con diversas posibilidades para cuantificar la productividad maderera, tanto en un flujo anual como en términos de capital.

Aunque implicaba ciertas asunciones, se tomó como referencia para la valoración el crecimiento corriente.

Sin embargo fue relativamente más complejo seleccionar el precio de mercado de la madera, ya que el precio del m³ no es igual con corteza que sin ella, ni vale lo mismo en pie que en aserradero (por los costes que la transformación y traslado implican).

El precio considerado para esta la región de estudio se estimó en 64 €/m³ de madera (2005).

Almacenamiento de CO₂

Aunque el almacenamiento de CO₂ es un valor de uso indirecto (Merlo y Croitoru, 2005), se ha incluido en este caso por su relación directa con la acumulación de biomasa y la productividad maderera (UN-ECE/FAO, 2000).

El precio por tonelada de carbono utilizado es de 12 €/t (valor medio de referencia a subasta en las principales plataformas de compra venta de carbono en el cuarto trimestre de 2005).

Pastizal

Se ha estimado una producción general de 200 unidades forrajeras (UF) por cada ha, así como un valor derivado de 0,15 €/FU (Merlo y Croitoru, 2005). De este modo se obtiene un

valor de 30 €/ha para las superficies dedicadas a pastizal.

Costes de gestión

Puesto que para la valoración no deben tomarse únicamente los valores positivos, si no hacer un balance entre las rentas positivas y los gastos en los que se incurre.

En este caso de estudio únicamente se han considerado los gastos medios necesarios para la gestión de una parcela forestal. Basándonos en publicaciones en la zona y conversaciones con los productores, se ha tomado un valor general y homogéneo para toda la Comunità Montana.

El valor considerado es de 50 €/ha y se ha aplicado únicamente a las zonas productivas de fustal. Con esto se realiza la asunción de que pastizal y áreas no productivas no incurren en gastos de gestión. En todo caso estos serían menores.

Valor agregado – uso directo

Las diferentes valoraciones permiten obtener un valor económico para cada parcela forestal productiva. Este valor, es capitalizado como ya se ha mencionado previamente mediante el procedimiento de rentas constantes y utilizando una tasa del 2 %.

En este caso, puesto que las tipologías de valores son muy similares no existe inconveniente en la adición simple de los valores individuales.

Resultados de la prueba de replicación - ZEPA

Puesto que uno de los objetivos de partida es la evaluación de la aplicabilidad sistemática de estas técnicas, se ha realizado a modo de validación la aplicación, además de en la Montaña Veneta en una zona de la Sierra de Madrid: Encinares de los ríos Alberche y Cofio.

En cuanto a la identificación de los valores y bienes a valorar, no hubo ninguna dificultad. Sin embargo, sí fue complejo obtener los precios de los servicios (diversas fuentes consultadas, en su mayoría en formato papel) y los valores de producción.

La valoración se planteó para los siguientes bienes:

- Producción de madera
- Almacenamiento de CO₂
- Producción de miel, resina, piñón y pastos
- Actividad cinegética

Los dos primeros (madera y CO₂), eran comunes al caso planteado en Comélico, y así mismo la parte relativa pastos del tercer punto.

El resto, eran novedosos y se identificaron así porque el modelo de explotación pre-alpino y el modelo mediterráneo son significativamente diferentes.

De hecho, esta diferencia puede ser una de las causas principales de que la producción de madera y por ende el almacenamiento de CO₂ no hayan podido ser valorados en este caso. Los bosques de los que se dispone en esta región de mayor información: los montes de utilidad pública, son por definición montes en los que la finalidad principal no es la producción maderera.

Sin embargo, afortunadamente sí se disponía de bastante información relativa a los otros puntos.

En el caso de la producción de miel, resina, piñón y pastos, y pese a las dificultades propias de que tener la información en un formato antiguo (libros de registro) la espacialización ha sido viable a unas entidades bastante más grandes en superficie que en Comélico: el monte, en su definición de unidad de gestión forestal.

En cuanto a la actividad cinegética, la unidad de gestión es el coto y la información estaba disponible con relativa facilidad, en especial los datos de capturas que se registran a nivel autonómico.

Caso 2: Servicios de uso indirecto

En este segundo caso se analizó como los servicios, y en particular los de uso indirecto, presentan diversas dificultades para su uso cartográfico para la planificación.

Por un lado se obtuvo una cuantificación cartográfica del servicio (la erosión causada por las lluvias ante los diferentes usos) y por otro fue necesaria realizar una valoración económica del mismo.

La erosión

Como paso previo a la valoración económica, es necesario disponer de la cartografía que representa el bien o en este caso servicio.

Las metodologías de cálculo de la erosión están muy avanzadas y permitieron, no sin cierta dificultad (8 meses de trabajo) disponer de una cartografía que cuantificase las pérdidas de suelo por erosión.

Por medio de la simulación con SWAT se obtuvieron datos de producción de sedimentos para cada una de los mapas de ocupación del suelo. Para cada mapa se realizó una simulación con el año de su captura, el año más seco

(1985) y el año más húmedo (1998) de la serie. Los valores de erosión neta se obtuvieron por píxel (10 x 10 m) en t/ha anuales.

Sin embargo, dicha cartografía no era suficiente por sí misma para la valoración económica. Para dicha valoración se estimó que la clave de la valoración de este servicio estribaba en la irreversibilidad del proceso erosivo (Tabla 1).

Por ello, estos mapas de erosión neta se transformaron en mapas de sostenibilidad tanto para las fechas del mapa de ocupación del suelo como para los escenarios climáticos seco y húmedo.

Tabla 1. Umbrales definidos para las diferentes zonas en función de su cobertura y tipo de suelo.

Umbral (t/ha año)	Cobertura (usos del suelo)	Suelo
< 1	Zonas forestales	Cualquiera
< 1	Zonas cultivadas	Grupo C
< 5	Zonas cultivadas	Grupo B
< 10	Zonas cultivadas	Grupo A

Los resultados muestran que gran parte de la superficie estudiada se encuentra bajo situación de insostenibilidad. Sin embargo, esta clasificación entra en conflicto con lo definido por el Plan Forestal de la Comunidad de Madrid que la valora como de bajo riesgo de erosión.

El origen de esta diferencia de valoración reside muy probablemente en la escala de trabajo

empleada y el grado de detalle de la cartografía, pero fundamentalmente en que los resultados se están comparando con las otras comarcas madrileñas, donde la erosión puede ser comparativamente mucho mayor.

Se utilizó como método de valoración económica el método de costes de reposición. Este método utiliza el coste de revertir una situación negativa (impacto) o restaurar una función ambiental como valor de esta función a la sociedad. De ahí que sea necesario que se cree una situación susceptible de reparación para que tenga sentido su valoración.

Como costes de reposición se utilizaron los costes de repoblación para la Comunidad de Madrid.

Los mapas obtenidos fueron tipo binario o máscara con coste unitario por hectárea igual al coste unitario de repoblación. Así, según el escenario había una mayor o menor superficie susceptible de repoblación, que por agregación daban lugar a valores totales de coste (Tabla 2).

Se realizaron dos valoraciones, una absoluta para cada año y escenario y otra progresiva, considerando que las actuaciones defensivas realizadas un año corregían las desviaciones de cara al año siguiente.

En este último caso, los valores que se muestran se deberían exclusivamente a los cambios de uso. De esta forma es posible analizar el coste que supone este cambio de uso.

Tabla 2. Costes totales de reforestación resultantes según la prioridad de protección considerando un plan de reforestaciones progresivo iniciado en 1984. Los valores se muestran en euros (2005).

1984	1991	1999	Protección
111.016.725,60	8.464.311,24	7.002.813,18	Máxima
48.810.226,74	27.459.025,44	23.207.827,50	Media
39.669.913,14	8.911.805,76	8.645.213,28	Mínima

Este último aspecto es realmente clave para la utilidad de cara a la planificación del territorio, puesto que permitiría estimar, en términos de coste, actuaciones que afectarían a las cubiertas del suelo (ocupación) (Tabla 2).

Caso 3: Servicios de uso directo sin precio de mercado

En este tercer caso de estudio se analizaron las posibilidades de valoración de un servicio de uso directo, muy representativo de la economía ambiental: los servicios recreativos.

Los servicios recreativos, en su amplia variedad (paisaje, pesca, baño, ciclismo, senderismo...) constituyen el grupo de servicios ambientales más frecuentemente estudiados por la economía ambiental.

Los servicios recreativos

Se utilizaron varias áreas recreativas para representar mejor el uso recreativo de la zona. En vez de considerar cada área como un destino único se consideró como un conjunto. De esta forma, el número de visitantes era mayor, se ganaba en representatividad y en variabilidad.

Se abordó este caso desde dos perspectivas metodológicas diferentes pero con un elemento común: la realización de encuestas.

Por un lado, se utilizó un método de **valoración económica** (eje central de esta tesis). Por el otro, y a efectos comparativos, pero también como opción alternativa y/o complementaria, se utilizó un **método de preferencias visuales**.

Para la estimación del valor recreativo se utilizó el método de coste de viaje. Este método dispone de una larga trayectoria de aplicación y existe muchísima literatura al respecto. Gracias a tanto desarrollo, ha sido muy interesante ver

cómo existe una tendencia creciente a vincular en particular este método de valoración con las TIG, dada la componente espacial (viaje) inevitable, pero también dadas las posibilidades que plantean los modelos de utilidad y los meta-modelos donde se consideran varias posibles alternativas.

Las TIG son muy útiles a la hora de diseñar el modelo coste-distancia, indispensable para la aplicación del método de coste de viaje. En nuestro caso de estudio se construyó una capa cartográfica en la que se reflejaba el tiempo de viaje en minutos, en base a una superficie de fricción que incluía un modelo digital de elevaciones (pendientes), las vías de transporte (mapas de carreteras, categorizadas según la calidad de la vía).

Una vez obtenidos estos mapas de “distancia al destino” se realizó una intersección con los puntos de origen (centroides de los códigos postales) y el resultado se llevó a una base de datos.

Cruzando estos datos y los del muestreo, donde se disponía de tiempo estimado por el visitante, se comprobó que la variación generalmente era como máximo de 10 min de diferencia, sin un patrón constante identificable que permitiese mejorar el modelo.

Considerando un consumo genérico (ponderado) de 6,23 litros/100 km y un coste promedio (también ponderado) del litro de combustible de 1,04 € que, arrojaban un gasto por cada 100 km de 6,48 €.

Usando una aproximación individual (cada registro representa un individuo entrevistado) el medio para estimar el excedente del consumidor y, por tanto, el valor recreativo, es una regresión a partir de la función de demanda.

Una vez obtenidos los coeficientes β mediante una regresión de Poisson (dada la distribución de la muestra) es posible estimar el excedente del

consumidor que es lo que representa el valor de acceso que no está recogido en ningún mercado (Tabla 3).

Según este modelo cada individuo obtiene su propio excedente (S_n) como consecuencia de visitar el lugar. Sin embargo, nos interesaba más para los objetivos del caso de estudio conocer el conjunto de estos valores individuales, y capitalizado.

Tabla 3. Resultados de la regresión Poisson, para la sub-muestra de 308 individuos. Como indica la última columna, todos los coeficientes son significativos a un nivel de confianza del 99%, excepto la variable del tiempo (TG) que lo es al 97%.

	β	p
Intercept	1,702657	0,00
W	0,174214	0,01
EDAD	0,002799	0,01
TG	-0,007022	0,03
TCP	-0,171942	0,00

Para calcular el valor agregado del sitio, se calculó el valor promedio individual del sitio y se multiplicó por el número de visitantes totales.

Por último, para obtener el VAN, agregando los valores totales estacionales, asumimos que no se producen cambios en el uso del sitio con el tiempo, ni en el valor estacional agregado y que la tasa de descuento (r) es constante. Se utilizó una tasa de descuento del 2% del mismo modo que en el Capítulo IV.

Los valores obtenidos, junto con los límites superior e inferior según un intervalo de confianza del 95%, pueden verse en la Tabla 4.

Una vez hemos obtenido una serie de valores, representativos de la zona de estudio, el siguiente paso hacia la cartografía requiere

necesariamente de una **metodología de distribución espacial**.

Tabla 4. Valores de acceso, siendo v el valor por visita, TS el valor agregado para la temporada y VAN el valor actualizado total.

	estimado	inf (.95)	sup (.95)
v	5,82	3,94	11,09
TS	480.108,10	325.021,63	914.845,15
VAN	24.005.404,8	16.251.081,6	45.742.257,6

Para establecer prioridades de gestión así como para disponer de información sobre qué tipología forestal es la más valiosa en la zona, se evalúa la percepción de los usuarios de las zonas de recreo ante tipos de montes y de gestión forestal: zonas muy tratadas, zonas muy salvajes, varias especies, distintas estructuras (tipos de ordenación forestal), etc.

Se realizó una investigación sobre cómo los usuarios de las áreas recreativas en la zona percibían, mediante sus consecuencias visuales, los efectos de la gestión forestal. La valoración de los usuarios siempre debía realizarse desde una perspectiva de recreo (ni conservacionista, ni productiva, etc.).

En análisis de **regresión múltiple realizado** dio como resultado un coeficiente de regresión ajustado (R^2_{adj}) de 0,502. Únicamente dos de los seis parámetros visuales utilizados en la regresión contribuyó significativamente ($p < 0,05$) a explicar el valor recreativo. La mayor parte de la varianza del valor recreativo se explicaba a través de la variable color (CL), con un $R^2_{adj} = 0,312$. La densidad (DN) fue incluida en el segundo paso (regresión step-wise), consiguiéndose con ambas el mencionado coeficiente ($R^2_{adj} = 0,502$). La inclusión del resto de variables visuales en el modelo de regresión no mejoraba la capacidad predictiva del modelo, en contra de lo que parecía indicar los resultados de la correlación previa. La causa

era la existencia de relaciones de interdependencia entre los atributos visuales.

Estos resultados muestran que las variaciones de color y densidad son las más determinantes sobre el valor recreativo.

Tabla 5. Resultados de la regresión múltiple. La variable dependiente son las preferencias visuales (IPV). B=coeficientes no estandarizados, e= error estándar.

	B	e	t	Sig
Inter.	1,041	0,364	0,000	
CL	0,601	0,117	0,000	0,579
DN	0,448	0,112	0,007	0,450

Una vez obtenidos el valor recreativo de la zona de estudio (Tabla 4) y la función de distribución (Tabla 5), es posible establecer una relación entre las cartografías de parámetros físicos (forestales) para construir un mapa de valor recreativo.

De todos los formatos de valor obtenidos (Tabla 4) parecen más adecuados para realizar una distribución espacial (cartografía) los valores agregados poblacionalmente, es decir, la renta estacional (TS) y el VAN. La aplicación en ambos casos sería idéntica.

Si se optara por utilizar alguno de los otros dos valores relativos (por visita o por visitante), a través del SIG esta variable (afluencia de visitantes o número de visitas) puede dejarse programada para su actualización. Sin embargo es importante tener en cuenta que esta actualización sería un tanto artificial ya que cuando cambia la población u otros parámetros del entorno (sitios alternativos) también puede cambiar la curva de demanda (y por tanto el valor recreativo).

La distribución se podría realizar a partir de los resultados arrojados por la ecuación de regresión (Tabla 5). Sin embargo, aunque la variable (DN) es relativamente fácil de obtener, la relación entre el color (CL) y los parámetros forestales de los que se dispone cartografía no es directa.

Discusión

Han sido muchos y diversos los trabajos que, durante los últimos 20-30 años han tratado de integrar los aspectos socioeconómicos del territorio con los aspectos ambientales o del paisaje.

La presente tesis ha reenfocado este esfuerzo hacia un uso cartográfico, para lo que se han presentado tres casos de estudio.

Tras presentar los resultados, se discute cómo estos dan respuesta a las hipótesis y objetivos de esta tesis, como base a las conclusiones que se describirán en el siguiente capítulo.

Caso 1: Bienes/servicios de uso directo con precio de mercado

Este caso se plantea como el más simple de los tres presentados. A nivel teórico así es, pero su puesta en práctica no está exenta de dificultades.

Factibilidad de la obtención de los valores económicos

En el caso de los bienes de uso directo con precio de mercado la valoración económica es muy sencilla. Basta obtener un precio de mercado y ser capaz de disponer de las cantidades presentes del bien o servicio.

Existen diversos referentes a este respecto entre los que caben destacar los esfuerzos realizados por Campos (1994a; 1994b; 2005), Caparrós (2001a; 2001b) y Merlo (2005) en relación a la valoración del Valor Económico Total de los ecosistemas forestales.

En particular Merlo y Croitoru (2005) indican a menudo en su estudio la dificultad que plantea una aplicación sistemática de la metodología en

todos los países del arco mediterráneo por la disparidad en la disponibilidad de datos y cómo ésta condiciona sobremanera la elección del método de valoración.

Una dificultad significativa en cuanto a la valoración a través de precios, es eliminar las distorsiones que éstos pudieran tener, por ejemplo en base a subvenciones o a distorsiones de mercado, lo que también ha sido identificado por Merlo y Croitoru (2005).

Algunos problemas encontrados están más relacionados con la espacialización que con la propia valoración en sí misma, y se tratarán en el siguiente apartado.

Capacidad de espacialización de datos

Con espacialización de los datos nos referimos a la capacidad de transformación de los valores económicos a sistemas cartográficos.

En este caso existe una gran dependencia entre la disponibilidad y calidad de los datos disponibles y la factibilidad de la valoración.

Hemos visto a través de este primer caso como cuando la cartografía biofísica, como en el caso del Comélico, está diseñada para reflejar las productividades, la transformación de éstas a los valores económicos es, para estos bienes y servicios, relativamente sencilla.

Únicamente es necesario adoptar ciertas asunciones en relación a lo estático de los precios, tanto en la dimensión temporal como en la espacial.

Por ejemplo, dado que el coste de transporte es elevado, los montes con peores accesos tendrán en nuestro modelo valoraciones similares a otros más accesibles, pero en la práctica su rentabilidad será menor.

En la prueba de replicación en la Comunidad de Madrid, hemos podido ver la complejidad que ofrece estimar valores que, teniendo precio de mercado, no representan un aprovechamiento económico muy significativo. Así, hemos comprobado la dificultad existente para estimar superficies que incluyeran la productividad maderera.

Esto demuestra que esta valoración económica, si quisiera realizarse, por ejemplo, para todo el arco mediterráneo, se tornaría casi imposible de reflejar cartográficamente. Todo ello a pesar de que existen trabajos muy significativos (Merlo y Croitoru, 2005) que consiguen realizar dicha valoración de forma agregada.

La disponibilidad y calidad de los datos no es un tema menor, como indica Brainard al respecto del cálculo de la fijación de carbono. Brainard establece que cualquier intento de valoración de la fijación de carbono en los montes para una región específica es “extremadamente dependiente de la calidad de los registros forestales” (Brainard et al., 2006), afirmación con la que estamos plenamente de acuerdo.

Sin embargo, no se han identificado estudios significativos centrados en la especialización de valores. Quizá el más reseñable a este respecto sean la tesis doctoral de Esteban Castellano (1998) y los trabajos de Bateman (Bateman y Lovett, 2000; Bateman et al., 1999), si bien los estudios de este último se refieren más a lo estudiado en el último caso de estudio.

En ninguno de los estudios consultados sin embargo, el enfoque era el de la planificación del territorio, como en el caso que nos ocupa.

Las principales dificultades que se presentan actualmente son:

- La relación entre la cartografía biofísica disponible y el indicador del bien o servicio frecuentemente no es directa,

por lo que se requiere un mayor trabajo de base a tal efecto.

- No existe un acceso fácil a los precios, ni mucha información sobre cómo estos varían temporal y/o espacialmente.
- Tanto la cartografía como los precios suelen estar en manos de entidades gubernamentales y en ocasiones, su acceso no es público. Si bien se están haciendo esfuerzos para favorecer el acceso a estos datos cuando tienen un componente ambiental.

Las principales potencialidades a futuro:

- Cada vez hay más cartografías con más información disponibles, gracias a la potencialidad que ofrecen las TIG y las potentes bases de datos, por lo que esta valoración será previsiblemente más fácil en el futuro
- Las TIG permitirán simular escenarios, lo que facilitará modelar tanto los efectos inmediatos de las actuaciones de planificación como los efectos futuros más a largo plazo.

Sesgos y distorsiones

Uno de los elementos más significativos que se deducen de los casos de estudio es analizar los posibles sesgos y distorsiones que pueden afectar al resultado de la valoración.

Para este primer caso de estudio se muestran varios:

Utilizar **un mismo precio para toda el área** no genera mucho sesgo en este caso dado que la zona evaluada es muy homogénea. Si se hubieran de valorar zonas más diversas, sería necesaria una zonificación previa.

Cuando se transportan las rentas maderas al **futuro** para transformar el crecimiento en

capital, al considerar un **precio fijo** estamos asumiendo, sin pretenderlo, que la escasez y por tanto el valor de la madera ahora y en el futuro son constantes. Esto es algo que, hablando de recursos naturales suele no ser cierto, por lo que es algo no desdeñable y en lo que se recomienda ahondar en el futuro.

Aunque existe abundante literatura dedicada al uso de las tasas de descuento en proyectos ambientales y a largo plazo (Almansa Sáez y Calatrava Requena, 2007; Costanza y Daly, 1992; Cruz Rambaud y Muñoz Torrecillas, 2007; Howarth, 2003; Lind, 1997; Newell y Pizer, 2003), no se ha considerado determinante ahondar en elegir una ya que, al igual que el precio de la madera, este valor puede ser fácilmente actualizable al ser un dividendo. Por ello se ha optado por elegir como tasa el 2%, un valor considerado razonable dadas las tasas de interés bancario en el momento de realizar este estudio (2005).

El uso de una tasa de descuento variable sería más necesario cuando nos planteemos abordar opciones de planificación con cambios irreversibles o comparar rentabilidades muy inmediatas con rentas inter-generacionales como las que ofrecen los bosques.

Indudablemente el uso de un **valor constante para los costes de gestión** es simplista, pero conservador. De esta forma no se considera el efecto de las economías de escala, que podría ser bastante significativo (reduciendo estos costes). Si se conociese qué parcelas pertenecen a una misma explotación, mediante el SIG podría aplicarse un factor correctivo que adaptase los costes a los tamaños y tipologías de explotación. Sin embargo esta información no es de fácil acceso.

Aplicabilidad

Diferencias en la aplicación en dos regiones con características similares pero muy alejadas: Sierra de Madrid y Montaña Veneta.

La principal dificultad se ha planteado en las estructuras de la toma de datos. La disponibilidad de información cartográfica, así como su información analógica asociada (productividades, detalles administrativos, etc.) es muy diferente, lo que dificulta la replicación.

Esta divergencias desencadenan que, para cada caso de estudio haya que desarrollar una tarea de investigación y recopilación de información específicas, lo que no se corresponde con un modelo de planificación territorial al uso. Sería recomendable realizar aproximaciones de base geopolítica común, donde las similitudes deberían ser más frecuentes.

Sin embargo, con la suficiente información disponible, esta valoración es aplicable a la planificación del territorio de forma relativamente directa si se compara con los siguientes casos de estudio.

No se han encontrado precedentes de estudios comparativos similares al aquí planteado en cuanto a valores de uso directo.

Mercados reales vs. mercados virtuales

En este caso de estudio no se han encontrado diferencias significativas entre valores basados en mercados reales y los basados en mercados virtuales. El único mercado virtual que se ha utilizado es el de los derechos de carbono (emisiones de CO₂) y dicho mercado puede considerarse real.

Si bien es cierto que en el caso particular de los sumideros de CO₂ el equilibrio entre oferta y demanda (y por tanto el precio) es muy inestable por cómo influyen en él las decisiones

políticas. Las fluctuaciones que sufre son en ocasiones, muy drásticas, llegando en algunos casos a pérdidas casi totales de valor.

Sin embargo, es habitual referir a análisis y proyecciones de tendencia de precios para este tipo de valores (Caparrós et al., 2007).

Caso 2 – Servicios de uso indirecto

A partir de los resultados obtenidos para la valoración de un servicio de uso indirecto, en este segundo caso de estudio, podemos obtener las siguientes conclusiones principales.

Factibilidad de estimación

Las metodologías para la cuantificación de este servicio están muy desarrolladas y alcanzan un alto grado de precisión.

La información necesaria para desarrollar los modelos de erosión no es inmediata pero sí se encuentra disponible con relativa facilidad: modelo de elevaciones, hidrografía, coberturas, edafología, variables climáticas. Estas dos últimas han sido las más complejas de obtener con calidad suficiente para adaptarse a las necesidades del modelo.

Si bien, la definición de irreversibilidad no es tan conocida y requiere el planteamiento de escenarios en cada caso, lo que puede afectar muy negativamente a la capacidad de replicación del estudio. Es decir, lo que en una región puede considerarse sostenible en otra, con unas características edafoclimáticas diferentes e incluso de tipología del uso del suelo, puede ser crítico.

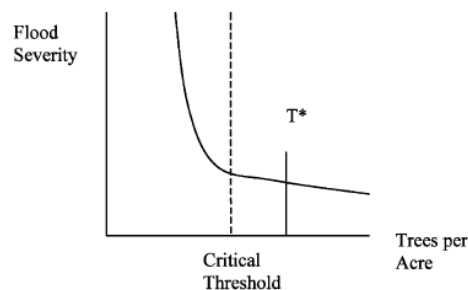
En cuanto a la valoración económica, sobre el método empleado se discutirá más adelante, pero en cuanto a la factibilidad de estimación cabe reseñar que no se haya podido establecer

una relación cualitativa simple entre erosión y pérdida económica.

Sostenibilidad, escasez de recursos y valor económico

Como hemos mencionado, no se consideró adecuado establecer una relación directa proporcional entre la pérdida de suelo y el coste o valor.

a)



b)

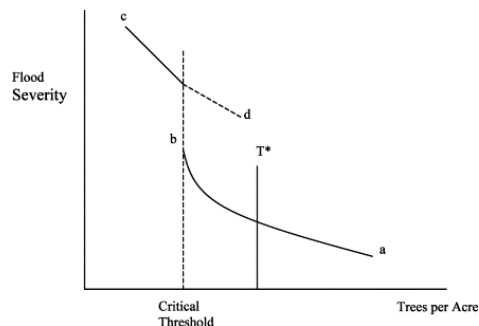


Figura 1. La figura muestra gráficamente la relevancia y significado de los umbrales críticos en la sostenibilidad. a) Inflexión e incremento crítico de un daño (o descenso en la provisión de una función ambiental); b) Umbral de irreversibilidad. (Farber et al., 2002)

Por el contrario, se optó por la definición de que la erosión sólo generaba coste cuando era necesario tomar medidas defensivas, es decir,

cuando alcanzaba un umbral crítico de irreversibilidad (Figura 1).

La dificultad que plantea el establecimiento de unos umbrales de sostenibilidad o críticos coherentes con el territorio es extremadamente compleja.

Los umbrales que en la literatura tradicional son diseñados exclusivamente para su aplicación a terrenos agrícolas chocan con una realidad territorial mucho más heterogénea.

La deforestación debida, por ejemplo, a un incendio genera una erosión que según los anteriores umbrales (agrícolas) sería difícilmente evaluable. Sin embargo, a través los umbrales definidos en este caso de estudio ésta sí sería evaluable y permitiría resaltar las altas tasas de erosión que se generarían. Por esto el mayor esfuerzo de este proyecto se ha centrado en realizar una propuesta de umbrales de sostenibilidad para su aplicación a zonas heterogéneas en cuanto a usos y ocupación del suelo.

Sí se considera que, como metodología, el establecimiento de umbrales para la valoración de este tipo de servicios es lo más adecuado y factible, a pesar de las asunciones que ello implica.

Capacidad de especialización de datos

Se ha logrado establecer y probar una metodología que permite avanzar en la cuantificación del valor económico ambiental de la sostenibilidad respecto al proceso erosivo.

La espacialización no ha sido un problema en este caso, en tanto en cuanto la posibilidad de geolocalizar el servicio ha sido facilitada por las herramientas de modelización (en nuestro caso SWAT como una extensión del SIG). Sin embargo, podría no ser tan sencillo en otros

casos, como demuestran los trabajos realizados por Ens (2012).

Los valores económicos utilizados son tan genéricos o hipotéticos que utilizar un mismo valor para todo el área no plantea excesivas reticencias.

Dado lo grosero en sí mismo del método de valoración de costes de reposición, en el sentido de que el coste utilizado es constante, la cartografía es al final una mapa tipo “máscara”.

A pesar de esta relativa “simplicidad” de la cartografía de salida, menos vistosa, no es menos útil, permitiendo que estos valores obtenidos puedan ser agregados por ejemplo, a los obtenidos en el primer caso de estudio, para conformar cartografías de valores agregados más complejas.

Validez del método de valoración económica

Otro aspecto fundamental ha sido la estimación económica de los costes de revertir esos procesos. Mediante esta adaptación se ha logrado establecer una metodología para avanzar en la valoración económica de la erosión aplicable a la elaboración de cartografías de valoración económica de bienes y servicios ambientales.

El método de valoración económica utilizado (costes de reposición) se considera apropiado cuando se trata de valorar procesos en los que es difícil identificar a los agentes implicados (causante y perjudicado) donde los poderes públicos toman por tanto un mayor protagonismo. Un ejemplo interesante de dicha aplicación es el trabajo de La Notte et al. (2012).

Sin embargo, las valoraciones mediante esta técnica tienen un carácter estático y conllevan sobreestimación por comparación a otras

valoraciones (e.g. valoraciones de daños). Su principal valor se encuentra en la utilidad para la planificación territorial en las actuaciones públicas (como e.g. planes forestales).

Existen estudios precedentes que aplican otros métodos de valoración, fundamentalmente métodos de preferencias declaradas (valoración contingente y similares), a este caso concreto de la valoración de la erosión (Colombo et al., 2006; Miranda et al., 2003; Riera y Mogas, 2002). Sin embargo, esos métodos de valoración son los que tienen una mayor dificultad a la hora de establecer la espacialización de los datos, por lo que en este caso particular se intentó explorar otras opciones más vinculadas al territorio.

En todo caso, el método de costes de reposición podría haberse sustituido, únicamente para definir el valor de la erosión/coste (pero en ningún caso el valor de umbral o su localización relativa), por la realización de encuestas para la valoración por preferencias declaradas.

Creemos que el aplicar diversos grupos de metodologías en los diversos casos prácticos, sin embargo, aporta un valor añadido y mejores resultados para esta tesis.

Sesgos y distorsiones

En cuanto a los posibles sesgos y distorsiones que afecten a la comparación de los resultados de este caso con otros valores, cabe reseñar los siguientes aspectos.

Es crítica la **definición de umbrales**. Según se realice esta definición de qué es o no irreversible, los resultados varían enormemente. Si se desean comparar dos áreas de estudio diferentes, los umbrales no tienen por qué ser necesariamente iguales, y deberán adaptarse en cada caso, lo que puede distorsionar la valoración. No se han encontrado casos comparativos a este respecto, si bien los valores de erosión y las

recomendaciones varían en función de las regiones y de las características del suelo (de la Rosa et al., 2000).

También existe un sesgo al escoger **los costes de reposición** aunque sea un método ya anteriormente aplicado a esta temática (Merlo y Croitoru, 2005). En nuestro caso se ha elegido la reforestación, pero esta puede no ser viable en algunos casos. De hecho era inviable en algunas zonas de la cuenca y hubo que adaptar la metodología en consecuencia.

Además, una vez implementadas las reforestaciones (base del método aplicado) no sólo se conseguiría una protección contra la erosión, sino otros muchos bienes y servicios (externalidades positivas). Por ello, a la hora de valorar el coste que se vincula con la erosión, quizá se deberían descontar estos potenciales beneficios futuros.

También habría que tener en cuenta el tiempo necesario, en términos de coste de oportunidad, para reponer el servicio.

Como ventaja, la aplicación del método es simple, rápida y permite actualizaciones frecuentes y adaptabilidad al desarrollo de planes de actuación y eventos esporádicos (por ejemplo un incendio).

Por esto, y pese a las dificultades que plantea, sí se considera que el método es válido y las medidas son fiables, pero con las precauciones debidas.

Caso 3 – Servicios de uso directo sin precio de mercado

Factibilidad de la obtención de los valores económicos

Uno de los problemas principales para la obtención de los valores económicos en este

caso de estudio residía en la calidad del mapa de carreteras de la región de estudio (Comunidad de Madrid). Pese a que los SIG cada vez más permiten establecer relaciones de flujo en sistemas conectados (como son las vías y carreteras), la cartografía existente no está adaptada aún a tal efecto y no permite un cálculo inmediato. Esto nos llevó a la necesidad de utilizar una superficie de fricción, que es un sistema más anticuado para el cálculo de tiempos y distancias, pero no por ello menos efectivo (aunque sí mucho más lento de obtener y laborioso). Los resultados obtenidos fueron similares a los de Bateman et al (2002) y Brainard et al (1999).

Otro problema de tipo cartográfico se presentó a la hora de localizar el punto de origen (en el viaje) del encuestado. Puesto que la dirección exacta presentaba un problema de intromisión en datos personales tampoco solucionaba esta ubicación puesto que no se dispone de cartografías generales, como sí existe en Estados Unidos, que permitan ubicar fielmente las direcciones con SIG.

En sustitución se optó por utilizar el sistema también muy conocido de códigos postales. Sin embargo, la disponibilidad de estas cartografías representando dicha sectorización (códigos postales) y la gran variabilidad que presentan en forma y tamaño, supuso un gran reto cartográfico.

Adicionalmente, los métodos de realización de encuestas obligan a invertir mucho tiempo y recursos para la obtención de datos significativos. Esto se ha tratado de paliar en diversos estudios mediante la transferencia de resultados (Bateman et al., 1995; Hoehn, 2006; Loomis y Rosenberger, 2006; Lovett et al., 1997; Moons et al., 2007; Navrud, 2004), pero aún falta mucho por desarrollar al respecto.

Capacidad de espacialización de datos

Es importante puntualizar que, si bien la aplicación de la función de distribución para generar la cartografía planteada en este caso, puede asemejarse al método de transferencia de resultados (benefit transfer), no lo es en realidad.

Para que fuese una transferencia de resultados deberíamos entender que los sitios a los que “transferimos” el valor tienen su propio valor recreativo. Sin embargo las zonas a las que distribuimos el valor no son nuevas zonas de generación, sino que consideramos que contribuyen de algún modo, al valor actual en los puntos seleccionados.

No aplicamos dos métodos de valoración económica de recursos ambientales sino una combinación de uno de ellos con una técnica habitualmente utilizada en planificación: la distribución ponderada.

Requiere estudios específicos el papel de estímulos ajenos a la vegetación en el uso recreativo, como la señalización, las dotaciones (papeleras, mesas, infraestructuras, etc., servicios (hosteleros); y el de la función, aparentemente crítica, del agua. Asimismo, estudios dedicados a evaluar las variaciones de la demanda en presencia de congestión es también muy interesante desde el punto de vista de la planificación: necesidad de creación de nuevos espacios, ampliación, etc. (Kerry Smith, 1981; McConnell, 1980; Stevens y Allen, 1980; Timmins y Murdock, 2007; Wetzel, 1981).

Con respecto a la congestión es importante mencionar que, durante conversaciones mantenidas tras el desarrollo de la encuesta con los entrevistados, indicaban que la presencia de mucha gente se consideraba, en gran parte de los casos de forma más positiva que negativa, contrario a lo detectado por otros estudios como el reciente trabajo de Tratalos et al (2013).

Alternativas para la espacialización

Puesto que la valoración de coste de viaje valoraba las “áreas recreativas” sin una distribución espacial del entorno, se optó por analizar las posibilidades que un método complementario como el de las preferencias visuales podría permitir como alternativa para la espacialización (Peron et al., 1998; Ribeiro y Barao, 2006; Tahvanainen et al., 2001; Wrbka et al., 2004).

Los resultados de la correlación indicaban que todos los parámetros visuales analizados estaban relacionados, de forma significativa, con el valor que los usuarios otorgaban a cada una de las fotografías, con la excepción de la variable irregularidad. Esto es un claro indicador de la importancia de los efectos visuales de las prácticas de gestión forestal en la valoración que los usuarios del bosque hacen de éste (Fry, 1996; Tyrvaenen et al., 2001).

Sin embargo, de los cinco parámetros que resultaron relevantes, sólo dos (CL y DN) eran suficientes para explicar la variabilidad de los valores recreativos, según indicó la regresión múltiple.

La distribución se podría realizar a partir de los resultados arrojados por la ecuación de regresión. Sin embargo, aunque la variable (DN) es relativamente fácil de obtener, la relación entre el color (CL) y los parámetros forestales de los que se dispone cartografía no es directa.

Tras un análisis de las posibles combinaciones de el resto de variables disponibles y no utilizadas en la regresión: ST, SP y CX. Se encontró que la que más diferencias marcaba frente al color era la especie, pero sin permitir una identificación neta.

Analizando las fotografías utilizadas para la realización de encuestas tampoco se encontró una relación directa con otra variable que fuese cuantificable.

Sin embargo, esperamos que el trabajo aquí iniciado sea un comienzo hacia una nueva forma de abordar este tipo de estudios que parece coincidir con las nuevas tendencias en los ámbitos de estudio relacionados (Burkhard et al., 2012).

Sesgos y distorsiones

Los posibles sesgos y distorsiones que afectan a la obtención de datos mediante encuestas están muy estudiados y se encuentran disponibles en la literatura, por lo que no se relatarán aquí.

Se ha mencionado que se tomaron todas las medidas necesarias para evitar el sesgo del entrevistador y otros sesgos y respuestas protestas vinculadas al objetivo o finalidad de estudio.

Una de las principales distorsiones que subyace en este caso de estudio es la vinculación entre el área forestal y el área recreativa. Todas las áreas recreativas consideradas estaban vinculadas a una masa de agua más o menos apta para el baño, lo que dejaba en entredicho si el valor obtenido para estos puntos de recreo podía en algún modo ser extrapolado al área de estudio como conjunto (ZEPA 56) o dependía exclusivamente de la presencia del agua.

En el estudio no se planteó dicha pregunta, pero ninguna de las fotografías mostradas incluía agua, por la percepción especial y muy positiva que éste elemento suele generar en los métodos de estimación de preferencias visuales (Burmil et al., 1999; Jones et al., 2000; Luttik, 2000; Nasar y Li, 2004).

Otros sesgos que pueden aparecer en el modelo de coste de viaje son el tratamiento del tiempo de viaje y del tiempo de estancia en el área objetivo (Earnhart, 2003; Mokhtarian, 2005; Wilman, 1980).

En nuestro caso se utilizó únicamente la posibilidad de incluir el tiempo de viaje. Finalmente se observó que dicho tiempo tenía un mejor comportamiento en la ecuación si, en vez de considerarse parte del coste era considerada otra variable adicional. Además esto garantiza una estimación del excedente del consumidor (y por tanto del valor del recreo) más conservadora.

En cuanto al método alternativo de espacialización a partir de las preferencias visuales, por ser un planteamiento novedoso, sería necesario ahondar más para poder definir la fiabilidad y fortaleza del método.

Un estudio detallado de este método junto con las técnicas de los modelos de utilidad (Random Utility Models, RUM) y los desarrollos en los métodos de transferencia de resultados, podría aportar mucha luz acerca de la adecuada espacialización de los valores económicos de bienes y servicios ambientales.

Alternativas para la valoración

Con respecto a la elección como método de valoración del coste de viaje en lugar de la valoración contingente presenta en este caso una sensible desventaja. El método de valoración contingente hubiese permitido realizar el estudio para la distribución espacial de forma inmediata. Esto es, se hubiese preguntado al usuario (hacerlo a cualquier ciudadano sería más lícito en este caso), sobre su disposición a pagar por un determinado tipo de bosque frente a otro, consiguiendo de forma cuantitativa lo que nuestro sistema de preferencias visuales trata de conseguir de forma categórica (Prada Blanco et al., 2005).

Sin embargo, se ha considerado más valioso una aproximación simplista pero cercana a la realidad (los usuarios ya están obteniendo un

valor por las visitas) que no aportar un dato económico “hipotético” y donde no existiría una referencia de magnitud. Por ejemplo una pregunta a utilizar podría ser ¿cuánto pagaría por transformar un pinar regular con retama en irregular con dotaciones recreativas? O, en un formato dicotómico, más aceptado ¿estaría dispuesto a pagar x € por disfrutar del paraje que se muestra en la foto? En el primer caso la respuesta no tiene sentido cuando el usuario desconoce el coste de esa transformación, la superficie en la que sería necesario, etc. Es demasiado complejo para la comprensión en una encuesta.

En el segundo caso (pregunta dicotómica) el sesgo del vehículo de pago planteaba serios riesgos. Durante la realización de las encuestas se sondeó la posibilidad de que se cobrara una entrada y el rechazo general fue manifiesto. Fue algo más aceptada la posibilidad del cobro por el uso de parking. En cualquier caso, para que la información obtenida por esta vía fuese de utilidad para la planificación, aún sería necesario saber cuánta superficie se consideraría necesaria para que “el pago” se hiciese efectivo. Sin olvidar que ese pago es únicamente potencial: el beneficio no se está generado, se podría generar según los resultados obtenidos.

Se ha optado por tanto por una aplicación más conservadora. Sin embargo, utilizar como resultado final la distribución está lejos también de ser una representación real de los beneficios recreativos generados por el bosque. La base de la distribución son las preferencias y no tanto la contribución efectiva de cada zona al recreo. Estas cuestiones plantean futuros campos de investigación de mucho interés y donde se empiezan a dirigir ya algunos estudios.

Efectos de las actuaciones en los servicios ambientales

Uno de los aspectos más importantes de una cartografía de valoración económica de bienes y servicios ambientales que sea útil para la planificación del territorio es que sepa interpretar los efectos entre las medidas de planificación realizadas y los resultados/efectos sobre el capital natural.

El estudio de coste de viaje mostró que el área estudiada tenía una demanda y un valor recreativos significativos. A su vez, los resultados sobre las preferencias visuales en su relación con las prácticas forestales, permitirían a los gestores forestales considerar los parámetros visuales estudiados cuando decidan sobre la gestión forestal a desarrollar. La gestión forestal es una parte de la ordenación y planificación territorial.

Esta recomendación de prácticas beneficiosas para el uso recreativo tiene especial énfasis en las zonas donde el uso recreativo es más intensivo (zonas con equipamientos, masas de agua) y en los bordes junto a caminos donde se realizan actividades complementarias (bicicleta de montaña, paseos,...) (Ode y Fry, 2006).

Dichas directrices son menos relevantes cuando deben aplicarse en zonas inaccesibles o no visibles por los usuarios.



Figura 2. Zona dañada por la introducción de maquinaria donde el suelo ha quedado privado de su cubierta vegetal.

En conjunto el caso de estudio permitió establecer algunas relaciones entre las actuaciones de planificación (en este caso gestión forestal) y los servicios ambientales (en este caso recreativos), pero sin la suficiente claridad como para vincularlos a la cartografía biofísica.

Los resultados del estudio permitirían establecer guías para la optimización del valor recreativo en función de los tratamientos forestales (claras, clareos, elección de especies) y las preferencias de los usuarios del servicio recreativo.

Referencias

- Almansa Sáez, C., y Calatrava Requena, J. (2007). La problemática del Descuento en la Evaluación Económica de proyectos con impacto intergeneracional: Tasa Ambiental Crítica y Montante de Transferencia Intergeneracional. *Estudios de Economía Aplicada*, 25(1), 165-198.
- Bateman, I. J., Jones, A. P., Lovett, A. A., Lake, I. R., y Day, B. H. (2002). Applying Geographical Information Systems (GIS) to Environmental and Resource Economics. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 219-269.
- Bateman, I. J., y Lovett, A. A. (2000). Modelling and valuing carbon sequestration in softwood and hardwood trees, timber products and forest soils (No. CSERGE Working Paper GEC 2000-13): CSERGE.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (1995). Developing a methodology for benefit transfers using Geographical Information Systems: Modelling demand for woodland recreation: CSERGE.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (1999). Developing a Methodology for Benefit Transfers Using Geographical Information Systems: Modelling Demand for Woodland Recreation. *Regional Studies*, 33(3), 191-205.
- Brainard, J., Lovett, A., y Bateman, I. J. (1999). Integrating geographical information systems into travel cost analysis and benefit transfer. *International Journal of Geographical Information Science*, 13(3), 227-246.
- Brainard, J., Lovett, A., y Bateman, I. J. (2006). Sensitivity analysis in calculating the social value of carbon sequestered in British grown Sitka spruce. *Journal of Forest Economics*, 12(3), 201-228.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., y MÅ¼ller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21(0), 17-29.
- Burmil, S., Daniel, T. C., y Hetherington, J. D. (1999). Human values and perceptions of water in arid landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 44(2-3), 99-109.
- Campos, P. (1994a). Economía de los espacios naturales. El valor económico total de las dehesas ibéricas. *Agricultura y Sociedad*, 73, 103-120.
- Campos, P. (1994b). El valor económico total de los sistemas agroforestales. *Agricultura y Sociedad*, 71, 243-256.
- Campos, P. (2005). El valor económico total de los ecosistemas mediterráneos. Paper presented at the 30 anos de Conservação da Natureza em Portugal. *Gestao e Financiamento da Conservação da Natureza*, Lisboa.
- Caparrós, A., Campos, P., y Montero, G. (2001a). Aplicación de un sistema de cuentas forestales en la Sierra de Guadarrama, IV Encuentro de Economía Aplicada. Reus.
- Caparrós, A., Campos, P., y Montero, G. (2001b). Applied multiple use forest accounting in the Guadarrama Pinewoods (Spain). *Invest. Agr.: Sist. Recur. For., Fuera de Serie*(1).
- Caparrós, A., Cerdá, E., Ovando, P., y Campos, P. (2007). Carbon Sequestration with Reforestations and Biodiversity-Scenic Values (pp. 43): *Fondazione Eni Enrico Mattei*.
- Castellano, E. (1998). VALORACION ECONOMICA INTEGRAL DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES: MODELO GEOGRAFICO REGIONAL. APLICACION A LA COMUNIDAD DE MADRID., Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Colombo, S., Calatrava-Requena, J., y Hanley, N. (2006). Analysing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. *Ecological Economics*, 58(4), 850-861.
- Costanza, R., y Daly, H. E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development *Conservation Biology*, 6(1), 37-46.
- Cruz Rambaud, S., y Muñoz Torrecillas, M. J. (2007). Obtención de la tasa social de

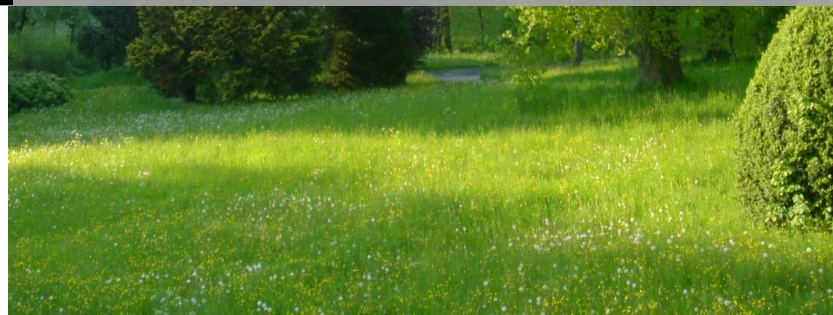
- descuento a partir de la tasa de fallo de una distribución estadística: aplicación empírica. *Estudios de Economía Aplicada*, 25(1).
- de la Rosa, D., Moreno, J. A., Mayol, F., y Bonson, T. (2000). Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 81(3), 179.
- Earnhart, D. (2003). Do travel cost models value transportation properly? *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 8(6), 397-414.
- Ens, E. J. (2012). Monitoring outcomes of environmental service provision in low socio-economic indigenous Australia using innovative CyberTracker Technology. *Conservation and Society*, 10(1), 42.
- Farber, S. C., Costanza, R., y Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), 375-392.
- Fry, G. (1996). A landscape perspective of biodiversity; indices, models and planning. *The spatial dynamics of biodiversity. Towards and understanding of spatial patterns & processes in the landscape.* University of Stirling: IALE.
- Hoehn, J. P. (2006). Methods to address selection effects in the meta regression and transfer of ecosystem values. *Ecological Economics*, 60(2), 389-398.
- Howarth, R. B. (2003). Discounting and Uncertainty in Climate Change Policy Analysis. *Land Economics*, 79(3), 369-381.
- Jones, K. B., Heggem, D. T., Wade, T. G., Neale, A. C., Ebert, D. W., Nash, M. S., Mehaffey, M. H., Hermann, K. A., Selle, A. R., Augustine, S., Goodman, I. A., Pedersen, J., Bolgrien, D., Viger, J. M., Chiang, D., Lin, C. J., Zhong, Y., Baker, J., y Van Remortel, R. D. (2000). Assessing landscape condition relative to water resources in the western united states: a strategic approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64, 227-245.
- Kerry Smith, V. (1981). Congestion, travel cost recreational demand models, and benefit evaluation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 8(1), 92-96.
- La Notte, A., Maes, J., Grizzetti, B., Bouraoui, F., y Zulian, G. (2012). Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean bio-geographical region. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2), 26-34.
- Lind, R. C. (1997). Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency in Water Policy Evaluation. *Climatic Change*, 37(1), 41-62.
- Loomis, J. B., y Rosenberger, R. S. (2006). Reducing barriers in future benefit transfers: Needed improvements in primary study design and reporting. *Ecological Economics*, 60(2), 343-350.
- Lovett, A. A., Brainard, J. S., y Bateman, I. J. (1997). Improving Benefit Transfer Demand Functions: A GIS Approach. *Journal of Environmental Management*, 51(4), 373-389.
- Luttik, J. (2000). The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning*, 48(3), 161-167.
- McConnell, K. E. (1980). Valuing congested recreation sites. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(4), 389-394.
- Merlo, M., y Croitoru, L. (Eds.). (2005). *Valuing Mediterranean Forests. Towards Total Economic Value.* Padova: Cabi Publishing.
- Miranda, M., Porras, I. T., y Moreno, M. L. (2003). *The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica. A quantitative field survey and analysis of the Virilla watershed.* London: International Institute for Environment and Development.
- Mokhtarian, P. L. (2005). Travel as a desired end, not just a means. *Transportation*

- Research Part A: Policy and Practice, 39(2-3), 93-96.
- Moons, E., Saveyn, B., Proost, S., y Hermy, M. (2007). Optimal location of new forests in a suburban region. *Journal of Forest Economics*, 14(1), 5-27
- Nasar, J. L., y Li, M. (2004). Landscape mirror: the attractiveness of reflecting water. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 233-238.
- Navrud, S. (2004). Value transfer and environmental policy
- The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. A survey of Current Issues: Edward Elgar Publishing.
- Newell, R. G., y Pizer, W. A. (2003). Regulating stock externalities under uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*(45), 416-432.
- Ode, Å., y Fry, G. (2006). A model for quantifying and predicting urban pressure on woodland. *Landscape and Urban Planning*, 77(1-2), 17-27.
- Peron, E., Purcell, A. T., Staats, H., Falchero, S., y Lamb, R. J. (1998). Models of preference for outdoor scenes - Some experimental evidence. *Environment and Behavior*, 30(3), 282-305.
- Prada Blanco, A., Vázquez Rodríguez, M. X., y Soliño Millán, M. (2005). Beneficios y costes sociales en la conservación de la Red Natura 2000: CIEF (Centro de Investigación Económica y Financiera), Fundación Caixa Galicia.
- Ribeiro, L., y Barao, T. (2006). Greenways for recreation and maintenance of landscape quality: five case studies in Portugal. *Landscape and Urban Planning*, 76(1-4), 79-97.
- Riera, P., y Mogas, J. (2002). The economy of soil degradation, European Seminar on Soil Protection for Sustainable Development. Soria, Spain.
- Stevens, T. H., y Allen, P. G. (1980). Estimating the benefits of recreation under conditions of congestion. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(4), 395-400.
- Tahvanainen, L., Tyrvainen, L., Ihalainen, M., Vuorela, N., y Kolehmainen, O. (2001). Forest management and public perceptions – visual versus verbal information. *Landscape and Urban Planning*, 53(1-4), 53-70.
- Timmins, C., y Murdock, J. (2007). A revealed preference approach to the measurement of congestion in travel cost models. *Journal of Environmental Economics and Management*, 53(2), 230-249.
- Tratalos, J., Sugden, R., Bateman, I., Gill, J., Jones, A., Showler, D., Sutherland, W., y Watkinson, A. (2013). The Conflict Between Conservation and Recreation When Visitors Dislike Crowding: A Theoretical and Empirical Analysis of the Spatial Distribution of Recreational Beach Users. *Environmental and Resource Economics*, 55(3), 447-465.
- Tyrvainen, L., Silvennoinen, H., Nousiainen, I., y Tahvanainen, L. (2001). Rural Tourism in Finland: Tourists' Expectation of Landscape and Environment *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism [Scand. J. Hosp. Tourism]*, 1(2), 133-149.
- UN-ECE/FAO. (2000). Forest Resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand. UN-ECE/FAO Contribution to the Global Forest Resources Assessment 2000. Geneva Timber and Forest (Vol. 17). New York/Geneva: United Nations.
- Wetzel, J. N. (1981). Congestion and economic valuation: A reconsideration. *Journal of Environmental Economics and Management*, 8(2), 192-195.
- Wilman, E. A. (1980). The value of time in recreation benefit studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(3), 272-286.
- Wrbka, T., Erb, K.-H., Schulz, N. B. N. B., Peterseil, J., Hahn, C., y Haberl, H. (2004). Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy*, 21(3), 289-306.



CAPÍTULO

VII. CONCLUSIONES



VII. Conclusiones

Conclusions

Las investigaciones en la aplicabilidad de la valoración económico-ambiental a la planificación del territorio son aún muy escasas. La presente tesis puede ser vista no sólo como una contribución a esta rama de la investigación, sino como un paso más para alcanzar una planificación del territorio integrada.

A lo largo de esta tesis hemos explorado las posibilidades que ofrecía la economía ambiental para ser utilizada, vía un instrumento como es la cartografía digital, a la planificación del territorio.

Hemos analizado, mediante tres casos de estudio el potencial y las dificultades que esta integración supone.

Los resultados de los diferentes casos de estudio nos han mostrado que **sí es posible realizar una cartografía económico-ambiental del territorio**, pero que aún se requieren mayores investigaciones sobre qué aspectos pueden o no incluirse.

Se ha demostrado factible incluir la valoración económica de bienes de uso a un nivel de detalle razonable.

Sin embargo, la información actualmente disponible **no permite equiparar la actualización espacio temporal** de las valoraciones económico-ambientales y sus cartografías a otras cartografías habitualmente utilizadas (vegetación, elevaciones, etc.).

Desde un punto de vista **meramente práctico**, parece difícil que sea justificable a nivel por ejemplo de un estudio de impacto ambiental previo a un proyecto concreto, el

realizar una valoración económica de todos los bienes y servicios que pudieran resultar afectados.

En este caso nos encontramos **con una doble disyuntiva**. En estos **casos** (evaluación de una única actuación), **muy concretos**, la **valoración** podría ser **más sencilla**, puesto que la identificación de bienes y servicios y su delimitación espacio-temporal, quedaría reducida a lo requerido por la actuación planteada. Sin embargo, el **consumo de recursos** que requeriría **no se vería muy compensado** por los beneficios.

Por el contrario, si pudiéramos disponer de una **cartografía económico-ambiental, holística, de todo un territorio político** (efectivo para la toma de decisiones) los **beneficios** para una toma de decisiones a medio y largo plazo serían **muy significativos**. Sin embargo, en este caso, las dificultades de que dicha cartografía fuese válida para contrastar cualquier tipo de actuación sobre cualquier punto del territorio, **complica a tal extremo la valoración que la hace prácticamente imposible**.

La **valoración de los servicios de uso indirecto** (como el caso de la erosión) se ha mostrado como todo un desafío y consideramos que aún **no está madura para una aplicación directa**, al menos en una escala adicional donde se incluyan valoraciones de bienes de uso directo.

El desarrollo de las investigaciones no aconseja un grado de comparación directa entre estos valores. Sin embargo puede ser **muy útil como elemento de contraste** para la valoración de actuaciones sobre el territorio (en casos específicos como el mencionado de la evaluación de impactos).

Uno de los principales retos que ha planteado este uso de la valoración ambiental en el territorio es la **definición de los límites**

espaciales. Relativamente sencilla cuando se valoran bienes tangibles, **muy compleja** cuando se valoran servicios como por ejemplo el estudiado del valor recreativo.

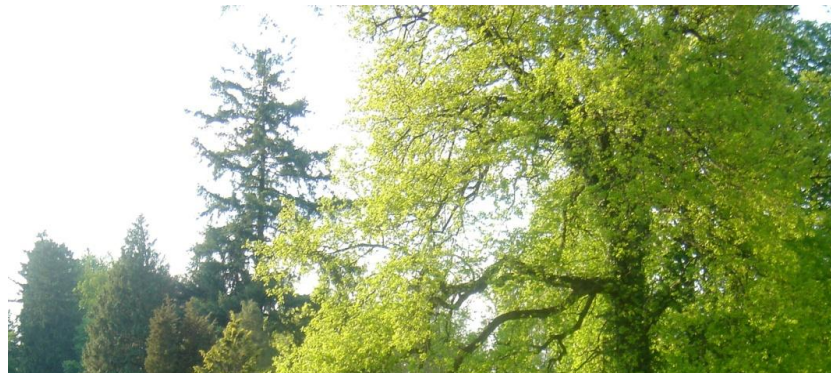
Definir qué tipos de actuaciones sobre el territorio, y en qué grado, afectan a valores como el recreativo no consiste en una simple afectación física (por ejemplo un cambio puntual de cubierta por construcción de una carretera). Sin embargo, otras disciplinas, en especial la del estudio del paisaje y los estímulos visuales, están avanzando mucho en conocer mejor la causalidad de los efectos que las actuaciones tienen sobre el “usuario”. De esta forma, consideramos que en un futuro no muy lejano, este tipo de valores “paisajísticos”, que se basan en el uso del territorio como un todo (desde las coberturas hasta olores y sonidos) pueden aportar mucho a la planificación integrada del territorio.

Parece mucho **más difícil**, sin embargo, alcanzar este grado de detalle al respecto de causalidad en cuanto a **los valores de no-uso**.

A este respecto nuestra recomendación es utilizar una valoración de bienes de uso con un sistema garantista para los no-usuarios (presentes o futuros) utilizando valoraciones conservadoras y tasas de descuento hiperbólicas que no penalicen el largo plazo. Si bien merece la pena continuar analizado la integración del conjunto del Valor Económico Total a la planificación territorial.

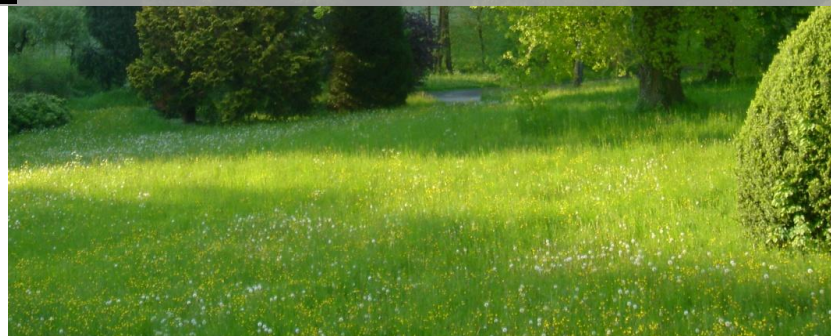
De cara a futuras investigaciones, el elemento que sin duda ofrece un mayor potencial y que además cuenta con una mayor base de estudios previos, es el valor recreativo.

Como continuación de esta tesis me gustaría plantear el análisis de cómo, integrando varios modelos de análisis concreto (escenarios con actuaciones definidas) se podría llegar a superar el desafío de la cartografía holística del territorio, empezando por los efectos sobre el paisaje sobre el valor recreativo.



ANNEX I

*MAPPING ENVIRONMENTAL ECONOMICS
VALUES AS A TOOL FOR SPATIAL PLANNING*



*English summary of the Doctor Thesis CARTOGRAFÍA DE VALORACIÓN
ECONÓMICO-AMBIENTAL COMO HERRAMIENTA PARA LA PLANIFICACIÓN
TERRITORIAL*

*This document includes only a translation of the abstract and the following chapters:
objectives, results, discussion and conclusions.*

Contents

ENGLISH VERSION.....	173
OBJECTIVES.....	177
CASE 1 – GOODS WITH MARKET PRICE.....	178
CASE 2 – INDIRECT USE SERVICES VALUES.....	178
CASE 3 – DIRECT USE SERVICES WITH NO MARKET PRICE.....	179
RESULTS.....	179
CASE 1: DIRECT USE GOODS/SERVICES WITH MARKET PRICE.....	179
ASSESSMENT.....	180
REPLICATION TEST RESULTS - SPA.....	181
CASE 2: INDIRECT USE SERVICES.....	181
SOIL EROSION.....	181
CASE 3: DIRECT USE SERVICES WITHOUT MARKET PRICE.....	182
RECREATIONAL AMENITIES.....	182
DISCUSSION.....	184
CASE 1: DIRECT USE GOOD/SERVICES WITH MARKET PRICE.....	185
FEASIBILITY OF OBTAINING ECONOMIC VALUES.....	185
SPATIALIZATION.....	185
BIASES AND DISTORTIONS.....	186
APPLICABILITY.....	187
ACTUAL VS. VIRTUAL MARKETS.....	187
CASE 2 – INDIRECT USE SERVICES.....	187
FEASIBILITY OF ESTIMATION.....	187
SUSTAINABILITY, RESOURCE SCARCITY AND ECONOMIC VALUE.....	187
SPATIALIZATION.....	188
VALIDITY OF THE ECONOMIC VALUATION METHOD.....	188
BIASES AND DISTORTIONS.....	189
CASE 3 – DIRECT USE SERVICES WITHOUT MARKET PRICE.....	189
FEASIBILITY OF OBTAINING ECONOMIC VALUES.....	189
SPACIALIZATION.....	190
SPACIALIZATION ALTERNATIVES.....	190
BIASES AND DISTORTIONS.....	191
ALTERNATIVES FOR THE ASSESSMENT.....	191
EFFECTS OF INTERVENTIONS IN ENVIRONMENTAL SERVICES.....	192
CONCLUSIONS.....	192
REFERENCES.....	194

English summary

Cartografía de valoración económico-ambiental como herramienta para la planificación territorial

Currently the human pressure on the landscape remains a key element of study of the Environmental Science.

The patterns for development and growth try to be compatible with the preservation and enhancement of the natural environment through various disciplines.

Traditionally, spatial planning has sought to enable such integration by managing the territorial activities (landscape).

However, despite the increasing development and improvement of technologies available to implement such planning, development models showing clear conflicts between economic activities and preserving of environmental values are still very common. The numerous cases of uncontrolled urban development reported in Spain in recent years are an example.

As a starting hypothesis of this thesis, we believe these planning challenges are due to a lack of consistent integration in the planning criteria of the environmental values with the socioeconomic values.

Nowadays, in a market economy the majority of environmental goods and services are not measured in a comparable way to the (socioeconomic) benefits of urban development (to continue the example). This leads to subjectivity when comparing tangible and immediate benefits (economic, employment)

with impacts on ecosystem services, less tangible and with longer-term implications.

Optimal landscape planning must be based on the integration of the environment (natural resources and environmental services) with the socio-economic mean. It tries to consider the interactions between those three aspects of the territory.

This thesis examines the possibilities of using **economic-environmental assessment** as a mechanism for integrating environmental values in **landscape planning**. Environmental economics and geographical information technologies (GIS-based) will be used for this integration.

The environmental economics allows environmental externalities (costs or benefits) to be considered in the market as the rest of values. Externalities are costs or benefits that are assumed (we could say "paid") by the whole society because they are no part of the market system (are external). Environmental economics provides, in this sense, valuable tools for planning and decision making. The availability of quantitative and commensurable values for all sectors to be considered in landscape planning simplifies and accelerates decision making. However, despite the extensive development of the valuation methods occurred in recent years, and the large number of studies, there is still no mechanism for systematic integration of environmental values in landscape planning (Grêt -Regamey and Kytzia, 2007).

The **main objective** of this thesis is to evaluate whether it would be possible to establish an environmental economics map system that reflects environmental services in a way comparable to other elements normally considered in planning. That map(s) should serve as a basic tool for integrating in planning socioeconomic and environmental aspects in comparable way.

To meet the objectives and analyze in detail the possibilities of integration an extensive analysis of the literature is performed, in order to locate potential joint applications of environmental economics and landscape planning.

After that analysis we have concluded that trying to perform a comprehensive mapping of all values that make up the Total Economic Value (TEV) was not reasonable. On the contrary, we think that to analyze the possibilities of the most representative kinds of values does represent a breakthrough in this field. Therefore we have presented three case studies to consider significant differences subject to the territorial scope of study, types of environmental values, various economic valuation methods and different environmental mapping generation techniques.

In the **first case** study we analyze direct-use goods, with market price, in forestry areas in northern Italy, including a comparison of parameters with the Sierra de Madrid.

As a first step to the economic assessment, goods and services in the area of study are identified and referred to physical and cartographic indicators. We selected more abundant goods/services or of greater value per unit: wood, CO₂ storage, pastures and management costs (to include not only the positive aspects).

In general, direct use values with market prices are goods whose economic valuation, and in some cases spatial distribution, have been widely studied. However, their assessment and aggregation over the landscape is not exempt of difficulty from a practical point of view.

Regarding the feasibility of obtaining economic values, a significant difficulty in terms of evaluation through prices, has been to eliminate distortions. For example, distortions caused by grants have been identified by Croitoru and Merlo (2005) also as problematic. It was also

found, especially through comparative Comèlico-Madrid, that there is a strong dependence between the availability and the quality of available data and the feasibility of the assessment.

The main difficulties encountered are the understanding of the relationship between biophysical mapping available and the indicator of good or service, and access to prices. As strength, there is greater access to the values of an open chart form, made possible by the development of GIS and servers via Internet.

One of the most significant elements that are derived from the case studies is to analyze the possible biases and distortions that can affect the outcome of the assessment. For this first case study we have identified the use of the same price for an area and the discount rate of the income as the main potential biases to consider.

In the **second case** study, we analyze the valuation of indirect use services without market price. Specifically, we performed an assessment of protection against water erosion in the SPA 56 (Sierra de Madrid).

On one side it was obtained cartographic service quantification (erosion caused by rain according to land cover). In the other hand we performed an economic valuation thereof, for which we applied the restoration costs method.

Current methodologies for calculating erosion are well advanced and so they permitted, not without difficulty and intensive resource consumption, to have a mapping quantifying soil losses caused by erosion. Through simulation with SWAT sediment yield data were obtained for each of the land cover maps (6 scenarios). However, this mapping was not enough by itself for the economic valuation. The irreversibility of the erosion process was the key indicator for transforming erosion maps in economic maps. Therefore, these net erosion maps could be

processed by the method of restoration costs in economic value maps.

Methodologies for quantifying erosion are well developed and they reach a high degree of accuracy (and complexity). However, the establishment of critical thresholds or consistent with the territory has not been sufficiently studied.

Spatialization has not been a problem in this case, insofar as the ability to geolocate the service has been provided by the service modelling tools (SWAT).

The economic valuation method used (restoration costs) has a static nature and is generally considered to overestimate by comparison to other ratings (e.g. damage costs).

Regarding potential bias and distortions affecting the comparison of the results of this case study with other values, the threshold definition is critical. There is also a bias in choosing restoration costs through reforestation, as this may not be feasible in some cases, these areas being left without value. Furthermore, once implemented reforestation (base of the applied method) many other goods and services (positive externalities) are obtained. Therefore, when evaluating the cost that is associated with erosion, these potential future benefits should be discounted. We should also take into account the time required, in terms of opportunity cost, to restore service.

Finally, in the **third case** study, we analyzed the valuation of direct use services without market price, specifically referring to recreational services in the SPA 56 (Sierra de Madrid).

Recreational amenities in its entire variety (landscape, fishing, swimming, cycling, hiking ...) are the environmental service group most frequently studied by environmental economics.

We used several recreational areas to better represent the recreational use of the area.

Instead of considering each recreational area as one unique destination, they all were considered as a whole. Thus, the number of visitors was higher, earning representativeness and variability.

This case study was addressed from two different methodological approaches but with one common element: surveys.

On the one hand, we used the method of economic valuation of travel cost. On the other, as possible mechanism of mapping, we used a visual preference method.

One of the main challenges when obtaining economic values in this case has been the quality of the road map of the study area. Another mapping challenge was presented at the time to locate the point of origin (on the trip) of the respondent, which was solved by using a tracking system based in postal codes and use of centroids.

Since travel cost assessment valued the "recreational areas" without a spatial distribution of the environment, we chose to analyze the possibilities that a complementary method of visual preferences could allow as an alternative to spatialization (Peron et al. 1998 Barao Ribeiro, 2006; Tahvanainen et al. 2001; Wrbka et al., 2004).

The correlation results indicated that all visual parameters analyzed were related significantly with the value that users granted to each of the photographs, with the exception of the variable irregularity. This is a clear indicator of the importance of the visual effects of forest management practices in the assessment that forest users make of it (Fry, 1996; Tyrväinen et al., 2001). Of the five parameters that were relevant, only two (CL and DN) were sufficient to explain the variability of recreational values, as indicated by the multiple regression.

Despite the difficulties, we believe that the work here started set a precedent for a new way to deal with this type of study.

Potential biases and distortions that affect data collection through surveys are well studied and are available in the literature, and tried to minimize as much as possible. Other biases that can occur in the travel cost model are the treatment of travel time and the time spent in the target area (Earnhart, 2003; Mokhtarian, 2005; Wilman, 1980).

Specifically for the 3rd case study, one of the main distortions is related to the link between the forest area and the recreational area and the method used for the spatialization. All recreational areas considered were linked to a body of water more or less suitable for swimming, leaving in doubt whether the value obtained for these recreational points could in some way be extrapolated to the study area as a whole (SPA 56) or depended exclusively on the presence of water.

As for the alternative method of mapping based in the visual preferences, as a novel approach, it is necessary to delve further to be able to define the reliability and strength of the method.

One of the most important aspects of environmental economics mapping useful for spatial planning is to know how to interpret the relationships among planning measures undertaken and the results/effects on natural capital. The combination of methods employed (travel cost plus visual preferences) is very appropriate in this case because it allows to set forest management recommendations (a way of planning) with a direct effect on the valuation.

As main **conclusions**, we believe that the investigations conducted here represent a contribution to the implementation of environmental-economic assessment to planning.

The results of the different case studies have shown that it is possible to perform an economic-environmental mapping of the territory, in reasonable detail, but that more research is still needed on what aspects may or may not be included. It seems much more difficult, however, to reach this level of detail about causality in terms of the non-use values.

However, the information currently available does not allow to compare the space-time update of the economic and environmental assessments and their maps to other commonly used maps (vegetation, elevations, etc..).

From a purely practical point of view, it seems difficult to be justifiable, for example at a level of an environmental impact study prior to a specific project, conducting an economic valuation of all goods and services that may be affected.

The valuation of indirect use services (like soil erosion) has been shown as a challenge and we believe that the methodology is not yet ready for a direct application.

One of the main challenges raised by this use of environmental valuation in the territory is the definition of spatial boundaries. Relatively simple when assessing tangible goods, very complex when assessing services such as the recreational value studied.

For future researches, the element that certainly offers a greater potential and which also has a larger database of previous studies, is the recreational value. One option is to integrate several specific analysis models (scenarios with defined actions) to address the challenge of holistic mapping of the territory, starting with how landscape changes affect the recreational values.

Objectives

The main objective of this thesis is to evaluate the possibility of integrating economic values of environmental goods and services in the maps used for landscape planning.

Basically we want to analyze the applicability of the environmental-economics assessment to spatial decision making by trying to perform several practical applications.

This thesis will try to resolve the following issues:

- Possibility of having an economic map (system) of the landscape. What could be represented in that map?
- Possibility of using use such economic map to make decisions comparing cost-benefit, being integrated the environmental values

- Possibility of using that map in every situation in landscape planning
- For all types of environmental values, does it make sense to integrate environmental economical values in spatial planning?
- From the point of view of efficiency (cost-benefit), is it worth making such economic mapping?
- Are there any techniques/data available that allow comparing the space-time update of the environmental-economics maps with the usual ones?

To meet these goals and analyze in detail the possibilities of integration, we will perform three case studies to capture significant differences subject to:

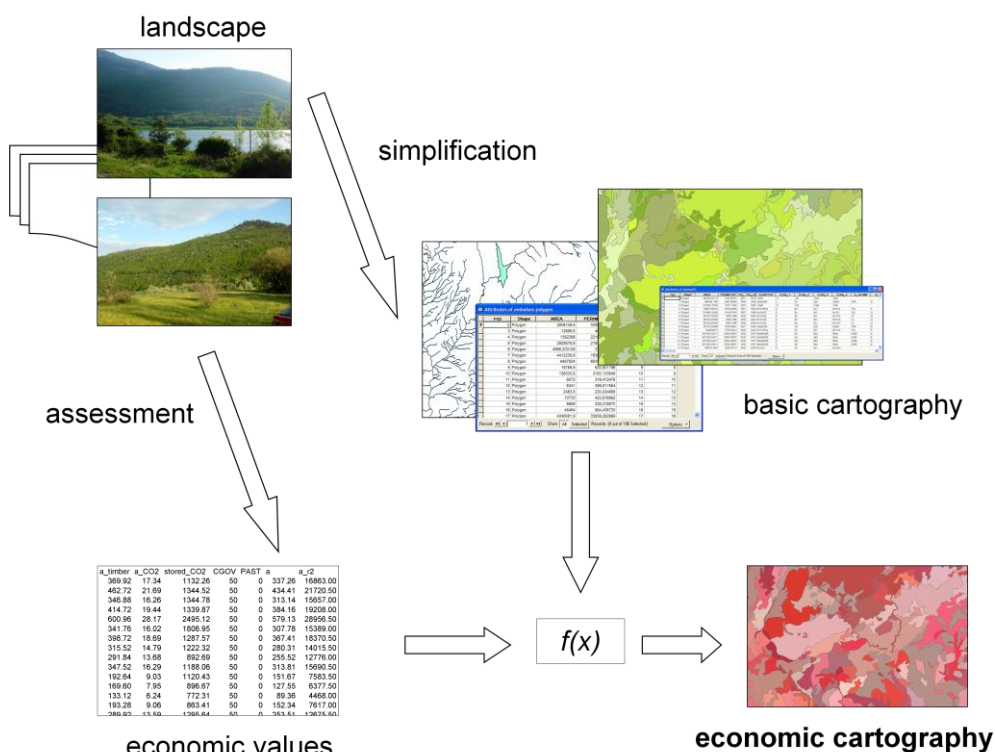


Figure 1. Schematic process for mapping for spatial planning. It requires completion of at least two additional steps with respect to other commonly employed cartography in spatial planning (basic mapping).

- a) Study area (location)
- b) Types of environmental values
- c) Types of environmental-economic valuation methods
- d) Types of mapping techniques

This section describes the assumptions and objectives of the thesis as an integrated whole. However, given the greater level of detail discussed, each case study has its own specific objectives, adapted to the needs that each case arises.

The table below shows the general characteristics of each case study and how each contributes to the objectives.

Case 1 – Goods with market price

In this case study we start by analyzing the potential of integrating environmental values from its simplest form: goods with market value.

The parameters discussed in this first case study are:

- Feasibility of obtaining economic values.
- Ability to transform economic values into mapping systems: data spatialization.
- Possible biases and distortions that affect the comparison with other values.
- Differences in the application in two regions with similar characteristics but very far from each other: Sierra de Madrid and Montaña Veneta.
- Differences between actual market and virtual markets values.

Case 2 – Indirect use services values

In this case we analyze values for environmental services instead of goods as it was in Case 1. With environmental services you only can see its effects.

Note that case 1 also assesses a service, carbon fixation, but in that particular case and not in this present one:

- a) the service is directly tied to an asset: forest biomass
- b) the service has established a virtual marketplace that facilitates their evaluation.

The valuation of services is much more complex than that of goods, as it is much more variable (in time and space) and is also intertwined with various goods.

Thus we will study only spatialization of economic values of a single service: protection against water erosion. The spatial domain is reduced to a sub-basin level.

The parameters discussed in this case study are:

- Ability to estimate ecosystem service values.
- The link among sustainability, resource scarcity, and economic value.
- Possibility of spatialization of these values to economic and environmental mapping.
- Possible biases and distortions that affect the comparison with other values.
- Validity of the economic valuation method used in the context of planning as the ultimate purpose of the valuation.

Case 3 – Direct use services with no market price

In this case, unlike the previous, the considered services are direct use ones.

The most significant difference in this case, and hence the greater difficulty is that they are services that have not a direct influence on other goods, but have a value by themselves. That is, in the case of erosion protection, we value this service because it affects other goods (productivity, damage). In this third case, however, we propose direct use services, such as recreational service.

The parameters discussed in this case study are:

- Ability to estimate ecosystem service values. This is the most complex case of the three in this regard.
- Possibility of spatialization of these values to economic and environmental mapping.
- Alternative methods for the spatial distribution of the economic values of the service
- Possible biases and distortions that affect the comparison with other values.
- Alternatives and validity of economic valuation methods applicable in the context of planning as the ultimate purpose of the valuation.
- Relationship between possible actions (spatial planning of activities) and environmental service response to them.

The detail of the methodology used and the three study cases are not included in this English version due to their large extent. However below the main results and conclusions they are included to allow understanding this thesis for those that do not speak Spanish.

Results

The research conducted in this thesis is structured as three case studies.

Detailed results can be found in each of the respective chapters. We used that structure to ensure the possible understanding of each case study individually.

However, for the discussion we think it is advisable to make a joint analysis of all the results obtained in the present work.

This chapter summarizes and relates the results of the different case studies reflected, to facilitate the discussion that gives way to the findings of this research.

The results are presented below separately for each case study and according to the methodological steps followed.

Case 1: Direct use goods/services with market price

As a prelude to the economic assessment is necessary to identify the goods and services in the study area and reference them to potential geographical indicators. This classification and simplification is needed to work at mapping (since all mapping involves a simplification of reality). These indicators are inevitable as the basis for geo-referencing prices and/or values.

This process is relatively simple and, although it involves making certain assumptions, it has been demonstrated theoretically and practically feasible (cartography availability).

Makes sense to consider more abundant goods and services or those of greater unit value. The fact that these products have a market

value facilitates greatly the data availability: yields, characteristics, locations, and therefore its implementation to mapping is fairly straightforward.

Still yet, the use of these values in planning is not so strange, even when using the land cadastral valuations that are often based on these capabilities.

Assessment

From the group of goods and services identified for this Case 1, the following have been analyzed:

- Timber
- Carbon sequestration (CO₂)
- Grazing
- Management costs

Each of these goods and services has shown significant particularities during the study.

Other goods and services have not been included in the study because their analysis did not provide significant developments to this research.

Timber

Timber production has been broadly studied and its valuation in the landscape is frequent.

There are several possibilities to measure timber yields, both annual cash flow and capital.

The annual timber growth was the reference used for the valuation, even when it implied some assumptions.

However, it was relatively more complex select the market price of wood, as the price is not equal to m³ of wood without crust, nor worth the same standing or sawmill (for costs involving the transformation and transfer) .

The price used for this study region was estimated at € 64/m³ of wood (2005).

Carbon sequestration

Although carbon sequestration is an indirect use value (Merlo y Croitoru, 2005), it has been included in the case 1 due to its direct relationship with the accumulation of biomass and timber productivity (UN-ECE/FAO, 2000).

The price per ton of carbon used is € 12/t (mean value of reference to auction at the main platforms of carbon sale in the fourth quarter of 2005).

Grazing

It has been estimated production of 200 forage units (FU) per ha, and a derived value of € 0,15/FU (Merlo y Croitoru, 2005). In this way we obtain a value of €30/ha for areas used for grazing.

Management costs

For valuation we should not consider only positive values, but we should balance positive incomes and expenditures.

In this case study we have only considered the average cost required for managing a forest plot. Based on publications in the area and conversations with producers, a generally homogeneous value for all the Comunità Montana has been taken.

The considered value is €50/ha and it is applied only to fustaia productive areas. This is done on the assumption that non-productive areas and grasslands do not incur in management costs. In any case these would be minor.

Aggregated value – direct use

The different assessments allow obtaining economic value for each productive forest plot. This value is capitalized using a rate of 2%.

In this case, since the types of values are very similar there is no objection to simple addition of the individual values.

Replication test results - SPA

Since one of the objectives is the evaluation of the systematic applicability of these techniques, for validation we have tried to apply those techniques also to the SPA (Special Protected Area) Sierra de Madrid: Oak lands of rivers Alberche and Cofio.

Regarding the identification of the goods and services to be measured, there was no difficulty. However, it was complex to obtain the prices of services (various sources, mostly on paper) and the production values.

The assessment was defined for the following goods:

- Timber
- Carbon sequestration
- Honey, resin, pine nuts,
- Grazing
- Hunting

The first two (timber and carbon sequestration), were present also in Comélico, as well as grazing on the fourth point.

The rest were novel (compared to Comélico) and were identified because the pre-Alpine and Mediterranean models are significantly different.

In fact, this difference may be one of the main causes that we have not been able to assess timber production and hence carbon sequestration in this case. Public use forests (m.u.p.) are those forests with more information available; however those forests have not as main aim timber production, but other more social services.

However, fortunately enough information was available on the other points.

In the case of honey, resin, pine nuts and grass, and despite the difficulties of having the information in an old format (record books), the spatialization into larger surface units than those for Comélico has been feasible: monte, in its definition of forest management unit.

As for the hunting, the management unit is the preserve (coto) and the information was available with relative ease, especially the catch data that are recorded at regional level.

Case 2: Indirect use services

In this second case it was analyzed how services, and in particular the indirect use, present various difficulties for mapping for planning.

On one side we obtained service quantification (erosion caused by rain before the different uses) in a cartographic view. On the other it was necessary to perform an economic valuation of those values.

Soil erosion

As a prelude to economic valuation, you must have mapping that represents the good or service.

Current methodologies for calculating erosion are very advanced and so they allowed, with some difficulty (8 months of work), having maps quantifying soil losses caused by erosion.

Through simulation with SWAT sediment yield data were obtained for each land use map. For each map we made a simulation with the year of his capture (Landsat image), the driest year (1985) and the wettest year (1998) of the series. Net erosion values were obtained per pixel (10 x 10 m) in t/ha per year.

However, this mapping was not enough by itself to economic valuation. For this assessment it was

considered that the key to the assessment of the service lay in the irreversibility of the process of erosion.

Therefore, these net erosion maps became 'sustainability' maps for land cover dates and also for wet and dry climate scenarios.

Results show that most of the studied surface is under unsustainable situation. However, this classification is in conflict with the Forest Plan of the Region of Madrid that values this area as low risk of erosion.

The origin of this valuation difference lies most likely in the working scale used and the degree of detail of cartography, but mainly in the results that are being compared with other districts in Madrid, where erosion may be comparatively greater.

The economic valuation method used was restoration cost method. This method uses the cost to reverse a negative situation (impact) or restore an environmental function as the value of this function to society. Hence, it is necessary to create a situation susceptible of repair to be meaningful assessment.

The reforestation costs used by the Madrid Regional Government were reference values considered as restoration costs.

The maps obtained were binary-type or mask with unit cost per hectare equal to the unit cost of reforestation. Thus, according with the scenario, there was a larger or smaller surface for reforestation which by addition gave total cost values.

There were two assessments, one absolute for each year and scenario, and another progressive considering that one year restoration performances corrected deviations for the following year.

In the latter case (progressive assessment), displayed values should be only due to land-use change. This makes possible to analyze the cost of this land-use change.

This last point is really key to the utility for regional planning, as it would estimate, in terms of cost, actions affecting land cover.

Case 3: Direct use services without market price

In this third case study we examined the possibilities of assessment of a direct-use service, very representative of environmental economics: the recreational services.

Recreational amenities in its wide variety (landscape, fishing, swimming, cycling, hiking ...) are the environmental service group most frequently studied by environmental economics.

Recreational amenities

We used several recreational areas to better represent the recreational use of the study area. Instead of considering each area as a unique destination, they all were considered as a whole. Thus, the number of visitors was higher, earning in representativeness and variability.

This case was addressed from two different methodological approaches but with one common element: surveys.

First, we used an economic valuation method (focus of this thesis). On the other, and for comparative purposes, but also as an alternative and/or complement, we used a visual preferences method.

To estimate the recreational value we used the travel cost method. This method has a long history of application and there is a lot of literature on the subject. With so much development it has been very interesting to see that there is a growing tendency to link this

particular valuation method with GIS, given the inevitable spatial component (travel), but also because of the possibilities posed by utility models and meta-models which consider several possible alternatives.

The geographical information technologies are very helpful in designing the cost-distance model, essential for the implementation of the travel cost method. In our case study we constructed a map layer in which is reflected the travel time in minutes, based on a friction surface which included a digital elevation model (slopes), transportation routes (road maps, categorized according to the quality of the road).

After obtaining these maps of "distance to destination" we made an intersection with the points of origin (zip codes centroids) and the result was translated into a geographical database.

Crossing these data and those obtained from sampling, where estimated time available per the visitor, it was found that the maximum variation was usually 10 min apart, without a consistent pattern identifiable that allowed improving the model.

Considering a generic consumption (weighted) of 6.23 l/100 km and an average cost (also weighted) of liter of fuel € 1.04 that caused an expense of 6.48 € per 100 km

Using an individual approach (each record represents an individual respondent) the means for estimating the consumer surplus and therefore the recreational value is a regression from the demand function.

Once β coefficients were obtained by Poisson regression (given the distribution of the sample) (Table 1) is possible to estimate the consumer surplus. Consumer surplus represents the access value that is not contained in any market.

According to this model, each individual has his own surplus (S_n) as a result of visiting the place.

However, we were more interested for the purposes of the case study in knowing all these individual values, and capitalized.

Table 1. Poisson regression results, All coefficients were significant at confidence level of 99%, except time variable (TG) with 97%.

	β	P
Intercept	1.702657	0.00
W (wage)	0.174214	0.01
Age	0.002799	0.01
TG (time)	-0.007022	0.03
TCP (travel cost)	-0.171942	0.00

To calculate the added value of the site, we calculated the average individual value and multiplied it by the number of total visitors.

Finally, to obtain the NPV, adding seasonal total values, we assume that there are no changes in the use of the site over time, or in the seasonal value added and that the discount rate (r) is constant. We used a discount rate of 2% the same way as in Case study 1.

The values obtained with the upper and lower limits as a confidence interval of 95%, are shown in Table 2.

Table 2. Access values, being v value per visit, TS aggregated value for the season and NPV total net present value.

	estimated	inf (.95)	sup (.95)
v	5.82	3.94	11.09
TS	480 108.10	325 021.63	914 845.15
NPV	24 005 404.8	16 251 081.6	45 742 257.6

Once we have obtained a series of values representative of the study area, the next step toward mapping necessarily requires a spatial distribution methodology.

To establish management priorities and to provide information on what is the most valuable forest type in the area, we evaluated user perception of recreational areas regarding to forests and forest management types: highly treated areas, wild areas, number of species, different structures (forest types, etc.).

We conducted an investigation into how users of the recreational areas perceived the effects of forest management by visual stimuli. User feedback was always requested from a recreational perspective (no conservationist, nor productive, etc.).

In multiple regression analysis resulted in an adjusted regression coefficient (R^2_{adj}) of 0.502. Only two of the six visual parameters used in the regression contributed significantly ($p < 0.05$) to explain the recreational value. Most of the recreational value variance was explained by the color variable (CL), with a $R^2_{adj} = 0.312$. The density (DN) was included in the second step (step-wise regression) obtaining the aforementioned coefficient ($R^2_{adj} = 0.502$). The inclusion of the other visual variables in the regression model did not improve the predictive ability of the model against which seemed to indicate the results of the previous correlation. The cause was the existence of interdependence among the visual attributes.

These results show that variations in color and density are the most determinants of the recreational value.

Table 3. Multiple regression results. The dependent variable is the visual preferences (IPV). B = non-standardized coefficients, e = standard error.

	B	e	t	Sig
Inter.	1.041	0.364	0.000	
CL	0.601	0.117	0.000	0.579
DN	0.448	0.112	0.007	0.450

Once obtained the recreational value of the study area (Table 2) and the distribution function (Table 3), it is possible to establish a relationship between the maps of physical parameters (forest) to build a map of recreational value.

Of all the forms of value obtained (Table 2) the aggregate values regarding its population seem more suitable for a spatial distribution (mapping), i.e. seasonal income (TS) and NPV. Implementation would be identical in both cases.

If you chose to use one of the other two relative values (per visit or per visitor) through GIS this variable (number of visitors and number of visits) may be left scheduled for update. However it is important to note that this update would be somehow artificial because when the population or other environmental parameters (alternate site) changes, the demand curve (and thus the recreational value) can also change.

The distribution could be made from the results obtained from the regression equation (Table 3). However, although the variable (DN) is relatively easy to obtain, the relationship between the color (CL) and forest parameters available in map format is not straightforward.

Discussion

There have been many different studies that, over the past 20-30 years that have tried to integrate socio-economic aspects of the territory with the environmental or landscape aspects.

This thesis has recaptured this effort focused on cartographic use, for which there have been three case studies.

After presenting the results, we discuss how they respond to the assumptions and objectives of this thesis.

Case 1: Direct use good/services with market price

At theoretical level this case is the simplest of the three presented here. However its implementation is not exempt from difficulties.

Feasibility of obtaining economic values

In the case of direct use goods with market price the economic valuation is very simple. Just get a market price and be able to have the amounts present of the good or service.

There are several references in this regard among which we would highlight the efforts of Campos (1994a; 1994b; 2005), Caparrós (2001a; 2001b) and Merlo and Croitoru (2005) in relation to the valuation of the Total Economic Value of forests.

In particular Merlo y Croitoru (2005) indicate in their study the difficulty of a systematic application of the methodology in all Mediterranean countries because the disparity in the availability of data and how it influences greatly the choice of the valuation method.

Some problems faced are more related to the spatialisation that with the assessment itself, and will be discussed in the next section.

A significant difficulty in terms of assessment of values using prices is to eliminate the distortions that they could have, for example based on subsidies or market distortions, which has also been identified by Merlo and Croitoru (2005).

Spatialization

This refers to the ability to transform economic values to mapping systems or spatialization of data.

In this case there is a strong dependence between the availability and quality of data and the feasibility of the assessment.

We have seen through this first case that when biophysical mapping, as in the case of Comélico, is designed to reflect the productivities, the transformation of the latter to economic values is relatively simple for these goods and services.

It is only necessary to make certain assumptions with respect to the change of prices, both in the temporal and spatial dimension.

For example, since the cost of transportation is high, the mountains with poorer access in our model have similar valuations to other more accessible, but in practice its profitability will be lower.

In the replication test in the Region of Madrid, we have seen that estimation of values is really complex when those values, even having a market price, are not economically significant (very small benefits). Thus, we have proved the difficulty of estimating surfaces that include timber productivity.

This shows that this economic assessment, if to be done, for example, for all the Mediterranean, would become almost impossible to reflect it cartographically. All this despite the fact that there are very significant works (Merlo y Croitoru, 2005) that aggregate such assessment.

The availability and quality of data is not a minor issue, as Julii Brainard indicated about calculating carbon sequestration. Brainard states that any attempt to valuing carbon sequestration in the mountains for a specific region is extremely dependent on the quality of the relevant forest records (Brainard et al., 2006).

However, no significant studies focused on the spatialisation of values have been identified. Perhaps the most notable in this regard are the thesis of Esteban Castellano (1998) and the studies performed by Bateman (Bateman y

Lovett, 2000; Bateman et al., 1999), although the latter studies are more about what we have studied in the final case study.

In none of the studies consulted however, the focus was on spatial planning, as in the present case.

The main difficulties that arise now are:

- The relationship between biophysical mapping available and the indicator of the good or service is not often direct, so more base work is required for this reason.
- There is not easy access to prices, nor much information about how these vary temporally and/or spatially.
- Both cartography and prices tend to be in the governmental hands and sometimes they have not public access. However, efforts are being made to facilitate access to this data when they have an environmental component.

The main potential for the future:

- More and more maps with more information are available, thanks to the potential offered by remote sensing, GIS and powerful databases, so this assessment is likely to be easier in the future.
- Geographical Information Technologies (TIG) will allow simulating scenarios, facilitating model both the immediate effects of planning actions and the future long-term effects.

Biases and distortions

One of the most significant elements that are derived from the case studies is to analyze the possible biases and distortions that can affect the outcome of the assessment.

This first case study shows several:

To use one same price for the whole area does not generate much bias in this case since the evaluated area is very homogeneous. If we should assess different areas it would require a prior zoning.

When bringing timber incomes to future for transforming the growth into capital, when considering a fixed price we are assuming unwittingly that scarcity and therefore the timber value now and in the future are constant. This is something that, speaking of natural resources is not often true, so that is something not insignificant and it is recommended to delve into the future.

Although there is abundant literature on the use of discount rates and long-term environmental projects (Almansa Sáez y Calatrava Requena, 2007; Costanza y Daly, 1992; Cruz Rambaud y Muñoz Torrecillas, 2007; Howarth, 2003; Lind, 1997; Newell y Pizer, 2003), it was not considered decisive because this value can be easily updated using GIS. Therefore it has been chosen to select a 2% rate, a value considered reasonable given the bank interest rates at the time of this study (2005).

The use of a variable discount rate would be necessary when addressing us to consider irreversible planning options or very immediate returns compared with intergenerational income as those provided by forests.

Undoubtedly the use of a constant value for management costs is simplistic but conservative. Thus, the effect of economies of scale is not considered, which could be quite significant (reducing these costs). If you knew what plots belong to the same farm, using GIS, a corrective factor that adapted costs to sizes and types of exploitation could be applied. However, this information is not easily accessible.

Applicability

Differences in the application in two regions with similar characteristics but very far from each other: Sierra de Madrid and Montaña Veneta.

The main difficulty has arisen in the structures for data collection. The availability of cartographic information and its associated analog information (productivity, administrative details, etc.) is very different, making it difficult to replicate.

This divergence triggers that, for each case study, we had to develop a task of researching and compiling specific information, which does not correspond to the current model of spatial planning. It would be advisable to perform common geopolitical-based approaches, where similarities should be more frequent.

However, with sufficient information available, this assessment is applicable to spatial planning relatively straightforward when compared to the other two case studies.

Actual vs. virtual markets

In this case study we have not found significant difference between values based in actual markets or in virtual ones. The only virtual market that has been used is the carbon allowances and that market can be considered actual in fact.

It is a fact that in the case of CO₂ the balance between supply and demand (and therefore price) is very unstable and influenced by political decisions. Fluctuations are sometimes very drastic, reaching in some cases almost a total loss of value.

However, it is usual to refer to trend analysis and price forecasts for these types of values (Caparrós et al., 2007).

Case 2 – Indirect use services

From the results obtained for the valuation of an indirect-use service, in this second case study, we can obtain the following main remarks.

Feasibility of estimation

Measurement methodologies for this service are highly developed and have achieved a high degree of accuracy.

The information needed to develop erosion models is not immediate but is available with relative ease: elevation model, hydrography, hedges, soil, and climatic variables. The latter two have been the most complex to obtain with sufficient quality to be adapted to the needs of the model.

In addition, the definition of irreversibility is not so well known and it requires the approach in each case scenario, which may negatively affect the ability to replicate the study. Therefore what can be considered as sustainable in one region, in another, with different soil and climatic characteristics and even land cover, can be critical.

As for the economic valuation we will discuss later about the method, but as for the feasibility of estimating it is worth noting that it was not possible to establish a simple qualitative relationship between erosion and economic loss.

Sustainability, resource scarcity and economic value

As mentioned, it was not considered appropriate to establish a direct proportional relationship between soil loss and the cost or value.

On the contrary, it was decided that erosion only generated cost when taking restoration measures was needed, i.e., when it reached a critical threshold of irreversibility (Farber et al., 2002).

The difficulty of establishing thresholds consistent with the territory is extremely complex.

The thresholds in the traditional literature are designed exclusively for application to agricultural land. Those thresholds collide with a much more heterogeneous landscape.

For example, deforestation caused by a wildfire will generate soil erosion that according to the above thresholds (agricultural) would be difficult to assess. However, through the thresholds defined in this case study that erosion would be assessable and it would allow to highlight the high rates of erosion that would be generated. Therefore the effort of this case study has focused on making a proposal of 'sustainability' thresholds for their application to areas with heterogeneous land uses (not only agricultural).

We consider that as methodology, establishing thresholds for the assessment of this type of service is appropriate and feasible, despite the assumptions involved.

Spatialization

We managed to establish and test a methodology to advance the quantification of the environmental economic value regarding erosion process.

Spatialization has not been a problem in this case, as long as the ability to locating the service has been provided by the modelling tools (in our case SWAT GIS).

Economic values used are so generic or hypothetical that using the same value for the entire area does not poses undue reticence.

In the restoration cost method, the cost used is constant so the mapping is in the end a 'mask' map type.

Despite this relative simple output mapping, less colorful, it is not less useful. The values obtained can be added for example, to those obtained in the first case study, obtaining maps of more complex aggregate values.

Validity of the economic valuation method

Another fundamental aspect has been to estimate economic cost of reversing these processes. However this adaptation has established a methodology to advance in the economic assessment of erosion applicable to the preparation of maps of economic valuation of goods and environmental services.

The economic valuation method used (restoration costs) is considered appropriate when it comes to assessing processes in which it is difficult to identify the stakeholders involved where public authorities gain therefore a greater role.

However, assessments with this method have a static character and often are linked to overestimation compared to other methods (i.e. damage costs). Its main value is its use for land planning of public strategies (i.e. forest plans).

There are previous studies (Colombo et al., 2006; Miranda et al., 2003; Riera y Mogas, 2002) applying other valuation methods to erosion assessment, basically stated preference methods (as contingent valuation). However, these valuation methods are those that are more challenging when establishing the spatial data, so in this case it was attempted to explore other options linked to the landscape.

In any case, the restoration costs method have been replaced, only to set the value of erosion by conducting surveys for stated preference valuation. However, the threshold or its relative location could not be assessed that way.

We believe that applying various groups of methodologies in the different case studies, however, adds value and better results for this thesis.

Biases and distortions

Regarding potential bias and distortions affecting the comparison of the results of this case with other values, it is worth noting the following.

The definition of thresholds is critical. According to the definition of what is or is not irreversible, results vary greatly. If you want to compare two different study areas, thresholds do not need necessarily to be the same, and should be adapted in each case, which may distort the valuation. No comparative cases have been found in this regard, although the values of erosion and the recommendations vary according to regions and soil characteristics (de la Rosa et al., 2000).

Also there is a bias in choosing the restoration costs method. In our case we have chosen reforestation, but this may not be feasible in some cases. In fact it was not feasible in some areas of the basin and the methodology had to be adapted accordingly.

Furthermore, while implementing reforestation (base of the applied method) we do not only get protection against erosion, but many other goods and services (positive externalities). Therefore, when evaluating the cost that is associated with erosion, perhaps you should discount these potential future benefits.

We should also take into account the time required, in terms of opportunity cost, to restore service.

As an advantage, the application of the method is simple, fast and allows frequent updates and adaptability to the development of action plans and sporadic events (i.e. a wildfire).

Therefore, and despite the difficulties, it is considered that the method is valid and the measures reliable, but with the proper precautions.

Case 3 – Direct use services without market price

Feasibility of obtaining economic values

One of the main problems in obtaining economic values in this case study lay in the quality of the road map of the study region (Comunidad de Madrid). Although GIS increasingly allow establishing flow relationships in connected systems (such as roads and highways), the existing cartography is not adapted yet to this purpose and does not allow immediate calculation. This led us to the need to use a friction surface, which is an older system for calculating times and distances, but no less effective (although much slower and laborious). The results were similar to Bateman et al (2002) and to Brainard et al (1999).

Another problem was to locate the point of origin of the trip for each respondent. Requesting the exact address presented a problem of intrusion into personal data. Besides, exact address did not solve the location problem because there were not maps which allow locating accurately those addresses with GIS as it does exist in the United States.

In place we chose to use the well-known system of zip codes. However, the availability of maps representing such sectors (postcodes) and the great variability in the form and size they present, resulted a major challenge.

Additionally, surveys methods require investment of time and resources to obtain meaningful data. Various studies have tried to avoid that by transferring results (Bateman et al., 1995; Hoehn, 2006; Loomis y Rosenberger, 2006; Lovett et al., 1997; Moons et al., 2007; Navrud, 2004), but there is still much to develop in the matter.

Spacialization

It is important to note that, although the application of the distribution function to generate the mapping presented in this case can resemble the method of transfer of results (benefit transfer) it is actually not it.

For it to be a transfer of results we should understand that the sites where we 'transfer' the value have their own recreational value. However, the areas we distribute the value to are not new areas of generation, but we consider that they contribute in some way to the current value in the selected points.

We did not apply two methods of economic valuation of environmental resources but a combination of one of them with a technique commonly used in spatial planning: the weighted distribution.

The role of outside stimuli to vegetation in recreational use requires specific studies, such as: signalling, utilities (bins, tables, etc.), restaurants or bars; and the apparently critical function of water.

Likewise, studies dedicated to evaluate changes in demand in the presence of congestion are also very interesting from the point of view of spatial planning: the need to create new spaces, expansion, etc. (Kerry Smith, 1981; McConnell, 1980; Stevens y Allen, 1980; Timmins y Murdock, 2007; Wetzel, 1981). Regarding congestion is important to mention that during discussions with the respondents following the survey, they indicated that the presence of many people was considered often more positive than negative.

Spacialization alternatives

Since travel cost method valued the 'recreational areas' without a spatial distribution of the environment, we decided to analyze the

possibilities that a complementary method of visual preferences could allow as an alternative to spatialization (Peron et al., 1998; Ribeiro y Barao, 2006; Tahvanainen et al., 2001; Wrbka et al., 2004).

The correlation results indicated that all visual parameters analyzed were related significantly with the value that users granted to each of the photographs, with the exception of the variable irregularity. This is a clear indicator of the importance of the visual effects of forest management practices in the assessment that forest users make of this (Fry, 1996; Tyrvaainen et al., 2001).

However, of the five parameters that were relevant, only two (CL and DN) were sufficient to explain the variability of recreational values, as indicated by the multiple regression.

The distribution could be made from the results obtained from the regression equation. However, although the variable (DN) is relatively easy to obtain the relationship between the color (CL) and forest parameters reflected in the cartography is not straightforward.

After an analysis of the possible combinations of the other variables available and not used in the regression: ST, SP and CX, we found that the one that most marked differences versus color was Species, but without allowing net identification.

Analyzing the photographs used for the surveys, we did not find any direct relationship with another measurable variable.

However, we hope that the work started here will be a step forward for a new way of dealing with this type of studies.

Biases and distortions

Potential bias and distortions to obtain survey data are well studied and are available in the literature so they are not reported here.

It has been mentioned that we took all necessary measures to avoid interviewer bias and other biases affecting the objective or purpose of study as well as outliners.

One of the main distortions underlying this case study is the link between the forest area and the recreational area. All recreational areas considered were linked to a volume of water more or less suitable for swimming, leaving in doubt whether the value obtained for these recreational points could in some way be extrapolated to the study area as a whole (SPA 56) or exclusively depended on the presence of water.

The study did not consider this question, but none of the photos displayed included water, for the special and very positive perception that this element tends to generate in methods for estimating visual preferences (Burmil et al., 1999; Jones et al., 2000; Luttik, 2000; Nasar y Li, 2004).

Other biases that can occur in the travel cost model are the treatment of travel time and the time spent in the target area (Earnhart, 2003; Mokhtarian, 2005; Wilman, 1980).

In our case we used only the possibility of including travel time. Finally it was observed that such time had a better performance in the equation if, instead of considering part of the cost, we considered another additional variable. This further ensures a more conservative consumer surplus estimate (and therefore the recreational value).

As for the alternative method of spatialization from the visual preferences, as a novel approach, it is necessary to delve further to define the reliability and strength of the method.

A detailed study of this method together with techniques of utility models (Random Utility Models, RUM) and developments in the methods of benefit transfer could provide much help on the proper spatialization of economic values of environmental goods and services.

Alternatives for the assessment

The choice of the travel cost method instead of contingent valuation in this case has a significant disadvantage. The contingent valuation method had permitted the study of the spatial distribution immediately. That is, the user would have been asked (asking any citizen would be better in this case) on their willingness to pay for a particular forest type over another, resulting in a quantitative measurement instead the categorical data we got with our visual preferences method (Prada Blanco et al., 2005).

However, it was considered more valuable a more simply approximation but closer to reality (users are already getting a value for the visits) than bringing 'hypothetical' economic data where there would be no reference for magnitude.

For example a question to ask could be: how much would you pay for transforming a regular pine (same age pines) into an irregular (more diverse) with recreational services? Or, in a dichotomous format, more accepted, would you be willing to pay $x \text{ €}$ to enjoy the place shown in the picture?

In the first case the answer is meaningless when user does not know the cost of that transformation, the surface that would be required, etc. It is too complex to understand during a survey.

In the second case (dichotomous question) the payment vehicle bias posed serious risks. When conducting the first surveys we asked about the possibility of charging an entrance and an overall

rejection was manifest. It was more accepted the possibility of charging for the use of parking. In any case, so that the information obtained in this way was useful to spatial planning, we would still need to know how much area would be considered necessary for the 'payment' to come into effect. Do not forget that payment is only potential: profit is not generated, could be generated according to the results.

We opted for a more conservative methodology. However, using the as final result the distribution is far away also of being a true representation of the recreational benefits generated by forest. Preferences are the spatial distribution basis rather than the actual contribution of each zone to recreational value. These issues raise future research areas of great interest where some studies are beginning.

Effects of interventions in environmental services

One of the most important aspects of mapping economic valuation of environmental goods and services to be useful for spatial planning is to know how to interpret the relationships among planning intervention and the results/effects on natural capital.

The travel cost case showed that the study area had a significant demand and recreational value. At the same time, the results on visual preferences in relation to forestry practices, allow forest managers to consider the visual parameters studied when deciding on forest management to develop. Forest management is relevant part of spatial management and planning.

This recommendation of beneficial practices for the recreational use have special relevance on areas where recreational use is more intensive (equipped areas, water bodies) and edges along roads where complementary activities (mountain

biking, walking...) are performed (Ode y Fry, 2006).

These guidelines are less relevant when they applied to inaccessible areas or not visible to users.

Overall, the case study established some relationships between planning actions (in this case forest management) and environmental services (in this case recreational), but not clear enough to link them to maps.

Study results allow to establish guidelines for recreational value optimization based on forestry treatments (clear, thinning, choice of species) and the preferences of recreational service users.

Conclusions

Researches on the applicability of the environmental-economic assessment to spatial planning are still very limited. This thesis is a contribution not only to this branch of research, but as a step to achieve integrated landscape planning.

Throughout this thesis we have explored the possibilities that environmental economics offer to be used, via a tool such as digital mapping, to landscape planning.

Using three case studies we have analyzed the potential and the difficulties that this integration involves.

The results of the different case studies have shown that it **is possible to perform an economic-environmental mapping of the landscape**, but further research is still needed on what aspects may or may not be included.

It has been shown feasible to include economic valuation of assets to a reasonable level of detail.

However, the information currently available **does not allow a temporal and spatial update comparable** to other commonly used maps (vegetation, elevations, etc.).

From a **purely practical point of view**, conducting an economic valuation of all goods and services that may be affected, it would be difficult to justify for i.e. an environmental impact study prior to a specific project.

In this case we have a **double dilemma**. In these **cases** (evaluation of a single project), very specific, the **assessment** could be more **straightforward** because the identification of goods and services and its spatio-temporal boundaries would be reduced as required by the performance raised. However, the **consumption of resources** would not be **outweighed** by the benefits.

Conversely, if we have an **environmental-economic mapping, holistic, of an entire political territory** (effective for decision making) the **benefits for** decision making at medium and long term would be **very significant**. However, in this case, the difficulties that such mapping was valid to contrast any action on any part of the territory, **complicates the assessment to such an extent that makes it virtually impossible**.

The assessment of **indirect-use services** (like erosion) has been shown as a challenge and we believe that **is not yet ready for a direct application**, at least when direct use goods valuations are included.

The development of the research does not suggest a direct comparison between these values. However it can be **very useful as a contrast** to the evaluation of actions on the landscape (in specific cases as mentioned in the impact assessment).

One of the main challenges raised by this use of environmental-economic valuation in the

landscape is the **definition of spatial boundaries**. That is relatively simple when assessing tangible goods, but **very complex** when assessing services such as recreational value.

Define which types of actions on the territory, and to what extent, affect recreational values, do not consist of simple physical affectation (i.e. a land cover change caused by the construction of a road). However, other disciplines, especially the study of landscape and visual stimuli, are progressing much better in understanding of the causality of the effects that actions have on the 'user'. Thus, we believe that in the near future, this type of 'landscape' values, based on the use of the territory as a whole (from the land cover up to smells and sounds) can contribute to land use planning.

It seems much **more difficult**, however, to reach this level of detail about causality in terms of **no-use values**.

In this regard our recommendation is to assess use goods with a system with guarantees for non-users (present or future) using conservative valuations and hyperbolic discount rates which do not penalize the long term. In any case, continue analyzing the integration of the entire Total Economic Value to land use planning is clearly worth.

In future researchs, the element that certainly offers a greater potential and which also has a larger base of previous studies, is the recreational value.

As a continuation of this thesis I would like to deep into the analysis of how integrating several concrete models (scenarios with actions defined) could get to meet the challenge of holistic mapping of the territory, starting with the effects on the landscape of the recreational value.

References

- Almansa Sáez, C., y Calatrava Requena, J. (2007). *La problemática del Descuento en la Evaluación Económica de proyectos con impacto intergeneracional: Tasa Ambiental Crítica y Montante de Transferencia Intergeneracional*. *Estudios de Economía Aplicada*, 25(1), 165-198.
- Bateman, I. J., Jones, A. P., Lovett, A. A., Lake, I. R., y Day, B. H. (2002). *Applying Geographical Information Systems (GIS) to Environmental and Resource Economics*. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 219-269.
- Bateman, I. J., y Lovett, A. A. (2000). *Modelling and valuing carbon sequestration in softwood and hardwood trees, timber products and forest soils (No. CSERGE Working Paper GEC 2000-13): CSERGE*.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (1995). *Developing a methodology for benefit transfers using Geographical Information Systems: Modelling demand for woodland recreation: CSERGE*.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., y Brainard, J. S. (1999). *Developing a Methodology for Benefit Transfers Using Geographical Information Systems: Modelling Demand for Woodland Recreation*. *Regional Studies*, 33(3), 191-205.
- Brainard, J., Lovett, A., y Bateman, I. J. (1999). *Integrating geographical information systems into travel cost analysis and benefit transfer*. *International Journal of Geographical Information Science*, 13(3), 227-246.
- Brainard, J., Lovett, A., y Bateman, I. J. (2006). *Sensitivity analysis in calculating the social value of carbon sequestered in British grown Sitka spruce*. *Journal of Forest Economics*, 12(3), 201-228.
- Burmil, S., Daniel, T. C., y Hetherington, J. D. (1999). *Human values and perceptions of water in arid landscapes*. *Landscape and Urban Planning*, 44(2-3), 99-109.
- Campos, P. (1994a). *Economía de los espacios naturales. El valor económico total de las dehesas ibéricas*. *Agricultura y Sociedad*, 73, 103-120.
- Campos, P. (1994b). *El valor económico total de los sistemas agroforestales*. *Agricultura y Sociedad*, 71, 243-256.
- Campos, P. (2005). *El valor económico total de los ecosistemas mediterráneos*. Paper presented at the 30 anos de Conservação da Natureza em Portugal. *Gestao e Financiamento da Conservação da Natureza*, Lisboa.
- Caparrós, A., Campos, P., y Montero, G. (2001a). *Aplicación de un sistema de cuentas forestales en la Sierra de Guadarrama*, IV Encuentro de Economía Aplicada. Reus.
- Caparrós, A., Campos, P., y Montero, G. (2001b). *Applied multiple use forest accounting in the Guadarrama Pinewoods (Spain)*. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For., Fuera de Serie*(1).
- Caparrós, A., Cerdá, E., Ovando, P., y Campos, P. (2007). *Carbon Sequestration with Reforestations and Biodiversity-Scenic Values (pp. 43): Fondazione Eni Enrico Mattei*.
- Castellano, E. (1998). *VALORACION ECONOMICA INTEGRAL DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES: MODELO GEOGRAFICO REGIONAL. APLICACION A LA COMUNIDAD DE MADRID*, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Colombo, S., Calatrava-Requena, J., y Hanley, N. (2006). *Analysing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods*. *Ecological Economics*, 58(4), 850-861.
- Costanza, R., y Daly, H. E. (1992). *Natural Capital and Sustainable Development*. *Conservation Biology*, 6(1), 37-46.
- Cruz Rambaud, S., y Muñoz Torrecillas, M. J. (2007). *Obtención de la tasa social de*

- descuento a partir de la tasa de fallo de una distribución estadística: aplicación empírica. *Estudios de Economía Aplicada*, 25(1).
- de la Rosa, D., Moreno, J. A., Mayol, F., y Bonson, T. (2000). Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 81(3), 179.
- Earnhart, D. (2003). Do travel cost models value transportation properly? *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 8(6), 397-414.
- Farber, S. C., Costanza, R., y Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), 375-392.
- Fry, G. (1996). A landscape perspective of biodiversity; indices, models and planning, The spatial dynamics of biodiversity. Towards and understanding of spatial patterns & processes in the landscape. University of Stirling: IALE.
- Hoehn, J. P. (2006). Methods to address selection effects in the meta regression and transfer of ecosystem values. *Ecological Economics*, 60(2), 389-398.
- Howarth, R. B. (2003). Discounting and Uncertainty in Climate Change Policy Analysis. *Land Economics*, 79(3), 369-381.
- Jones, K. B., Heggem, D. T., Wade, T. G., Neale, A. C., Ebert, D. W., Nash, M. S., Mehaffey, M. H., Hermann, K. A., Selle, A. R., Augustine, S., Goodman, I. A., Pedersen, J., Bolgrien, D., Viger, J. M., Chiang, D., Lin, C. J., Zhong, Y., Baker, J., y Van Remortel, R. D. (2000). Assessing landscape condition relative to water resources in the western united states: a strategic approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64, 227-245.
- Kerry Smith, V. (1981). Congestion, travel cost recreational demand models, and benefit evaluation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 8(1), 92-96.
- Lind, R. C. (1997). Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency in Water Policy Evaluation. *Climatic Change*, 37(1), 41-62.
- Loomis, J. B., y Rosenberger, R. S. (2006). Reducing barriers in future benefit transfers: Needed improvements in primary study design and reporting. *Ecological Economics*, 60(2), 343-350.
- Lovett, A. A., Brainard, J. S., y Bateman, I. J. (1997). Improving Benefit Transfer Demand Functions: A GIS Approach. *Journal of Environmental Management*, 51(4), 373-389.
- Luttik, J. (2000). The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning*, 48(3), 161-167.
- McConnell, K. E. (1980). Valuing congested recreation sites. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(4), 389-394.
- Merlo, M., y Croitoru, L. (Eds.). (2005). Valuing Mediterranean Forests. Towards Total Economic Value. Padova: Cabi Publishing.
- Miranda, M., Porras, I. T., y Moreno, M. L. (2003). The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica. A quantitative field survey and analysis of the Virilla watershed. London: International Institute for Environment and Development.
- Mokhtarian, P. L. (2005). Travel as a desired end, not just a means. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 39(2-3), 93-96.
- Moons, E., Saveyn, B., Proost, S., y Hermy, M. (2007). Optimal location of new forests in a suburban region. *Journal of Forest Economics*, 14(1), 5-27
- Nasar, J. L., y Li, M. (2004). Landscape mirror: the attractiveness of reflecting water. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 233-238.
-

- Navrud, S. (2004). Value transfer and environmental policy
- The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. A survey of Current Issues: Edward Elgar Publishing.
- Newell, R. G., y Pizer, W. A. (2003). Regulating stock externalities under uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*(45), 416-432.
- Ode, Å., y Fry, G. (2006). A model for quantifying and predicting urban pressure on woodland. *Landscape and Urban Planning*, 77(1-2), 17-27.
- Peron, E., Purcell, A. T., Staats, H., Falchero, S., y Lamb, R. J. (1998). Models of preference for outdoor scenes - Some experimental evidence. *Environment and Behavior*, 30(3), 282-305.
- Prada Blanco, A., Vázquez Rodríguez, M. X., y Soliño Millán, M. (2005). Beneficios y costes sociales en la conservación de la Red Natura 2000: CIEF (Centro de Investigación Económica y Financiera), Fundación Caixa Galicia.
- Ribeiro, L., y Barao, T. (2006). Greenways for recreation and maintenance of landscape quality: five case studies in Portugal. *Landscape and Urban Planning*, 76(1-4), 79-97.
- Riera, P., y Mogas, J. (2002). The economy of soil degradation, European Seminar on Soil Protection for Sustainable Development. Soria, Spain.
- Stevens, T. H., y Allen, P. G. (1980). Estimating the benefits of recreation under conditions of congestion. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(4), 395-400.
- Tahvanainen, L., Tyrvaïnen, L., Ihalainen, M., Vuorela, N., y Kolehmainen, O. (2001). Forest management and public perceptions – visual versus verbal information. *Landscape and Urban Planning*, 53(1-4), 53-70.
- Timmins, C., y Murdock, J. (2007). A revealed preference approach to the measurement of congestion in travel cost models. *Journal of Environmental Economics and Management*, 53(2), 230-249.
- Tyrvaïnen, L., Silvennoinen, H., Nousiainen, I., y Tahvanainen, L. (2001). Rural Tourism in Finland: Tourists' Expectation of Landscape and Environment *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism [Scand. J. Hosp. Tourism]*, 1(2), 133-149.
- UN-ECE/FAO. (2000). Forest Resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand. UN-ECE/FAO Contribution to the Global Forest Resources Assessment 2000. Geneva Timber and Forest (Vol. 17). New York/Geneva: United Nations.
- Wetzel, J. N. (1981). Congestion and economic valuation: A reconsideration. *Journal of Environmental Economics and Management*, 8(2), 192-195.
- Wilman, E. A. (1980). The value of time in recreation benefit studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(3), 272-286.
- Wrbka, T., Erb, K.-H., Schulz, N. B. N. B., Peterseil, J., Hahn, C., y Haberl, H. (2004). Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy*, 21(3), 289-306.