

CONEIA 5.0

2009

11 12 13 MARZO

CÓRDOBA

5 V CONGRESO NACIONAL de **EVALUACIÓN de IMPACTO AMBIENTAL**

Cooperación, Desarrollo y Sostenibilidad



GOBIERNO
DE ESPAÑA

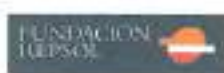
MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO



Organizador:



Patrocinadores especiales:



Patrocinadores:



Colaboradores:



EVALUACIÓN AMBIENTAL: COOPERACIÓN, DESARROLLO Y SOSTENIBILIDAD

Libro de Actas del V Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (V CONEIA)

Córdoba, marzo 2009





MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO

Secretaría General Técnica: Alicia Camacho García. **Subdirector General de Información al ciudadano, Documentación y Publicaciones:** José Abellán Gómez. **Director del Centro de Publicaciones:** Juan Carlos Palacios López. **Jefe del Servicio de Producción y Edición:** M^a Dolores López Hernández. **Secretario de la Asociación Española de EIA:** Miguel Ángel Casermeiro Martínez.

Edita:
© Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta
Paseo de la Infanta Isabel, 1
Teléfono: 913475541
Fax: 913475722

Plaza San Juan de la Cruz, s/n
Teléfono: 915976187
Fax: 915976186

Maquetación, Impresión y Encuadernación
Sociedad Anónima de Fotocomposición,
Talasio, 9 - 28027 Madrid

Tienda virtual: www.mam.es
e-mail: centropublicaciones@mam.es

ISBN: 978-84-481-1016-0
NIPC: 770-10-083-8
Depósito legal: M-29.351-2010
Catálogo General de publicaciones oficiales:
<http://www.080.es> (servicios en línea/oficina virtual/Publicaciones)

Impreso en papel reciclado



Datos técnicos: Formato: 15 × 21 cm. Caja de texto: 10,8 × 17 cm. Composición: una columna. Tipografía: Swis721 BT a cuerpos 8, 9, 10 y 12. Encuadernación: Rústica. Papel interiores: estucado reciclado de 90 gr/m². Cubierta: estucado reciclado de 300 gr/m², plastificado brillo una cara, Tintas 4/4.

EVALUACIÓN AMBIENTAL: COOPERACIÓN, DESARROLLO Y SOSTENIBILIDAD

Libro de Actas del V Congreso Nacional de Evaluación
de Impacto Ambiental (V CONEIA)

COORDINADORES

M. A. Casermeiro Martínez
A. P. Espluga González de la Peña

COMITÉ CIENTÍFICO

M. Andrés Abellán
R. Arce Ruiz
S. Castaño Castaño
M. T. de la Cruz Caravaca
L. A. Desdentado Gómez
M. Díaz Martín
J. A. Molina Abril
L. Moreno Merino
F. Navarro-García
I. Otero Pastor
I. Sobrini Sagaseta de Ilurdoz

Dedicado a los Profesores
Ángel Ramos Fernández
y Fernando González Bernáldez,
pioneros de la Evaluación de Impacto
Ambiental en España

Prólogo	15
Discurso de Apertura	17
Comité de Honor	21
Conclusiones del V CONEIA	23

BLOQUE I:

Marco Jurídico y Administrativo

Tramitación medicambiental necesaria para las actividades habituales en las presas y embalses de la Confederación Hidrográfica del Júcar	27
<i>C. Batista Santana, L. Ortega Santos y N. Etxeberria Etxeberria</i>	
La declaración de Impacto Ambiental como herramienta de sostenibilidad. Ejemplos en Extremadura	35
<i>L. Rodríguez Lara, M. A. Pérez Fernández, J. Moreno Pérez y E. Rebolledo Casado</i>	
Cuarenta años de Evaluación Ambiental: el papel de los arquitectos de la EA en la definición actual del proceso	43
<i>Juan M. Martínez Orozco</i>	
Contribuciones de las evaluaciones participativas a los estudios de impacto ambiental en una sociedad en transición	53
<i>Basilio Verduzco Chávez, Sergio H. Contreras y María Basilia Valenzuela Varela</i>	
El proceso de evaluación de impacto ambiental en España. Una evaluación parcial	61
<i>Alejandra Castro Valencia y Rosa María Arce Ruiz</i>	
Una panorámica de la situación del procedimiento de evaluación ambiental en España	69
<i>S. González Ubierna, L. Desdentado, M. Díaz, A. P. Espluga, I. M. Sobrini y M. A. Casermeiro Martínez</i>	

BLOQUE II:

Evaluación Ambiental de Planes

La gestión de la dispersión a través de la Evaluación Ambiental Estratégica	79
<i>Dionisio Rodríguez Álvarez, Gonzalo Méndez Martínez, Melania Payán Pérez y Juan Marcos Pérez Gullín</i>	
Evaluación de sostenibilidad de los documentos suplementarios de planificación en el Reino Unido: Wornington Green Estate	89
<i>Patricia Cuervo Uriá</i>	
La evaluación ambiental de planes urbanísticos. ¿Oportunidad de cambio o continuidad adornada?	95
<i>Jorge Abad García</i>	
Gestión de la Información Espacial en la EAE	101
<i>Ainhoa González del Campo</i>	
Actividades humanas y efecto sobre los suelos en el Valle Amblés Ávila	111
<i>P. M. Díaz-Fernández, M. V. Medina Varo, A. M.ª San José Wery, J. J. Ramos Miras & I. Rebollo Blázquez</i>	

BLOQUE III:

Evaluación Ambiental de Proyectos, estudio de casos

Impactos de la actividad recreativa sobre los parámetros microbiológicos y bioquímicos del suelo en el Monumento Natural de los Palancares y Tierra Muerta (Cuenca)	119
<i>M. Andrés, M. E. Lucas-Borja, E. Martínez, F. R. López, F. A. García y A. del Cerro</i>	
Valoración del impacto ambiental de las especies exóticas invasoras en el macropaisaje de la isla de Tenerife (Canarias)	127
<i>Eduardo Sobrino Vesperinas, Damián de Torres, David Mingot, Antonio Siverio, José Miguel Soriano Pérez y Alberto González Moreno</i>	
Proceso de Evaluación de Impacto Ambiental en tendidos eléctricos en un monumento natural	135
<i>María A. Pérez Fernández, Raquel García Laureano, Jesús Moreno Pérez, Eduardo Rebolledo Casado</i>	
Impacto ambiental del drenaje ácido en obras de ingeniería: el caso de la autovía del Cantábrico y el río Eume (N Galicia)	143
<i>José Manuel Álvarez-Campana Gallo y Atocha Ramos Martínez</i>	

La influencia de los vertederos en diferentes elementos ambientales. Metodología EVIAVE	149
<i>Francisco Javier Márquez Moreno, M.ª Encarnación Garrido Vegara, Francisco Garrido Fernández y Pedro Antonio Garrido Vegara</i>	
Estudios de impacto ambiental y mortalidad real en parques eólicos	159
<i>Manuela de Lucas, Miguel Ferrer, Guyonne Janss y Luis Barrios</i>	
Impacto ambiental sobre las aguas subterráneas de la actividad minera en la Cuenca de El Bierzo (León-España)	169
<i>Álmudena de la Losa Román, Luis Morano Merino y M.ª Emilia Jiménez Hernández</i>	
Metodología para la evaluación del impacto ambiental sobre la atmósfera de plantas de valorización energética de residuos municipales	179
<i>José M. Baldasano, Albert Sorst, Oriol Jorba y Eugeni López</i>	
Efecto del ruido de una autovía sobre la eficiencia de los pasos de fauna	187
<i>C. Iglesias Merchán, C. Mata Estacio y J. E. Malo Arrázola</i>	
Análisis espectral y predicción del ruido en la ciudad de Valladolid	195
<i>José Francisco Sanz Requena, Héctor Fresneda, Adriana Correa Guimaraes, Sarey Engelmo Guinaldo, Luis Manuel Navas Gracia y Jesús Martín Gil</i>	

BLOQUE III:

Evaluación Ambiental de Proyectos, metodologías

Adaptación del método de evaluación De Torres-La Laguna al estudio de impactos potenciales derivados de la presencia de plantas invasoras	207
<i>Damián de Torres, Eduardo Sobrino Vesperinas, Antonio Siverio Núñez, Manuel González Pérez, David Mingot y Alberto González Moreno</i>	
Normalización de «Criterios técnicos orientadores en materia de medio natural» en la Región de Murcia	219
<i>Inmaculada Ramírez Santigosa, Ramón Ballester Sabater, Justo García Rodríguez, María Huertas Marín Ibarra y Emilio Díez de Revenga Martínez</i>	

Identificación y definición de criterios ambientales a incorporar a los estudios y proyectos de ingeniería civil sometidos al procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental	229
<i>I. Lozano Valero, D. Palacios García de la Rosa, A. Doncel Moratilla, L. Iglesias Pérez, L. Ortega Santos y M. García Sánchez-Colomer</i>	
Deposición atmosférica de cloruro y bromuro en el entorno del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel como posible indicador de impacto antrópico.	237
<i>M.ª Emilia Jiménez Hernández, Almudena de la Losa Román, Luis Moreno Marino, Silvino Castaño Castaño y Héctor Aguilera Alonso</i>	
Aplicación de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para la evaluación ambiental del cultivo de colza en Castilla y León para la producción de biocombustible	247
<i>José Francisco Sanz Requena, Héctor Fresneda, Adriana Correa Guimarães, Isabel González García, Jesús Martín Gil, Luis Manuel Navas Gracia y Rebeca Díez Antolínez</i>	
Algunas consideraciones metodológicas en la aplicación actual de modelos predictivos de ruido en carreteras	257
<i>Juan M. Martínez Orozco y Carlos Castellote Varona</i>	
Análisis de visibilidad: diseño de un modelo en un entorno SIG ..	263
<i>Isabel Otero Pastor, Elsa Varela Redondo y Santiago Mancebo Quintana</i>	
Validación de tres modelos de erosión para su aplicación a zonas afectadas por movimiento de tierras.	269
<i>J. M. Nicolau Ibarra, S. González Ubierna y M. A. Casermeiro Martínez</i>	
Evaluación del tiempo de contacto en la disponibilidad de metales pesados en suelos carbonatados	277
<i>A. de Santiago, J. R. Quintana, A. M. Moreno, A. L. Lafuente y C. González</i>	

BLOQUE IV:

Restauración, Seguimiento Ambiental y Sostenibilidad

Empleo de un SIG para la evaluación de los procesos de erosión hídrica en la cuenca del Río Grande del Santiago, afín de valorar el impacto derivado de una intensa actividad antropogénica ..	287
<i>Francisco Javier Núñez Sandoval, Aldebarán Contreras Rivera, Cruz Noé Paredes Gusjardo, Rafael Romero Luna y Carlos Lecanda Terán</i>	

Nueva perspectiva de la evaluación ambiental y la restauración de explotaciones mineras: nichos ecológicos para avifauna	295
<i>Atocha Ramos Martínez, Cosme Damián Romay Cousido y José Manuel Álvarez-Campana Gallo</i>	
Metodología para la Evaluación Ex-post del Impacto de las Medidas de Mitigación Ambiental en el Proyecto Hidroeléctrico Porca II (Colombia).....	303
<i>Verónica González-Díez, Mónica Lomeña, María Elena Corrales, Alejandro Perdo, Lourdes Álvarez y Yuri Soares</i>	
Caracterización de la evolución hidroquímica de las aguas del Zanjón del Cigüela desde el punto de vista del impacto ambiental por aporte de nutrientes al sistema hídrico del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel	311
<i>Luis Moreno Merino, Silvino Castaño Castaño, Héctor Aguilera Alonso, Almudena de la Losa Román y M.ª Emilia Jiménez Hernández</i>	
Cooperación intersectorial para la protección del suelo mediante sostenibilidad de las estaciones de servicio.....	317
<i>Jorge González Salguero y José Luis Peña Gómez</i>	
El oso de Trabadelo: un caso para el estudio de la fragmentación de hábitats causada por las infraestructuras de transporte.	325
<i>C. Iglesias Merchán</i>	
Bancos de mitigación como medida compensatoria	333
<i>Nerea Alzpurua Giraldez y Rosa M.ª Arce Ruiz</i>	
Medidas ambientales en las instalaciones auxiliares de obra	339
<i>Manuel Díaz Martín</i>	
Sanidad ambiental de suelos agrícolas mediterráneos tratados con lodos de depuradora urbana: un estudio a corto plazo	345
<i>Clarissa Gondim-Porto y Federico Navarro-García</i>	
Medidas de respiración del suelo tras la aplicación de lodos de depuradora. Impacto en el cambio climático.....	353
<i>M. T. Cruz Caravaca, I. Valverde, S. González, L. G. García-Montero y M. A.Casermiro</i>	
Vigilancia ambiental y valoración de daños en zonas verdes afectadas por el soterramiento de líneas eléctricas	361
<i>Alberto Jiménez Rayado e Iñigo M. Sobrini</i>	

ANEXO

Gestión, autorización y restauración de zonas de préstamo y vertedero en obras civiles.....	371
<i>Álvaro Enríquez de Salamanca Sánchez-Cámara, María José Carrasco García y Juan Manuel Varela Nieto</i>	

La evaluación ambiental es el procedimiento técnico y administrativo por el que se toman en consideración todos los aspectos relativos a la protección del medio ambiente en el proceso de toma de decisión de Planes, Programas y Proyectos.

Desde el año 1986 está incorporada a la normativa española en lo que se refiere a la evaluación de impacto ambiental para proyectos y actividades específicas y, desde el año 2006, también para Planes y Programas elaborados por la Administración.

El V Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (CONEIA), organizado por la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental y celebrado en Córdoba en marzo de 2009, bajo el epígrafe Cooperación, Desarrollo y Sostenibilidad consolida este foro como uno de los principales puntos de encuentro y de debate sobre la Evaluación Ambiental en España. Prueba de ello ha sido la gran participación de todos los agentes implicados en la Evaluación Ambiental, con más de 350 congresistas, representando a consultores, empresas, Organizaciones No Gubernamentales, Administración pública y Universidades, tanto nacionales como iberoamericanas. En este congreso se ha puesto de manifiesto la importancia de los procedimientos de Evaluación Ambiental como instrumento al servicio de la protección ambiental y como motor de desarrollo sostenible. Los principales trabajos presentados en este V CONEIA se recogen en esta publicación.

El diálogo y las reflexiones realizadas durante este congreso pusieron de manifiesto las fortalezas pero también las debilidades del actual sistema de Evaluación Ambiental. Todas estas aportaciones se estructuran en este volumen en diferentes bloques temáticos, que abordan los aspectos más relevantes sobre los procedimientos de evaluación ambiental: legislación, evaluación ambiental de planes y programas, estudio de casos, medidas correctoras y planes de vigilancia ambiental.

Por último me gustaría destacar la excelente calidad de los trabajos presentados, que junto a los vivos debates realizados durante el CONEIA, han servido para elaborar unas conclusiones representativas de la situación actual del sector y de las tendencias futuras sobre Evaluación Ambiental en España que se configura como un instrumento al servicio de la sostenibilidad para el desarrollo, contribuyendo positivamente a conjugar el desarrollo económico y social del país sin menoscabar el estado del medioambiente y la salud, desacoplando el crecimiento de la economía con el impacto ambiental negativo.

M.[®] JESÚS RODRÍGUEZ DE SANCHO
*Directora General de Calidad y Evaluación Ambiental
Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino*

DISCURSO DE APERTURA

Nos hemos dado cita en este espectacular marco arquitectónico para iniciar los trabajos de la quinta edición del CONEIA-Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. En realidad, el trabajo comenzó el mismo día en que, hace ya dos años, se cerró el anterior CONEIA, que tuvo lugar en Madrid. Entonces se fraguó una propuesta para celebrar en Córdoba esta edición, y gracias a esa iniciativa y a la dedicación del Comité Organizador durante este tiempo podemos hoy estar aquí. A todos ellos en nombre de la Asociación les doy las gracias.

Voy a seguir con el capítulo de agradecimientos, que se suele dejar para el final, pero que creo de justicia hacerlo al principio de mis palabras, que además son el principio del CONEIA. Y en primer lugar quiero agradecer su apoyo a las dos instituciones que nos han ofrecido su colaboración para la organización, que son la Universidad de Córdoba y la Asociación de Empresas de Servicios Medioambientales de Andalucía.

Un agradecimiento especial merecen las entidades, organismos e instituciones que nos han prestado apoyo económico, muy especialmente el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, el Ministerio de Defensa, la Junta de Andalucía, la Generalitat de Catalunya, la Comunidad de Madrid, la Generalitat Valenciana, el Grupo Tragsa, Acciona, la Fundación Enresa y la Fundación Repsol.

Pero sobre todo les damos las gracias a todos ustedes que nos acompañan, por renovar la confianza en el CONEIA. Les confieso que para nosotros era una incógnita como iban a responder en estos tiempos de dificultades económicas, en las que se mira mucho a qué se dedican los recursos escasos: y evidentemente la asistencia a un congreso supone una inversión de tiempo y de dinero, ambos escasos y por tanto muy preciados. Pero queremos que lo consideren así, como una inversión. Una inversión en innovación, en puesta al día de conocimientos, en formación continua, en apertura de miras, en ampliación de contactos. Es una apuesta por la evaluación de impactos como herramienta de prevención ambiental, y en todos ustedes como gestores directos de la misma. Por eso, insisto, muchas gracias a todos.

Tenemos por delante tres días muy apretados, en lo que al programa se refiere, que vamos a completar con dos visitas programadas de máximo interés por su plena actualidad temática. Tienen todos en su documentación el programa del congreso, con los resúmenes de las comunicaciones que hemos recibido, por cierto de una calidad científico-técnica del máximo nivel. Quiero dar las gracias, no lo hice antes, al Comité Científico, que ha trabajado duro para organizar las sesiones de comunicaciones orales y las de formato póster. Todas ellas se recogerán posteriormente en una publicación, que será oportunamente distribuida.

Les animamos a que se organicen el CONEIA a su conveniencia, asistiendo a las sesiones que más despierten su interés. Y que participen activamente en los turnos de preguntas, aportando sus comentarios, compartiendo con los demás asistentes sus experiencias. Sólo así lograremos hacer un CONEIA verdaderamente provechoso para todos.

En esta edición hemos hecho un esfuerzo adicional por abrir los contenidos del CONEIA más allá de nuestras fronteras. Lo hemos subtítuloado «Cooperación, Desarrollo y Sostenibilidad» pues pensamos que son los tres ejes del futuro común, y donde la EA puede y debe jugar un papel importantísimo. Así ha nacido el **I Seminario Iberoamericano de EIA**, que nace con vocación de continuidad y de profundización de sus contenidos.

Los que nos dedicamos a la EA tenemos un inmenso reto, que a la vez se traduce en una gran oportunidad. Tenemos el reto de conseguir que esto funcione. La EA ha alcanzado ya con creces la mayoría de edad, y sin embargo en muchos casos sigue sin madurar. Depende de nosotros que lo haga. Si se hace una encuesta por la calle, quizá no todos los encuestados sepan con exactitud qué es la **evaluación de impacto ambiental**, pero la gran mayoría ha oído hablar de ella. No en vano está un día sí y otro también en los medios de comunicación. Son múltiples por ejemplo los casos que saltan a los periódicos, por quejas ante organismos europeos, por supuestas infracciones en materia de EIA. Y no lo digo para denunciar que se estén haciendo mal las cosas, que no lo creo, ni mucho menos, sino para constatar que la EIA se ha introducido en el día a día de la sociedad. En el nuestro por supuesto, que nos dedicamos a ello, pero también en el del resto de la ciudadanía. Continuamente leemos noticias relacionadas con la EIA: proyectos que se eximen de procedimiento (cárcel de Pamplona, o de Vitoria, la ampliación del aeropuerto de Manises, o la conducción Castril-Baza), la aprobación de una DIA favorable o el rechazo de un proyecto por una DIA desfavorable (autovía Teruel-Cuenca), denuncias por incumplimientos de un condicionado ambiental concreto (huella sonora de la ampliación de Barajas), incluso tenemos que lamentar que haya un ex-consejero autonómico de medio ambiente imputado por prevaricación y cohecho a raíz de una evaluación de impacto ambiental. Son múltiples los ejemplos en los que la EIA ha saltado del ámbito meramente profesional y técnico, llegando a los medios de comunicación. Y ahí es donde tenemos toda una gran oportunidad. Tenemos la oportunidad de que la sociedad conozca realmente lo que hacemos y que lo valore en su justa medida. Que deje de considerar la EIA como otra traba burocrática más y empiece a ser mayoritaria la percepción de que este instrumento de protección ambiental es algo útil, que a todos beneficia. Y para eso nosotros mismos tenemos que ponernos muy alto el listón, y no caer en la tentación del trabajo fácil mal hecho, del atajo, de la chapuza, de la poca exigencia, que no lo dudemos acabaría pasándonos factura.

Desde luego, en la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental tenemos muy claros estos objetivos de calidad y de profesionalidad, y precisamente por eso adoptamos en su día el ideario de la Asociación In-

ternacional de Evaluación de Impactos, de la que somos afiliados para España, y que todos nuestros asociados se comprometen a cumplir. Me van a permitir que les recuerde, pues creo que en estos momentos de duda cobran absoluta vigencia: Todo miembro de la Asociación Española de EIA se compromete a:

- Desarrollar su actividad profesional, en la medida de lo posible, de acuerdo a los principios emergentes del desarrollo sostenible y de los más altos estándares de protección ambiental.
- Anteponer siempre la integridad del medioambiente natural y la salud, seguridad y bienestar humanos, por encima de cualquier compromiso hacia intereses sectoriales o privados.
- Perseguir la incorporación de criterios de defensa ambiental y la consideración de los impactos sociales o socioeconómicos desde las primeras etapas de diseño de proyecto o de desarrollo de planes.
- Evitar en todo caso desarrollar su actividad profesional de manera deshonesta, fraudulenta, engañosa, tergiversadora o tendenciosa.
- No presentar o publicitar sus servicios de manera que conlleve descrédito a la profesión.

Con este recordatorio acabo mi intervención, pues poco más se puede añadir. Tan sólo reiterarles a todos mi agradecimiento, y dedicar un recuerdo y homenaje a las víctimas del 11-M, del que hoy se cumplen 5 años.

Muchas gracias.

ÍÑIGO SOBRINI SAGASETA DE ILURDOZ

Presidente

S.A.R. el Príncipe de Asturias, D. Felipe de Borbón

Miembros

Sr. D. Manuel Chaves González

Presidente de la Junta de Andalucía

Sra. D.ª Elena Espinosa

Ministra de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino

Sra. D.ª Carme Chacón

Ministra de Defensa

Sra. D.ª Magdalena Álvarez

Ministra de Fomento

Sra. D.ª Rosa Aguilar Rivero

Alcaldesa de Córdoba

Sra. D.ª Cinta Castillo Jiménez

Consejera de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía

Sr. D. Alfredo Boné Pueyo

Consejero de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón

Sr. D. Domingo Berriel Martínez

Consejero de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias

Sr. D. Francisco Luis Martín Gallego

Consejero de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria

Sra. D.ª Paula Fernández Pareja

Consejera de Industria, Energía y Medio Ambiente de la Junta de Castilla-La Mancha

Sr. D. Francesc Baltasar i Albesa

Conseller del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya

Sr. D. José Luis Navarro Ríbera

Consejero de Industria, Energía y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura

Sra. D.ª Ana Isabel Mariño Ortega

Consejera de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid

Sr. D. Benito Javier Mercader León

Consejero de Industria y Medio Ambiente de la Región de Murcia

Sra. D.ª Begoña Sanzberro Iturriria

Consejera de Desarrollo Rural y Medio Ambiente del Gobierno de Navarra

Sr. D. José Manuel Roldán Nogueras

Rector de la Universidad de Córdoba

Sr. D. Francisco Pulido Muñoz

Presidente de la Diputación de Córdoba

Sra. D.ª Esperanza Caro Gómez

Secretaría General del Cambio Climático y Calidad Ambiental de la Junta de Andalucía

Mr. Sachihiko Harashina

Presidente de la International Association for Impact Assessment. (IAIA)

CONCLUSIONES DEL V CONEIA

El CONEIA es el foro de encuentro entre administraciones y actores involucrados en los procedimientos de evaluación ambiental.

1. Marco jurídico y administrativo.

Es urgente el desarrollo reglamentario de las leyes de evaluación ambiental de planes y programas, y de proyectos.

Sería deseable la unificación de criterios y líneas generales de aplicación entre las diferentes CC.AA.: terminología, listados de proyectos, procedimientos, etc.

Es prioritario que se adopten las medidas necesarias para el cumplimiento de los plazos legales.

Los procedimientos de evaluación ambiental (EA) no deben ser una mera justificación de los planes y proyectos previamente diseñados.

2. Evaluación ambiental de planes y programas.

Demandamos que se redacten Planes de Ordenación Territorial, de ámbito supramunicipal, y Sectoriales.

Falta desarrollo metodológico sobre la aplicación de la evaluación ambiental estratégica (EAE), tanto a nivel procedimental como de elaboración de documentos.

La Memoria Ambiental debería considerar la conexión entre el Plan evaluado y los proyectos que de él se derivan.

3. Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) de proyectos.

Se observa una clara tendencia positiva en la EIA de proyectos, pero insistimos en:

Los Estudios de impacto ambiental (EsiA) deben ser más concretos, dedicando sus esfuerzos al análisis de los aspectos más significativos.

La Administración debe ser más concisa en los Documentos de Referencia, y exigente con los EsiA.

Se deben dedicar más recursos a la preparación de los estudios ambientales, equiparándolos a los dedicados a la redacción del proyecto.

4. Restauración, gestión y vigilancia ambiental.

El condicionado ambiental del EsiA y la Declaración de Impacto Ambiental (DIA) debe incorporarse al proyecto constructivo, en sus diferentes documentos: Memoria, Pliego, Planos y Presupuesto.

Las DIAs deben ser más concretas, intentando que las condiciones impuestas sean cuantificables.

El Plan de Vigilancia Ambiental (PVA) debe abarcar toda la vida útil del proyecto: obra, funcionamiento y abandono.

Cooperación Desarrollo y Sostenibilidad.

El I Seminario Iberoamericano de EIA:

Ha establecido las bases de una futura red de colaboración para el intercambio de experiencias y conocimientos entre los países de habla hispana.

Promoverá la constitución de asociaciones nacionales para la creación de una Rama hispanohablante dentro de la IAIA.

En este ámbito, la EA debe jugar un papel decisivo para el desarrollo y la sostenibilidad.

Bloque I:
Marco Jurídico
y Administrativo

Tramitación medioambiental necesaria para las actividades habituales en las presas y embalses de la Confederación Hidrográfica del Júcar

Environmental procedure required for regular activities in dams and reservoirs of the Confederación Hidrográfica del Júcar

C. BATISTA SANTANA

Confederación Hidrográfica del Júcar

L. ORTEGA SANTOS

N. ETXEBERRIA ETXEBERRIA

PyG, Estructuras Ambientales S.L.

Resumen

La Confederación Hidrográfica del Júcar ha abordado el análisis específico de la problemática que se plantea a la hora de abordar las obras y pequeñas reparaciones necesarias para el mantenimiento ordinario de las presas y embalses por ella gestionadas, como consecuencia de la tramitación ambiental necesaria en la legislación vigente y en las Instrucciones internas dadas por la propia Dirección General del Agua. Para ello se ha optado por la redacción de un documento que sirva como guía a los técnicos responsables de dichas infraestructuras en el que se incluyen los procedimientos ambientales a seguir en cada caso, explicados mediante diagramas de flujo.

Palabras clave

Tramitación medioambiental, actividades de mantenimiento, legislación ambiental, legislación sectorial, presa, embalse, canal.

Abstract

The «Confederación Hidrográfica del Júcar» (Hydrographic Confederation of the Júcar) has analyzed the problems that come up when dealing with the necessary works and reparations for ordinary maintenance activities in the different dams and reservoirs managed by them, due to the environmental procedures of the legislation in force and the inner Instructions of the «Dirección General del Agua» (General Water Department). For this reason, a document has been elaborated to be used as a manual by the different technical responsible of the mentioned infrastructures that includes the different environmental procedures to carry on in each case, illustrated with flowcharts.

Key words

Environmental procedure, maintenance activities, environmental legislation, sectorial legislation, dam, reservoir, channel.

Introducción y objetivos

La Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente viene aplicando, a la tramitación ambiental de las actuaciones que promueve, las indicaciones incluidas en la «Guía para la Evaluación Ambiental de las actuaciones de la administración hidráulica» (1) elaborada inicialmente en febrero de 2000 por la entonces Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. En mayo de 2003 se editaron las correcciones a dicha Guía que se realizaron con el objetivo de facilitar el proceso de evaluación ambiental al que deben ser sometidos todos los proyectos de dicha administración, como consecuencia de la aplicación de la legislación española que traspone la normativa europea relativa a la evaluación de las repercusiones de los proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.

Complementariamente, con fecha 30 de diciembre de 2003, la Confederación Hidrográfica del Júcar divulgó una Instrucción Complementaria a dicha Guía (2), dando desarrollo a la Orden comunicada por el Presidente de dicha Confederación con fecha 1 de octubre de 2003, en relación a la tramitación de proyectos. Dichos documentos abarcan también el contenido de la documentación de carácter ambiental que forme parte de cualquier expediente, aunque no se trate de una actuación sometida a ningún procedimiento reglado de evaluación ambiental.

Este proceso de evaluación también se debe aplicar a las actividades de mantenimiento ordinario que se realizan en las presas y canales pertenecientes a la Confederación Hidrográfica del Júcar. Debido al gran número de estas actividades, así como de presas y canales, y para agilizar el proceso de evaluación, ya que muchas de estas actividades no se pueden postergar, la Confederación Hidrográfica del Júcar ha abordado el análisis específico de dicha problemática y la redacción de un documento que sirva como Guía a los técnicos responsables de dichas infraestructuras.

Con dicho objeto, se elaboró el documento denominado «Estudio de la tramitación medioambiental necesaria para las actividades habituales en las presas, embalses y canales de la Confederación Hidrográfica del Júcar» con fecha diciembre de 2005. Se trata del estudio, para cada presa y canal perteneciente a la C.H. del Júcar, del tipo de tramitación que, de acuerdo con la normativa vigente, se requiere o podría requerirse para la realización de cada una de las principales actividades de mantenimiento ordinario que se realicen. Posteriormente, como consecuencia de nueva legislación aplicable y la incorporación de dos nuevas presas gestionadas por la Confederación Hidrográfica del Júcar, se actualizó el documento en diciembre de 2007.

El presente documento se centra exclusivamente en las presas analizadas dejando a un lado los canales por tratarse de la misma metodología y ser redundante.

Resultados y discusión

La estructura general del estudio queda organizada en dos grandes grupos de documentos: Memoria General y Memorias Particulares. La metodología seguida es idéntica para ambos tipos de Memorias, pudiéndose esquematizar según la figura 1.



Figura 1. Esquema metodológico

En la Memoria General quedan englobados los siguientes aspectos: análisis de antecedentes, definición del ámbito de estudio y análisis de la situación geográfica, definición de actividades de mantenimiento habituales, análisis del marco legal y procedimientos de tramitación ambiental.

El segundo bloque del estudio consiste en un conjunto de Memorias Particulares, una para cada presa considerada, con el objetivo de que cada Técnico responsable cuente con una herramienta de consulta específica y directa de cada infraestructura de su competencia.

Se han estudiado 23 de las presas (3) incluidas dentro del ámbito de la gestión de la Confederación Hidrográfica del Júcar, cuyo titular es el Estado y que se encuentran ubicadas en tres Comunidades Autónomas distintas: Aragón, Castilla-La Mancha y Comunidad Valenciana.

Con el fin de realizar una primera aproximación a los condicionantes ambientales básicos en cada infraestructura e identificar las posibles interacciones con áreas de interés, se ha recopilado la cartografía temática oficial de los distintos organismos autonómicos competentes. De este modo, se han obtenido las bases actualizadas de la Red de Espacios Naturales Protegidos de las autonomías afectadas, así como otras áreas catalogadas o inventariadas.

Las categorías de protección o catalogación que cabe diferenciar, en base a la legislación vigente y comprobada la ausencia en el ámbito de Parques Nacionales, son las siguientes:

- Red Natura 2000:
 - Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA)
 - Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), propuestos
- Espacios Naturales Protegidos: figuras recogidas por la legislación autonómica: Parque Natural, Reserva Natural, Monumento Natural, Paisaje Natural, Paisaje Protegido, Zona periférica de protección, Microrreserva,...
- Otras figuras: figuras recogidas por la legislación autonómica: Área natural singular, Zona periférica de protección, Zona sensible, Zona húmeda catalogada, Microrreserva vegetal,...

Se ha realizado, para cada una de las presas, una intersección con los espacios naturales en los que se identifican posibles afecciones directas, por estar incluidos la presa o el embalse en su ámbito, o indirectas, bien por situarse en las inmediaciones o aguas abajo del cauce regulado, resumiéndose en una tabla (tabla 1).

Tabla 1. Esquema metodológico

PRESA	INCLUIDO		POSIBILIDAD DE AFECCIÓN	
	Presa	Embalse	Aguas abajo	Inmediaciones

En las Memorias Particulares de cada infraestructura, se analiza con mayor detalle el grado de afección posible en cada caso, así como las características y valores ambientales más relevantes de cada espacio.

Para la definición de las actividades de mantenimiento habituales en las presas y embalses, se llevaron a cabo una serie de reuniones con los responsables de la explotación de las presas, se desarrolló un listado con las actividades que forman parte de las labores habituales de mantenimiento en las infraestructuras consideradas, pasándose a analizar las acciones generadoras de impactos que conllevan. La lista completa de las actividades analizadas y sus acciones generadoras de impacto es muy extensa, por lo que se exponen únicamente algunos ejemplos (tabla 2), encontrándose el estudio completo en las dependencias de la Confederación Hidrográfica.

Además, se definen una serie de actividades auxiliares, comunes en la mayoría de las actividades de mantenimiento analizadas que son: relativas a caminos de acceso, desbroces, apertura de zanjas y gestión de residuos.

Debido a que el objetivo del presente documento es la elaboración de un conjunto de recomendaciones para la tramitación ambiental de las actividades

Tabla 2. Ejemplo de caracterización de actividades

ELEMENTO - GRUPO DE TRABAJOS	ACTUACIONES	PRINCIPALES ACCIONES GENERADORAS DE IMPACTO
LÍNEAS DE BAJA TENSIÓN EN EXTERIOR (AÉREAS)	Sustitución de elementos (cableado y conducciones)	Generación de residuos
	Instalación o sustitución de apoyos y toma de tierra	Apertura o acondicionamiento de accesos, desbroces, movimiento de tierras, tierras sobrantes, generación de residuos
	Mantenimiento de pintura	Generación de residuos
	Derivaciones (tramos de nuevo trazado)	Apertura o acondicionamiento de accesos, desbroces, movimiento de tierras, tierras sobrantes, generación de residuos

de mantenimiento en infraestructuras de la Confederación Hidrográfica del Júcar, se estudió de forma minuciosa la legislación aplicable, a nivel comunitario, estatal y autonómico, teniendo en cuenta: los distintos ámbitos geográficos, las características ambientales del entorno de cada infraestructura (y en particular, la existencia de espacios naturales sujetos a protección), y la naturaleza de las actividades consideradas y sus acciones derivadas.

Los aspectos más importantes que abarca esta fase de recopilación y análisis de legislación son, tanto relativos a normativa ambiental básica, evaluación de impacto ambiental y protección de la naturaleza, como a normativas sectoriales de implicación ambiental. Así, se han estudiado hasta 123 referencias normativas, relativas a los siguientes bloques temáticos: evaluación de impacto ambiental, conservación de la naturaleza y espacios protegidos, conservación de la biodiversidad de la flora y la fauna, aguas continentales, protección del patrimonio arqueológico y cultural, legislación forestal y de vías pecuarias, y residuos y actividades clasificadas. Se elabora una síntesis de aspectos normativos básicos a tener en cuenta.

A partir de los diferentes datos analizados se elabora el procedimiento de tramitación ambiental a seguir, distinguiendo entre: básicos, derivados de la normativa sectorial, y tipificados por actuaciones.

A la vista del marco legal analizado, el tipo de tramitación ambiental a que deben someterse las distintas actividades que se realicen está en función de dos consideraciones básicas:

- El tipo de actuación de que se trate, aspecto regulado en general, en la normativa sobre evaluación de impacto ambiental, además de en otras normas sectoriales.

- Las características ambientales del medio en que se enmarcan y, en particular, la existencia de espacios naturales sometidos a algún tipo de protección legal.

En primer lugar se elabora el esquema donde se expone el proceso básico de tramitación en relación con el procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental, definido en la legislación nacional. Cabe recordar que el órgano ambiental competente en esta materia para cualquier actuación que deba ser autorizada por la Administración General del Estado, como es el caso de la Confederación Hidrográfica del Júcar, es el Ministerio de Medio Ambiente y será el procedimiento reglado de la legislación ambiental el aplicable, no el de las Comunidades Autónomas en las que se ubique la actuación.

En cuanto al alcance y contenido de los distintos tipos de documentación a generar como parte de la tramitación (Documento Comprensivo del proyecto, Documentación Ambiental, Estudio de Impacto Ambiental, etc.), serán los especificados en la Guía para la Evaluación Ambiental en su versión de mayo de 2003, ya referida, además de lo establecido en la legislación vigente.

En cualquier caso, resulta de aplicación lo establecido en la Instrucción Complementaria a la Guía de la C.H. del Júcar (2), de diciembre de 2003, en el sentido de que, independientemente del tipo de tramitación e incluso de que no resultase necesaria ninguna, cualquier actuación que se realice deberá contar con la redacción de una Documentación Ambiental como parte del expediente técnico.

Finalmente, y a modo de recomendación de carácter general, en caso de duda fundada sobre una actuación en particular, por su escasa entidad o por falta de información sobre la existencia y grado de afección real sobre valores naturales, antes de iniciar cualquier procedimiento, resulta aconsejable realizar una consulta formal, bien a la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental del MMA, o bien, directamente a la Consejería competente de la Comunidad Autónoma.

Por otra parte, determinadas actuaciones, en especial las que precisen la apertura o acondicionamiento de caminos, movimientos de tierras, apertura de zanjas y en general ocupación y remoción del terreno, pueden originar afecciones específicas a bienes o valores de dominio público que cuenten con legislación específica que regulen su protección. Tal es el caso de las vías pecuarias, los montes gestionados por la administración y el patrimonio cultural, que, en caso de afecciones, derivan en procedimientos reglados de Evaluación Ambiental.

Finalmente, en la Memoria General del documento se incluyen los procedimientos propuestos para las distintas actuaciones y casuísticas posibles en función del tipo de actuaciones que se desarrollen, del ámbito territorial en que se enmarquen (y por lo tanto la normativa aplicable) y de las características del entorno.

Estos procedimientos «tipificados» se desarrollan en su caso general, distinguiendo las particularidades de cada ámbito autonómico. Dichos procedi-

mientos son explicados mediante diagramas de flujo, a modo de claves, que representan de forma clara el proceso a seguir en cada caso.

Con toda la información obtenida para la elaboración de la Memoria General, se ha realizado un análisis de cada actividad de mantenimiento para cada infraestructura en particular, dando lugar a la elaboración de un conjunto de 23 Memorias Particulares editadas de forma independiente.

La estructura de todas las memorias particulares es similar, constando de los siguientes apartados:

- Localización y descripción de sus características principales.
- Condicionantes ambientales básicos: evaluación de su situación con respecto a las distintas figuras de protección presentes en el territorio (Red de Espacios Naturales Protegidos, Red Natura 2000, microrreservas, zonas húmedas catalogadas, yacimientos arqueológicos y bienes culturales, vías pecuarias, etc.).
- Guía de tramitación ambiental: particularización, también mediante diagramas de flujo, de los procedimientos determinados en la Memoria General, en función de los condicionantes ambientales del entorno en que se enmarcan.
- Cartografía a escala adecuada: localización y planta general, y cartografía ambiental.

El análisis de los aspectos normativos relativos a la tramitación ambiental necesaria para las actividades habituales de mantenimiento durante la fase de explotación de las presas ha derivado en una Guía Técnica, particularizada en éste caso para 23 de las presas gestionadas por la Confederación Hidrográfica del Júcar, que facilitan en gran medida la toma de decisiones a los técnicos responsables de su gestión diaria.

De los 23 casos analizados, en 14 de ellos bien la presa o el embalse se localizan en espacios pertenecientes a la Red Natura 2000, y 3 de ellos a espacios naturales protegidos. Asimismo, en 13 de los casos se ha observado la presencia de LICs o ZEPAs aguas abajo de las presas.

Por último, indicar que se han definido un total de 24 actividades de mantenimiento en presas y embalses, y 4 actividades auxiliares.

Referencias bibliográficas

- (1) Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas, Ministerio de Medio Ambiente. 2000. Guía para la Evaluación Ambiental de las actuaciones de la administración hidráulica.
- (2) Confederación Hidrográfica del Júcar. 2003. Instrucción Complementaria a la Guía para la Evaluación ambiental de las actuaciones de la administración hidráulica
- (3) http://www.mma.es/portal/secciones/acm/aguas_continent_zonas_asoc/seguridad_presas/inventario_presas/consulta_inventario.htm

La declaración de Impacto Ambiental como herramienta de sostenibilidad. Ejemplos en Extremadura

Environmental Impact Assessment as a tool in Sustainability. Examples from Extremadura (Spain)

L. RODRÍQUEZ LARA

Gabinete de Gestión Integral de Recursos (GGIR)

M. A. PÉREZ FERNÁNDEZ

J. MORENO PÉREZ

E. REBOLLADA CASADO

Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental
de la Junta de Extremadura

Resumen

La evaluación de impacto ambiental es un procedimiento que, tanto en Europa como en el resto del mundo, y cada vez con mayor intensidad, está demostrando ser una gran herramienta para garantizar la sostenibilidad ambiental. Su integración en las políticas ambientales refuerza esta función.

Este trabajo presenta algunos de los resultados logrados en Extremadura (España) en materia de preservación de la naturaleza y de sostenibilidad ambiental, como consecuencia de los condicionantes impuestos por las autoridades ambientales a proyectos de generación de electricidad a partir de fuentes renovables (plantas fotovoltaicas y termosolares y parques eólicos). La bondad de las actuaciones resulta de un riguroso estudio previo de cada proyecto que se origina por la definición de su naturaleza y por las repercusiones de sus impactos. Para esto son necesarios, por un lado, la identificación previa de las características centrales del proyecto para su evaluación y, por otro, el uso de una evaluación diferente en cada estudio, y intervención consensuada entre varios miembros del equipo de trabajo.

Los resultados observados sugieren que los procedimientos de evaluación tienen valor cuando van acompañados de un diálogo continuo con los promotores de los proyectos con indicación de las prioridades de conservación definidas por las autoridades ambientales.

Palabras clave

DIA, condicionantes ambientales, fotovoltaica, termosolar, eólica.

Abstract

Impact assessment studies and further assessments are gaining increasing attention as a procedure to integrate sustainability concerns in both European and World wide policy-making.

This study presents results achieved in Extremadura (Spain) on nature conservation and environmental sustainability as a result of the imposed restrictions

by the environmental Authorities to projects of electricity generation from renewable sources (photovoltaic, thermo-solar and wind power). Positive results are founded in a thorough formulation in the evaluation impact significance determination approaches. In this, it is necessary an initial identification of the core characteristics of each project, the use of a methodology ad hoc for each Project and the impact assessment built up within a working team of experts on EIA.

To date findings suggest that assessment procedures have more value when accompanied by clear specific instructions on priorities from the environmental Authorities to Project promoters.

Key words

EIS, environmental measures, photovoltaic, thermosolar, wind power

Introducción

La Evaluación de Impacto Ambiental (en adelante, EIA) y los estudios de impacto ambiental obligados en la misma han evolucionado considerablemente en los últimos años (Jacob *et al.*, 2004) (1). En la década de los 80, sólo un puñado de países tenían en su ordenamiento jurídico procedimientos regulados de impacto ambiental, que fueron aumentado en los años 90 hasta llegar a dar lugar a un procedimiento reglado a nivel internacional (Radaielli 2006) (2). Los esfuerzos iniciales en el procedimiento estaban orientados a minimizar los costes derivados de las actuaciones ambientales en el plan de negocio de las empresas; posteriormente se buscó la transparencia en la elaboración de las normas (OECD 1977), para en el momento actual integrar el coste ambiental en las actuaciones empresariales, desde la máxima transparencia administrativa y participación ciudadana (3).

La EIA es una herramienta que permite a las Administraciones Públicas valorar los efectos derivados de las actividades de crecimiento económico. Con ello se consigue, o al menos se persigue que las regiones, especialmente las más pobres, desarrollen procesos viables de auto-financiación capaces de perdurar en el tiempo más allá del final de la percepción de financiaciones públicas (fondos europeos en su mayoría). El objetivo es la integración socialmente responsable de los proyectos, preservando los recursos.

Este trabajo presenta un resumen de cómo en Extremadura (España), se han tratado proyectos de generación de energía a partir de fuentes renovables, integrando tanto los aspectos ambientales, como los económicos y sociales, con formatos distintos de participación pública. En todos los casos se ha buscado el desarrollo económico de la región, con la integración de los proyectos y el respecto a las formas tradicionales de riqueza.

La comunidad autónoma de Extremadura ocupa una superficie de 41.633Km², en la que se distribuyen 1.097.744 habitantes. Esto da una baja densidad de población (26,37 hab./Km²), altamente dispersada a lo largo de todo el territorio con un tejido industrial poco desarrollado, lo que provocó una notable despoblación en los años de la post-guerra. El crecimiento eco-

nómico de esta comunidad es superior al del resto de la nación, como resultado del retraso sufrido en décadas previas. La comunidad cuenta con un rico patrimonio natural, con una superficie protegida de 1.276.288 Ha de superficie protegida (30,6% de la superficie total de la Comunidad). En consecuencia, uno de los mayores retos a que se enfrenta la Administración regional es promover el desarrollo industrial y económico de la región sin comprometer la conservación de la naturaleza. En este ámbito, la adecuada planificación de actividades, junto con la estricta observación de las normas ambientales, están haciendo posible que el desarrollo en esta comunidad sea verdaderamente sostenible.

Objetivos

El objetivo de este trabajo es exponer las medidas de sostenibilidad incorporadas a las Declaraciones de Impacto Ambiental por las Autoridades Ambientales de Extremadura, en el marco del procedimiento de EIA de proyectos de generación de electricidad a partir de plantas fotovoltaicas y termosolares y parques eólicos. Se hace una valoración de los efectos derivados de la introducción de reglamentación específica para la generación de electricidad a partir de energías renovables (4).

Resultados y discusión

Tratamiento de la energía solar en los Estudios de Impacto Ambiental

La energía solar constituye una de las mayores fuentes de riqueza de la comunidad. Su explotación ha comenzado a ser una realidad a partir del año 2005, al estar subvencionada a nivel nacional. Los proyectos de energía solar fotovoltaica y termosolar se han multiplicado desde entonces, habiendo sido necesario hacer un gran esfuerzo de definición de criterios para su autorización.

Los proyectos de instalaciones solares fotovoltaicas y los de producción de energía eléctrica en régimen especial (termosolar), así como las instalaciones de transformación y evacuación de la energía en ellos generada, pertenecen a los comprendidos en el Anexo I del Decreto 45/1991, sobre Medidas de Protección del Ecosistema en la Comunidad Autónoma de Extremadura (convalidado por el Decreto 25/1993). Igualmente es de aplicación el Real Decreto Legislativo 1/2008, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos y su reglamento de ejecución aprobado por Real Decreto 1131/1998. Respecto a las condiciones que han de cumplir las líneas de evacuación eléctrica, son de aplicación el Decreto 47/2004 por el que se dictan Normas de carácter Técnico de adecuación de Líneas eléctricas para la protección del medio ambiente en Extremadura y el Real Decreto 263/2008 por el que se establecen medidas de carácter técnico en líneas eléctricas de alta tensión, con objeto de proteger la avifauna,

Según el régimen legislativo es preceptiva la elaboración de un Estudio de Impacto Ambiental detallado que ha de someterse a información pública por un periodo no inferior a 30 días. En particular en Extremadura, las plantas fotovoltaicas cuya potencia instalada es inferior o igual a 1 MW se tramitan en base al Decreto 45/91 mediante el procedimiento abreviado de impacto ambiental mientras que los de una potencia mayor a 1 MW el procedimiento se realiza detallado conforme al Real Decreto 1/2008.

Adicionalmente son de aplicación el Real Decreto 1997/1995, por el que se establecen medidas para garantizar la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres y la Ley 8/1998 de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura; estas normas fijan el régimen de evaluación de actividades en zonas de la Red Natura 2000, cuyo informe de afección ha de formar parte de la Declaración de Impacto Ambiental (en adelante, DIA). La emisión de la DIA es obligatoria y previa a la resolución administrativa que se adopte para la autorización de obras, instalaciones y otras actividades propias de las citadas instalaciones. La información pública permite al órgano responsable de la emisión de la DIA recoger observaciones que le ayuden a la elaboración de la DIA y a definir el sentido de la misma. En la propia DIA se recoge un resumen de las alegaciones presentadas durante la información pública.

Las plantas solares son instalaciones con escasos requerimientos de obras ni movimiento de maquinaria (5). Por eso, y dado el elevado porcentaje de terreno llano que hay en la Comunidad Autónoma, como criterio general para estas instalaciones no se permite la eliminación de vegetación, ni la apertura de caminos perimetrales, así como tampoco movimientos de tierras. Estos se limitan a cimentaciones y apertura y sellado de zanjas para la instalación de cables, quedando estrictamente prohibidos cualquier tipo de desbroces, decapados, nivelaciones y compactaciones de áreas distintas a las que ocuparán las instalaciones fijas.

Junto a las medidas ya indicadas, y de forma general en todos los proyectos, se debe respetar el estrato arbóreo; es obligatorio espetar zonas con afloramientos rocosos; se modifica la distribución de seguidores o la orientación del campo solar para no afectar el arbolado. Como medida obligatoria en todos los proyectos, se piden siembras con gramíneas de la zona afectada por la posible excavación de zanjas o accesos temporales. La gestión del pastizal debe hacerse con manejo ganadero.

Estas medidas, que inicialmente eran acogidas con desagrado por los promotores, son hoy en día una práctica habitual, y no representan fuente de discusión entre los promotores y la Administración. Igualmente, en las plantas fotovoltaicas existentes, es común observar ganado ovino pastando entre los seguidores, de modo que sin abandonarse las prácticas ganaderas tradicionales, se aprovecha el recurso solar y todo ello sin incurrir en impactos irreversibles en el medio.

Prueba de la estrecha relación promotor-administración es que desde el año 2004 se ha presentado un total de 355 expedientes sobre plantas foto-

voltaicas de potencia inferior o igual 1 MW, incluidas las consultas, y ha habido 200 informes de impacto ambiental favorables y tan sólo 12 desfavorables, y respecto a las potencia mayor de 1 MW se han presentado 390 expedientes, incluidas las consultas, y han obtenido 152 una DIA favorable y sólo 8 negativas. En cuanto a las plantas de producción de energía eléctrica a partir de la energía solar térmica, desde el año 2005 se han abierto más de 179 expedientes, de los que 120 han sido consultas, y se han emitido 120 declaraciones de impacto ambiental favorables y sólo 2 desfavorables.

Como forma de garantizar la adecuación de las actuaciones permitidas, el promotor, antes del inicio de cualquier obra, contacta con el agente del medio natural local, que supervisa que las obras se llevan a cabo según lo dictado por la DIA. Posteriormente, el plan de vigilancia ambiental definido de forma conjunta por la Dirección General de Evaluación Ambiental y el promotor, aseguran que el proyecto se desarrolle según lo planificado, permitiéndose el desarrollo económico sin comprometer el patrimonio natural.

Tratamiento de la energía eólica en los EIA

La energía eólica constituye una fuente de energía renovable, no contaminante y que contribuye al desarrollo sostenible, con la que se puede participar en la consecución del 12% de consumo energético a partir de energías renovables (Ley 54/1997, del Sector Eléctrico).

La implantación de parques eólicos puede dar lugar a impactos ambientales derivados de los propios parques y de sus líneas de evacuación. Por ello su autorización debe hacerse aplicando criterios ambientales y de sostenibilidad. En consecuencia, la Comunidad Autónoma de Extremadura dictó el Decreto 192/2005, de 30 de agosto, una normativa específica para la regulación de la implantación de parques eólicos. Esta norma, novedosa en su género a nivel nacional, tiene como principios rectores promocionar el desarrollo de las energías, compatibilizar el aprovechamiento de la energía eólica con la conservación y el mantenimiento de los valores ambientales en la Comunidad, garantizar la viabilidad técnica y económica de los parques eólicos, así como la seguridad de sus instalaciones y, finalmente, impulsar la creación e infraestructuras industriales en el marco de un desarrollo sostenible, la generación de empleo, así como el desarrollo socioeconómico y tecnológico de Extremadura, en las áreas de influencia socioeconómicas de las instalaciones generadoras de energía eólica.

El cuarto principio es el más novedoso y directamente orientado a la consecución de un verdadero desarrollo sostenible, al integrar aspectos ambientales junto con la creación de empleo asociada a las instalaciones industriales de producción de energía a partir del viento, para instalaciones con potencia superior a 100 kw en régimen de autoconsumo. En consecuencia, el Decreto establece el procedimiento para la autorización administrativa de parques eólicos, incluyendo tres tipos de requisitos: formales de autorización, materiales de la autorización y materiales de desarrollo sostenible. En este último

sentido el Decreto requiere que los proyectos prevean un programa de actuaciones para minimizar el impacto ambiental y promover un desarrollo económico sostenible en la Región. En este sentido valora la incidencia del proyecto en materia de desarrollo sostenible en términos de empleo directo e indirecto a generar, por lo que la propuesta ha de recoger un mínimo de creación de tres puestos de trabajos estables y directos por cada megavatio instalado. Estos puestos de trabajo habrán de ser en proyectos industriales o empresariales promovidos con ocasión de la instalación y diferentes a los creados por la construcción y mantenimiento del parque.

La vertiente ambiental se garantiza por dos vías. En primer lugar estableciendo un listado de zonas excluidas, en las que no se podrá implantar, bajo ningún concepto, parque eólico alguno. Estas zonas, definidas en el anexo I del Decreto y publicadas en forma de mapa en la página web de la Consejería con competencias en materia ambiental, presentan valores ambientales tales que han de ser preservados. Junto a la definición de las zonas de exclusión es obligatorio que cada proyecto eólico presente el correspondiente estudio de impacto ambiental y obtenga declaración de impacto ambiental positiva.

Desde el año 2005 se han convocado y resuelto dos convocatorias, la primera con 28 proyectos con DIA favorable y ninguno autorizado por el órgano sustantivo, de un total de 46 solicitudes. En la segunda convocatoria, del año 2007 se otorgaron 34 DIAs favorables, 52 desfavorables y 5 no tramitadas por falta de documentación, de un total de 98 solicitudes. El incremento en solicitudes y autorizaciones puede entenderse como indicativo de la seriedad con que la Administración tomó la consecución de un verdadero desarrollo sostenible en la comunidad y por otro lado, el nivel de aprendizaje de los promotores que igualmente entendieron la necesidad de contemplar este desarrollo en sus proyectos empresariales y no exclusivamente la cuenta de resultados.

La Evaluación Ambiental exhaustiva de proyectos es un objetivo prioritario en la Administración de Extremadura y se orienta a garantizar un verdadero desarrollo sostenible en la región. La necesidad de que Extremadura llegue a ser realmente autosuficiente en lo que a generación de riqueza se refiere obliga a entender el concepto de «Desarrollo Sostenible Regional» como aquel proceso viable y de financiación autosuficiente de desarrollo económico regional, que continúa más allá de los subsidios públicos, con los adecuados ajustes para mejorar el desarrollo ambiental y social responsables.

La experiencia pone de manifiesto que la colaboración estrecha entre promotores y la Administración hace posible lograr proyectos ambientalmente viables, no sólo no comprometiendo los valores ambientales de esta comunidad, sino garantizando la viabilidad económica y promoviendo otras actuaciones empresariales garantes de la creación de empleo en áreas poco desarrolladas económicamente.

La aplicación de criterios de desarrollo sostenible a la hora de planificar y autorizar proyectos industriales contribuye, asimismo, a la fijación de la población en áreas con riesgo de despoblamiento.

Referencias bibliográficas

- (1) Jacob, K., Hertin, J., Bartolomeo, M., Volkery, A., Cirio, M. and Wilkinson, D. 2004. Ex ante sustainability appraisal of national-level policies: a comparative study of assessment practice in seven countries. Paper presented at the 2004 Berlin Conference *Greening of Policies? Interlinkages and Policy Integration*.
- (2) Radaelli, C. 2005. Diffusion without convergence: how political context shapes the adoption of regulatory impact assessment. *Journal of European Public Policy*, 12: 924-943.
- (3) OECD. Regulatory impact analysis: best practices in OECD countries. Paris, 1977.
- (4) Ravetz, J. 2007. The role of evaluation in regional sustainable development. In: C. George and C. Kirkpatrick (eds.) *Impact Assessment and Sustainable Development: European Practice and Experience* pp. 65-89. Edgard Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- (5) Brebbia, C.A., Popov, V., Bravi, M., Coppola, F., Ciampalini, F. and Pulselli, F.M. 2007. Comparing renewable energies: estimating area requirement for biodiesel and photovoltaic energy. *Energy and sustainability. International Conference on Energy and Sustainability*, Southampton, UK, pp. 187-196.

Cuarenta años de Evaluación Ambiental: el papel de los arquitectos de la EA en la definición actual del proceso

*Forty years of Environmental Assessment: the role
of the architects of the EA in the current definition
of the process*

JUAN M. MARTÍNEZ OROZCO

Dpto. Ingeniería Civil, Universidad Europea de Madrid

Resumen

En el año 2009 se cumple el 40 aniversario de la aprobación, en el Congreso de los Estados Unidos, de la norma que regula el proceso de EIA hoy conocido en la mayor parte del mundo (Ley Nacional de Política Ambiental, conocida por sus siglas inglesas NEPA). El ambicioso contenido de la NEPA, cuyo propósito último es promover un cambio en los modos de hacer de las administraciones, se explica en gran medida por el empeño de uno de sus principales arquitectos, el profesor Lynton Caldwell, experto conocedor del funcionamiento de la administración estadounidense.

La importación a Europa del modelo estadounidense tiene explicación en el impulso de figuras universitarias relevantes, en particular el profesor Norman Lee, y, en España, el profesor Ángel Ramos. El modelo consagrado en Europa, y por ende en nuestro país, presenta sin embargo algunas diferencias tanto en el planteamiento de los efectos últimos del proceso como en su aplicación práctica. En el presente trabajo se ilustra el papel que estas personalidades han tenido en la configuración del modelo de EIA, y se describen las principales diferencias que se aprecian en EEUU y en Europa (UE), y su reflejo en España.

Palabras clave

Evaluación Ambiental, evolución, NEPA.

Abstract

In 2009 we met the 40th anniversary of the adoption in the U.S. Congress of the law regulating the EIA process (National Environmental Policy Act, NEPA). The ambitious content of NEPA, whose ultimate purpose is to promote a reform in administrative procedures, is explained largely by the efforts of one of its principal architects, Professor Lynton Caldwell, an expert in public administration.

The import of the U.S. model to Europe is also explained by the efforts of prestigious university researchers, in particular Professor Norman Lee, and in Spain Prof. Ángel Ramos. The European model, and therefore the Spanish model, presents some differences in the approach of the ultimate effects of the process and their practical implementation. The present work illustrates the role

that these people have had in shaping the EIA model, and describes the main differences in its application in the United States and Europe (EU), and its consequences in Spain.

Keywords

Environmental Assessment, evolution, NEPA.

Introducción y objetivos

Desde finales de la década de los 50, el interés público por las posibles consecuencias de la actividad humana en el medio ha sido creciente. También en ese tiempo comienzan a darse los primeros y tímidos pasos en las grandes sociedades industriales, fundamentalmente en el centro de Europa y América del Norte, para dotarse de alguna política de medio ambiente. El ámbito académico es responsable en buena medida de este progresivo cambio de conciencia. Los problemas comienzan a ser diagnosticados cada vez con mayor certeza por un emergente colectivo de especialistas en distintas disciplinas. Entre los mismos, destacan aquellos dedicados a la resolución de los problemas ambientales desde los ámbitos de la planificación, la prevención, la investigación básica, la corrección o la reforma legal y administrativa.

Es en este contexto en el que comienza a formularse un cuerpo de doctrina cada vez más ambicioso y coherente, en el que juegan un papel crucial destacadas figuras del mundo universitario. Surge así una fórmula, la Evaluación de Impacto Ambiental, que inicia el camino jurídico en forma de Ley en 1969 (la conocida NEPA) en el Congreso de los Estados Unidos, siendo hoy, 40 años después, una de las herramientas de protección ambiental más extendidas en el Mundo, sólo precedida por las políticas de espacios protegidos (1).

Cifras tan redondas suelen ser pretexto para hacer balance del trayecto recorrido. En el presente trabajo se hace repaso de algunos aspectos del origen y evolución de la EIA en tres ámbitos jurisdiccionales distintos —EEUU, Europa y España—, poniendo el énfasis en el papel desarrollado por algunas personalidades clave, pertenecientes al mundo académico, en la configuración del modelo de EIA. El ejercicio permite constatar algunas diferencias entre estos sistemas, ligadas en buena medida al perfil y conocimientos de sus protagonistas.

La NEPA y sus efectos: la «gran conspiración» de Lynton Caldwell

La historia legislativa de la EIA arranca, como es sabido, en los Estados Unidos de América en 1969. Durante al menos los diez años anteriores va tomando forma en el Congreso de aquel país la posibilidad de introducir una «política nacional de medio ambiente», apoyada en el imparable cambio de percepción sobre los problemas ambientales. El empuje definitivo llega de la

mano del Senador Henry «Scoop» Jackson, a la sazón presidente del influyente Comité de Interior y Asuntos Insulares del Senado, comité del que nacen dos precedentes determinantes (Ley de Vida Silvestre, 1964; Ley de Ríos Naturales y Escénicos, 1968), además de numerosas propuestas de parques nacionales (2, 3).

En 1968, el Senador Jackson solicita la elaboración de un borrador sobre una «Política Nacional de Medio Ambiente» a un profesor de la Universidad de Indiana, experto en Ciencia Política y gran conocedor de la trastienda de la administración estadounidense: el profesor Lynton Keith Caldwell (1913-2006). Caldwell contaba para entonces con gran prestigio por su conocimiento de la cosa pública, como comisionado de Naciones Unidas en distintos países, asesor del Senado, la UNESCO, y diversos departamentos federales (4, 5). Comenzaba asimismo a contar con reconocimiento por su promoción del medio ambiente, en especial a partir de su ensayo de 1963 «Medio Ambiente: ¿un nuevo elemento en la política pública? (6). Entendía Caldwell ya entonces que cualquier avance en material ambiental pasaba por estrechar la distancia que separaba a científicos y políticos. El mecanismo para ello: lograr la reforma de la administración americana.

En el núcleo del informe solicitado por el Senador Jackson, Caldwell recalca la necesidad de declarar una amplia política nacional de medio ambiente, y la estructura que finalmente se materializaría en la NEPA (7). Aquel informe fue la base para celebrar, en 1968, un coloquio en el Congreso, promovido por Jackson (8), que sirvió para formar cierto estado de opinión en los políticos, y para extraer las ideas para armar un primer proyecto de Ley, e iniciar la andadura legislativa (9).

El proyecto de Ley se introduce en el Senado en febrero de 1969 (10). El Senador describe el propósito de la norma como «la estructura para un programa continuo de investigación y estudio» que asegure un mejor medio ambiente. Para ello, se autorizaba a las agencias federales a «realizar investigaciones» sobre temas ambientales, al tiempo que se establecía el Consejo de Calidad Ambiental como órgano asesor del Presidente (10). Aquella primera versión de la NEPA era, sin embargo, poco ambiciosa: faltaba concreción en los objetivos, y, sobre todo, en los medios para conseguirlos (2, 11). Caldwell, consideraba que una mera declaración política no era suficiente. Era preciso dotarse de un mecanismo que obligara a su cumplimiento por parte de todas las agencias federales (11). Durante la audiencia del Comité de Interior celebrada el 16 de abril de 1969, Caldwell testifica sobre la necesidad de hacer operativa la norma. Se produce entonces el siguiente diálogo con Jackson (12): «Sería preciso que la formulación de la política [de medio ambiente] se dote de un mecanismo que obligue a su cumplimiento, de una herramienta operativa... Por ejemplo, la declaración del Congreso debería al menos considerar medidas para requerir a las agencias federales que, al presentar un proyecto, se incluya en ellos una evaluación del efecto que provocarán en el medio ambiente». El Senador responde que «lo que se precisa desde el punto de vista gubernamental es crear legislativamente las

condiciones para poder obligar a los departamentos [federales] a cumplir un determinado procedimiento. De otra forma, estas bienintencionadas declaraciones quedarán sólo en eso».

Fue en este intercambio de opiniones donde surge la idea de incorporar a la propuesta lo que hoy conocemos como Estudio de Impacto Ambiental, en torno al cual acabarán girando las restantes piezas que componen la EIA. No era, desde luego, casual tal grado de coincidencia entre los dos grandes protagonistas de la NEPA. Al fin y al cabo, como recordaría con sorna el propio Caldwell años después, Jackson no era sino parte de la «gran conspiración» (4). En definitiva, el vehículo del que se sirvió para lograr su propósito. Esta última propuesta de Caldwell, junto con algunos modestos cambios adicionales, fue finalmente incorporada al proyecto de Ley, dando lugar a la parte más sustancial de la famosa sección 102 de la NEPA. Finalmente, el proyecto, que reflejaba fundamentalmente los postulados de Caldwell (13), recibió la aprobación del Congreso en diciembre de 1969, y fue sancionado, pese a su oposición a la norma (2), por el presidente Nixon el 1 de enero de 1970.

A diferencia de otras leyes, la NEPA resulta breve, incluso carente de muchos detalles relevantes. Abundan los ambiciosos pronunciamientos de largo alcance, expresados en un lenguaje excesivamente general. Se afirma, no sin razón, que la NEPA es tan destacable por lo que deja implícito como por lo que recoge expresamente. Las consecuencias, pues, no se hicieron esperar. Junto a la previsible resistencia por parte de numerosas agencias para aceptar sus postulados, se abrió un tortuoso período de progresiva clarificación, mediante diversas enmiendas y sobre todo por vía judicial, de la indefinición de la norma (14). Debía resolverse el significado de los vagos términos utilizados en su redacción («acción», acción «importante», «efecto significativo», «estimación detallada», etc.), propios, efectivamente, de una amplia declaración política, más que de un procedimiento susceptible de aplicación.

Los litigios judiciales, sin embargo, decaen sensiblemente a partir de la segunda mitad de los setenta (15), manteniéndose relativamente constantes desde entonces. Comienzan asimismo a clarificarse los contenidos y pasos a seguir en la EIA mediante sucesivas enmiendas. Enmiendas, eso sí, que en no pocos casos pretendían, y pretenden, rebajar la capacidad y alcance de la NEPA. Caldwell, sin embargo, continuó persiguiendo la ansiada reforma: «el pasado es el prólogo» (16). Fiel a esta consigna, siguió pugnando, con sorprendente combatividad, por mejorar la eficacia e influencia de la EIA hasta poco antes de su fallecimiento, a los 92 años (16, 17, 18).

La EIA llega a Europa: el papel del Centro EIA de Manchester

La NEPA estadounidense comienza, en poco tiempo, a ser vista con interés en Europa, específicamente por el impulso alemán, país que desarrolla fuerte preocupación por el medio ambiente ante los estragos de la lluvia ácida y la contaminación del Rin.

Finalmente, ante la presión alemana, la Comisión Europea solicita en 1975 la realización de las primeras investigaciones sobre la EIA. La responsabilidad de ese primer informe recae en el equipo liderado por el Dr. Norman Lee (1936-2005), profesor del Departamento de Ciencia y Política Ambiental de la Universidad de Manchester. Lee era ya entonces una referencia en Europa en materia de gestión ambiental. No en vano, fue uno de los fundadores del primer master europeo en control ambiental a principios de la década de los setenta, autor de abundante investigación sobre la cuestión, y asesor de la Comisión Europea en múltiples ocasiones. Fruto de esta experiencia, crea el Centro de EIA en la Universidad de Manchester, pionero en el continente, a partir del cual se desarrolla una red de centros similares en numerosos países europeos, entre ellos España.

Este primer informe elaborado por Lee, junto a su estrecho colaborador el profesor Wood, se presenta ante la Comisión Europea en 1976 (19). Aquel documento constataba la existencia de elementos de un procedimiento de EIA en algunos estados, y sugería por tanto introducir un sistema de EIA que evitara la trayectoria judicial que para entonces acumulaba el precedente de la NEPA. Esto implicaba introducir un sistema que no entrara en conflicto con los procesos de toma de decisiones de los distintos países, e ir a un modelo presidido por una consigna: la certidumbre jurídica. Es por ello que Lee y Wood sugieren comenzar por un sistema de aplicación a proyectos, para, una vez acumulada cierta experiencia, ampliar su ámbito a planes y programas (19, 20). Sugieren asimismo algunos procedimientos que conformarían el sistema, así como los criterios para la selección de proyectos sometidos a EIA.

Conforme a estas líneas maestras, la Comisión elabora, para su discusión, un primer borrador de la Directiva europea en 1977. Se sucedieron desde entonces al menos 20 borradores más, y un arduo debate sobre el alcance y contenido de la norma en el que de nuevo se contó con la asesoría ocasional del equipo de Manchester (20, 21). La Comisión define un modelo de EIA para Europa que intenta sea aprobado en el Consejo de Ministros en dos ocasiones, en los años 1980 y 1982. Ambos textos definían, con diferencias menores, la estructura del sistema de EIA (amplia discrecionalidad para decidir qué es objeto de EIA basada en listas positivas, prescripciones respecto del análisis de alternativas, posible incorporación de la EAE, EIA simplificada para ciertos casos, contenidos básicos del EsIA, consultas públicas, y papel de la EIA en la decisión sobre el proyecto). El Consejo de Ministros rechazó en ambas ocasiones la propuesta a causa de la oposición recalcitrante del gobierno británico (22).

Tras negociar durante largo tiempo los aspectos más controvertidos de la norma con el gobierno Thatcher, al que se sumó otro tradicional «euroescéptico», Dinamarca, el Consejo aprueba en 1985 una versión «reducida» de la que se ha eliminado mención alguna a sus aspectos más ambiciosos (recorte sustancial de los proyectos susceptibles de EIA, eliminación de referencias a planes y programas, a alternativas de proyecto, o al papel revisor de la

autoridad competente, y reducción de contenidos del EsIA). La Directiva, en fin, es «más el resultado de la resistencia de promotores y burócratas en los países miembros que una síntesis de las mejores ideas para la protección del medio ambiente» (21). Se trata, efectivamente, de una norma de mínimos con un perfil marcadamente técnico, procedimental, en contraste con la NEPA. En otros términos, una herramienta que debía progresar conforme fueran superándose las reticencias de los gobiernos.

Pronto se evidenciaron las limitaciones de la Directiva. En 1992, la Comisión solicita a Norman Lee y su equipo una revisión del estado de aplicación de la EIA en los distintos países europeos (23). Las conclusiones de aquel trabajo reflejaban una limitada influencia sobre la definición y aprobación de los proyectos, al tiempo que constataba su aplicación desigual en los distintos países, al prevalecer en no pocos casos la interpretación de la letra, más que el espíritu, de la Directiva.

Aquel documento de Lee y colaboradores constituye la base en la que se sustenta la revisión de la Directiva, aprobada finalmente en 1997, en un intento de resolver algunos de los problemas más acuciantes de la EIA de proyectos. Al tiempo, el Centro EIA de Manchester ejerce durante la década de los 90 un papel clave en la divulgación y clarificación de distintos aspectos de la EIA. Este trabajo, coordinado con frecuencia con otros centros de EIA europeos, incide especialmente en la aplicación mecanismos de control en la EIA, tanto en lo relativo a la calidad de los estudios de impacto (24) como al análisis de la eficacia del proceso (25). A su vez, mantiene un papel relevante, como asesor de la Comisión Europea, en relación con la extensión de la EIA a planes y programas (26), cuyos efectos se recogerán en la Directiva europea sobre Evaluación Ambiental Estratégica aprobada en 2001.

Quedaba, pues, concluida la estructura del edificio administrativo y técnico de la EIA en Europa, en línea con lo esbozado por Lee y Wood en 1976, mediante la incorporación progresiva de los elementos del sistema de EIA que hoy conocemos.

Ángel Ramos y la armadura técnica de la EIA en España

La incorporación de la EIA al ordenamiento jurídico español se produce, como es sabido, en 1986, quedando transpuesta la Directiva comunitaria de 1985 apenas meses después de la incorporación de España como miembro de la Comunidad Europea. Posteriormente, en 1988, se aprueba el reglamento de desarrollo. El contexto social, político y económico no era entonces, desde luego, propenso a la incorporación de las cuestiones ambientales, en un país que demandaba la resolución de numerosos problemas de desarrollo. La redacción y aprobación de la normativa estará, pues, presidida por la adopción de una actitud posibilista (27). Ello implicaba la definición de un sistema que diera satisfacción a los requerimientos de la Directiva, minimizando al tiempo un alcance y efecto no deseados, lo que se traduce en una EIA aplicada a una relación muy escueta de proyectos.

El estudio comparado de la regulación en España, en relación con la práctica habitual en otros países de nuestro entorno (1), revela, sin embargo, una interesante circunstancia. La legislación española, en particular el Reglamento de 1988, muestra una concreción y detalle en relación con los contenidos de uno de los aspectos clave del procedimiento, el EslA, difícilmente igualable en ninguna otra legislación del mundo. Entre las causas que explican tal profusión de detalles se encuentra, sin duda, el importante conocimiento acumulado sobre distintos aspectos de la EIA en los años previos. Y entre los artífices, un catedrático de la Escuela de Montes de Madrid, el profesor Ángel Ramos Fernández (1926-1998).

El profesor Ramos es sin duda uno de los más ilustres pioneros en el estudio y protección del medio ambiente en España. Don Ángel inicia su andadura a finales de los años 60, creando en 1968 la empresa Anthos, pionera en España en restauración ambiental y paisajística, para emprender poco después una intensa vida universitaria. En 1969 publica su primera gran obra en relación con uno de sus temas preferidos, el paisaje (28). En torno a él se formará un equipo en el Departamento de Proyectos y Planificación («la Cátedra») que en las décadas siguientes, y ante no poca incompreensión —«esa cátedra marginal y progresista», como recordaba su discípulo y sucesor González Alonso (29)—, trabajará en el desarrollo metodológico de la planificación física y ordenación territorial, el estudio y valoración del paisaje, la restauración ambiental y la EIA. Entre la ingente producción científica y técnica de aquel período merecen destacar su «Planificación Física y Ecología» de 1979 o la «Guía para la Elaboración de Estudios del Medio Físico». Tras la puesta en marcha de la legislación comunitaria, se establece en la Cátedra de Don Ángel el Centro EIA de Madrid, auspiciado por la Comisión Europea, que colabora estrechamente durante los 90 en diferentes trabajos con el Centro de Manchester.

La consecuencia de este trabajo ha sido no sólo su contribución al cambio de mentalidad respecto al profesional del medio ambiente —«se acabaron los gitanos que iban al monte solos» (29)— y la formación científico-técnica de varias generaciones de universitarios, sino sobre todo la conformación de una sólida base de conocimientos que impregna el quehacer, en materia de EIA, de científicos, administraciones y empresas del sector.

El alcance del proceso de EIA, considerado como «medio» ya en su origen por uno de los responsables de la redacción de la legislación española (27) y necesitado todavía hoy de algunas reformas que superen las actuales limitaciones, presenta sin embargo como contrapeso el desarrollo que presentan los contenidos técnicos.

Así, por ejemplo, la aplicación generalizada en España, en contraste con lo que se aprecia en otros países, de los análisis de visibilidad en los proyectos, la valoración de la calidad del paisaje, el manejo de técnicas de identificación y valoración de impactos ligadas a la planificación, la definición a nivel de proyecto de las medidas correctoras en los EslA, o el empleo actual de métodos de la ordenación territorial en la Evaluación Ambiental Estratégica, constituyen hoy día un estándar exigido por administraciones ambientales y

aplicados en la EIA de modo habitual por las empresas del sector. Un importante legado que permite que hoy centenares de especialistas sigamos alimentando el discurso sobre conceptos y técnicas en este foro de la Asociación Española de EIA, organización a la que, por cierto, apadrinó en su nacimiento.

Referencias bibliográficas

- (1) Martínez Orozco, J.M. (2005). El Sistema Español de Evaluación de Impacto Ambiental: Nuestra Posición en el Mundo. En: III Congreso Nacional de EIA. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental. Pamplona.
- (2) Luther, L. (2005). *The National Environmental Policy Act: Background and Implementation*. CRS Report for Congress. Congressional Research Service. The Library of Congress. Washington.
- (3) Ognibene, P.J. (1975). *Scoop: The Life and Politics of Henry M. Jackson*. Stein and Day. New York. 240 pp.
- (4) Eccleston, C.H. (2006). Lynton Caldwell, A Founding Father of America's "Environmental Magna Carta". *Environmental Practice*, 8(4): 206-207.
- (5) Perkins, J. H. & Holmes, D.R. (2006). Lynton K. Caldwell's Legacy is NEPA and More. *Environmental Practice*. 8: 205-215.
- (6) Caldwell, L.K. (1963). Environment: A New Focus for Public Policy? *Public Administration Review*, 23(3): 132-139.
- (7) Caldwell, L.K. (1968). *A National Policy for the Environment*. 90th Congress, 2d session. Committee print. A special report to the Committee on Interior and Insular Affairs, United States Senate, together with a statement by Senator Henry M. Jackson. U.S. Govt. Print. Off.
- (8) U.S. House of Representatives (1968). *Joint House-Senate Colloquium to Discuss a National Policy for the Environment*, Hearing before the Committee on Interior and Insular Affairs, United States Senate, and the Committee on Science and Astronautics, U.S. House of Representatives, July 17, 1968.
- (9) U.S. House of Representatives (1968). *Congressional White Paper on a National Policy for the Environment, issued jointly by the Committee on Interior and Insular Affairs, United States Senate, and the Committee on Science and Astronautics*. U.S. House of Representatives, summarizing key points raised in the dialog, October 1968, Committee Print.
- (10) U.S. Senate (1969). S. 1075, 91st Cong. U.S. Senate, Feb. 18 1969.
- (11) Caldwell, L. K. (1968). *The National Environmental Policy Act: An Agenda for the Future*. Bloomington, Indiana. Indiana University Press.
- (12) U.S. Govt. Print. Off. (1969). *Hearing before the Committee on Interior and Insular Affairs, United States Senate, 91st Congress, 1st Session, on S. 1075, S. 237, and S. 1752*, April 16, 1969, p. 116.
- (13) Rodgers, W. H. (1999). The Most Creative Moments in the History of Environmental Law: The Who's. *Washburn Law Journal*, 39(1): 1-27.

- (14) Anderson, F. R. (1973). *NEPA in the Courts: A Legal Analysis of the National Environmental Policy Act*. Resources for the Future. Washington, DC.
- (15) Council on Environmental Quality (1996). *Environmental Quality: 25th Anniversary Report (the CEQ 1994-95 Annual Report)*. Council on Environmental Quality.
- (16) Caldwell, L.K. (1999). Academic inertia, popular apathy weigh against environmental sustainability. *Indiana University Home Pages*, April 1999.
- (17) Caldwell, L.K. (1998). *The National Environmental Policy Act: An agenda for the future*. Indiana University Press. Bloomington.
- (18) Houck, O.A. (2000). Is That All? A Review of The National Environmental Policy Act, an Agenda for the Future, by Lynton Keith Caldwell. *Duke Environmental Law and Policy Forum*, Fall, pp. 173-91.
- (19) Lee, N. & Wood, C. (1976). *The introduction of Environmental Impact Assessment in the European Community*. ENV/197/76. Commission of the European Communities. Brussels.
- (20) Lee, N. & Wood, C. (1978). EIA. A European Perspective. *Built Environment* 4: 101-110.
- (21) Wathern, P. (1988). *Environmental Impact Assessment: Theory and Practice*. Unwin Hyman. London.
- (22) Wood, C. (1986). *Environmental Impact Assessment: A Comparative Review*. Longman.
- (23) CEC (1993). *Report from the Commission of the Implementation of Directive 85/337/EEC and Annexes for all Member States*. COM (93)26, Vol. 13. CEC. Brussels.
- (24) Lee N. & Cooley R. (1992). *Reviewing the Quality of Environmental Statements*. Occasional Paper 24. EIA Centre, University of Manchester, Manchester, UK.
- (25) Wood, C., Barker A., Jones C. & Hughes, J. (1998). *Evaluation of the Performance of the EIA Process. Final Report*. EIA Centre, University of Manchester. Manchester.
- (26) Lee, N. & Hugues, J. (1996). *Strategic Environmental Assessment Legislation and Procedures in the Community. Final Report*. EIA Centre, Univ. of Manchester. Manchester.
- (27) González Alonso, S. (1988). Marco Jurídico Español de las Evaluaciones de Impacto Ambiental. En: *Jornadas sobre Evaluación de Impactos Ambientales*. Junta de Andalucía-MOPU. Sevilla, 9-11 noviembre 1988.
- (28) Lillo, A. & Ramos, A. (1969). *Valoración del paisaje natural*. ETSI Montes, Madrid.
- (29) González Alonso, S. (1999). Introducción. En: *Homenaje a Don Ángel Ramos Fernández (1926-1998)*. Real Academia de Ciencias Exactas, Academia de Ingeniería y ETSI Montes, UPM. Madrid. pp. 27-31.
- (30) Ramos, A. (1979). *Planificación Física y Ecología: Modelos y Métodos*. EMESA. Madrid.
- (31) Aguiló, M. et al. (1992). *Guía para la Elaboración de Estudios del Medio Físico: Contenido y Metodología*. CEOTMA-MOPU. Madrid.

Contribuciones de las evaluaciones participativas a los estudios de impacto ambiental en una sociedad en transición

Participatory evaluation contributions to environmental impact assessments in a society in transition

BASILIO VERDUZCO CHÁVEZ

DER-INESER-CUCEA Universidad de Guadalajara

SERGIO H. CONTRERAS

CUCBA, Universidad de Guadalajara

MARÍA BASILIA VALENZUELA VARELA

DER-INESER-CUCEA Universidad de Guadalajara

Resumen

En este ensayo presentamos una síntesis de las contribuciones que se pueden hacer a los estudios de impacto ambiental con la implementación de métodos y técnicas de evaluación participativa. Con base en experiencias de casos de proyectos hidroeléctricos observados en México se sugiere en el ensayo que dichas contribuciones se pueden agrupar en tres áreas principales: facilitar el diálogo entre involucrados, impulsar procesos de aprendizaje tanto organizacional como social, e identificar necesidades sociales que permiten anticipar el surgimiento de conflictos durante el ciclo de vida de grandes proyectos de infraestructura. El ensayo muestra que éstas son importantes contribuciones para lograr consensos en una sociedad en transición como la mexicana en la que la búsqueda de acuerdos se ve afectada por cambios institucionales y sociales asociados a una mayor democratización.

Palabras clave

Evaluación de impacto ambiental, evaluación participativa, diálogo de involucrados, aprendizaje organizacional, prevención de conflictos.

Abstract

In this essay we present a synthesis of the contributions to environmental impact assessments made through the use of participatory evaluation methods and techniques. The essay is based on case studies of hydroelectric projects conducted in Mexico. We use this experience to suggest that such contributions can be classified in three major areas: facilitation of stakeholder dialogue, fostering of social and organizational learning and the identification of social needs as a means to prevent conflict during the life cycle of large infrastructure projects. We show in this essay that such contributions are important for consensus building in a society in transition such as Mexico, where institutional and social changes associated to democratization sometimes prevent stakeholders from reaching agreement.

Key words

Environmental impact assessment, participatory evaluation, stakeholder dialogue, organizational learning, conflict prevention.

Introducción

En sociedades como la mexicana, los procesos de transición hacia la democracia han producido cambios sociales e institucionales que hacen que los involucrados en la gestión de grandes proyectos de infraestructura puedan enfrentar serios problemas de coordinación. Teóricamente esto se debe a que los involucrados en un proyecto pueden partir de supuestos equivocados sobre la disponibilidad de recursos para la acción, la estabilidad de las reglas, y sobre el comportamiento esperado de los actores (1). Esta incertidumbre conduce a la proliferación de conflictos y controversias en relación a asuntos de interés público. La gestión de proyectos de infraestructura es un campo donde esta situación empieza a cobrar rápidamente precios muy altos para involucrados y sociedad en general. Muchos proyectos necesarios para la sociedad son cancelados aun antes de iniciar y otros son detenidos cuando ya se han invertido en ellos recursos públicos y/o privados muy valiosos y necesarios que podrían haberse utilizado para otro fin si se hubiera conocido de antemano la posición de los actores sociales involucrados.

En pocas palabras, el proceso de transición se ha reflejado en situaciones subóptimas en el sentido de Pareto debido a que los involucrados no han contado con el tiempo, los recursos o la voluntad para dialogar sobre cuales son las opciones que estaban disponibles desde el inicio o que pudieron crearse mediante el diálogo y que eran mejores a las opciones fuera de la negociación (2).

Objetivos

En este ensayo se analiza en que medida la evaluación participativa como parte de los estudios de impacto ambiental puede contribuir a identificar opciones valiosas para los involucrados. Lo expuesto aquí se basa en el análisis de experiencias de gestión de proyectos hidroeléctricos que se han gestado en México en los últimos años tomando como foco de atención el uso de métodos de evaluación participativa como parte de la evaluación de impacto ambiental de un proyecto promovido por la Comisión Federal de Electricidad en una zona del Occidente de México, en los límites de los Estados de Jalisco y Nayarit.

Resultados y discusión: la evaluación participativa y generación de opciones de beneficio mutuo

Para promotores de proyectos y la sociedad en general la gestión de un proyecto hidroeléctrico conduce fácilmente a conflictos de intereses que de

resultar imposibles de salvar pueden dar lugar a la cancelación del proyecto. Varias razones hacen de un proyecto hidroeléctrico una fuente de conflictos entre diversos involucrados. Son proyectos que tienden a concentrar los costos en una pequeña región mientras que los beneficios pueden ser distribuidos ampliamente entre toda la sociedad, se trata de proyectos cuyos impactos son amplios y de largo plazo lo cual hace difícil su evaluación objetiva y precisa, las reglas con las que deben ser construidos dejan poco espacio a los involucrados para trabajar en la búsqueda de consensos, pero sobre todo el número de involucrados puede ser tan amplio y sus intereses tan diversos que difícilmente se puede encontrar un punto de convergencia de intereses o soluciones que puedan ser aceptadas por todos sin que se generen mecanismos de compensación adecuados.

Dado un contexto institucional y un entorno económico determinado, tanto promotor como sociedad local pueden construir escenarios de distribución de beneficios y costos que pueden considerar más o menos aceptables y a decisiones de participar para obtener mejores resultados de los que se podrían obtener en una situación inicial que podemos llamar propuesta base. Esta situación es representada en el gráfico siguiente (Figura 1) en la que se simplifica el número de involucrados en un modelo de óptimo de Pareto con dos actores con intereses contradictorios. En el eje de las «Y» tenemos representado el interés del promotor de un proyecto que se expresa como «construcción en los mejores términos», lo cual tiene una connotación racional técnica que se puede medir en términos de optimización de recursos. En el eje de las «X» tenemos representada a la sociedad local cuyo interés puede conceptualizarse desde una racionalidad amplia como «obtención de beneficios máximos del proyecto para la región donde se ubica» que apela directamente a aspectos de justicia y equidad en el aspecto distributivo de costos y beneficios.



En este diagrama se muestra que hay un amplio espacio de mejoras de Pareto determinadas por el espacio ABC en el cual existe una enorme cantidad de soluciones (e-k) que siendo subóptimas en comparación con «L», son mejores que el punto inicial «A».

Lo anterior significa que, en la práctica, tanto los responsables de promover un proyecto como la sociedad local tienen ante sí el problema de cómo construir opciones de beneficio mutuo que puedan ser seleccionadas en forma consensuada. En el caso de México este tipo de problema fue resuelto durante la mayor parte del siglo XX mediante acciones impulsadas desde la esfera gubernamental o en cooperación entre gobierno y grandes inversionistas en un enfoque en el que la racionalidad técnica se imponía a los intereses sociales locales (3). Lo anterior ha cambiado como resultado del proceso de transición democrática que se ha gestado en el País en las últimas dos décadas, pero sobre todo a partir de la elección del año 2000 en la que se eligió a un candidato a la presidencia de la república propuesto por un partido diferente al que había gobernado durante más de seis décadas. Una respuesta que ha sido adoptada con resultados un tanto contradictorios es la introducción de diversas estrategias de evaluación y planeación participativa (4).

Contribuciones de la evaluación participativa de proyectos hidroeléctricos a la búsqueda de consensos: un caso en México

Después de varios años de experiencia produciendo y distribuyendo electricidad en México, y de haber construido exitosamente grandes proyectos hidroeléctricos en varias regiones del país, CFE empezó a encontrar dificultades crecientes para lograr la aprobación o el acuerdo de las comunidades involucradas. Durante décadas se ha experimentado con diversos modelos de gestión que han ido incorporando estrategias más elaboradas de diálogo y comunicación con los involucrados. Con asesoría de instituciones multinacionales y ante la creciente oposición de comunidades locales la empresa ha abierto unidades especializadas en gestión social y ha establecido convenios con diversas organizaciones del sector público y social para encontrar nuevas vías que le permitan seguir respondiendo a las necesidades crecientes de electricidad en el país.

Los resultados obtenidos han sido en general satisfactorios pero la situación hizo crisis cuando la oposición local llevó a posponer indefinidamente la construcción de un proyecto en el Estado de Guerrero ante la existencia de un conflicto con comuneros locales (5). Esto llevó a la decisión de ampliar la estrategia de evaluación participativa de los proyectos durante la fase de Evaluación de Impacto Ambiental. Esta es una decisión relevante para tal organización o para cualquiera que intente algo similar dado que implica ir más allá de lo requerido en la legislación mexicana en la cual la participación es requerida hasta que los estudios son presentados a la entidad reguladora (6).

Para el Proyecto Hidroeléctrico La Yesca, un proyecto similar al del Estado de Guerrero en 2004 se inició un sistema que contenía los siguientes elementos: Sondeo de opinión en las comunidades impactadas, entrevistas con actores clave, talleres de evaluación participativa. La estrategia de evaluación tenía los siguientes objetivos: ampliar el conocimiento que tiene la población local del proyecto, identificar preocupaciones y necesidades de distintos sectores de la sociedad en torno al proyecto, identificar posibles conflictos y facilitar el inicio de mecanismos de diálogo entre promotores del proyecto y diversos representantes de la población local. Este mecanismo fue utilizado durante la etapa de evaluación de impacto ambiental. Después de una amplia evaluación sobre los meritos de la estrategia, se aplicó con el apoyo de especialistas de una Universidad de la Región (7).

La estrategia de evaluación participativa que se utilizó en este caso permite sugerir que esto contribuyó de diversas maneras al logro de consensos necesario para iniciar el proyecto destacándose lo siguiente:

- A) Prevención de conflictos: en términos generales esta es la principal contribución de la estrategia de evaluación. A diferencia de lo que se había observado en proyectos anteriores, la estrategia usada en el caso La Yesca permitió incorporar en forma temprana las observaciones de una vasta cantidad de voces que se expresaron en cada uno de los mecanismos utilizados. De esta manera se minimizaron las reacciones adversas que comúnmente se manifiestan hasta que la manifestación de impacto ambiental entra en fase de consulta como lo señala la ley. Esto no significa que no quedaron aspectos a resolver antes de que el proyecto iniciara pero se obtuvo un entendimiento general de la situación más amplio de lo que se venía observando en los últimos proyectos.
- B) Aprendizaje organizacional: lo anterior fue posible a que la implementación de la estrategia en cuestión dio lugar y en menor medida facilitó avances en el proceso de aprendizaje organizacional en materia de diálogo con involucrados y con los afectados por el proyecto. La experiencia observada en La Yesca permitió a funcionarios de todos los niveles reflexionar más seriamente sobre la legitimidad de las demandas de los grupos locales, sobre las necesidades más amplias que ellos expresan cuando presentan dudas sobre los beneficios del proyecto y sobre las ventajas de mantener un diálogo permanente con las comunidades los actores locales para identificar posibles soluciones a problemas percibidos.
- C) Aprendizaje social: El proceso también fue útil para las comunidades locales en la medida que facilitó el diálogo organizado y el ejercicio de sistemas no convencionales de representación —en las mesas de diálogo no sólo se invitó a representantes formales sino a todos los que de alguna manera podían representar a personas que tienden a ser subrepresentadas en estos procesos como mujeres, ancianos y personas que no saben leer y escribir—

- D) Identificación de necesidades de comunicación: una de las principales contribuciones de la estrategia utilizada es que permitió identificar necesidades de comunicación entre promotor del proyecto y sociedad local.
- E) Impulso a la formación de mesas de diálogo para el desarrollo: la instrumentación de mesas con gobiernos locales y con representantes del gobierno estatal fue una sugerencia derivada de los estudios que formaron parte de la estrategia de evaluación participativa, su instrumentación permitió lograr acuerdos para la realización de obras y programas de desarrollo urbano y de mitigación de impactos.
- F) Identificación de impactos y percepción de riesgos: finalmente, pero muy importante en el proceso de evaluación de impacto ambiental, la evaluación participativa contribuyó a identificar las percepciones sociales sobre el proyecto en general y sobre aspectos específicos del mismo, y por lo tanto a entender el tipo de historias causales construidas localmente en torno a aspectos como riesgos de inundaciones, identidades locales y su vinculación a las configuraciones urbanas y redes de comunicación, exposición a cambio social acelerado durante periodos cortos y sobre la posibilidad de surgimiento de conflictos y deterioro en las condiciones generales de vida de las poblaciones locales afectadas.

Todo lo anterior permitió hacer sugerencias concretas de mitigación que incluyeron la instrumentación de un sistema de monitoreo de cambio social a nivel local, y acciones concretas como el impulso a la formación de pequeños empresarios, la reposición y mejoramiento de caminos y vías de acceso a los poblados y la ampliación de oportunidades de empleo y negocio para proveedores y población local.

Conclusión

La falta de diálogo entre involucrados en un proyecto hidroeléctrico puede conducir a problemas en la aprobación de las manifestaciones de impacto ambiental por parte de las autoridades y al surgimiento de conflictos entre promotor y sociedad local. La introducción de un procedimiento de evaluación participativa en la etapa inicial del estudio de impacto ambiental puede contribuir a prevenir conflictos a propiciar el diálogo y a encontrar soluciones favorables para todos basadas en un mejor entendimiento de las percepciones sociales que tienen los involucrados sobre una amplia gama de impactos y sobre la pertinencia y la necesidad de medidas de mitigación. Las evaluaciones participativas pueden identificar mecanismos de cooperación y trabajo conjunto entre todos o entre grupos de involucrados. En el caso revisado, no podemos estar seguros que se haya podido avanzar en el modelo propuesto desde el punto «A», hasta el punto «L», que sería una solución óptima en términos de lo propuesto en dicho modelo, sin embargo se lograron cambios

sustanciales que facilitar que el proyecto avanzara satisfaciendo los intereses de diversos grupos de involucrados.

Referencias bibliográficas

- (1) Scharpf, F. W. 1997. *Games real actors play: actor-centered institutionalism in policy research*. Boulder, Westview Press.
- (2) Odell, John S. 2000. *Negotiating the world economy*. Ithaca: Cornell University Press.
- (3) Verduzco Chávez, B. 2005. «El discurso modernista contra la negociación en la cultura de planeación urbana en México», en *Ciudad y Territorio: Estudios Territoriales*, vol. 37, núm. 144, pp. 289-304.
- (4) García Báltz, M.ª L. 2006. *Planeación participativa: la experiencia de la política ambiental en México*. México: Plaza y Valdez-Universidad de Guadalajara.
- (5) Demandan ONG's que se cancele el proyecto hidroeléctrico La Parota, en www.proceso.com.mx/getfileex.php?nta=49147
- (6) Palerm, J. y Aceves, C. 2004. «Environmental impact assessment in México: an analysis from a "consolidating democracy" perspective», en *Impact assessment and project appraisal*, vol. 22, núm. 2, 99-108.
- (7) Verduzco Chávez, B. y Sánchez Bernal, A. 2006. «Planning hydroelectric power plants with the public: a case of organizational and social learning in México». En, *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 26, núm. 3, pp. 163-176.

El proceso de evaluación de impacto ambiental en España. Una evaluación parcial

The process of the Environmental Impact Assessment in Spain. A partial evaluation

**ALEJANDRA CASTRO VALENCIA
ROSA MARÍA ARCE RUIZ**

ETSI de Caminos, Canales y Puertos.
Universidad Politécnica de Madrid

Resumen

La evolución del proceso de Evaluación de Impacto Ambiental durante los más de 20 años transcurridos desde la entrada en vigor de la Ley y el Reglamento de EIA ha sido estudiada desde diversos puntos de vista. Este trabajo, que forma parte de uno más amplio que analiza el proceso de EIA de las obras hidráulicas, analiza la perspectiva de los diferentes agentes implicados en el mismo acerca de su funcionamiento y la evolución y los avances logrados a través de estos 20 años. Los agentes consultados formaban parte de los Órganos Ambientales y Sustantivos de la Administración Central y de Comunidades Autónomas, de las empresas Constructoras, Consultoras e Ingenierías de ámbito regional, nacional e internacional, así como de Organizaciones No Gubernamentales. Cada agente cubrió un cuestionario específico, y para obtener las respuestas al mismo se realizó una encuesta que estuvo disponible en internet por dos meses a partir de la fecha de solicitud por medio de correo electrónico. Los correos electrónicos se obtuvieron de la Red de Autoridades Ambientales, ONGs, Empresas y Fundaciones que el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino tiene registrados en su página web. Los resultados obtenidos muestran tendencias y opiniones diferentes en cada uno de los principales implicados y confirman la hipótesis inicial de que todavía hace falta trabajo por realizar para mejorar en tiempos de gestión y en eficacia del proceso.

Palabras clave

Evaluación de Impacto Ambiental, EIA, España, encuesta web, obras hidráulicas.

Abstract

The evolution of the process of Environmental Impact Assessment for more than 20 years, since the Act and Regulations of EIA was enacted, has been studied from various points of view. This work, which is part of a broader analysis of the EIA process of hydraulic works, examines the perspective of different actors involved in the operation and its evolution and progress through these 20 years. The people who were consulted were the part of Environmental Agencies and of the Sectoral bodies of Central Government and Autonomous Communities, Construction Companies, Consultants and Engineering at regio-

nal, national and international levels as well as Non-Governmental Organizations. Each questionnaire covered a specific agent, and to get the answers it was available on internet for two months from the date of application through email. E-mails were obtained from the Network of Environmental Authorities, NGOs, Corporations and Foundations that the Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino has registered on their website. The results show different trends and views in each of the different actors involved and confirm the initial hypothesis that still requires work to improve on time management and process efficiency.

Key words

Environmental Impact Assessment, EIA, Spain, web questionnaire, hydraulic works.

Introducción

El proceso de la Evaluación de Impacto Ambiental, en el transcurso de más de 20 años desde su promulgación en España, se ha ido estudiando en diferentes periodos. S. Hernández (2000) hace un riguroso análisis de las Declaraciones de Impacto Ambiental emitidas por todas las Comunidades Autónomas y el Estado y de cada legislación ambiental; N. Soca (2004) elabora y analiza una encuesta sencilla contestada por empresas públicas y privadas y se enfoca más en el tema de grandes presas; A. Gómez (2007) diseña una encuesta, dirigida a infraestructuras lineales de transporte, para el Órgano Sustantivo, Ambiental, Ingenierías y Constructoras. Las investigaciones anteriormente mencionadas tienen en común el estudio y análisis de los diferentes agentes implicados en el proceso, ya sea particularmente en un ámbito o en otro. En este trabajo se aborda el tema de los proyectos en general, así como los de obras hidráulicas.

Debido a que la encuesta es un conjunto de preguntas normalizadas dirigidas a una muestra representativa de la población con el fin de conocer estados de opinión y donde podemos obtener información estadística, se acudió a esta metodología para alcanzar algunos objetivos del proyecto inicial, tales como conocer la opinión de los agentes implicados en el proceso de la EIA, ya que son ellos los que participan directa o indirectamente en muchos de los pasos a seguir en el procedimiento de la EIA (Arce, 2002).

El fácil acceso y la comodidad de recibir y contestar un cuestionario on-line ha hecho que las respuestas se obtengan más fácilmente que cualquier otro método que se empleó en las investigaciones anteriormente mencionadas, y para el caso que nos ocupa se acudió a la realización de encuestas por medio de una aplicación web (Webtools S.L., 2009).

Las preguntas y respuestas analizadas en este trabajo corresponden sólo a una parte de la totalidad.

Metodología

La encuesta se realizó para tres grupos distintos: 1. ADMINISTRACIÓN, que comprendía el Órgano Ambiental y Sustantivo del Estado y de Comunidades Autónomas; 2. EMPRESAS, como Consultoras, Constructoras e Ingenierías; 3. ORGANIZACIONES NO GUBERNAMENTALES, tales como Asociaciones, Federaciones, Fundaciones y Organizaciones. El número de preguntas realizadas fue diferente para cada grupo, pero en este trabajo se presenta el análisis de 6 de las preguntas en común. Para llevar a cabo la gestión de las respuestas se utilizó un sistema online de creación de encuestas en la que se puede prescindir de la utilización de papel para respaldar los datos obtenidos, los informes de resultados se presentan en tiempo real y se almacenan en una base de datos electrónica, se facilita el contacto con segmentos de población difíciles de contactar por medios tradicionales o que se encuentren fuera del lugar de trabajo, el sistema ofrece la oportunidad de contestar a las preguntas cuando el encuestado disponga de tiempo para terminarla. El análisis de las respuestas de cada grupo se realizó para su presentación gráfica con el software de Microsoft Office Excel 2007.

Los correos electrónicos se obtuvieron de la Red de Autoridades Ambientales, ONGs, Empresas y Fundaciones que el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino tiene registrados en su página web (MARM, 2008).

Resultados y discusión

A continuación se muestran las respuestas de algunas preguntas en forma gráfica. En el Gráfico 1, que recoge las respuestas de la pregunta ¿Qué tan común es la participación en el diseño de medidas correctoras, protectoras y compensatorias? se puede apreciar que la mayoría de los encuestados de la Administración y de las Empresas han participado alguna vez en el diseño, mientras que la participación de las ONGs en el diseño es muy poca. La Administración reconoce tener más participación, casi el 80%, en el diseño de medidas compensatorias y donde menos en las medidas para la protección de la atmósfera (56%) y el medio perceptual (50%). Las Empresas tienen menos participación en el diseño de medidas de protección para el medio cultural (53%) y más en el medio perceptual, suelo y vegetación (78%). Las ONG's tienen menos participación en el medio socio-económico, 15% del total de los encuestados, y más en el diseño de medidas para la protección de la fauna (36%).

En el Gráfico 2, se engloban las respuestas de cuatro preguntas diferentes, en la primera pregunta se preguntó qué tanto esfuerzo ha hecho la Administración por la protección del medio ambiente y se observa que en las respuestas que dio la misma Administración hay una tendencia que está entre «medio» y «bastante», localizándose hasta un 53% en la calificación de «medio», mientras que no hubo nadie que opinara que el esfuerzo ha sido «muy poco». Las Empresas también tienen una tendencia hacia el «medio»-«bastante», pero en

este caso la campaña de respuestas se hace más ancha, ya que hay quienes opinaron con una calificación mínima de «muy poco» (9%). Las ONGs no opinan lo mismo y en la línea de tendencia final se observa que «poco» es la opinión más sobresaliente, con un 35%, en este caso no hubo quien opinara alguna vez que el esfuerzo de la Administración ha sido «mucho».

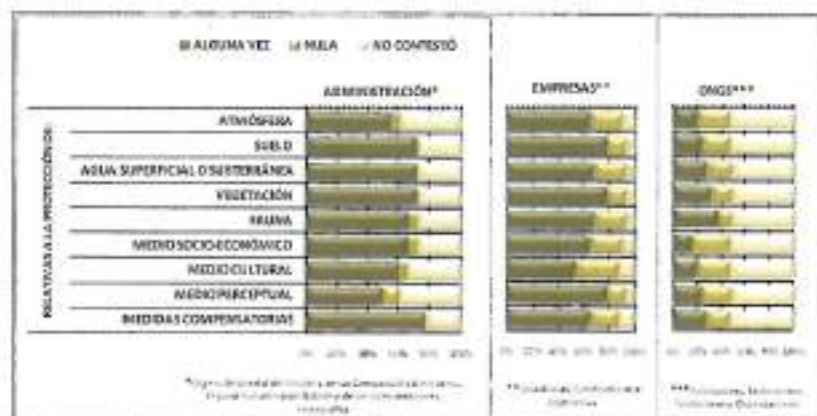


Gráfico 1. ¿Qué tan común es la participación en el diseño de medidas correctoras, protectoras y compensatorias?

Siguiendo con el mismo gráfico, pero con la preguntas sobre el avance que hay en el procedimiento de la EIA que le corresponde al Órgano Ambiental, se espera que la Administración tenga una opinión favorable y efectivamente la tendencia está hacia una respuesta de «medio», pero no hubo nadie que opinara que «mucho». Sin embargo, algunas Empresas tienen una percepción positiva y piensan que el avance ha sido «mucho» (sólo el 3%), pero la mayoría de las respuestas se encuentran en «poco», «medio» y «bastante». Se repite que las ONGs no opinan lo mismo y hay más tendencia a responder «muy poco», «poco» o «medio», con el mayor porcentaje en «poco» (un 35%).

Con la pregunta número 3 que pregunta sobre el mejoramiento de los Estudios de Impacto Ambiental que realiza el promotor del proyecto, se espera que por lo menos las Empresas tengan opiniones positivas y sí, calificaron la mayoría de las veces con un «bastante» (40%) al mejoramiento, mientras que la Administración fue más reservada, manteniéndose entre «medio» y «bastante», casi el 30% de las respuestas. En este caso, la tendencia de las respuestas que las ONGs han dado se inclina por la calificación mínima de «muy poco», el 35%, y las demás respuestas se reparten en «poco», «medio» y «bastante».

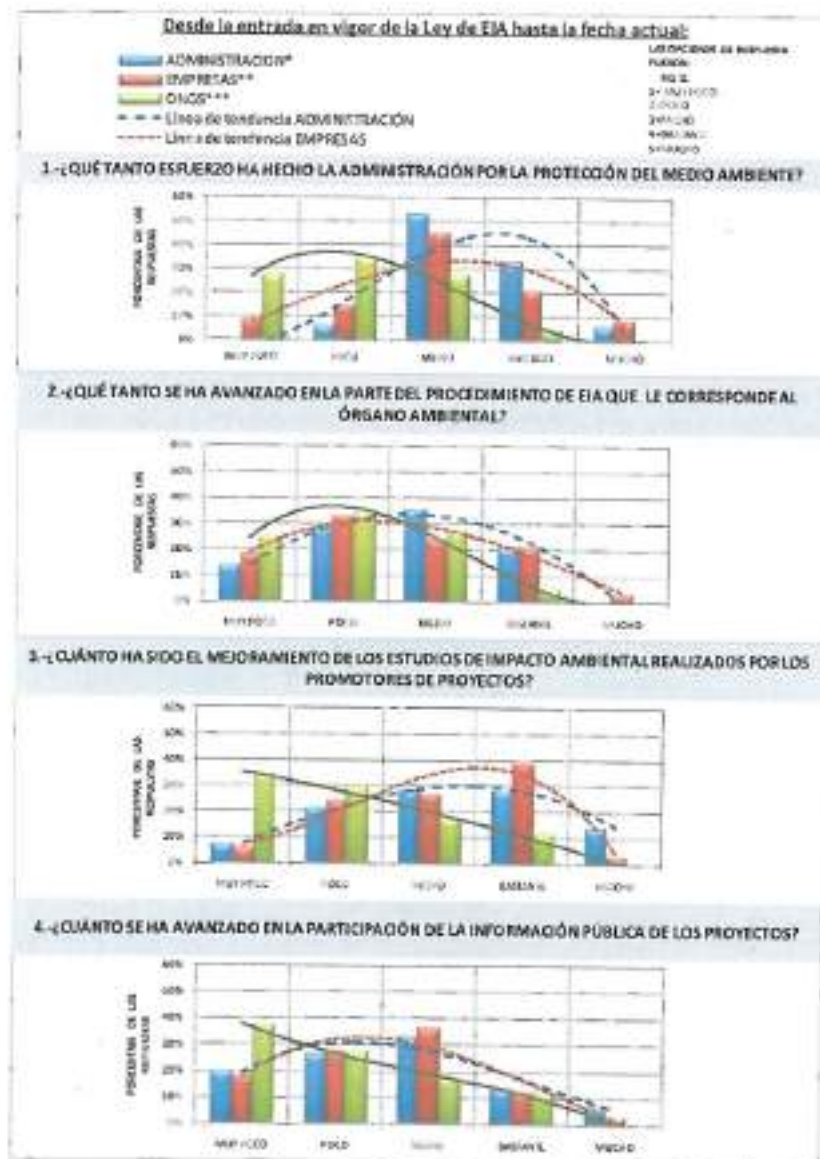


Gráfico 2. Valoración promedio de las respuestas de los agentes implicados en el proceso de EIA en cuatro diferentes aspectos.

La última pregunta de esta serie, sobre el avance que ha habido en la participación de la información pública de los proyectos, se espera que Administración y Empresas tengan respuestas a favor y las tendencias en las curvas sean casi las mismas, entre «poco» y «medio», concentrándose la mayoría en «medio», alrededor de 35%. Casi el 40% de las respuestas de las ONGs opinaron que se ha avanzado «muy poco».

En el Gráfico 3 se trata de encontrar respuestas a la demora en los tiempos del proceso de EIA, en este caso sólo se consultó a la Administración y las Empresas que son los que están directamente relacionados con el tiempo de espera. Para los dos casos, Administración y Empresas, la mayor cantidad de respuestas están en la respuesta de «discrepancias y/o poca colaboración entre Órganos de la Administración», aprox 25% con un número muy igual de respuestas, la Administración también opina, con un 15% en los tres casos, que la demora se debe a que también «Falta personal capacitado en el Órgano Ambiental», «Poca información del promotor acerca de las normativas aplicables en el ámbito ambiental» e «Irregularidades de cualquier tipo en el proceso». Sin embargo, las Empresas han seleccionado como motivo importante que las «Alegaciones ambientales de Administraciones públicas y/o de

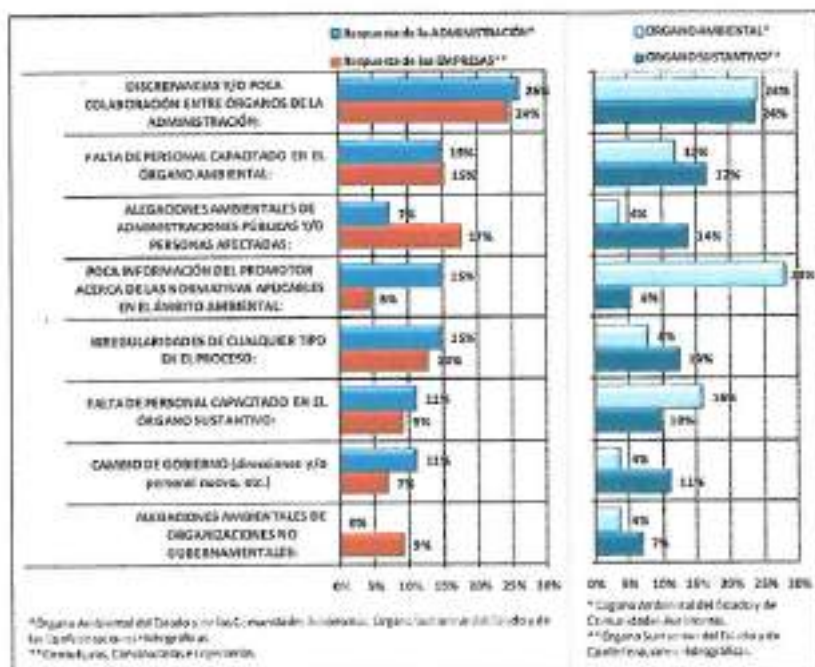


Gráfico 3. ¿Por qué hay demora en los tiempos transcurridos desde el inicio de la EIA hasta la DIA?

personas afectadas» (17%), son otro motivo principal por el cual la demora en el proceso se hace más extensa y, como era de esperar, lo que menos afecta es la «poca información del promotor acerca de las normativas aplicables en el ámbito ambiental».

En este caso, se creyó oportuno hacer una diferencia entre las respuestas del Órgano Ambiental y el Órgano Sustantivo, las cuales se representan en el lado derecho del gráfico. El común denominador sigue siendo las «Discrepancias y/o poca colaboración entre Órganos de la Administración», con casi el 25% de las respuestas, en las demás hay claras diferencias, por ejemplo, el Órgano Ambiental piensa que una de las demoras principales es por la «Poca información del promotor acerca de las normativas aplicables en el ámbito ambiental», un 28%, opción que el Órgano Sustantivo apenas consideró (6%), otra razón según el Órgano Ambiental es la «Falta de personal capacitado en el Órgano Sustantivo (16%)». Mientras que el Órgano Sustantivo piensa que un motivo principal es la «Falta de personal capacitado en el Órgano Ambiental (17%) y también han seleccionado como posible causa que las «Alegaciones ambientales de administraciones públicas y/o personas afectadas» (14%).

El Gráfico 4 representa a los porcentajes atribuidos y deseables del coste asignado en los proyectos para las medidas correctoras, protectoras y/o compensatorias respecto al total del presupuesto del proyecto y se hace una comparación con los proyectos de todos los tipos (en general) con la opinión seleccionada de los proyectos de obras hidráulicas, la pregunta se hizo tanto a la Administración, Empresas y ONGs. Se observan respuestas interesantes en los dos casos, en promedio, el porcentaje que se asigna a los proyectos en general, según la Administración, es del 4%, pero dicen que lo que se

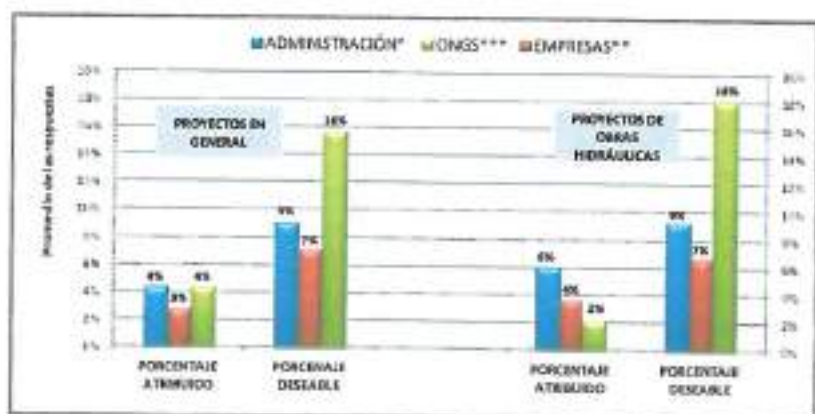


Gráfico 4. Porcentaje que representan las medidas correctoras, protectoras y/o compensatorias respecto al costo total del proyecto.

debería asignar es el 9%, las Empresas coinciden también, dicen que se asigna un 3% y debería asignarse un 7%. Las ONGs también opinan que se asigna un 4%, pero debería asignarse un 16%. Para los proyectos de obras hidráulicas, la Administración opina que se asigna más que en cualquier otro proyecto, el 6%, y debería incrementarse hasta 9%, las Empresas no hacen casi variación entre los proyectos en general y de obras hidráulicas, pero las ONGs sí, opinan que se asigna sólo un 2%, pero debería asignarse un 18%.

Conclusiones

Las Empresas y la Administración tienen opiniones muy similares en cuanto a los avances que se han logrado en el procedimiento de EIA, en tanto las ONGs, que no participan en gran medida en el diseño de medidas ambientales, sienten que no se ha logrado mucho en este aspecto.

Tanto el Órgano Ambiental como el Órgano Sustantivo y las Empresas consultadas opinan que el principal motivo en la demora de los tiempos en el proceso de EIA son las «Discrepancias y/o poca colaboración entre Órganos de la Administración», el segundo es la «Falta de personal capacitado en el Órgano Ambiental».

Administración, Empresas y ONGs opinan que el presupuesto asignado para la realización de las medidas protectoras, correctoras y/o compensatorias de los proyectos es menor al que debería de ser. Administración y Empresas opinan que debería incrementarse aproximadamente un 4% más, mientras que las ONGs opinan que debería haber un incremento de más del 10% para proyectos en general y para las obras hidráulicas el incremento debería ser de más del 15%.

Bibliografía

Arce Ruiz, R. (2002). *La Evaluación de Impacto Ambiental ante la encrucijada. Los retos del futuro*. Ed. La Ley.

Gómez, S. A. (2007). *Análisis de la eficacia de las medidas preventivas, correctoras y compensatorias de suelos, hidrología, ruido y patrimonio histórico para los proyectos de autovías en España y propuesta de indicadores de sostenibilidad*. E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos. Madrid, U.P.M. Tesis doctoral. <http://oa.upm.es/749/>

Hamández, F. S. (2000). *La legislación de Evaluación de Impacto Ambiental en España*. Madrid, Mundi-Prensa.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2008, de www.mam.es.

Soca, O. N. A. (2004). *Articulación entre proyectos de ingeniería y Evaluación de Impacto Ambiental en el contexto técnico de la normativa actual; el caso de las DIAs emitidas en España para proyectos tipo de gran impacto*. E.T.S. Ing. Industriales. Madrid, U.P.M. Tesis doctoral. <http://oa.upm.es/277/>

Webtools, S. L. «e-encuesta.» 2009, de www.e-encuesta.com.

Una panorámica de la situación del procedimiento de evaluación ambiental en España

Overview of the environmental impact evaluation process in Spain

S. GONZÁLEZ UBIERNA^{1,2}, L. DESDENTADO¹, M. DÍAZ¹, A. P. ESPLUGA¹,
I. M. SOBRINI¹ Y M. A. CASERMEIRO MARTÍNEZ^{1,2}

¹ Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental,
ETSI Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria s/n 28040
Madrid (España). E-mail: anapilar.espluga@upm.es

² Departamento de Edafología, Facultad de Farmacia,
Universidad Complutense de Madrid, Plaza Ramón y Cajal s/n,
28040 Madrid (España). E-mail: casermeiro@farm.ucm.es

Resumen

Desde la aparición en 1966 del procedimiento de evaluación ambiental de proyectos en España, se ha ido ampliando su rango de aplicación y detalle a escala nacional y a escala autonómica. Tras 22 años desde su integración en la legislación estatal se cree necesario desde la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental realizar una revisión a escala nacional de su aplicación, que refleje las debilidades, fortalezas, amenazas y oportunidades del procedimiento, a escala nacional y en cada región.

Para la realización de este estudio se ha partido de al menos dos fuentes de información remitidas a las diferentes Consejerías de Medioambiente de las Comunidades Autónomas (CCAA): cuestionarios cerrados y entrevistas semiestructuradas abiertas a los responsables de la aplicación del procedimiento en cada CCAA.

Lo primero que se ha puesto de manifiesto ha sido la elevada carga laboral que tienen los servicios encargados de gestionar el procedimiento en las diferentes Comunidades Autónomas. Destaca la elevada disparidad de los datos, con un máximo en torno a 1700 en Castilla-La Mancha, frente a los 17 en Cantabria.

Abstract

Starting in 1966 the procedure for environmental assessment in Spain has expanded its application range and detail at national and autonomic level. After 22 years since its integration into the national legislation, the Spanish Association of Environmental Impact Assessment thing review its application in Spain, reflecting the weaknesses, strengths, threats and opportunities of the whole procedure.

This study is based on two directly sources of information obtained from the different Autonomous Communities (CCAA): closed questionnaires and open interviews to the responsible of implementing the procedures in each CCAA.

The first aspect that arose from this study is the high workload in the responsible services in the Autonomous Communities. It is noted the high disparity of data that range from around 1700 in Castilla-La Mancha to 17 in Cantabria.

Introducción

Desde su aparición en España en 1986 la evaluación ambiental de proyectos ha ido ampliando su rango de aplicación y detalle tanto a escala nacional como a escala autonómica. En el amplio espectro normativo que envuelve el territorio nacional (R.D.L. 1/2008), cada comunidad autónoma ha ido incorporando normas y aplicaciones del procedimiento a su legislación, ampliando y diversificando la norma original de manera heterogénea (Ley 7/2007 de Andalucía, Ley 4/2007 de Castilla la Mancha, Ley 93/2006 de Navarra, Decreto 32/2006 de la Comunidad Valenciana, Ley 9/2006 de Extremadura, Ley 11/2006 de las Islas Baleares...).

La enorme diversidad regional existente, con la heterogeneidad normativa y el enredo competencial hacen que el procedimiento se diversifique, en cuanto a normas, conceptos, exigencias, competencias, recursos, etc.

Con la recopilación y el estudio de la información recogida, se pretende plasmar en una publicación, posterior y más extensa, el estado de la Evaluación de Impacto Ambiental en España, que refleje las debilidades, fortalezas, amenazas y oportunidades del procedimiento, a escala nacional y en cada región, es decir, desarrollar una publicación donde se describa la situación actual de la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) en España, así como detectar los problemas más importantes desde el punto de vista de la administración pública y los retos y oportunidades futuras.

Además, se pretende que, del estudio de los datos recopilados, se derive una serie de propuestas de mejora y facilitación del procedimiento a escala nacional.

Material y métodos

Para la realización de este estudio se ha partido de al menos dos fuentes de información directas remitidas a las diferentes Consejerías de Medioambiente de las Comunidades Autónomas (Figura 1): cuestionarios cerrados, cuya función principal ha sido la de recopilar la información estadística, y entrevistas semiestructuradas abiertas a los responsables de la aplicación del procedimiento en cada CCAA, para saber, de primera mano, las dificultades, propuestas y mejoras que se plantean dentro de los diferentes servicios.

Los cuestionarios se han compartimentalizado en tres grupos de cuestiones: cantidad de procedimientos y características de los mismos, participación pública en el procedimiento, y medios materiales y humanos de los departamentos.



Figura 1. Esquema de la metodología llevada a cabo.

Por su parte, las entrevistas se han dividido en cinco apartados:

- Marco normativo. Bloque donde el entrevistado expone su opinión acerca de la idoneidad de la legislación actual y plantea las mejoras pertinentes, si las hubiere.
- Procedimiento, plazos, agilidad y recursos. Bloque centrado en el funcionamiento de los departamentos y en las necesidades de mejora con las que se hayan encontrado en el ejercicio de sus competencias.
- Calidad de los estudios de impacto. El bloque pretende reflejar la visión que, desde la administración, se tiene de los estudios de impacto elaborados por los promotores o las consultoras y exigencias de mejora y/o claridad.
- Participación pública. Este bloque recoge el funcionamiento de uno de los mecanismos más importantes y, hasta la fecha, menos funcionales de que dispone el procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Recoge los mecanismos con los que, cada CCAA facilita y potencia la participación ciudadana en el proceso.
- Medidas correctoras y Programa de vigilancia ambiental. Por último se recogen los mecanismos que cada CCAA emplea para vigilar y exigir al promotor el cumplimiento de las especificaciones recogidas en el estudio de impacto y en la declaración de impacto posterior.

Salvo reducidas excepciones se está recopilando la información, con la cual se ha elaborado una estadística nacional que refleja la situación del procedimiento en cada una de las regiones.

Resultados y discusión

Lo primero que se ha puesto de manifiesto al iniciar los trabajos de recopilación de datos, ha sido la elevada carga laboral que tienen los servicios

encargados de gestionar el procedimiento en las diferentes Comunidades Autónomas. Esto ha contribuido a ralentizar de manera notable la fase de recopilación de información.

Además, se han observado regiones con un excesivo celo a la hora de aportar la información solicitada, tanto de manera individual como a través de la Asociación, dificultando el ejercicio del derecho a la información por parte del ciudadano.

La figura 2 recoge el número de expedientes de EIA tramitados por cada Comunidad Autónoma en el año 2007. Destaca la elevada disparidad de los datos, con un máximo en torno a 1700 en Castilla la Mancha, frente a los 17 en Cantabria. Estas diferencias son explicables en función de la extensión de la región o por las heterogeneidades normativas.



Figura 2. Número de proyectos de EIA iniciados en 2007 por CCAA.

Si se analizan los expedientes iniciados en 2007, agrupados en las grandes tipologías de proyectos recogidas en la legislación estatal (Figura 3), destaca la fuerte relación existente entre algunas comunidades y los diferentes sectores de la actividad económica, con por ejemplo la alta presencia de las actividades extractivas en la Comunidad Canaria, 27%, el elevado número de

proyectos de infraestructuras en Cantabria, 41%, y la relevancia de los proyectos hidráulicos en Navarra, 25%.

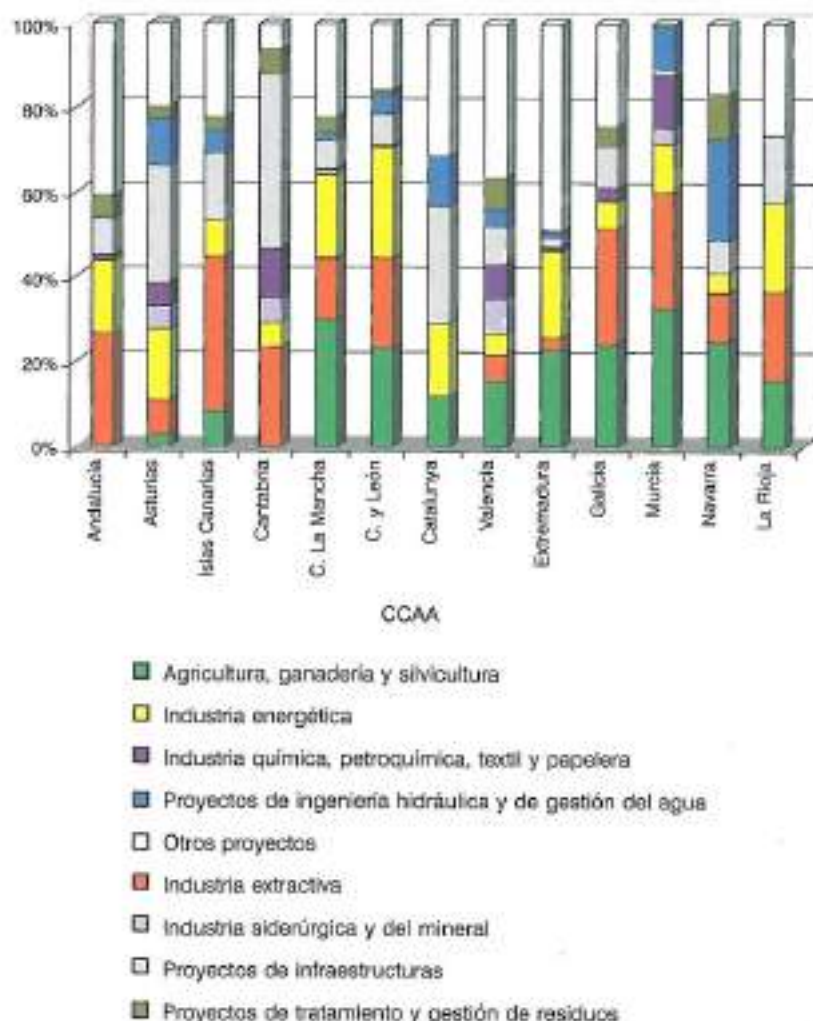


Figura 3. Importancia de cada tipología de proyecto por tipología en cada CCAA.

Estos datos anticipan la disparidad en todos los ámbitos del procedimiento que se están encontrando entre las diferentes CCAA. En principio la heterogeneidad se ha reflejado en los tipos de proyectos mayoritarios (figura 3), en la cantidad de proyectos que han de pasar por el proceso, y en las diferencias competenciales de cada departamento, con regiones donde el mismo área recoge las responsabilidades de autorizaciones ambientales, licencias, evaluación ambiental estratégica y evaluación de impacto ambiental, frente a otras donde cada procedimiento se ha separado en diferentes departamentos u otras donde normativamente no existen todas esas figuras. Todo esto se traduce, además, en una disparidad de carga laboral, en función de la normativa y de la cantidad de procedimientos.

Conclusiones

Los datos preliminares indican una gran dispersión en cuanto a la casuística y tipo de procedimiento a realizar en cada una de las CC.AA. Además, cabe citarse la elevada disparidad de datos recogidos en cada una de las CCAA, debido a la heterogeneidad legislativa, así como la elevada carga laboral en gran número de los servicios contactados.

Cabe citar, como una debilidad del procedimiento, la excesiva carga laboral de algunos departamentos de EIA, así como la dificultad de acceso a la información en algunas regiones. Por el contrario, el procedimiento posee numerosas fortalezas, ya que en otras regiones el acceso a la información y la participación pública están sobradamente garantizados o están en vías de mejorarse notablemente. Además, se han recogido impresiones muy encaminadas a la mejora continua del procedimiento, con personal enormemente implicado, cuyo impulso de centra ahora en la potenciación de los programas de vigilancia y en el control ambiental.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido propuesto y financiado por la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental (www.eia.es).

Bibliografía

- R.D.L. 1/2006, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la ley de Evaluación de Impacto Ambiental.
- Ley 9/2006 de 26 de abril, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el Medio Ambiente.
- Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental (BOE de 9 de mayo de 2001, páginas 16807 a 16816).

R.D.L. 9/2000, de 6 de octubre, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 26 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental (BOE núm. 241, de 7 de octubre de 2000).

www.eia.es - Base de datos sobre legislación autonómica aplicable en materia de Evaluación de Impacto Ambiental y Evaluación Ambiental Estratégica.

Bloque II:
Evaluación Ambiental
de Planes

La gestión de la dispersión a través de la Evaluación Ambiental Estratégica

Managing dispersion through Strategic Environmental Assessment

DIONISIO RODRÍGUEZ ÁLVAREZ
GONZALO MÉNDEZ MARTÍNEZ
MELANIA PAYÁN PÉREZ
JUAN MARCOS PÉREZ GULÍN

Xunta de Galicia (Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible)
y Universidade de Vigo (Grupo de investigación sobre Evaluación
Ambiental Estratégica y ordenación ambiental)

Resumen

Con más de 138 planes generales de ordenación municipal evaluados o en evaluación, la EAE en Galicia ha tenido una gran implantación por lo que al planeamiento urbanístico se refiere y ha sido la sociedad gallega, a través del Consello Galego de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, quien ha fijado los criterios que se vienen aplicando a los planes y otras figuras de planeamiento urbanístico y ordenación del territorio.

Como herramienta que puede jugar un importante papel en la planificación estratégica se trata de un instrumento flexible más próximo a la negociación que al control pero, en cualquier caso, con importantes resultados ambientales.

Por ejemplo en cuanto al control de la dispersión, que es una característica que disminuye la eficiencia del modelo de asentamiento gallego, se han introducido criterios sobre variables como el suelo, la movilidad, la energía que contribuyen a una mayor eficiencia ambiental.

Palabras clave

Evaluación Ambiental Estratégica, dispersión, ordenación del territorio, urbanismo, criterios de sustentabilidad.

Abstract

With more than 138 municipal plans assessed or in evaluation, SEA has had a great implantation in Galicia as far as municipal planning is concerned. It has been the whole of Galician society represented by the Consello Galego de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, who has established the criteria to be applied to the urban plans and other zoning figures.

As a tool called to play an important role in strategic planning, SEA is a flexible instrument closer to the negotiation than control but, in any case, with important environmental outcomes.

For example, as far as to manage dispersion, which is a characteristic that diminishes the efficiency of the model of Galician settlements, criteria on variables as soil, mobility or energy, have been used to contribute to a greater environmental efficiency.

Key words

Strategic environmental Assessment, dispersion, zoning, urban planning, sustainable criteria.

Introducción

La Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) tiene un importante carácter preventivo, en especial a través de las implementaciones procedimentales que los Estados Miembros de la Unión Europea han hecho de la Directiva 2001/42/CE ya que se trata, básicamente, de evitar que determinados planes y programas impongan daños severos al medio.

Sin embargo, asumiendo posturas proactivas de implementación de la EAE desde el inicio en los procesos de planificación estratégica se podría conseguir que los planes y programas persigan directa y explícitamente un desarrollo sustentable.

En este artículo se presenta el modelo implementado en Galicia como ejemplo teórico y se lleva a la práctica a través del ejemplo de la gestión de la dispersión a través de la EAE, teniendo en cuenta que esta variable es una característica fundamental del territorio gallego y que las implicaciones de una gestión eficiente de la misma es un elemento clave hacia la sustentabilidad.

Objetivos

- Identificar los elementos clave para la interpretación de la EAE que posibilitan la influencia, directa o indirecta, en los procesos de toma de decisiones estratégicas.
- Presentar el modelo implementado por la Dirección Xeral de Desenvolvemento Sostible de la Xunta de Galicia como ejemplo teórico de un procedimiento colaborativo, flexible y participativo.
- Mostrar como a través de ese modelo se puede influir sobre una cuestión práctica y fundamental para la sustentabilidad de Galicia como es, la gestión de la dispersión.

Galicia ante la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) en la ordenación del territorio y el urbanismo

Desde un tiempo antes de la aprobación de la *Ley 9/2006 de evaluación de los efectos de determinados planes y programas sobre el medioambiente*, Galicia empezó a sentar las bases necesarias para su pronta adaptación a los requisitos de la normativa.

Por lo que respecta a un ámbito de especial sensibilidad en Galicia como es el litoral, en mayo de 2007 se aprueba la *Ley 6/2007 de medidas urgentes en materia de ordenación del territorio y el litoral de Galicia* que regula la suspensión de la tramitación y aprobación de planes de ordenación y de los

instrumentos de gestión que tengan por objeto la transformación urbanística de terrenos situados a una distancia inferior a 500 metros desde el límite interior de la ribera del mar. Con la finalidad de reforzar el procedimiento de EAE y aclarar los puntos comunes con el trámite de elaboración de planeamiento urbanístico, la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible introduce en esta misma Ley 6/2007 el *Capítulo II. Evaluación Ambiental Estratégica de instrumentos de ordenación del territorio y de planeamiento urbanístico*, que fundamentalmente integra el procedimiento de aprobación de los instrumentos de ordenación del territorio y del planeamiento urbanístico con la evaluación ambiental estratégica atendiendo a los requisitos de la Ley 9/2006.

En el tiempo que se lleva aplicando la Evaluación Ambiental Estratégica han pasado por el órgano ambiental un total de 138 Planes Generales de Ordenación Municipal de otros tantos ayuntamientos, gran parte de ellos, todavía inmersos en el proceso.

Estos 138 ayuntamientos representan el 46% de la superficie total de Galicia y en ellos se distribuye el 38% de la población de la Comunidad Autónoma según los datos oficiales del Instituto Gallego de Estadística del año 2007.

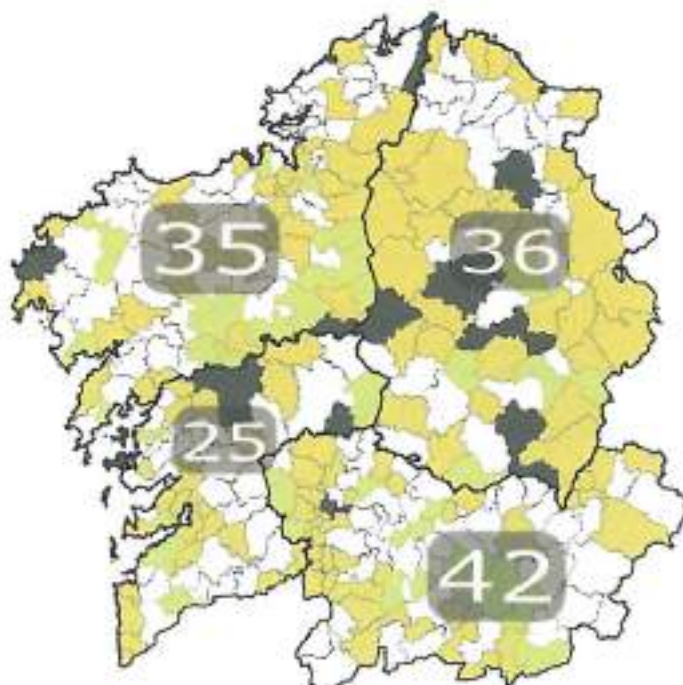


Figura 1. Ayuntamientos con planes sometidos a EAE. Los colores representan distintos grados de avance en el proceso no relevantes para este artículo.

La sociedad gallega fija criterios de sustentabilidad para el urbanismo y la ordenación del territorio

Teniendo presente el importante volumen de planes urbanísticos y de ordenación del territorio que deberían someterse a EAE, desde la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible se considera fundamental para favorecer la transparencia de este nuevo procedimiento, que se establezcan unos criterios claros e compartidos.

En aras de la transparencia y la participación, los criterios que se vienen aplicando a estos planes y otras figuras de planeamiento urbanístico y ordenación del territorio, fueron formulados implicando a todos los estamentos de la sociedad gallega a través del Consello Galego de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible.

Este organismo es un órgano colegiado de participación, consulta y asesoramiento de la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible que está integrado por un amplio abanico de representantes de la administración (directores generales de distintos departamentos de la Xunta de Galicia), de la comunidad científica (a través de las tres universidades gallegas) y agentes económicos (confederación de empresarios, cofradías de pescadores), sociales (Federación Galega de Municipios e Provincias, sindicatos, asociaciones sociales) y medioambientales (organizaciones ecologistas).

En diciembre de 2006 se presenta al Consello Galego de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible un borrador de documento con una propuesta de criterios que sirvieran como marco de referencia para la evaluación de los planes urbanísticos desde la perspectiva de la EAE. Tras un mes de participación en el que las y los integrantes del Consello Galego de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible realizaron sus aportaciones, en sesión del 19 de enero de 2007 se aprobó por unanimidad lo que se convertiría en el documento marco de referencia¹ para la EAE de los planes generales de ordenación municipal.

Estas nuevas circunstancias generan nuevas responsabilidades y competencias que suponen una importante carga de trabajo en un amplio espectro de perspectivas (sociales, económicas y ambientales) que necesitan ser abordadas por un equipo multidisciplinar dada la complejidad de los análisis precisos y la importancia de que sus informes tengan un elevado rigor científico-técnico.

Para la creación de este equipo se han seguido cuatro premisas fundamentales para poder cumplir con el trabajo. Atendiendo a la diversidad de casuísticas que se van a presentar es básico contar con distintos campos de conocimiento y perfiles técnicos. La experiencia en planeamiento estratégico es necesaria también considerando que el enfoque operativo y concreto que se viene aplicando en la evaluación de impacto ambiental es muy diferente a

¹ Documento disponible en <http://aas.medioambiente.xunta.es/aas/pdf/MarcoReferencia-PXOM.pdf>

esta nueva perspectiva de análisis. Finalmente, teniendo en cuenta la interdisciplinariedad son fundamentales las habilidades de trabajo en equipo, no sólo para el día a día interno, sino también para trabajar con los equipos promotores en el sentido de la colaboración entre órgano ambiental y órgano promotor.

Proceso colaborativo

En estos momentos iniciales, la EAE de planeamiento urbanístico en Galicia no pretende tanto controlar los efectos finales de las propuestas del planificador sino que su objetivo principal sería el de concienciar hacia una nueva forma de planificar sobre el territorio que en definitiva conseguiría con una mayor eficiencia el objetivo final de promover un desarrollo sustentable.

La estrategia de continuidad de la EAE para el planeamiento urbanístico en Galicia debe procurar la introducción de criterios de sustentabilidad en los momentos iniciales de toma de decisión sin pretender ocupar el papel del planificador sino ofreciendo y facilitando las herramientas y criterios para que sean los organismos promotores quienes actúen de forma responsable en función de sus competencias, ya que no se debe obviar que independientemente del carácter privado de la mayoría de las promociones que tienen que ver con el planeamiento urbanístico, el órgano promotor en el caso de la EAE es siempre una Administración Pública con sus competencias pero también con sus obligaciones y responsabilidades.

Aplicando el principio de colaboración entre administraciones desde el momento inicial en el que el órgano ambiental tiene constancia de la pretensión de elaborar un plan o programa, el trabajo se debe centrar en el establecimiento de unos criterios que permitan la consecución de los objetivos del órgano promotor.

Esta colaboración se viene llevando a cabo en Galicia a través de reuniones constantes del órgano ambiental con los promotores de planes o programas pero también realizando jornadas de divulgación y formación tanto para técnicos como para políticos responsables finales en la toma de decisiones.

Un ejemplo de EAE aplicada: la gestión de la dispersión a través de la EAE

Uno de los principales problemas del urbanismo y la ordenación del territorio en Galicia es la dispersión. El urbanismo gallego no se caracteriza por estructuras densas y compactas de mayor eficiencia ambiental. Incluso en el entorno de las grandes ciudades gallegas se replica esta dispersión de manera similar a cuando se empezó a configurar el modelo gallego de asentamientos.

Por tanto, uno de los retos del órgano ambiental en cuanto a la EAE del planeamiento urbanístico y la ordenación del territorio ha de ser la gestión de esta dispersión. Con esta intención, en lugar de luchar contra el planeamiento

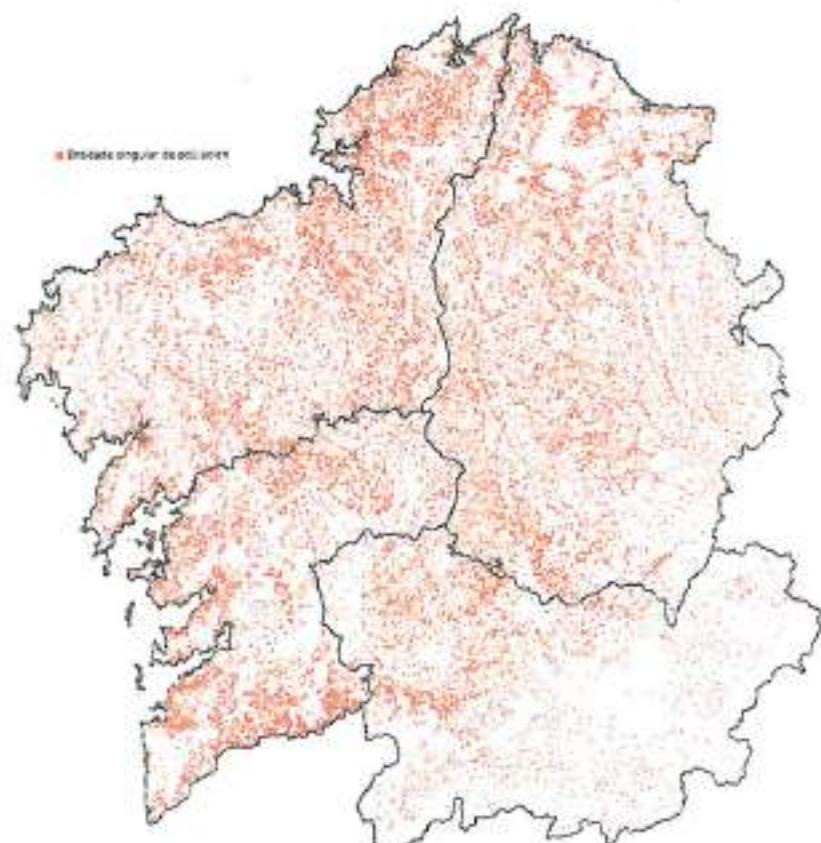


Figura 2. Las 29.964 entidades de población de Galicia.

que no vaya en la línea de los objetivos estratégicos, la administración pública promotora y el órgano ambiental colaborarían para establecer los criterios de sustentabilidad que, atendiendo al entorno de cada plan o programa, deben guiar al planificador en el momento de la toma de decisiones.

A la hora de establecer criterios podemos considerar distintos niveles con distintas implicaciones sobre el planeamiento. Lo único que se necesita es la voluntad inicial establecida en un objetivo claro. En este caso, vamos a considerar que ese objetivo es reducir la dispersión o en el caso de no ser posible, gestionarla adecuadamente.

Para poder trabajar con los ejemplos vamos a simplificar las interrelaciones entre variables y consideraremos exclusivamente aquella de la que estamos tratando.

En un primer lugar estarían los criterios que abordan directamente el objetivo de limitar la dispersión. Para introducirlos en la planificación se puede hacer a través de variables como puede ser el caso del recurso suelo. Desde la perspectiva de considerar el suelo como un recurso escaso, el establecer el criterio de fomentar estructuras densas, compactas y complejas tiene efectos directos que limitan la dispersión desde el inicio a la hora de tomar determinadas decisiones de planeamiento.

En el proceso colaborativo de EAE propuesto resulta relativamente sencillo llegar a un acuerdo entre órgano promotor y ambiental acerca de la necesidad de introducir este criterio en el diseño del planeamiento e independientemente de la forma que tome la propuesta final de planeamiento, las decisiones tomadas de forma razonada y que tengan en consideración este criterio estarán favoreciendo la no dispersión.

Otro tipo de criterios son los establecidos sobre variables que afectan indirectamente al planeamiento o que pueden ser afectadas por el mismo. Establecer sobre una variable como la movilidad, el criterio de reducir las necesidades globales de movilidad de la población, puede generar nuevamente un acuerdo sencillo entre órgano promotor y órgano ambiental. Será la coherencia interna de la planificación la que nos lleve necesariamente hacia propuestas que reduzcan las distancias entre puntos de origen y destino, con lo que estaríamos nuevamente contribuyendo a reducir la dispersión, o en cualquier caso, a que se justificase razonadamente los motivos que llevan a la opción de un modelo más disperso.

En los documentos de referencia que guían el proceso de elaboración de los planes urbanísticos de claro contenido residencial, otro ejemplo de variable de este tipo que se utiliza en la EAE para reducir la dispersión es la energía. El criterio introducido en este caso es que el consumo de recursos por m² habitable de referencia será asimilable al de tipología de vivienda colectiva y en aquellos casos que esto no sea alcanzable, se ofrece la posibilidad de contemplar medidas que reduzcan o compensen los efectos previsibles de ese exceso de consumo energético.

Finalmente podemos hablar de criterios estructurales sobre variables globales cuyos efectos sobre la dispersión son menos directos.

Establecer sobre la planificación en el medio rural, el criterio de que la ordenación o los desarrollos estén vinculados a la productividad del suelo, estamos limitando las propuestas que se pueden realizar sin por ello reducir la capacidad de decisión del órgano promotor y, sobre todo, sin intervenir directamente sobre sus propuestas.

Por ejemplo, en los casos que la productividad del suelo venga determinada por el aprovechamiento agropecuario, la ordenación del territorio o, en su caso, los desarrollos urbanísticos asociados, deberán tener relación directa y coherencia con el sector agropecuario.

Con este criterio se contribuye a reducir la dispersión evitando que se desarrollen urbanizaciones de características urbanas en un medio que no es el suyo, pero al mismo tiempo estamos promoviendo un aprovechamiento

to eficiente de las características productivas del suelo considerado como recurso.

Es importante que en un proceso colaborativo como es la EAE, los criterios por ambas partes sean flexibles para poder llegar a acuerdos, pero también para poder adaptarse a la casuística concreta de cada situación. La imposición de criterios estrictos podrían llevar a contradicciones perjudiciales para el proceso de EAE ya que se podrá ver como un proceso obstructivo y de ingerencia en las responsabilidades del planificador.

El caso anterior de un determinado suelo con un alto potencial de aprovechamiento agropecuario nos puede servir para demostrar la necesidad de flexibilidad en los criterios. Si el criterio fuese establecido de manera rígida en función de unas determinadas características del suelo, se podría incurrir en el error de no considerar las circunstancias propias de cada ámbito, como por ejemplo aquellos casos de suelo urbano consolidado en el que los potenciales valores agropecuarios no van a ser nunca explotados por la condición de urbano de ese suelo.

Conclusiones

La EAE es una herramienta que puede jugar un importante papel en la planificación estratégica. Se trata de un instrumento flexible más próximo a la negociación que al control y en este sentido debe ser adaptado a las diferentes realidades evaluadas. Para ello es necesario asumir un papel colaborativo más que fiscalizador, un papel que permita el trabajo conjunto entre planificadores y evaluadores para establecer un marco de trabajo que se desarrolle por propia coherencia interna del proceso de planificación.

Desde la entrada en vigor de la *Ley 9/2006 de evaluación de los efectos de determinados planes y programas sobre el medioambiente*, se han sometido a la misma un total de 138 ayuntamientos que representan el 46% de la superficie total de Galicia y en los que se distribuye el 38% de la población gallega.

A través del Consello Galego de Medio Ambiente e Desenvolvemento Social, ha sido la sociedad gallega quien ha establecido los criterios que se vienen aplicando a los planes y otras figuras de planeamiento urbanístico y ordenación del territorio.

Galicia tiene un modelo de asentamientos humanos cuya característica fundamental es la dispersión y es posible utilizar la EAE de las figuras de ordenación del territorio y del urbanismo para trabajar por una gestión eficiente de esta característica. Esto se consigue introduciendo condicionantes a modo de criterios en el momento inicial de la toma de decisiones, como por ejemplo:

- Fomentar estructuras densas, compactas y complejas tiene efectos directos que limitan la dispersión.
- Reducir las necesidades globales de movilidad de la población nos lleva necesariamente hacia propuestas que reduzcan las distancias entre puntos de origen y destino.

- Requerir que se asimile el consumo energético por m² habitable al de tipología de vivienda colectiva, o en su caso, se reduzcan o compensen los efectos previsibles de ese exceso de consumo energético, hace replantear la opción por la dispersión y por la tipología de vivienda unifamiliar.
- Vincular la ordenación o los desarrollos urbanísticos a la productividad del suelo contribuye a reducir la dispersión evitando que se desarrollen urbanizaciones de características urbanas en un medio que no es el suyo.

Estos y otros criterios hacen reflexionar sobre los efectos de las propuestas sin por ello reducir la capacidad de decisión del órgano promotor sin intervenir directamente sobre las mismas y, sobre todo, garantizando que los efectos ambientales serán minimizados.

Referencias bibliográficas

Partidario, M. R. (2000), *Elements of an SEA framework-improving the added-value of SEA*. Environmental Impact Assessment Review 20 (2000) 647-663.

Pérez Gulín, J. M. (2005), *Una apuesta por el Desarrollo Sostenible: Metodología para la implementación de la directiva 2001/42/CE en Galicia*. Trabajo para DEA presentado en el departamento de Economía Aplicada de la USC.

Rueda Palenzuela, S., et al. (2007), *Libro verde de medio ambiente Urbano*, Ministerio de Medio Ambiente.

Documento Marco de Referencia para a Avaliación Ambiental Estratéxica dos Plans Xerais de Ordenación Municipal. Dirección Xeral de Desenvolvemento Sostible, Xunta de Galicia (2007). Publicado en <http://aaas.medioambiente.xunta.es/aea/pdf/MarcoReferencia-PXOM.pdf>

Estrategia Española de medio ambiente urbano, Ministerio de Medio Ambiente de España (2006).

Pérez Gulín, J. M. (2009), *Guía para a introdución de criterios de sustentabilidade no planeamento urbanístico a través da Avaliación Ambiental Estratéxica*. Xunta de Galicia.

Evaluación de sostenibilidad de los documentos suplementarios de planificación en el Reino Unido: Worlington Green Estate

***Sustainability appraisals of supplementary planning
documents in the UK: The Worlington Green Estate SPD***

PATRICIA CUERVO URÍA

Resumen

Bajo la Directiva de la Unión Europea 2001/42/CE, es necesario realizar un estudio ambiental / evaluación de sostenibilidad de ciertos planes y programas que pudieran tener efectos sobre el medioambiente.

Los documentos suplementarios de planificación son parte de los planes o estrategias de desarrollo urbanístico de los gobiernos locales en el Reino Unido. Estos documentos explican, entre otras cosas, cómo debe llevarse a cabo la construcción o redesarrollo de una zona respetando el entorno local y el patrimonio urbanístico.

El ayuntamiento de Kensington y Chelsea, en Londres, sacó a consulta pública en mayo de 2008 un documento suplementario de planificación sobre un barrio de protección oficial llamado Worlington Green State.

La comunicación analizará la evaluación de sostenibilidad realizada sobre este documento así como el grado de influencia que estos estudios tienen en los documentos de planificación, a diferentes niveles.

Palabras claves

Directiva 2001/42/CE, Documentos suplementarios de comunicación, Evaluación de sostenibilidad.

Abstract

Under the 2001/42/EC Directive it is necessary to appraise the impact some plans and programmes have on the environment. Supplementary Planning Documents (SPD) are part of the Local Development Framework which sets out policy to guide development at local government level. They provide guidance to developers and describe the specific requirements of the site, setting its local context and surrounding area, its built environment and heritage, whilst taking into account other social, economic and environmental issues.

The Royal Borough of Kensington and Chelsea consulted on the Worlington Green SPD during May 2008.

This communication will analyze the sustainability appraisal which accompanied this SPD and the influence that these appraisals have on the Local Development Framework Documents.

Key words

2001/42/EC, Supplementary Planning Documents, Sustainability Appraisals, Worlington Green Estate.

Introducción**Estudios de sostenibilidad en el Reino Unido**

La directiva comunitaria 2001/42/CE (SEA/SA) adoptada en el año 2001 exige realizar estudios de los efectos que ciertos planes y programas tienen sobre el medioambiente. La directiva entró en vigor en el Reino Unido el 21 de julio del 2004 y se aplica a un rango de planes y programas ingleses y, entre ellos, los llamados Marcos de Desarrollo Local, que son los planes que guían el desarrollo urbanístico de los ayuntamientos.

El gobierno del Reino Unido ha elegido implementar la directiva comunitaria mediante los estudios de sostenibilidad, un método que incluye aspectos económicos y sociales, además de aspectos relacionados con el medio ambiente. Bajo la ley *Planning and Compulsory Purchase Act 2004*, los gobiernos locales deben llevar a cabo estudios de sostenibilidad para cada uno de los documentos del plan de desarrollo, entre los que se encuentran los documentos suplementarios de planificación, parte del Marco de Desarrollo Local.

La directiva SEA/SA explica los pasos que se deben seguir para realizar estos estudios y trata de promover el desarrollo sostenible y protección para el medioambiente, integrando sostenibilidad y consideraciones medioambientales dentro de los planes y programas de desarrollo de los gobiernos a diferentes niveles y teniendo en cuenta su impacto a corto, medio y largo plazo.

Previo al estudio de sostenibilidad, se ha preparado el marco de sostenibilidad sobre el que realizar el análisis de cada documento. Este marco de sostenibilidad se definió como parte del estudio de *scoping report* y siguiendo la información contenida en la guía publicada por el gobierno en el 2005(1). La figura 1 explica el proceso de los estudios de sostenibilidad explicados en la guía producida por el gobierno Inglés.

Las etapas B y C son las que se explican en este estudio de sostenibilidad. Estas etapas incluyen el desarrollo, redefinición y análisis de las diferentes opciones (en este caso la adopción o no del documento de planificación suplementario), la elaboración del informe medioambiental y de sostenibilidad y la propuesta de medidas de mitigación y de monitorización de los efectos resultantes de la entrada en vigor de estos documentos.

Además, los estudios de sostenibilidad se ponen a disposición del público para su consulta al mismo tiempo que los documentos suplementarios de planificación, lo cual hace más transparente y democrático el proceso de desarrollo urbanístico.

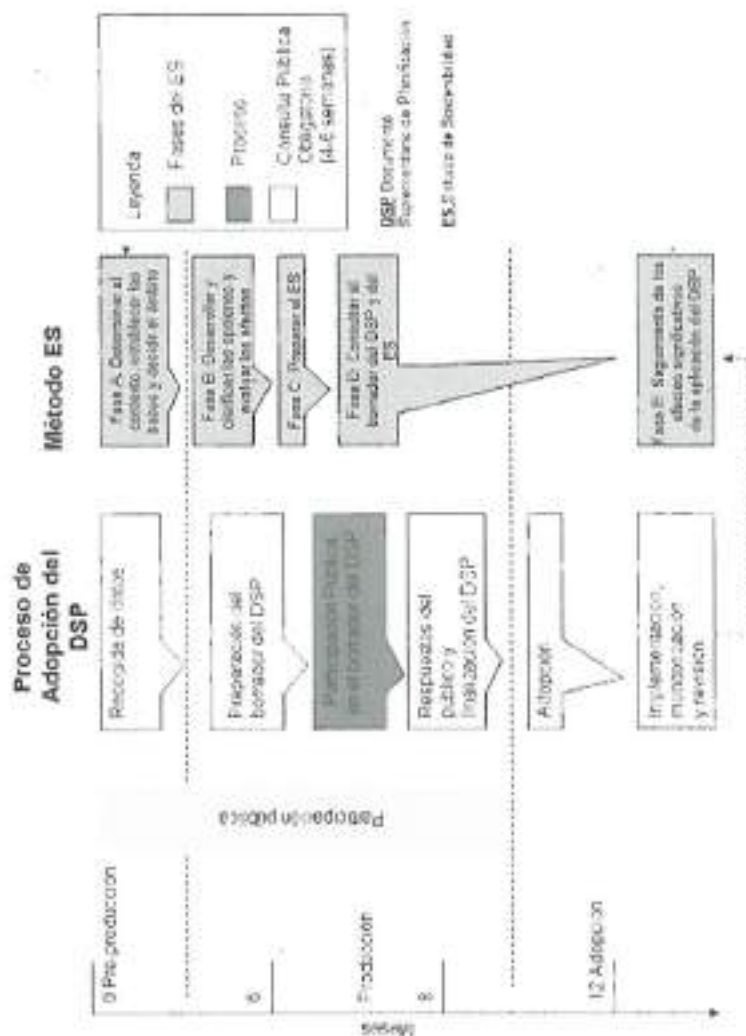


Figura 1. Integración de las cinco etapas del proceso de preparación de los estudios suplementarios de planificación y los estudios de sostenibilidad en Inglaterra.

Documento suplementario de planificación: Wornington Green Estate

Este documento complementa y apoya las políticas nacionales, regionales y locales y analiza las cuestiones relacionadas con los cambios y mejoras propuestas para el barrio de protección oficial llamado Wornington Green Estate. Este barrio está situado al norte del ayuntamiento londinense «The Royal Borough of Kensington and Chelsea» en una zona con uno de los índices de pobreza más altos de Londres, contrastando con el resto del ayuntamiento de Kensington and Chelsea, uno de los ayuntamientos más ricos no sólo de Londres sino del Reino Unido.

Los principales objetivos de este documento son:

- Justificación del desarrollo:** necesidad de reconstrucción y su viabilidad económica.
- Cómo va a llevarse a cabo la reconstrucción:** el futuro de los residentes del barrio, la futura localización del parque *Athlone Gardens*, el tiempo que llevará la reconstrucción, clarificación de las prioridades.
- Cómo será el nuevo barrio:** puntos relacionados con el parque de *Athlone Gardens*, el diseño del barrio incluidos altura, tipo de edificios, unión a otras calles, viviendas para los residentes actuales, localización de las viviendas de alquiler, viviendas de compra-alquiler, viviendas privadas, centros comunitarios, incluido el colegio *Kensington and Chelsea College*, aparcamiento y ahorro de agua y energía.

Objetivos

La presente investigación se centra en describir el proceso llevado a cabo para la evaluación de sostenibilidad del documento de planificación suplementario del Wornington Green State.

El estudio de sostenibilidad analiza los objetivos del plan en función de los objetivos del marco de sostenibilidad, teniendo en cuenta las diferentes opciones del documento y tratando de predecir los efectos de estas opciones para dar medidas de mitigación de los efectos negativos puntos de monitorización para evaluar el resultado de este plan a lo largo del tiempo.

En este caso, la evaluación de sostenibilidad la llevaron a cabo un equipo de dos profesionales empleados por el departamento de planificación del ayuntamiento: un experto en estudios de sostenibilidad y el autor del documento suplementario de planificación. Todos los objetivos definidos en el marco de sostenibilidad tienen la misma importancia así que la forma de evaluar el impacto de este documento fue mediante discusiones informadas sobre los posibles efectos a diferentes escalas temporales.

Resultados y discusión

Los efectos de los tres objetivos principales descritos anteriormente (justificación del desarrollo, cómo va a llevarse a cabo el desarrollo y cómo será

el nuevo barrio) se analizaron en relación a los objetivos de sostenibilidad que incluyen:

- 1) Conservación del medio natural y biodiversidad.
- 2) Reducción del crimen y comportamiento antisocial.
- 3) Apoyo a la economía local para obtener un desarrollo sostenible.
- 4) Apoyo a la inclusión social, la equidad y la promoción al respeto y diversidad.
- 5) Reducción de los efectos del cambio climático reduciendo las emisiones e incrementando el uso energético eficiente y de renovables.
- 6) Reducir el riesgo de inundaciones para residentes actuales y futuros.
- 7) Mejorar la calidad del aire.
- 8) Protección y mejora de parques y espacios abiertos.
- 9) Reducción de la contaminación y desarrollo localizado en zonas previamente construidas.
- 10) Promoción de reducción de tráfico.
- 11) Reducción de la cantidad de basura producida e incrementar el reciclaje.
- 12) Mejorar los centros sociales disponibles para la comunidad.
- 13) Cubrir las necesidades de vivienda de los residentes.
- 14) Incrementar la eficiencia energética de los edificios.
- 15) Asegurar la provisión de centros de salud accesibles.
- 16) Reforzar la distinción local mediante la conservación del patrimonio.

Los resultados del análisis mostraron que las propuestas del documento de planificación suplementario no afectarían significativamente al objetivo 6 y presentaban incertidumbre respecto al objetivo 15. Asimismo, las propuestas tendrían un posible efecto positivo sobre los objetivos 2, 3, 4, 12, 13, 14 y 16. En cuatro objetivos: 1, 5, 8 y 9: conservación del medio, reducción de los efectos del cambio climático, protección de parques, reducción de contaminación, las propuestas presentaban posibles implicaciones positivas y negativas.

Como resultado de este estudio de sostenibilidad, se aconsejó la aprobación de este documento como parte de los planes de desarrollo del Royal Borough of Kensington and Chelsea. Debido a la presión local por parte de los vecinos y residentes de la zona, la consulta pública se extendió y se formuló el documento suplementario de planificación. El segundo borrador del documento se sacará a consulta pública a finales de marzo de este año. Los resultados de la evaluación de sostenibilidad se han tenido en cuenta en este último documento y se han puesto normas para la reducción de posibles futuras inundaciones mediante el uso de técnicas de drenaje urbano sostenible, se han reforzado los requerimientos para el ahorro energético y la reducción de emisiones y de contaminación como resultado de la construcción del nuevo barrio. Finalmente, el parque final deberá ser igual o mayor que el parque existente en la zona.

Como resultado del estudio presentado, otros diferentes pero siempre centrados como el anterior, en el análisis de sostenibilidad así como charlas con profesionales dedicados a estos estudios desde diferentes ámbitos público, privado y docente, el autor ha llegado a la conclusión de que estos estudios son vistos de forma escéptica por los residentes y colaboradores consultados. Para muchos significan: *«just another paper exercise, another tick in the list without real meaning»*.

Existen limitaciones de los estudios de sostenibilidad basadas en la dificultad de analizar de forma totalmente objetiva los posibles efectos que los documentos de planificación tendrán en el futuro. Además el hecho de que estos estudios sean requeridos sólo a nivel de planes y programas y no también a nivel de políticas, restringe el grado de influencia positiva que se podría llegar a obtener mediante las evaluaciones de sostenibilidad.

Aún así, hay muchos profesionales, entre los que el autor se incluye, que creen que estos estudios son necesarios para obtener un desarrollo sostenible y es necesario mejorar y creer en estos estudios y hacer que los resultados obtenidos tengan sentido y peso en la decisión final de los planes de desarrollo a nivel de gobierno local.

Referencias bibliográficas

1) ODPM, 2006 «SPD preparation process and SA» UK Government.

Documentos disponibles en la página web: <http://www.rbkc.gov.uk/planningandconservation/planningpolicy/supplementaryplanning.aspx>

La evaluación ambiental de planes urbanísticos. ¿Oportunidad de cambio o continuidad adornada?

The Environmental Evaluation of Urban Planning: Opportunity for change or dressed-up continuity?

JORGE ABAD GARCÍA

Biólogo. Diplomado en Planificación Rural e Ingeniería Ambiental.

Resumen

Después de la dilatada experiencia acumulada en la redacción de planeamiento urbanístico, al margen o con tratamiento parcial en la aplicación de criterios territoriales y ambientales, surge la culminación de un largo proceso legislativo con la promulgación del Texto Refundido de la ley del suelo estatal y la instauración del régimen administrativo de evaluación ambiental de planes y programas.

La experiencia que supone dos años y medio de elaboración de documentos, en el caso de Aragón, es suficiente para reflexionar si estamos ante una oportunidad de cambio o ante una continuidad en la redacción del planeamiento general con dominio y primacía de los aspectos sustantivos y relegando los aspectos ambientales a un mero adorno final al amparo de un mal entendido concepto de sostenibilidad.

La comunicación analiza los objetivos que se establecen en el nuevo instrumento científico-técnico del «Informe de sostenibilidad ambiental» estableciendo el resultado de su aplicación a los Planes Generales de Ordenación Urbana y la discusión del futuro al que se debe reconducir, salvo que se pretenda vaciar de contenido la evaluación ambiental.

Palabras clave

Urbanismo, evaluación, medio ambiente, cambio.

Abstract

After extensive experience acquired in the development of urban planning, with or without partial treatment in the application of territorial and environmental criteria, we are reaching the culmination of a long legislative process with the announcement of the rewritten text of the public land law and with the establishment of the administrative regime in environmental evaluation of plans and programmes.

The experience gained after two and a half years developing documents, in Aragón's case, is enough to reflect on whether we are facing an opportunity for change or just a continuation of the drawing up of general planning with dominance of the fundamental aspects, relegating the environmental aspects to a purely decorative end under cover of a misunderstood concept of sustainability.

The communication analyses the objectives which are established in the new scientific-technical instrument of the «report on environmental sustainability»,

establishing the result of its application to the General Urban Planning and the discussion about the future which we should pursue, unless we intend to ignore the environmental evaluation.

Key words

Town planning, evaluation, environment, change.

Introducción

La Evaluación Ambiental Estratégica de Planes y Programas, de más reciente instauración respecto a la dependiente de ella: Evaluación de Impacto Ambiental de Proyectos, supone un reto en su aplicación y en especial en los supuestos de planificación urbanística.

Las diversas intervenciones administrativas que se han desarrollado desde ámbitos autonómicos no han servido para reconducir el planeamiento general urbano hacia enfoques ambientales integrados, sino muy al contrario han primado, por lo general, enfoques sectoriales, obteniendo como resultado actuaciones urbanísticas con impactos críticos no detectados y con graves consecuencias, sobre todo en ambientes costeros y de montaña.

Esta situación heterogénea y no exenta de caos que tiene como uno más de sus motivos la tardía transposición de la Directiva 2001/42/CE, del Departamento Europeo y del Consejo de 27 de junio de 2001, tuvo su punto de inflexión con la promulgación de la Ley 9/2006, de 28 de abril, en el ámbito estatal, propiciándose un marco general de regulación que se tradujo en legislaciones autonómicas como la Ley 7/2006, de 22 de junio, de protección ambiental de Aragón.

A todo ello surge, desde aspectos sustantivos, la culminación de un largo camino urbanístico con la publicación del Real Decreto Legislativo 2/2008, de 20 de junio, por el que se aprueba el texto refundido de la ley del suelo, en el que se dejan atrás conceptos tan perversos como considerar el suelo urbanizable como clase residual, instaurando en el ámbito estatal dos situaciones básicas del suelo: rural o urbanizado. Incorporándose además otras consideraciones, entre las que destacan por su relación con la evaluación ambiental:

- Principio de desarrollo territorial y urbano sostenible.
- Se propone un modelo de ciudad compacta frente a los significativos impactos de la urbanización dispersa, tomando como referencia el uso racional de los recursos naturales.
- Deber de incorporar «mapa de riesgos naturales» y «memoria de sostenibilidad económica», además de «justificación científica» en las alteraciones de los espacios de la Red Natura 2000.
- Obligatoriedad de transparencia en la participación pública avalada por informes de seguimiento y vigilancia ambiental.

Objetivos

La oportunidad de cambio que se establece con la evaluación ambiental de planes urbanísticos se ve clarificada con la legislación promulgada, pero es necesario comprobar si los documentos técnicos se están aplicando con garantías suficientes, y en especial el «informe de sostenibilidad ambiental» del planeamiento general.

El objetivo es analizar, desde la visión del redactor, el contenido de los documentos que se presentan a tramitación, seleccionando los aspectos más problemáticos exentos de la percepción procedimental y administrativa.

Con objeto de ordenar los resultados y la discusión, se aplica un orden tomando como base los apartados del informe de sostenibilidad ambiental.

- A. CONTENIDO Y OBJETIVOS DEL PLAN
 - A.1. Carencia de la relación con otros planes y programas.
 - A.2. Resumen urbanístico del Plan General.
 - A.3. Ámbito territorial insuficiente.
- B. DESCRIPCIÓN Y SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS
 - B.1. Ausencia de la alternativa cero.
 - B.2. Falta de consideración de alternativas viables.
- C. CARACTERIZACIÓN Y OBJETIVOS AMBIENTALES
 - C.1. Presentación de inventarios enciclopédicos.
 - C.2. Diagnóstico y objetivos ambientales ausentes o inadecuados.
- D. IDENTIFICACIÓN DE EFECTOS Y VALORACIÓN DE IMPACTOS
 - D.1. Actuaciones sin definir.
 - D.2. Factores ambientales inaplicables.
 - D.3. Efectos propios de la fase de proyectos.
 - D.4. Valoración de impactos inexistente o desfasada.
- E. MEDIDAS AMBIENTALES
 - E.1. Medidas inconexas con la fase de planificación.
 - E.2. Ausencia de correlación con los impactos.
- F. SEGUIMIENTO Y VIGILANCIA
 - F.1. Carencia de indicadores.
 - F.2. Medidas inaplicables o desfasadas.
- G. RESUMEN NO TÉCNICO
 - G.1. Ausencia del documento accesible o inteligible para fomentar la participación pública.
 - G.2. Presentación de documentos resumen inadaptados a su finalidad.

Resultados y discusión

La evaluación ambiental del planeamiento urbanístico se nutre de un documento anclado en la fase de planificación, antecedente del planeamiento en

desarrollo y de los proyectos de reparcelación, urbanización y edificación, y como tal su naturaleza sustantiva radica, entre otras, en la previa toma de decisiones respecto a la ordenación de usos y ocupación del territorio, la sobreexplotación de los recursos naturales, los riesgos de contaminación, la eficiencia en el aprovechamiento de materias primas y energía, la viabilidad ambiental, social y económica, la calidad de vida y los riesgos naturales ligados al uso residencial. Todo ello enmarcado por la ordenación estratégica y ambiental del territorio.

Para la óptima consecución de estas tareas primordiales se han opuesto, entre otros, dos condicionantes relacionados con tendencias adquiridas en el mercado profesional y que están propiciando una equívoca situación técnica en la elaboración de los informes de sostenibilidad ambiental, y que son: la separación drástica existente entre los profesionales del urbanismo y del medio ambiente y la aplicación de las metodologías propias de la evaluación de impacto de proyectos.

La compleja y cambiante legislación del suelo, su papel preponderante en la ordenación del territorio y la abundante obtención de beneficios económicos en cortos plazos temporales, ha generado un sector profesional de urbanistas que se han formado en un escenario en el que los suelos a ordenar eran los urbanos y urbanizables, quedando el tratamiento del suelo no urbanizable y los valores ambientales supeditados al crecimiento de las expectativas urbanísticas y con un marcado carácter marginal.

Esta fuerte carga de técnica urbanística y la incipiente aparición de la evaluación ambiental estratégica han sido abordadas con recelo, e incluso con rechazo, por sectores profesionales que velan invadidas sus competencias con técnicas que desconocen y que han originado en muchas ocasiones su desprecio y desvinculación.

Por otra parte, la complejidad de la legislación del suelo ha sido un inconveniente para la necesaria comprensión de los procesos urbanísticos a evaluar en el caso de los profesionales del medio ambiente.

Todo ello ha generado una fractura en lo que debe ser un equipo redactor multidisciplinar, dando paso a documentos técnicos redactados por separado y sin contaminarse entre sí, con visiones diferenciadas, y que conlleva Planes Generales en los que tan sólo se han incorporado la eficiencia energética y de materiales en la construcción y el tratamiento del suelo no urbanizable obligado por la extensa legislación sectorial. El informe de sostenibilidad ambiental se convierte en muchas ocasiones en un documento de acompañamiento, desligado de la planificación y que no cumple con las previsiones para las que fue creado.

Al respecto, en los documentos ambientales que se presentan se observa la ausencia de la previsión que, para el ámbito territorial ordenado, se establecen en otros planes y programas que le afectan (A.1), y que incluso pueden ser vinculantes en sus determinaciones. Esta ausencia se acrecienta con la necesidad de circunscribir la ordenación a los límites administrativos municipales (A.3) y los olvidos que ello puede acarrear en impactos ambientales acumulativos y sinérgicos en su zona de influencia.

Otra consecuencia es la incorporación de un resumen urbanístico del Plan General sin caracterización ambiental (A.2), a lo que se suma la ausencia del análisis de la alternativa cero (B.1), desembocando en la falta de alternativas viables (B.2) con el error generalizado de incorporar alternativas «fantasma» o «trampa», descartadas a priori, para seleccionar la única viable que coincide exactamente con la fijada previamente por el documento urbanístico.

Este error metodológico se arrastra a lo largo del informe de sostenibilidad ambiental ya que no permite discriminar, en primer lugar, las acciones urbanísticas (D.1), ni identificar los efectos (D.3), ni valorar los impactos (D.4) que se convierten en virtuales, y por tanto incorpora medidas ambientales teóricas (E.1) y sin aplicar (E.2) al faltar la base de la metodología: las actuaciones urbanísticas con significación ambiental a evaluar.

El otro grave problema subyace de la inercia adquirida por los profesionales especializados en medio ambiente con la evaluación de impacto de proyectos, metodologías que se aplican sin adaptar a la evaluación ambiental estratégica de planes urbanísticos.

Esta situación anómala se ha visto amplificada por la irrupción de los profesionales del urbanismo también en la redacción del informe de sostenibilidad ambiental, como consecuencia del momento inicial de desorganización con que comenzó este procedimiento administrativo.

El resultado son inventarios con ámbitos territoriales inadecuados, cargados de información abstracta y prescindible (C.1) que conllevan diagnósticos sin aplicar al planeamiento a evaluar o incluso ausentes (C.2), lo que genera factores ambientales indefinidos (D.2), medidas ambientales ligadas a la fase de proyecto de edificación (E.1) e indicadores y medidas de vigilancia y seguimiento desfasados y trasplantados a un momento posterior ligado a la construcción y explotación de edificios (F.1 y F.2).

Culminando el proceso, se están generando resúmenes no técnicos de los informes de sostenibilidad ambiental que en nada ayudan a fomentar la participación pública (G.1) y con una clara inadaptación a su finalidad de ser accesibles e inteligibles (G.2); en gran medida fomentado por las graves carencias de contenido y metodológicas del documento ambiental ya esbozadas, además de en la falta de experiencia de la información pública desde aspectos ambientales, sociales y económicos, dada la tradición y peso que todavía tiene el acto constructivo y las expectativas económicas privadas ligadas al proceso urbanizador en los Planes Generales de Ordenación Urbana.

Como conclusión final, es urgente incorporar cambios en estas tendencias que se están generalizando entre los redactores de los documentos urbanísticos y ambientales, y que deben partir desde el interés general, y por tanto desde las administraciones públicas, sin olvidar el papel del ámbito privado: colegios y asociaciones profesionales, impulsando actividades de formación y divulgación, guías y normas metodológicas, así como cualquier acción de mejora, incluidas las de la tramitación procedimental.

La oportunidad de cambio existe y está reforzada por la situación actual de crisis en la que se encuentra el sector inmobiliario; pero, si no se toman

actitudes decididas, la evaluación ambiental estratégica del planeamiento urbanístico sólo va a servir para refrendar documentos en los que prime el acto constructivo, incorporando un «adorno vistoso» y para cumplir el trámite que se denomina informe de sostenibilidad ambiental

Bibliografía

Gómez, D. (2007). Evaluación ambiental estratégica. Un instrumento para integrar el medio ambiente en la elaboración de planes y programas. Ediciones Mundi-Prensa. 366 pp. Madrid.

Esteban, F., Ortega, M. et al. (2003). Bases para la evaluación de la sostenibilidad en proyectos urbanos. Ministerio de Medio Ambiente, Secretaría de Estado de Aguas y Costas. 95 pp. Madrid.

Oñate, J., Pereira, D., Suárez, F., Rodríguez, J. J., Cachón, J. (2002). Evaluación Ambiental Estratégica. La evaluación ambiental de Políticas, Planes y Programas. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

AINHOA GONZÁLEZ DEL CAMPO

Resumen

La generación y aplicación de la información espacial se ha visto significativamente ampliada en los últimos años. Su importancia ha sido magnificada por la Directiva INSPIRE, la cual ha fomentado la creación de Infraestructuras de Datos Espaciales a nivel Europeo, así como potenciado la generación de información espacial en otras legislaciones relevantes, tales como la Directiva Marco del Agua y la Directiva de Ruido.

El incremento en la disponibilidad de conjuntos de datos espaciales y los requisitos establecidos por la legislación vigente, promueven su aplicación en la planificación territorial y ambiental. De este modo, el uso de información geográfica en la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) es cada vez más común. La incorporación de dicha información a través de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) facilita y mejora los procesos de EAE, permitiendo un análisis rápido y objetivo de los aspectos ambientales, y presentando la información de una manera gráfica y espacial. Sin embargo, existen una serie de consideraciones para la correcta aplicación de dicha información, así como para la obtención de unos resultados coherentes y válidos.

La presente comunicación lleva a cabo un estudio comparativo de la calidad de la información geográfica ambiental existente. Establece los factores clave para una adecuada gestión y manipulación (tales como escala, nivel de detalle, integridad, temporalidad y metadatos), y analiza los problemas más comunes. Asimismo, destaca los beneficios que una apropiada aplicación de la información espacial puede aportar a la EAE.

Palabras clave

Información espacial; Sistemas de Información Geográfica; Evaluación Ambiental Estratégica.

Abstract

The creation and use of spatial information has significantly grown in recent years. The introduction of the INSPIRE Directive has augmented their application through the establishment of Spatial Database Infrastructures in Europe, and through specific spatial data requisites in other legislative instruments, such as the Water Framework and Noise Directives.

The existing legislative requirements and the incremental availability of geographic information promote their application in spatial and environmental planning. As a result, spatial data is being increasingly used in Strategic Environmental Assessment (SEA). The incorporation of such information by means of Geographic Information Systems (GIS) facilitates and improves SEA processes, by allowing a more objective and rapid assessment of environmental factors,

and by presenting the results in a graphic and spatial form. Nevertheless, there are a number of aspects affecting the application of spatial information, as well as the coherency and validity of results.

This paper presents a comparative evaluation of the quality of environmental spatial datasets. It establishes the key aspects for an effective data management (such as scale, spatial detail, integrity, currency and metadata), and analyses the most common problems. The potential benefits of applying GIS to SEA are also described.

Key words

Spatial Information, Geographic Information Systems, Strategic Environmental Assessment.

Introducción

Se estima que el 80% de la información gubernamental empleada en la preparación de planes y/o programas económicos, ambientales y de desarrollo es de naturaleza geográfica (1). La planificación territorial lleva implícitos aspectos espaciales y temporales, los cuales establecen una serie de requisitos en cuanto a la gestión de la información y las herramientas de análisis. Dichos requisitos se encuentran dentro de las capacidades de los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los SIG facilitan el análisis espacial (y temporal) de los factores clave, aumentado la objetividad y transparencia de los procesos de planificación. Su aplicación en la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) —componente de los procesos de planificación de acuerdo a la Directiva 2001/42/EC (2)— puede contribuir de manera positiva e informar la toma de decisiones en materia ambiental. A pesar de que no existe un requisito legal para la incorporación de información espacial en los procesos de EAE, su inclusión provee una serie de beneficios adicionales a los métodos de análisis tradicionales (tales como matrices) que comúnmente carecen de dimensiones espacio-temporales. Los SIG subsanan dicha carencia identificando y definiendo la variabilidad geográfica y/o estacional de los posibles impactos (3, 4). Es más, los SIG permiten la integración de múltiples fuentes de información, mejoran la predicción y el análisis de posibles efectos ambientales, presentan los resultados de forma gráfica, y facilitan un análisis visual y comparativo de los mismos (5, 4, 6, 7). De este modo, la información espacial favorece una toma de decisiones más transparente, ya que los resultados se basan en evidencia específica, espacial y verificable (8). Se anticipa que las posibles ventajas de los SIG en la EAE aumentarán al implementarse la Directiva INSPIRE (9), la cual contribuirá a la estandarización, validez y mejor accesibilidad de los conjuntos de datos espaciales en materia ambiental. En cualquier caso, existen una serie de consideraciones para la correcta aplicación de dicha información, así como para la obtención de unos resultados coherentes y válidos —los cuales se analizan en la presente comunicación. Se requiere una adecuada gestión de la información que reco-

nozca las posibles carencias de los datos de origen y asegure una adecuada aplicación de los métodos SIG.

Metodología

La aplicación de la información espacial a través de los SIG en la EAE se ha analizado a través de casos prácticos en el País Vasco e Irlanda. Durante el proceso se han identificado tanto los aspectos positivos —los beneficios brevemente indicados en el apartado anterior, como los negativos— es decir, los impedimentos a una implementación efectiva. De este modo, la validez de las aplicaciones SIG se analiza desde el punto de vista de: a) su capacidad para mejorar la cantidad y calidad de la información provista en los procesos de planificación; y b) las limitaciones existentes tanto en los conjuntos de datos espaciales como en las técnicas SIG empleadas. Esta comunicación se centra, en particular, en investigar los factores que condicionan la gestión de la información y que pueden afectar la validez de los resultados.

Resultados

Los conjuntos de datos o capas disponibles en materia ambiental conllevan una serie de prerequisites para su adecuada gestión. Los estudios de caso revelan similitudes entre dichos requisitos, identificando una serie de factores clave:

Disponibilidad y Accesibilidad

A pesar de las iniciativas Europeas de generación de datos espaciales (Ej. CORINE¹), continua habiendo una carencia de información geo-referenciada relevante (Ej. riesgo de erosión, composición ecológica, texturas del paisaje, etc.). En otros casos, la información espacial pueden estar disponible (es decir, se ha recolectado o generado) pero no accesible debido a cuestiones de copyright o confidencialidad. Este es un problema común a nivel Europeo, aunque existen diferencias al respecto. En la mayoría de los estados miembros, la información espacial conlleva restricciones y licencias de uso. Éste es el caso en Irlanda, donde la cartografía digital está sujeta a una licencia anual —por la cual hay que pagar cuantías económicas importantes. En contraste, la cartografía, ortofotos y demás información espacial disponible en el País Vasco puede descargarse libremente a través de la Web de la Diputación Foral correspondiente. En aquellos casos en los que la información no se encuentra disponible o libremente accesible, su integración en el análisis SIG queda inhibida. Por lo tanto, el análisis de las consideraciones ambientales correspondientes habrá de basarse en otros métodos (Ej. matrices) y otras fuentes de información (Ej. datos estadísticos).

¹ Co-ordinated Information in Europe.

Sistema de Referencia o Proyección

Un sistema de referencia espacial común es crítico en un proyecto SIG debido a que las capas en diferentes proyecciones no se solapan adecuadamente en el espacio. Como resultado del crecimiento en el uso de los sistemas de posicionamiento global (GPS) se han presenciado cambios en los sistemas de referencia a nivel internacional. En el País Vasco se ha adoptado el nuevo sistema de referencia geodésico oficial de España (ETRS89), el cual difiere en una media de 200m en X (latitud) y 100m en Y (longitud) del anterior sistema de referencia (European Datum - ED50) (Figura 1). En el caso de Irlanda, el cambio del Irish National Grid - ING al Irish Transverse Mercator - ITM (el cual se ajusta al sistema geocéntrico oficial de Europa) conlleva una diferencia en el falso origen de 400Km en X y 500Km en Y (Figura 1). A pesar de que los programas SIG permiten hacer las transformaciones oportunas, el cambio de una proyección a otra puede generar inexactitudes en latitud y longitud, así como dificultar la integración de capas.



Figura 1. Diferencias posicionales en los sistemas de referencia: en el País Vasco [izquierda] entre ED50 (amarillo) y ETRS89 (azul); en Irlanda [derecha] entre ING (azul) y ITM (rojo).

Precisión e Integridad

La ubicación de los elementos en un plano debe ser precisa para asegurar una coherencia espacial. En ciertos casos, se han detectado omisiones espaciales e irregularidades en el solapamiento entre capas tanto en los casos de estudio del País Vasco como de Irlanda (Figura 2), las cuales pueden derivar en cálculos y resultados erróneos. Del mismo modo, los atributos asociados a los elementos deben ser correctos e íntegros para asegurar la validez de los resultados. Debido a la falta de estándares a nivel Europeo en la estructuración de las tablas de atributos, es común encontrar acrónimos indocumentados en los códigos de categorización que dificultan su adecuada comprensión y uso (E). las capas generadas para dar respuesta a la Directiva

Marco del Agua Irlandesa hacen referencia a los códigos «1a, 1b, 2a, 2b» indicando distintos niveles de riesgo, pero indocumentados en el conjunto de datos).

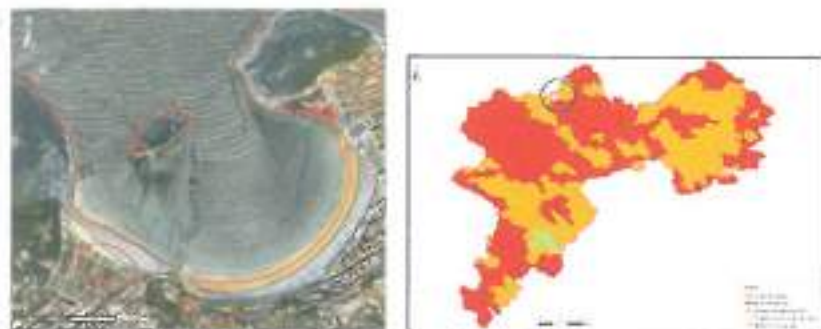


Figura 2. Inconsistencias en la información espacial: omisiones en la zona de influencia marina del País Vasco [izquierda], así como en la vertiente de aguas en la provincia de Offaly, Irlanda [derecha].

Escala

La escala de la información indica tanto el nivel de detalle disponible para la creación de planos como la precisión posicional de los elementos en relación a sus coordenadas reales. Un elemento geográfico contiene mayor nivel de definición a mayor escala (Ej. 1:2.500); los elementos representados a escalas menores (Ej. 1:50.000) carecen de detalle espacial. En principio, la escala geográfica se establece de acuerdo al nivel de detalle requerido en la EAE, lo cual depende de si se trata de directrices de ordenación territorial (planes generales) o de un plan urbanístico. Sin embargo, el nivel de detalle está generalmente condicionado por la escala de los conjuntos de datos disponibles. En la mayoría de los casos, tanto en Irlanda como en España, la información espacial es generada a nivel estatal y/o regional. Este es el caso de los usos de suelo identificados en el proyecto CORINE o de la categorización de riesgos requerida en la Directiva Marco del Agua. La generación de información geográfica ambiental a nivel local (Ej. zonas verdes, corredores ecológicos, etc.) es más bien limitada, particularmente en Irlanda donde es disponible únicamente para un número reducido de municipios. En consecuencia, los conjuntos de datos contienen demasiado o insuficiente detalle dependiendo de la escala adoptada en una determinada jerarquía de planificación. Las directrices de ordenación territorial y los planes generales a nivel estatal/regional son marcos estratégicos que, por lo común, prescinden de zonificación específica. Al contrario, los planes urbanísticos delimitan los usos de suelo en cada parcela, estableciendo una mayor definición espacial y requiriendo un análisis ambiental más específico. Por consiguiente, es muy

posible que la información generada a nivel regional carezca del detalle requerido para un plan urbanístico. Es más, la combinación de conjuntos de datos o capas a varias escalas en un proyecto SIG puede afectar la integridad de los resultados. Por lo tanto, el factor escala incorpora nuevas consideraciones en la aplicabilidad de los SIG a la EAE. Es necesario tener una cognición espacial a la hora de interpretar los resultados del análisis SIG para entender las repercusiones que el parámetro escala puede tener en su precisión y validez.

Temporalidad

La fecha de creación/edición de la información establece su utilidad dependiendo del propósito del estudio. Aquella información que no ha sido actualizada puede dar lugar a resultados incoherentes al no reflejar el estado actual de los recursos ambientales. La información ha de ser veraz y actual para una aplicación efectiva en la EAE. Las actualizaciones dependen del organismo responsable. A nivel Europeo se han establecido actualizaciones periódicas con lapsos importantes (Ej. CORINE se generó en 1990 y se ha actualizado en el 2000 y 2006). En el País Vasco, la cartografía se revisa de manera continua, mientras que otros tipos de información (Ej. datos ambientales o actividades económicas) se revisan bianualmente. En Irlanda, la cartografía se actualiza de manera continua a través del Ordnance Survey, pero las actualizaciones de los datos ambientales no se llevan a cabo de manera tan eficaz a pesar de que existen programas de monitoreo a tal efecto. En cualquier caso, la fecha de edición ha de tenerse en cuenta a la hora de interpretar la información.

Metadatos

Los metadatos son un requisito legal de INSPIRE (10). Se componen de información que describe las características de los conjuntos de datos (incluyendo palabras clave, fecha de generación, sistema de referencia, escala, distribuidor, etc.), lo cual facilita su catalogación, búsqueda y transferencia, y ayuda a establecer su calidad y aplicabilidad. Los metadatos son de gran importancia a nivel de EAE debido a la necesidad de combinar e interrogar conjuntos de datos diversos. La disponibilidad de metadatos en la información ambiental permite establecer de manera rápida su disponibilidad, relevancia y utilidad para un estudio determinado. A nivel estatal, la información espacial generalmente contiene metadatos; en Irlanda existe una carencia extensiva de los mismos.

Discusión

La correcta aplicación de la información espacial y la obtención del potencial óptimo de los SIG conllevan una serie de requisitos (Tabla 1). La imple-

mentación de un análisis espacial en la EAE implica un conocimiento de las herramientas tecnológicas y un entendimiento de los factores que condicionan la validez de la información espacial. Las técnicas y herramientas del sistema deben de adaptarse a la EAE, facilitando los procesos de screening, scoping, descripción del medio, identificación de alternativas, caracterización y valoración de impactos, definición de medidas correctoras, plan de monitorización, y consulta pública (7). Los resultados obtenidos a través del análisis espacial han de ser interpretados y comunicados de manera adecuada en los informes ambientales para asegurar su comprensión, y así promover su incorporación en la decisión final.

Tabla 1. Factores clave en la gestión de la información espacial y la aplicación de SIG.

Gestión de la información espacial		Aplicaciones SIG
Disponibilidad/accesibilidad	Metadatos	Cognición espacial/utilización de software
Sistema de referencia		Gestión de la información espacial
Precisión e integridad		Técnicas adecuadas (requisitos de la EAE)
Escala		Interpretación de resultados
Temporalidad		Incorporación de resultados en la EAE

Es inevitable que existan inconsistencias y carencias en cualquier base de datos (11), debido a que no existe un conjunto de datos que sea completo y coherente, y/o que contenga el nivel de detalle espacial necesario para cubrir todos sus posibles usos. En cualquier caso, el reconocimiento de dichas insuficiencias permite la adecuada aplicación de la información disponible, y la correcta interpretación de resultados. La disponibilidad de metadatos, promovida por INSPIRE, facilita los procesos de gestión de la información y su incorporación en SIG. Los factores clave identificados en esta ponencia pueden emplearse como factores de verificación para identificar cualquier limitación y/o incertidumbre existente en cuanto a la validez de los datos. En el contexto de la EAE, la aceptación de la posible incertidumbre queda cubierta por la naturaleza estratégica de dichos estudios; aceptando que la información espacial y los SIG proveen delimitaciones generales y resultados indicativos respectivamente (12; 13). Estos aspectos habrán de definirse en mayor detalle y precisión espacial a nivel de proyecto durante los procesos de EIA. Por lo tanto, la información espacial puede contribuir de manera importante a los procesos de análisis y comunicación, pero actualmente los SIG no pueden emplearse como únicas herramientas en los procesos de planificación.

Conclusión

A pesar de las limitaciones existentes en la información espacial, una gestión adecuada de la misma permite asegurar unos resultados coherentes dentro de unos márgenes de incertidumbre. De este modo, los SIG pueden contribuir de manera positiva a los procesos de EAE al permitir un análisis visual y espacialmente específico, mejorar el contenido y la calidad de los informes ambientales, así como informar de manera más transparente los procesos de toma de decisiones. Sin embargo, ha de reconocerse que la resolución de problemas ambientales complejos y la incorporación de los factores ambientales en la decisión final van más allá de la aplicación sistemática de conjuntos de datos y tecnología. En cualquier caso, la provisión de una base factual mejora el enfoque y la efectividad del debate político y social.

Bibliografía

1. Chan, Y. y Easa, S. (2000). Looking Ahead. En Easa, S. y Chan, Y. (eds.), *Urban Planning and Development Applications of GIS*, pp. 253-256. American Society of Civil Engineers: Reston, Virginia.
2. CEE (2001). Directiva 2001/42/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de junio, relativa a la Evaluación de los Efectos de Determinados Planes y Programas en el Medio Ambiente. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 197/30, 21.7.2001.
3. Pati, A. A., Annachhatre, A. P. y Tripathi, N. K. (2002). Comparison of Conventional and Geo-Spatial EIA: a Shrimp Farming Case Study. *Environmental Impact Assessment Review*, 22 (4) 361-75.
4. Vanderhaegen, M. y Muro, E. (2005). Contribution of a European Spatial Data Infrastructure to the Effectiveness of EIA. *Environmental Assessment Review*, 25 (2) 123-142.
5. João, E. M. (1998). Use of Geographic Information Systems in Impact Assessment. En Porter, A. y Fittipaldi, J. (eds.), *Environmental Methods Review: Retooling Impact Assessment for the New Century*, pp. 154-163. The Army Environmental Policy Institute: Atlanta.
6. González, A., Gilmer, A., Foley, R., Sweeney, J. y Fry, J. (2006a). SIG en la Evaluación Ambiental Estratégica: Beneficios y Limitaciones de la Información Espacial. En Casimiro Martínez, M. A., Espluga González, A. P., Desdentado Gómez, L. A., Díaz-Martín, M., García Montero, L. G. y Sobrini Segalazeta-de Ilurdoz, I. (eds.), *Evaluación de Impacto Ambiental en España: Nuevas Perspectivas*, pp. 155-163. Print House: Madrid.
7. González, A. (2006b). Incorporating Spatial Data and GIS to Improve SEA of Land Use Plans: Opportunities and Limitations - Case Studies in the Republic of Ireland. Tesis doctoral. Dublin Institute of Technology, Dublín, Irlanda.
8. Skehan, C. D. y González, A. (2006). Spatial Data Management Requirements and Strategic Environmental Assessment. Ponencia presentada en Society of Chartered

Surveyors, EuroSDR & Dublin Institute of Technology Joint Workshop, 31 de octubre, Dublín, Irlanda.

9. CEC (2007). Directiva 2007/2/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de marzo, por la que se Establece una Infraestructura de Información Espacial en la Comunidad Europea (INSPIRE). *Diario Oficial de la Unión Europea*, L108/1, 24.5.2007.
10. CEC (2008). Regulaciones del Consejo No. 1205/2008, de 3 de diciembre, implementando la Directiva 2007/2/EC del Parlamento Europeo y del Consejo en cuanto a Metadata. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 326/12, 4.12.2008.
11. Onsrud, H. J. (1999). Liability in the Use of GIS and Geographical Datasets. En Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. J. y Rhind D. W. (eds.), *Geographical Information Systems 2: Managing Issues and Applications*, pp. 643-652. John Wiley and Sons Inc.: New York.
12. João, E. M. (2007). The Importance of Data and Scale Issues for Strategic Environmental Assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (5) 361-364.
13. Partidário, M. R. (2007). Scales and Associated Data - What is Enough for SEA Needs? *Environmental Impact Assessment Review*, 27 (5) 460-478.

Actividades humanas y efecto sobre los suelos en el Valle Amblés Ávila

Human activities and effect on soils in the Amblés Valley, Ávila

P. M. DÍAZ-FERNÁNDEZ, M. V. MEDINA VARO, A. M.^a SAN JOSÉ WERY,
J. J. RAMOS MIRAS & I. REBOLLO BLÁZQUEZ

Facultad de Ciencias y Artes, Universidad Católica de Ávila,
C/ Carteros s/n, 05005 Ávila

Resumen

Se presentan los resultados preliminares del proyecto de investigación «Efectos de las actividades socioeconómicas sobre los suelos del Valle Amblés». Los objetivos del trabajo son la caracterización edáfica de horizontes superficiales de suelos del Valle Amblés, situado en el centro de la provincia de Ávila y el análisis de diferencias debidas a los distintos usos de los mismos. Presentamos en este trabajo las características del muestreo y los resultados de las principales variables estructurales y fisicoquímicas: pH, conductividad, %MO, Fosfatos, Nitrógeno total, Texturas, etc. El estudio se completará con análisis de contaminantes, fundamentalmente metales pesados. El estudio pretende, entre otros objetivos, sentar bases comparativas para valorar posibles efectos de nuevas actividades agrícolas, ganaderas, forestales e industriales.

Palabras clave

Valle Amblés; Ávila; análisis de suelos; contaminación; impacto ambiental.

Abstract

The preliminary results of the research project «Effects of the socioeconomic activity over the soils of Amblés Valley (Ávila)» are presented in this communication. The objectives of this research project are: the edaphic characterization of the soils of Amblés Valley, located in the centre of Ávila province and the analysis of the differences due to the different uses of the soils. Herein we present data like the soil samples characteristics and the results of the structural and physicochemical parameters: pH, conductivity, % of organic substances, phosphates, total nitrogen, textures, and so on. The study will be completed with the analysis of the contaminants like heavy metals. The study aims, between other objectives, getting references in order to evaluate the possible effects of new farmer, forestry and industrial activities.

Keywords

Amblés Valley; Ávila; soils analyses; contamination; environmental impact.

Introducción y objetivos

El presente estudio trata de caracterizar los horizontes superficiales de los suelos del Valle Ambiés. Constituye un área limítrofe con la ciudad de Ávila, perteneciente a la cuenca alta del Adaja y es una de las más desconocidas, dado que la mayoría de las investigaciones se han centrado en la Sierra de Gredos. Es un territorio que ha evolucionado mucho en los últimos años, modificando la organización de un paisaje resultado de interacciones constantes entre hábitats de montaña y valle.

El paisaje forestal primitivo estuvo compuesto por mosaicos de coníferas de género *Pinus* que ocupaban los suelos más pobres en nutrientes y de texturas arenosas alternando con frondosas esclerófilas (encinas) en las zonas más secas y frondosas freatófilas de hoja caduca (fresnos, sauces y rebollos) en suelos más húmedos. Evidencias de esta antigua vegetación se conservan en la toponimia local, por ejemplo, el paraje los pinares junto al río Adaja, en Niharra que ocupa una zona de suelo arenoso destinado al cultivo de centeno hasta hace pocas décadas. Los análisis polínicos de la zona (Dorado et al., 1994; López Sáez & Burjach, 2002) avalan, también, esta descripción del paisaje forestal primigenio, así como testimonios de madera de pino fosilizada en la comarca (Mancebo et al., 1993).

Este paisaje vegetal original sufrió desde épocas prehistóricas la eliminación del arbolado para la consecución de pastos y cultivos. De este modo, en el valle del Ambiés el valor agrícola de los suelos y la topografía llana, justificaron la relación de grandes talas de bosques para la implantación de cultivos de secano y regadío, hortalizas, pastizales, algunos cultivos forestales (choperas, pino silvestre, etc.), etc. (Sánchez Muñoz, 2002).

Los suelos más productivos se encuentran en el fondo del valle, pertenecen al grupo de los luvisoles que se diversifican en función de la pedregosidad, del contenido en arcillas y la duración del encharcamiento. El principal uso que se les da a éstos es agrícola (cultivos de secano o regadío) y ganadero (pastizales permanentes con riegos ocasionales). Los suelos desarrollados en las laderas son mayoritariamente del grupo de los cambisoles y rankers, inadecuados para el cultivo, pero aptos para la producción de pastos y cultivos forestales. Completarían el mapa edáfico del territorio pequeñas unidades de suelos salinos (solotnetz), litosuelos y afloramientos rocosos.

En el presente trabajo, se pretende conocer y evaluar las características físico-químicas de los suelos y su relación con el uso al que están sometidos. La mayor parte de los suelos estudiados corresponden a suelos desarrollados por debajo de 1.200 m, que pertenecen a zonas de topografía casi plana en el fondo de la cuenca. Estos datos podrán servir como referencia para posteriores estimaciones de impactos ambientales y Planes de Vigilancia que se desarrollen en la zona.

Metodología

Se han recogido 60 muestras de suelos repartidas en todo el valle. Cada una de las muestras han sido clasificadas dentro de cuatro categorías: Erial

y pastos, Cultivo agrícola, Uso forestal arbolado y vertedero (Tabla 1). Las muestras clasificadas como vertedero corresponden a un vertedero agrícola, a un suelo que sirvió como basurero municipal en el pasado y al lecho que recibe la salida de un colector de aguas residuales.

Tabla 1. Clasificación y número de muestras recogidas en el Valle Amblés.

CATEGORÍA	N.º MUESTRAS RECOGIDAS	CULTIVO
Erial y pastos	4	Erial
	8	Pradera natural
Uso agrícola	2	Barbecho
	18	Cereal
	1	Alfalfa
	5	Fresas
	1	Huerta
Uso forestal arbolado	1	Pinar
	1	Encinar
	1	Robledal
Vertedero	1	Vertedero municipal
	1	Colector
	1	Restos freseros

Todo el proceso analítico se ha desarrollado en el laboratorio de análisis ambiental de la Universidad Católica de Ávila (UCAV). Hemos seguido la metodología indicada por Marañés *et al.* (1998). Los parámetros y los métodos de análisis que se presentan en este trabajo son los siguientes:

- *pH*. Medido con pHmetro en condiciones normales de laboratorio, tanto en agua destilada como en KCl.
- *Conductividad eléctrica*. Medida con conductímetro en condiciones de laboratorio.
- *Fósforo asimilable*. Se realiza por el método Olsen-Watanabe.
- *Materia orgánica (MO)*. Se analiza por el método de Tyurin, que nos ofrece el porcentaje de carbono orgánico a partir del cual se calcula la materia orgánica.
- *Compuestos móviles de nitrógeno*. Se obtiene mediante el método de Bouat y Crouzet.
- *Carbonato cálcico equivalente*. Determinado mediante el método del cálcimetro de Bernard.

Los análisis se completarán en el futuro mediante el estudio de los niveles de contaminantes (metales pesados y otros), lo que contribuirá a una mejor valoración de los efectos de las actividades humanas sobre los suelos de la comarca. Este trabajo pretende aportar valores de referencia de las características edáficas para futuros estudios ambientales de la comarca y en especial Planes de Vigilancia Ambiental que necesiten valores referencia de la situación inicial.

Resultados y discusión

En la tabla 2 se representan los valores medios, máximos y mínimos de los parámetros analizados, así como los métodos seguidos para determinarlos.

Tabla 2. Resultados medios, máximos y mínimos de los parámetros analizados para cada tipo de suelo.

		ERIAL Y PASTOS	USO AGRÍCOLA	USO FORESTAL ARBOLADO	VERTEDERO
pH en el suelo	Valores medios	6,28	6,29	5,35	7,74
	Valores mínimos	5,47	4,85	4,90	7,71
	Valores máximos	7,30	7,61	5,89	7,77
Conductividad eléctrica $\mu\text{S/cm}$	Valores medios	151,93	148,23	96,46	338,56
	Valores mínimos	42,28	53,80	83,60	243,00
	Valores máximos	1323,00	570,00	114,00	558,00
Fósforo asimilable. Ppm P_2O_5 (Olsen-Watanabe)	Valores medios	20,47	22,55	17,50	26,38
	Valores mínimos	17,18	18,62	17,00	20,92
	Valores máximos	39,30	27,85	18,00	32,26
% Materia orgánica (Tyurin)	Valores medios	1,52	1,34	1,70	1,79
	Valores mínimos	0,34	0,51	1,56	1,50
	Valores máximos	7,17	4,81	2,09	2,22
Compuestos móviles de N ppm N (Bouat y Crouzet)	Valores medios	124,83	68,29	75,20	91,50
	Valores mínimos	37,10	30,80	58,80	79,10
	Valores máximos	364,00	147,00	104,30	108,50
Carbonato cálcico equivalente Ppm CO_3 Ca (Calómetro de Bernard)	Valores medios	0,59	1,52	1,45	0,45
	Valores mínimos	0,32	0,00	1,13	0,32
	Valores máximos	0,97	1,86	2,02	0,73

Si se observan los resultados llama la atención que los vertederos son los suelos que muestran pH más básicos, conductividad eléctrica más alta, mayor cantidad de fósforo y mayores niveles de materia orgánica. Los niveles de los compuestos móviles de nitrógeno son sólo superados por los pastos, algo lógico debido a la carga ganadera presente durante gran parte del año en los mismos.

Los suelos destinados al cultivo se asemejan bastante a los pastizales en cuanto a conductividad, pH y fósforo asimilables. Sin embargo, los suelos agrícolas tienen los niveles más bajos en contenido de compuestos móviles de nitrógeno y materia orgánica. Probablemente por estar más lavados como consecuencia del laboreo intensivo que impide la acumulación de horizontes orgánicos.

Los suelos de uso forestal son los que muestran valores mínimos de pH, conductividad y fósforo asimilable. Puede ser debido a que los bosques estudiados se encuentran en laderas de marcadas pendientes y sustratos más arenosos, lo que favorece el lavado de los elementos solubles como sales y bases de cambio. Si se observan los datos de materia orgánica y nitrógeno solamente son superados por los valores de los vertederos que probablemente se deba a la acumulación de horizontes orgánicos.

Los datos de este trabajo nos induce a pensar que la contaminación por nitratos del acuífero de la zona (San José et al., 2008) se atribuye más a la carga ganadera y a los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales que a la actividad agrícola desarrollada en el valle.

Bibliografía

- Dorado, M.; Andrade, A.; Valdeolmillos, A. & Ruiz Zapata, M.B. 1994. Evolución de la vegetación durante los últimos 6000 BP en el Valle de Amblés y Sierra de Ávila (Ávila). *Actas de Gredos*, 1994, Boletín universitario n.º 14: 37-62.
- López Sáez, J. A. & Burjach, F. 2002. Análisis palinológico de la fosa de Valdeprados. Una contribución al conocimiento del paisaje calcolítico en el Valle Amblés (Ávila). *Cuadernos abulenses*, 31: 11-18.
- Mancebo J. M.; Molina, J. R. & Camino, F., 1993. *Pinus sylvestris* L. En la vertiente septentrional de la Sierra de Gredos (Ávila). *Ecología*, 7: 233-248.
- Marañón, A.; Sánchez J. A.; De Haro, S.; Sánchez S. T. & Del Moral, F. 1998. Análisis de suelos, metodología e interpretación. Universidad de Almería.
- Sánchez Muñoz, M. J., 2002. La cuenca alta del Adaja (Ávila): diagnóstico geográfico y bases para un desarrollo rural integrado. Dip. Prov. Ávila, Inst. Gran Duque de Alba, Ávila.
- San José Wery, A.; Herráez Garrido, F.; Díaz Fernández, F. M. & Miras, J. J. 2008. Niveles de As, NO₃, Pb, Ni, Zn, en las aguas de las depresiones terciarias de la provincia de Ávila. (Valles Amblés y Corneja). 9 Congreso Nacional de Medio Ambiente. Madrid, 1 al 5 de diciembre de 2008.

Bloque III:
Evaluación Ambiental
de Proyectos,
estudio de casos

Impactos de la actividad recreativa sobre los parámetros microbiológicos y bioquímicos del suelo en el Monumento Natural de los Palancares y Tierra Muerta (Cuenca)

Impact of recreation activity on the microbiological and biochemical properties of soil in Natural Monument of Palancares and Tierra Muerta (Cuenca)

M. ANDRÉS^{1,2}; M. E. LUCAS-BORJA¹; E. MARTÍNEZ¹; F. R. LÓPEZ^{1,2}; F. A. GARCÍA^{1,2}; A. DEL CERRO^{1,2}

¹ Instituto de Investigación en Energías Renovables, Sección de Medio Ambiente. Campus Universitario de Albacete, Paseo de la Innovación n.º 1, C.P. 02071, Albacete (Spain)

² Departamento de Ciencia y Tecnología Agroforestal y Genética, ETS Ingenieros Agrónomos, Universidad de Castilla La Mancha. Campus Universitario s/n, C.P. 02071, Albacete (Spain)

Resumen

La calidad del suelo y su degradación dependen de diversas propiedades físicas, químicas, biológicas, microbiológicas y bioquímicas, siendo estas dos últimas las más sensibles ya que responden rápidamente a los cambios y perturbaciones externas. Debido a su sensibilidad, los parámetros microbiológicos son útiles para monitorizar cambios inmediatos en el suelo, como por ejemplo los generados por el pisoteo humano en ecosistemas naturales o por la eliminación de la cubierta vegetal. Entre los parámetros microbiológicos y bioquímicos del suelo, son particularmente importantes los indicadores de la actividad microbiana, tales como diferentes actividades enzimáticas y en especial las relacionadas con los ciclos del Nitrógeno, Fósforo y Carbono (ureasa, fosfatasa y β -glucosidasa, respectivamente); o indicadores de naturaleza más general como la deshidrogenasa y la respiración.

Muchos estudios previos han demostrado la importancia de los ecosistemas forestales como soporte de actividades recreativas al aire libre, así como también los impactos de dichas actividades en el suelo y la cubierta vegetal. El objetivo del presente trabajo es caracterizar a partir de los parámetros microbiológicos y bioquímicos descritos, la magnitud del impacto generado en el suelo de diferentes zonas del Monte de Utilidad Pública n.º 106, «Los Palancares y Agregados» (incluido dentro del Monumento Natural denominado «Los Palancares y Tierra Muerta», en la Serranía de Cuenca), como consecuencia de las actividades recreativas que actualmente se desarrollan. Para ello, dentro de la zona de visitas, ligada a las Torcas o elementos geomorfológicos más característicos del monte, se han distinguido dos senderos de intensidad de uso diferente. Los resultados muestran como las zonas de mayor afluencia presentan unos niveles más bajos de actividad enzimática y de respiración

microbiana, siendo por lo tanto a priori, los suelos de peor calidad y menos predispuestos a soportar una cubierta vegetal.

Palabras clave

Enzima; actividad recreativa; suelo; impacto ambiental.

Abstract

Soil quality and degradation depend of different properties being microbiological and biochemical properties more sensitive than the others. Microbiological parameters are useful to monitor soil changes due to a human trampling in natural ecosystems or loss in cover plant. Among the parameters related to the biochemical and microbiological state of the soil, of particular importance are the indicators of the soil microbial activity, principally different enzyme activities, both specifically related to the cycles of N, P, and C (urease, phosphatase, and β -glucosidase, respectively) and some general microbial indicators, such as dehydrogenase activity and respiration.

Several studies have demonstrated that forests are very important for recreation activities but at the same time, human trampling led to changes in soil and vegetation. The aim of this work is to evaluate the effect of human trampling on soil biological properties in different experimental sites of «Los Palancares y Agregados» (Cuenca Mountains). Different experimental plots have been established across two trails (high and low use trail) associated with karstic elements of the natural protected area. Results showed that high use trail is always associated with lower levels of enzymatic activity and soil respiration. Recreational activity may lead to lower maintenance of suitable plant cover, soil health and fertility.

Key words

Enzyme; recreational activity; soil; environmental impact.

1. Introducción

La calidad del suelo y su degradación dependen de un largo número de propiedades físicas, químicas, biológicas, microbiológicas y bioquímicas, siendo las dos últimas las más sensibles ya que responden rápidamente a los cambios (7, 10,5). Debido a su sensibilidad, los parámetros microbiológicos son útiles para monitorizar cambios inmediatos en el suelo, como por ejemplo los que se dan en zonas donde crece vegetación incipiente, como los grupos de regenerados (1).

Como parámetros considerados clave para determinar la calidad del suelo, podemos indicar algunos de tipo físico y físico-químico (estabilidad de agregados, pH y conductividad eléctrica), y químico (parámetros nutricionales y fracciones de carbono) (4, 13, 2). De los parámetros relacionados con el estado microbiológico y bioquímico del suelo, son particularmente importantes los indicadores de la actividad microbiana, principalmente diferentes actividades enzimáticas como las implicadas en los ciclos del Nitrógeno, Fósforo y Carbono (ureasa, fosfatasa y β -glucosidasa, respectivamente), o actividades

de naturaleza más general como la deshidrogenasa (2). Otros parámetros como la respiración, también son indicadores de la actividad microbiana de índole general (1, 3).

Nannipieri *et al.* (9), indicaron que debido a la especificidad de las enzimas por el sustrato, parece difícil que una sola actividad pueda ser representativa del estado general de las poblaciones microbianas presentes en el suelo. Sin embargo, la medida simultánea de varias actividades enzimáticas sí puede resultar útil como indicador de actividad microbiana del suelo, y pueden por tanto, emplearse como marcadores de la fertilidad bioquímica del mismo (8). Así pues, la actividad microbiológica influye directamente sobre la estabilidad del ecosistema y la fertilidad (12), y está ampliamente aceptado que un buen nivel de actividad microbiana es esencial para mantener la calidad del suelo (6). Además, pocos han sido los trabajos que han utilizado este tipo de parámetros como indicadores de impactos ambientales generados por actividades recreativas en suelos (10).

2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo es caracterizar a partir de los parámetros microbiológicos y bioquímicos descritos, la magnitud del impacto generado como consecuencia de la actividad recreativa dentro de un espacio natural protegido (Fig. 1), que en los últimos años es visitado por 15.000 turistas al

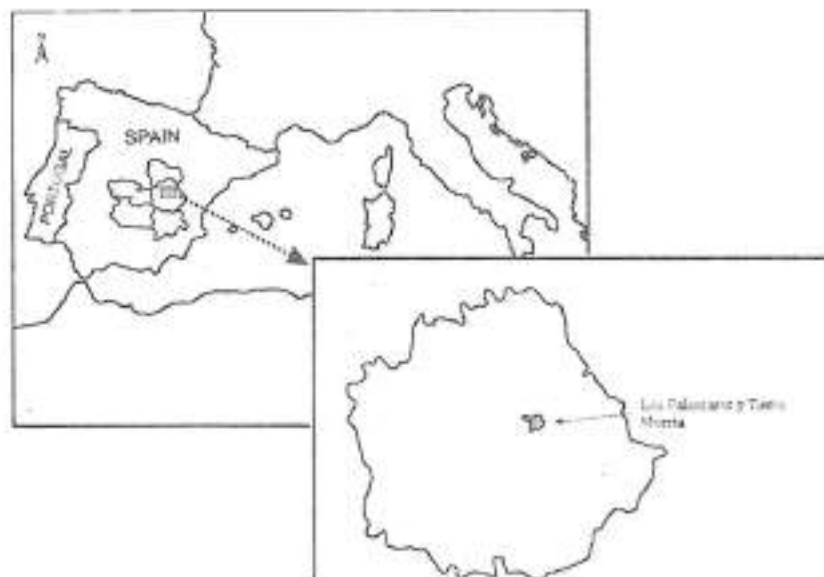


Figura 1. Localización de las zonas de estudio.

año. Para ello se han seleccionado dos recorridos turísticos ligados a los diferentes elementos geomorfológicos que aparecen en el monte de Los Palancares y Agregados (Fig. 2). A lo largo de ambos recorridos, los cuales presentan una intensidad de uso y longitud diferentes (el 65% de los visitantes recorren el itinerario largo de 9 km; el 35% de visitantes recorre el itinerario corto de 2.5 km), se establecieron parcelas experimentales, concretamente 26 parcelas en el recorrido corto y 56 en el recorrido largo. En cada una de estas parcelas se establecieron a su vez cinco subparcelas donde se obtuvieron diferentes muestras de suelo: sobre el sendero, a 10 metros del centro del sendero y a 30 m del centro del sendero (a ambos lados del sendero). También se obtuvieron muestras de zonas sin actividad recreativa con el objetivo de comparar los resultados obtenidos. Cada una de estas muestras se tomó en los primeros 15 cm de suelo, adquiriendo submuestras en al menos 6 puntos diferentes, para obtener una muestra homogénea. La época de muestreo fue al comienzo del otoño del año 2007, justo antes de los fríos invernales y época de lluvias, para evitar que las muestras se tomen sobre suelo recién mojado, sino cuando el suelo está en disposición de muestreo.

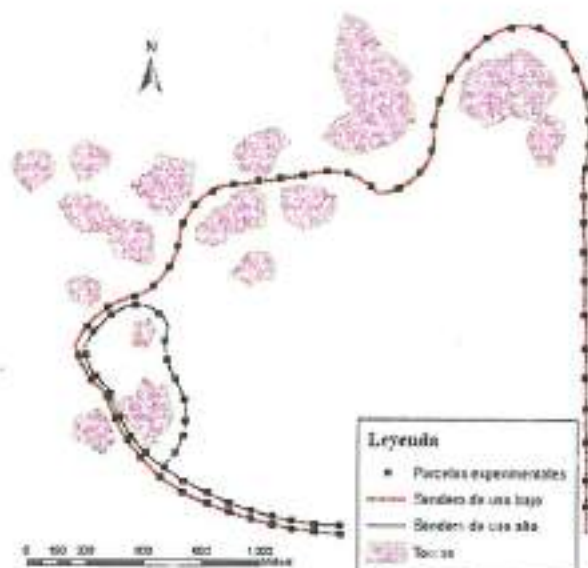


Figura 2. Localización de las parcelas experimentales seleccionadas a lo largo de los senderos estudiados.

3. Resultados y discusión

La intensidad de uso y la distancia desde el centro del sendero tienen una influencia significativa sobre la actividad microbiana del suelo caracterizada a partir de la respiración y la actividad de la deshidrogenasa (Tabla 1), de manera que tanto la respiración del suelo como la deshidrogenasa han mostrado mayores valores en el sendero de menor afluencia de personas y en los puntos más externos (a 30 m del centro del sendero). La distancia del sendero a la cual se obtuvo la muestra también mostró una diferencia significativa para el resto de enzimas estudiadas ($P < 0.05$), presentando los puntos más externos los mayores valores de ureasa, fosfatasa y β -glucosidasa. Para estas enzimas, las diferencias en relación a la longitud del sendero y el uso, fueron menores y en algunos casos inexistentes. Para los parámetros microbiológicos estudiados, las zonas sin actividad recreativa presentaron los mayores niveles de respiración de suelo, deshidrogenasa, ureasa, fosfatasa y β -glucosidasa. Al correlacionar todos los parámetros medidos en las parcelas (físicos y microbiológicos de suelo) (Tabla 2), se han obtenido coeficientes de correlación negativos entre la compactación del suelo y los indicadores generales de actividad microbiana (la respiración del suelo y la deshidrogenasa); así como también entre el suelo desnudo y la respiración de suelo, deshidrogenasa, ureasa, fosfatasa y β -glucosidasa.

Tabla 1. Resultados del ANOVA para los factores tipo de sendero y distancia desde el centro del sendero, para los parámetros microbiológicos y actividades enzimáticas analizadas.

	Respiración del suelo		Deshidrogenasa		Ureasa		Fosfatasa		β -Glucosidasa	
	F-ratio	P-value	F-ratio	P-value	F-ratio	P-value	F-ratio	P-value	F-ratio	P-value
Factores										
T	36.57	<0.001	7.14	<0.05	1.71	ns	0.69	ns	1.95	ns
D	51.73	<0.001	18.46	<0.001	4.86	<0.05	16.79	<0.01	35.75	<0.01
T x D	7.81	<0.01	1.53	ns	0.71	ns	4.91	ns	2.31	<0.05

* T: Tipo de sendero; D: distancia desde el centro del sendero; T x D: interacción entre T y D.
ns = No significativo.

La actividad enzimática de la deshidrogenasa ha sido usada para valorar la actividad microbiana, y determinados estudios han mostrado cómo la actividad de esta enzima es un buen índice de la actividad microbiana en zona semiáridas de la península ibérica (8). De hecho, la actividad deshidrogenasa se ha considerado como un indicador general de la actividad metabólica de

Tabla 2. Matriz de correlación entre los diferentes parámetros determinados
(tamaño de la muestra $n = 77$)

Parámetro	Bg	Pc	OM	Sc	SR	DehA	UreA	PhA
Bg								
Pc	-0.53***							
OM	-0.55**	0.52*						
Sc	0.75***	-0.39**	-0.69***					
SR	-0.55**	0.67**	0.79**	-0.59***				
DehA	-0.66***	0.70**	0.81**	-0.58***	0.61**			
UreA	-0.42*	0.77**	0.79**	0.15	0.59**	0.58***		
PhA	-0.30**	0.59**	0.64**	0.10	0.67**	0.70***	0.38**	
Bgluc	0.19	0.62**	0.67**	0.23*	0.72**	0.71***	0.27***	0.62***

*, **, ***, Nivel de significación $P = 0.05$; $P = 0.01$; $P = 0.001$, respectivamente.

* Bg = suelo desnudo; Pc = cobertura vegetal; OM = material orgánica; Sc = compactación del suelo; SR = respiración del suelo; DehA = deshidrogenasa; UreA = ureasa; PhA = Fosfatasa; Bgluc = β -glucosidasas.

los suelos, lo que está correlacionado con la actividad microbiana (11), al igual que la respiración.

No obstante, un solo parámetro es insuficiente para caracterizar la calidad biológica del suelo, ya que este es heterogéneo y un determinado factor puede afectar de forma predominante a un determinado parámetro y no a otro. Por ello, se requiere estudiar un conjunto de parámetros (9). Las enzimas estudiadas son catalizadores biológicos de reacciones específicas, las cuales dependen a su vez de una variedad de factores (6). En la medida en que estos factores varían en el medio, también pueden hacerlo las actividades enzimáticas.

Los resultados obtenidos muestran que el pisoteo asociado a la actividad recreativa ha generado una disminución de las actividades enzimáticas del suelo, generalmente de proporciones superiores sobre el sendero o a 10 metros del mismo, y en el sendero de mayor uso. La actividad microbiana se ha incrementado en los puntos de menor influencia humana y en las zonas sin actividad recreativa, en las que se observa una mayor presencia de cubierta vegetal, menor porcentaje de suelo desnudo y menor compactación de suelo. Por lo tanto se puede afirmar que el mantenimiento de una cubierta vegetal es vital para preservar la fertilidad de los suelos.

Las propiedades microbiológicas y los organismos que se encuentran en el suelo juegan un papel importante en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes del suelo, cuyos cambios en el tiempo y en el espacio pueden ser monitorizados con el uso de parámetros microbiológicos, los cuales pueden ayudar en la diagnosis de impactos sobre el suelo en lugares donde se desarrollen actividades recreativas.

4. Referencias bibliográficas

- (1) Bastida, F., Moreno, J. L., Hernández, T., and García, C., 2007. The long-term effects of the management of a forest soil on its carbon content, microbial biomass and activity under a semi-arid climate, *Appl. Soil Ecol.*, 37: 53-62.
- (2) Bastida, F., Moreno, J. L., Hernández, T. and García, C., 2006. Microbiological activity in a soil 15 years after its revegetation, *Soil Biol. Biochem.*, 38: 2503-2507.
- (3) Carbailas, M., Carbailas, T., Jacquín, E., 1979. Biodegradation and humification of organic matter in humiferous atlantic soils. *An. Edafol. Agrobiol.*, 38, 1699-1717.
- (4) Dick, R. P., Breakwell, D. P. and Turco, R. F. 1996. Soil Enzyme Activities and Bio-diversity Measurements as Integrative Microbiological Indicators. In: Doran, J. W.; Jones, A. J. (Editors). *Methods for Assessing Soil Quality*. SSSA Special Publication Number 49, Chapter 15, pp. 247-271.
- (5) García, C. and Hernández, T., 1997. Biological and biochemical indicators in derelict soils subject to erosion. *Soil Biol. Biochem.*, 29 (2): 171-177.
- (6) García, C., Hernández, T., Roldán A., and Martín, A., 2002. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under mediterranean climate. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 635-642.
- (7) García, C., Hernández, T., y Costa, F., 1994. Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. *Soil Biol. Biochem.*, 26, 1185-1191.
- (8) García, C., Hernández, T. y Costa, F., 1998. Microbial activity in soils under Mediterranean climate. *Plant Nutr.*, 44, 93-103.
- (9) Nannipieri, P., Grego, S., Ceccanti, B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag, J. M., Stotzky, G. (Eds.), *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, New York, USA, pp. 293-355.
- (10) Ros, M., García, C., Hernández, T., Andrés, M., Del Cerro-Barja, A., 2004. Short term effects of human trampling on vegetation and soil microbial activity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35: 1591-1603.
- (11) Skujins, J. 1976. Extracellular enzymes in soil. *Crit. Rev. Microbiol.*, 4:383-421.
- (12) Smith, L. J., and Papendick, R. I., 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. En: Blaine Metting (Ed.). *Soil Microbial Ecology*. Marcel Dekker. New York.
- (13) Trasar Cepeda, C., Leirós, M. C., Gil Sotres, F., Secane, S., 1996. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils*, 26, 100-106.

Valoración del impacto ambiental de las especies exóticas invasoras en el macropaisaje de la isla de Tenerife (Canarias)

Assessment of environmental impact of alien species in the Tenerife Islandlandscape (Canarias)

EDUARDO SOBRINO VESPERINAS¹, DAMIÁN DE TORRES¹, DAVID
MINGOT², ANTONIO SIVERIO¹, JOSÉ MIGUEL SORIANO PÁEZ³
Y ALBERTO GONZÁLEZ MORENO⁴

¹ Dr. Ing. Agrónomo. Universidad de La Laguna-Tenerife

² Ing. de Montes. Universidad Politécnica de Madrid

³ Dr. Ing. Agrónomo. Universidad Politécnica de Madrid

⁴ Dr. Ing. Agrónomo. INIA Madrid

Resumen

Diferentes condiciones ambientales, derivadas de la insularidad y la presencia de un clima subtropical, un fuerte gradiente altitudinal, conjuntamente con una fuerte presión antrópica, han facilitado que en la isla de Tenerife se hayan introducido un elevado número de plantas exóticas, lo que han sido citado por diferentes autores en los últimos años. Una parte sustancial de estas especies exóticas se han convertido en invasoras en la actualidad.

En este trabajo se estudian las 20 especies invasoras que consideramos poseen un mayor impacto paisajístico en el ámbito de la isla de Tenerife, la valoración del impacto paisajístico para cada una de ellas, las características de los ecosistemas donde se produce la invasión, y la gravedad de la invasión en ecosistemas naturales y antropizados.

El efecto de las exóticas invasoras citadas se realiza mediante dos índices: el Impacto Visual Global y el segundo de Impacto Ecológico. El primer índice se calcula por suma del impacto visual y de la pérdida del valor del paisaje, el segundo índice de Impacto Ecológico como sumatorio de los siguiente subíndices: disminución del valor natural del paisaje, pérdida de conectividad derivada de la formación masa impenetrables de vegetación (p.e. *Opuntia ficus-indica*, *O. dillenii*, *Agave americana*), destrucción de los ecosistemas naturales únicos, competencia directa con especies endémicas de área restringida, aparición de nuevas asociaciones vegetales, muy diferentes en estructura y función de las originales, donde estas plantas invasoras superan la concepción plantas invasoras y llegan a tomar una posición de especies dominantes de la comunidad, generando en consecuencia nuevas formaciones fisonómicas, fácilmente reconocibles y caracterizables. Se detecta una correlación positiva entre ambos criterios de valoración y existen al menos seis especies invasoras —*Opuntia ficus-indica*, *Opuntia dillenii*, *Agave americana*, *Pennisetum setaceum*, *Arundo donax* y *Ageratina adenophora*— que generan un gran impacto global en el macropaisaje de la isla de Tenerife. Consideramos que es nece-

saría la puesta en marcha urgente de sistemas de erradicación eficaces de estas especie exóticas invasoras.

Palabras clave

Plantas invasoras; plantas aloctonas; evaluación de impacto; impacto ambiental; Tenerife; Islas Canarias; Macaronesia.

Abstract

Different environmental conditions derived from the insularity and the presence of a subtropical climate, a strong gradient altitudinal, together with a strong antropic pressure, have facilitated that in the island of Tenerife have got a high number of exotic plants, which they have been mentioned by different authors in the last years. A substantial part of these exotic species they have turned in invading at present.

The effect of the exotic mentioned invading plants is realized using two indexes: the Visual Global Impact and, the second one, of Ecological Impact. The first index is calculated by sum of the visual impact and the loss value of the landscapes; the second index of Ecological Impact as sumatory of the following items: decrease of the natural value of the landscape, loss of connectivity derivated of the formation of impenetrable vegetation (example: *Opuntia ficus-indica*; *O. dillenii*; American Agave), destruction of the natural and unique ecosystems, direct competition with endemic species of restricted area, appearance of new plant associations, very different in structure and function of the original ones, where these invaders overcome the conception of invading and take the position of dominant species, generating in consequence new phisionomical formations, easily recognizable and caracterizable. A positive correlation is detected among both criteria of valuation and six invading species at least —*Opuntia ficus-indica*, *Opuntia dillenii*, American Agave, *Pennisetum setaceum*, *Arundo donax* and *Ageratina adenophora*— that generates a great global impact in the macrolandscape of the island of Tenerife. We think that is necessary an urgent and effective system of eradication of these exotic invading species.

Key words:

Invasive plants; impact assessment; Tenerife; Islas Canarias; Macaronesia.

Introducción

La isla de Tenerife esta integrada en el conjunto de la Macaronesia según fue descrita por Webb, conjunto de islas situadas en el Océano Atlántico, situadas en la banda climática subtropical, que conservan relictos de vegetación de la época Terciaria al haber escapado a los efectos devastadores de la última glaciación sobre la vegetación de Europa. En ellas se encuentran varios factores específicos diferenciadores. En primer lugar tratarse de islas de pequeño tamaño aisladas de masas continentales. En segundo, la influencia oceánica que atenúa las temperaturas extremas. En tercer lugar la proximidad al Continente africano y en concreto al desierto del Sahara, el más extenso del planeta, que determina una mayor tendencias a temperaturas elevadas en la época estival, especialmente cuando existe n vientos dominan-

tes desde ese área. Por último su origen volcánico, con altitudes notables, que culminan en el pico del Teide en Tenerife con 3.710 m.s.m.

En concreto la isla de Tenerife puede calificarse de continente en miniatura ya que la diversidad de condiciones ambientales, que oscilan desde el nivel del mar hasta la altitud citada, genera una marcada cliserie altitudinal. Además las diferencias marcadas por los vientos alisios, que provocan lluvias intensas en muchas zonas del norte, lo que contrasta notablemente con el sur de la isla, donde los períodos de sequía son dominantes. En todos los casos la vegetación potencial es concordante con estas condiciones tan cambiantes.

De manera relativamente reciente la industria turística ha tenido un extraordinario auge, lo que ha servido para dinamizar la economía de la isla, pero que también ha ido asociada a determinados daños en el medio natural en general y en la biodiversidad en particular.

Como consecuencia de esta extraordinaria diversidad de ambientes y las condiciones insulares ha generado que la invasión de especies exóticas tome unas dimensiones especialmente elevadas, sólo comparables a lo que ocurre en otras islas de clima cálido, como Hawái o Nueva Zelanda. Las plantas invasoras canarias han sido inicialmente estudiadas por Sanz Elorza, Dana, Sobrino (2004), conjuntamente con las plantas autóctonas invasoras del resto de España en el *Atlas de la Plantas Invasoras en España*, pero se trata de un tema extraordinariamente dinámico que es preciso ampliar y matizar, incluyendo la valoración del impacto ambiental que generan.

Objetivos

1. Indicar las 20 especies invasoras exóticas de la isla de Tenerife con mayor impacto paisajístico.
2. Valorar el impacto visual global de las principales exóticas invasoras en Tenerife.
3. Valorar el impacto de las especies exóticas invasoras según criterios de la ecología del paisaje.
4. Estudiar las concordancias de ambos criterios de valoración para este grupo de especies invasoras.
5. Determinar las especies invasoras de intervención urgente.

Metodología

Primeramente se han determinado las planta invasoras consideradas como especialmente agresivas dentro del territorio de la isla de Tenerife, utilizando bibliografía específica: el *Banco de Datos de la flora autóctona española* (Sobrino & al., 1999), el *Atlas de las Plantas autóctonas invasoras en España* (Sanz-Elorza & al., 2004) y la *Aproximación al listado de plantas autóctonas invasoras reales y potenciales en las islas Canarias* (Sanz Elorza, Dana, Sobrino, 2003). Así como la realización de itinerarios botánicos abarcando la practica totalidad de de la isla de Tenerife durante los dos últimos años.

Se ha confeccionado una tabla con las características básicas de las 20 especies invasoras que consideramos más peligrosas de la isla de Tenerife. Para estas especies se ha confeccionado una primera tabla con criterios basados en el paisaje visual: familia, origen, hábitat invadido, tipo biológico, forma de introducción. En una segunda tabla se valora el impacto visual, la pérdida de valor natural del paisaje, la reducción de la conectividad, la competencia con las especies endémicas, la generación de nuevas asociaciones, criterios estos últimos relacionados con los de la ecología del paisaje. La valoración realizada para cada especie en cada uno de ellos se ha llevado a cabo en una escala tipo Likert de 1 a 5, siendo 1 afección baja o inexistente y 5 afección muy elevada. La determinación de los valores de los diferentes subíndices se realizó mediante un panel de expertos. Para valorar ambos criterios separadamente se obtuvo el sumatorio de cada agrupamiento y finalmente un tercer índice de impacto global igualmente por suma. Los diferentes índices se analizan para las veinte especies y se determina además las exóticas invasoras con mayores valores, generando una relación de exóticas que generan un gran impacto global.

Resultados y discusión

En la tabla 1 se indican las características de las especies exótica invasora consideradas y en la tabla 2 los índices de Impacto Visual Global, de Impacto Ecológico y de Impacto Global, así como los subíndices en que se basan.

Considerando el criterio de Impacto Visual Global se encuentra un conjunto de siete especies con valores muy elevados: *Agave americana*, *Opuntia ficus indica*, *O. dillenii*, *Pennisetum setaceum*, *Arundo donax*, *Rubus ulmifolia* (autóctona dudosa) y *Ageratina adenophora* que se sitúan también en niveles muy altos para el índice de Impacto Ecológico. Existe una correlación positiva entre ambos criterios de valoración, pero con el criterio ecológico se detectan además otras cuatro especies invasoras con un fuerte impacto ambiental: *Ulex europaeus*, *Carpobrotus edulis*, *Oxalis pes-caprae* y *Tropaeolum majus*. Cuando se aplica el índice suma como Impacto Global se detectan al menos seis especies — *Agave americana*, *Opuntia ficus-indica*, *Opuntia dillenii*, *Pennisetum setaceum*, *Arundo donax* y *Ageratina adenophora* — que generan un gran impacto global en el macropaisaje de la isla de Tenerife. Consideramos que es necesaria la puesta en marcha urgente de sistemas de erradicación eficaces de estas especie exóticas invasoras, ya que el impacto visual y ecológico son de tal envergadura que llegan a destruir ecosistemas singulares y endémicos de la isla. Desde una perspectiva centrada en los hábitats invadidos también se reclama por otros autores el la necesidad de controlar las principales especies invasoras (Gallo & al., 2008). Otras especies invasoras con un alto alto índice de Impacto Global son *Oxalis pes-caprae*, *Rubus ulmifolia* (autóctona dudosa), *Tropaeolum majus*, *Ipomoea purpurea*, *Lantana camara* y *Carpobrotus edulis*, para ellas también sería preciso organizar un programa de control eficaz. A modo de ejemplo citar que *Oxalis pes-caprae* invade amplios espacios en ecosistemas naturales en el Parque Rural de Anaga sobre espacios naturales de elevadísimo valor ecológico.

Tabla 1. Características de las 20 especies invasoras alóctonas con impacto visual destacado en la isla de Tenerife.

Especie	Familia	Origen	Habitat invadido	Tipo biológico	Introducción
<i>Arundo donax</i>	Poaceae	Asia central y meridional	ripario, ruderal húmedo	macroterofito	jardinería
<i>Rubus ulmifolia</i> (1)	Rosaceae	Mediterráneo	ripario, ruderal húmedo	mesoterofito	involuntaria
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Cactaceae	América central y México	naturales y ruderal arido	mesofanerofito suculento	agricultura/jardinería
<i>Cordia alliodora</i>	Cecropiaceae	América N y C	naturales y ruderal arido	mesofanerofito suculento	jardinería
<i>Austrocyathochaeta subulata</i>	Cactaceae	América S	naturales y ruderal arido	mesofanerofito suculento	jardinería
<i>Agave americana</i>	Agavaceae	México	naturales y ruderal arido	mesofanerofito suculento	agricultura/jardinería
<i>Pennisetum setaceum</i>	Poaceae	África E	naturales, viario y ruderal arido	hemiterofito caespitoso	jardinería
<i>Ricinus communis</i>	Euphorbiaceae	África E	ruderal y viario	macroterofito	jardinería/agricultura
<i>Conyza canadensis</i>	Asteraceae	América N	ruderal y viario	macroterofito	involuntaria
<i>Nicotiana glauca</i>	Solanaceae	América S	ruderal y viario	macroterofito	jardinería
<i>Oxalis pes-caprae</i>	Oxalidaceae	Capense	arvense, ripario y naturales	geofito bulboso	mala hierba
<i>Tropaeolum majus</i>	Tropaeolaceae	América S	viario y ruderal	geofito tuberoso	jardinería
<i>Ageratina adeniflora</i>	Asteraceae	México	naturales y viarios	mesofanerofito	involuntaria
<i>Amoranthus viridis</i>	Amaranthaceae	Paraguayal	ruderal y arvense	terofito	involuntaria
<i>Eleocharis palustris</i>	Asteraceae	Neotropical	ruderal y viario	terofito	involuntaria
<i>Carpobrotus edulis</i>	Aizoaceae	Capense	playas y ruderal	carneño suculento	jardinería
<i>Ipomoea purpurea</i>	Convolvulaceae	Neotropical	ruderal y viario	liana	jardinería
<i>Echistochloa californica</i>	Poaceae	América N	naturales y viario	terofito	jardinería
<i>Lantana camara</i>	Verbenaceae	Neotropical	naturales, ruderal y viario	mesofanerofito	jardinería
<i>Ulex europaeus</i>	Fabaceae	Europa O y SO	naturales	macroterofito	silvopascicultura

Tabla 2. Índices de Impacto Visual Global, Impacto Ecológico e Impacto Global para las 20 especies vegetales invasoras alóctonas con mayor impacto paisajístico en la isla de Tenerife.

Especie	I.V.	RC.	P.V.N.P.	CE.	N.A.	ED.	EDI	IVG	I.E.	I.G.
<i>Arundo donax</i>	4	4	3,5	2	3	4	3,5	7,5	16,5	24
<i>Rubus ulmifolia</i> (1)	4	4,5	3,5	2	3	3	2,5	7,5	14,5	22
<i>Opuntia ficus-indica</i>	5	4,5	4	4,5	4,5	4,5	4	9	21	30
<i>Opuntia dillenii</i>	5	4	4	4	4,5	4	4	9	20,5	29,5
<i>Austrohalimolobos subulata</i>	3	2	2	2,5	2	1	1,5	5	9	14
<i>Agave americana</i>	5	4,5	4,5	4	4,5	4	3,5	9,5	20,5	30
<i>Perovskia atropurpurea</i>	5	3	4	4,5	4,5	4,5	4	9	20,5	29,5
<i>Ricinus communis</i>	4	1,5	2	2	2,5	2,5	2	6	9,5	15,5
<i>Coryza canadensis</i>	3	0,5	1	1,5	2	1,5	3,5	4	9	13
<i>Nicotiana glauca</i>	3	2	2	1,5	2	2	2,5	5	9	14
<i>Oxalis pes-caprae</i>	4	1	2,5	3	3,5	4	3	6,5	14,5	21
<i>Impatiens nigrata</i>	4	1	2	2	3	4	3	6	13	19
<i>Ageratina adenophora</i>	4	2	3,5	3,5	3	3,5	3,5	7,5	15,5	23
<i>Amaranthus viridis</i>	2	0,5	1	1	1	1,5	2	3	6	9
<i>Bidens pilosa</i>	3	1	1	1	1	1	2	4	6	10
<i>Carpobrotus edulis</i>	4	2,5	2,5	3	2,5	3,5	3	6,5	14,5	21
<i>Ipomoea purpurea</i>	4	2	2	2	2	3	3	6	12	18
<i>Echinoschola californica</i>	4	1	2,5	2	2	2	2	6,5	9	15,5
<i>Lantana camara</i>	3	2,5	3	2,5	2,5	2,5	2,5	6	12,5	18,5
<i>Ulex europaeus</i>	3	3	3	3	2,5	3,5	2,5	6	14,5	20,5

(1) Autóctona dudosa

Impacto visual = I.V.; Reducción conectividad = RC.; Pérdida valor natural del paisaje = P.V.N.P.

Competencia con endémicas = C.E.; Nuevas asociaciones = N.A.; Especie dominante = E.D.

Eficacia diseminación = EDI

Impacto visual global = IVG = IV+PVNP

Impacto ecológico = I.E. = RC+PVNP+CE+NA+ED+EDI

Impacto global = I.G. = IVG+I.E.

Paralelamente a cualquier labor de erradicación y/o control, para todas las especies consideradas en este estudio, introducidas a través de la jardinería y la silvopascicultura, adicionalmente consideramos que deberían ser objeto de restricciones, en cuanto a su utilización como especies ornamentales en el ámbito isleño.

El impacto ambiental detectado resulta especialmente preocupante por tres aspectos fundamentales: 1) la circunstancia de la insularidad, que agrava las consecuencias de las invasiones biológicas, 2) El hecho de tratarse de una de las zonas calientes de diversidad vegetal a nivel global de la Biosfera, con un 35% de especies endémicas, gran parte de ellas *sensu stricto*, es decir de área restringida y con nivel de riesgo en su estatus de conservación. 3) La elevada diversidad ecosistémica, con ecosistemas únicos en el planeta, que

contiene relictos de la Época Terciaria, que escaparon de las consecuencias de la última glaciación, y que resultan especialmente sensibles a cualquier perturbación ambiental. 4) La elevada presión humana derivada de la elevada población que existe en la isla y de la alta carga turística que soporta.

Referencias bibliográficas

- García Gallo, A.; Wildpret de la Torre, W.; Martín Rodríguez, V. 2008. Especies vegetales consideradas invasoras de hábitats, en la Historia Natural de Canarias. *Lazaros* 29: 49-67.
- Sanz-Elorza, M.; Dana, E.D.; Sobrino, E. 2003. Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en las islas canarias. *Lazaros* 26: 55-66.
- Sanz-Elorza, M., Dana, E.D. & Sobrino, E. 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Ministerio de Medio ambiente. Madrid, España.
- Sobrino, E.; Sanz-Elorza, M.; Zaragoza, C. & Dana, E.D. 1999. La flora alóctona española: Banco de Datos. Actas Congreso Nacional Sociedad Española de Malherbología: 39-46. Logroño, España.

Proceso de Evaluación de Impacto Ambiental en tendidos eléctricos en un monumento natural

Environmental Impact Assessment for power lines in a natural monument

MARÍA A. PÉREZ FERNÁNDEZ

Directora General de Evaluación y Calidad Ambiental de la Consejería de Industria,
Energía y Medio Ambiente. Junta de Extremadura.

RAQUEL GARCÍA LAUREANO

Técnico de Medio Ambiente de FONAMA, SAU

JESÚS MORENO PÉREZ

Jefe de Servicio de Evaluación Ambiental de la Consejería de Industria, Energía y
Medio Ambiente. Junta de Extremadura

EDUARDO REBOLLADA CASADO

Director de Programa de Impacto Ambiental de la Dirección General de Evaluación y
Calidad Ambiental. Junta de Extremadura

Resumen

La Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) comprende un examen previo, para definir la necesidad del estudio de impacto y su nivel de detalle; un estudio preliminar, que identifica los impactos clave, su magnitud, significado e importancia; la determinación de su alcance, para garantizar que la EIA se centre en cuestiones clave y determinar dónde es necesaria información detallada; el estudio en sí, consistente en meticulosas investigaciones para predecir y evaluar el impacto; e incluye la propuesta de medidas preventivas, protectoras y correctoras necesarias para eliminar o disminuir los efectos del proyecto. Se contraponen opciones, se proponen medidas paliativas, se emite la Declaración de Impacto Ambiental y se hace seguimiento y evaluación del proyecto. Como resultado de esta secuencia, algunos proyectos se modifican a lo largo de proceso, siempre buscando las mejores soluciones, con mínima incidencia ambiental. Es el caso de un proyecto de adecuación de líneas eléctricas para el Monumento Natural de Cuevas de Fuentes de León, en la provincia de Badajoz, en el que se realizaron tres modificaciones en el trazado y en el tipo de cableado. De este modo se comprobó que la introducción de un cable trenzado exclusivamente en las zonas sensibles mejora el diseño final del proyecto, reduce el coste total y garantiza una mayor integración en el medio. Estas mejoras se deben a que la menor sección del nuevo cable reduce su peso, haciendo posible disminuir el número de postes que, a su vez podrán ser de madera.

Palabras clave

EIA, espacio protegido, tendido eléctrico.

Abstract

The Environmental Impact Assessment (EIA) comprises a preliminary project exam to define the need of such study as well as to define of its extent; a second preliminary study will help in the identification of the key impacts and its magnitude, importance and significance; the first approach guarantees that the EIA focuses in the impacts and key elements of the project and at the time detects where additional information should be implemented; the study itself includes thorough investigations to predict and to evaluate probable impacts as well as preventive, corrective and protective measures in order to eliminate or to diminish negative effects from the Project. The entire process means to contrast several options, the proposal of palliative measures, the redaction of the environmental impact assessment and the subsequent evaluation and project's follow up.

As a result of the described sequence, some projects are modified in the attempt of finding the best environmental solutions. Hence, in a project of power lines installation in the natural monument «Cuevas de Fuentes de León» in the Spanish province of Badajoz, three modifications were introduced to the original project in order to install the best available cable. It has been proved that the introduction of a cable knit braiding just in the most vulnerable areas, the project design was improved, the total cost was lowered and a better landscape integration was achieved. The reduced cable's section also reduced its weight. Less footholds were needed and those were wooden ones.

Key words

EIA, protected area, electricity power transmission lines.

Introducción

La Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) es un proceso largo que, llevado a cabo con rigurosidad, asegura la preservación de los valores ambientales del área receptora de una actuación. Sin embargo, en el pasado, la importancia dada a la biodiversidad no ha sido siempre la deseada [1, 7, 9 y 10]. Numerosas declaraciones de impacto han ignorado la evaluación de los efectos acumulativos y no siempre se han valorado las mejores alternativas posibles para un mismo proyecto [8]. Ésto no es ajeno a los proyectos de implantación de líneas eléctricas, que tradicionalmente han incluido únicamente predicciones poco precisas de los impactos esperados [12] como consecuencia de la ausencia de procedimientos formalizados y las inconsistencias en la metodología [7]. Tampoco se ha dispuesto siempre de unas pautas específicas que determinen cómo tratar la biodiversidad en su sentido más amplio, a la hora de valorar los impactos y proponer medidas correctoras [8].

Una vez que la Convención sobre Diversidad Biológica [3] definió la diversidad biológica en todos sus sentidos, incluyendo una aproximación ecosistémica [4 y 6], en la que enfatiza los procesos, funciones e interacciones entre organismos y sus valores para los humanos, la CBD adoptó líneas de actuación, que incluyen procedimientos que permiten considerar correctamente la biodiversidad en los EIA. En consecuencia, y para actuar en conso-

nancia con la CBD, los EIA deben definir todos los componentes de la biodiversidad, describir cómo resulta afectada por los proyectos concretos y buscar aquellas opciones que minimicen los impactos [5].

El presente trabajo define la evolución experimentada por un informe de impacto ambiental para el tendido de una línea eléctrica en un espacio natural, el Monumento Natural de las Cuevas de Fuentes de León, situado al sur de la provincia de Badajoz.

Objetivos

Estudiar alternativas viables para la implantación de un tendido eléctrico al Monumento Natural de las Cuevas de Fuentes de León y a su centro de visitantes asociado.

Establecimiento de equipos de trabajo mixtos entre la Administración y los promotores del proyecto, es posible definir las propuestas menos impactantes para la diversidad y riqueza de un espacio, y que éstas sean al mismo tiempo económicamente viables.

Monumento Natural de las Cuevas de Fuentes de León: Caso de estudio

Estas cuevas se ubican en el término municipal de Fuentes de León, al sur de la provincia de Badajoz y fueron declaradas Monumento Natural en julio del 2001. El Monumento ocupa una superficie de 1.020 Ha, principalmente de encinares y olivares, y se sitúa a una altura de entre 200 y 741 metros sobre el nivel del mar. Delimitada por los parajes de «La Suerte del Montero», «El Bujío», «Cerro del Cuerno» y «Sierra del Puerto», está atravesada por varios arroyos, de los que destaca la Rivera de Montemayor y sus afluentes (Rivera de Santa Cruz y Arroyo de la Sierpe).

Este Monumento Natural está formado por un conjunto de cuevas denominadas: La Lamparilla, Sima Cochinos, Cueva del Agua, Los Postes, Los Caballos y Cueva Maseo, todas ellas de origen kárstico, formadas como consecuencia de la alteración producida por la acción del agua en los carbonatos de las rocas calizas. En su interior se alojan espeleotemas, destacando estalactitas, estalagmitas, coladas, lenares, espículas de aragonito, sifones, etc.

El paraje entorno a la cueva presenta un perfecto estado de conservación, predominando una nutrida flora típicamente mediterránea, presidida por la encina y el alcornoque, acompañadas por especies arbustivas como coscoja, majuelo, durillo, lentisco, etc. En cuanto a la fauna, además de las especies ligadas al ecosistema mediterráneo, debe destacarse la importante presencia de quirópteros (murciélagos) de los que se han llegado a censar hasta 2000 individuos, fundamentalmente el murciélago grande de herradura (*Rhinolophus ferrumequinum*), murciélago de cueva (*Miniopterus schreibersi*), el ratonero mediano (*Myotis blythii*) y el murciélago común (*Pipistrellus pipistrellus*).

En el momento de la declaración del espacio descrito como Monumento Natural (Decreto 124/2001), el Ayuntamiento de Fuentes de León consiguió del Ministerio de Medio Ambiente la ejecución de las obras del centro de interpretación, junto con otras actuaciones (mejora y acondicionamiento del Camino del Rincón y electrificación del monumento natural). La Junta de Extremadura licitó las obras para la construcción de un centro de interpretación, incluyendo la dotación de electricidad al monumento.

Resultados

Soluciones aportadas para la línea eléctrica

La Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, presentó ante la Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental de la Junta de Extremadura (DGECA), una solicitud de autorización ambiental, con el correspondiente estudio de impacto ambiental, para llevar a cabo el plan de equipamiento eléctrico para las Cuevas de Fuentes de León y del centro de interpretación y de recepción de visitantes a ellas asociado, así como la mejora del acceso viario y el acondicionamiento de merenderos y una charca en la Rivera de Montemayor.

En julio de 2008, la DGECA emitió Informe positivo. Inicialmente se contempló la ejecución del proyecto con soterramiento de la línea eléctrica, lo que no pudo acometerse dada la complejidad técnica y el elevado coste económico. En consecuencia se llevó a cabo una revisión del proyecto a fin de plantear una alternativa con el mínimo impacto ambiental posible, lo que quedó plasmado en el correspondiente informe ambiental en el que se incluyen una serie medidas correctoras para la correcta implantación de la línea eléctrica, habiendo tenido que incorporar al mismo, por otro lado, todas aquellas que el preceptivo informe de afección a Red Natura proponía, a pesar de que lo planteado (fornado de postes, dispositivos reflectantes...) no estaba lo suficientemente contrastado y planteaba serias dudas sobre su eficacia de cara a la protección faunística y aplicabilidad, economía y puesta en obra [1, 2, 11 y 13]. Las medidas incluidas en el informe técnico eran:

- a) El diseño de los apoyos de modo se que integren paisajísticamente, contemplándose que aquellos visibles en el área de máxima fragilidad ambiental fueran de hormigón y forrados con corcho.
- b) La adopción de cable trenzado como medida de protección de la avifauna. Este cable es una estructura visible para las aves y evita su colisión. Adicionalmente se impuso que en el mismo deberían de incluirse dispositivos reflectantes para evitar la colisión de aves nocturnas.
- c) La comunicación del inicio de las obras a la Dirección General de Medio Natural a fin de diseñar el calendario de actuaciones con el que se perturbe lo mínimo posible a las aves.
- d) El retranqueo de la línea 100 m aguas arriba de la Rivera de Montemayor a fin de evitar la visibilidad de la línea desde áreas muy transitadas.

- e) La obligatoriedad de que los centros de transformación se implanten lo más próximos posible a los postes de salida. Estos debían de construirse en mampostería y enfoscado de tierra pizarraña de la zona. Igualmente se mantiene el soterramiento de la línea en las zonas más sensibles.
- f) Previo al inicio de las obras, debía retirarse y conservarse la tierra vegetal; se obligó a hacer una adecuada gestión de residuos y vertidos incluyendo una intensa limpieza de toda la zona tras la finalización de la obra, así como su restauración ambiental.
- g) Dentro del plan de vigilancia, se insta al propietario a hacer una revisión anual de la línea reponiendo los elementos deteriorados y mantenido informada a la DGECA de cualquier incidencia ambiental.

Visto el informe por parte del contratista, se detectó que la aplicación estricta de todas estas medidas implicaría un coste excesivo del tendido, sin que con ello se lograsen mejoras ambientales significativas. Por ello, se formó un grupo de trabajo mixto integrado por un representante del promotor, Confederación Hidrográfica del Guadaluquivir, dos representantes del contratista (responsable de la ejecución material del proyecto) y dos representantes de la DGECA que discutió alternativas al proyecto.

El objetivo del grupo de trabajo fue la búsqueda de alternativas ambientales para el tendido de la línea, económicamente viables y que pudieran ejecutarse en un tiempo no superior a dos meses. Este último condicionante deviene de la necesidad financiar la actuación con fondos FEDER, los cuales habrían de estar certificados a fecha 31 de diciembre de 2008. Los problemas para la ejecución del proyecto según informe del mes de julio de 2008 no se pusieron de manifiesto por parte del contratista hasta el mes de septiembre.

El equipo de trabajo realizó un análisis *in situ*, tanto del proyecto en sí, como de las necesidades del Monumento Natural: dotar de electricidad a la Cueva y al centro de interpretación y de recepción de visitantes. Se llevó a cabo un minucioso estudio de cada zona del trazado de la línea e igualmente se valoraron algunas de las medidas correctoras inicialmente exigidas desde la Administración. De este modo, a la solución inicialmente propuesta, se añadieron otras dos:

A) Implantación de placas solares fotovoltaicas que, aprovechando las propiedades de los materiales semiconductores y mediante la transformación directa de la energía solar, son capaces de producir electricidad suficiente para el autoconsumo. Se descartó esta posibilidad por el elevado precio de las placas, así como por la necesidad de reforzar el cableado de todo el monumento, que igualmente incurriría en un considerable incremento de los costes finales de la obra.

B) Valoración de alternativas a las medidas correctoras solicitadas en informe de 23 de julio de 2008 (Tabla 1).

B1. Cable trenzado: este tipo de cable presenta numerosas ventajas ambientales respecto al cableado tradicional, entre las que destaca la disminu-

Tabla 1. Comparación de las medidas correctoras propuestas para el tendido de una línea eléctrica en el Monumento Natural Cuevas de Fuentes de León, en la provincia de Badajoz.

Exigencia recogida en el Informe de Impacto Ambiental (23/07/2008)	Propuesta de la dirección de obra/contratista	Solución acordada
a) Cable trenzado en todo el recorrido	a) Cable trenzado únicamente en las zonas sensibles	a) Cable trenzado en el 1º tramo del trazado, previo replanteo
b) Señalización visual mediante dispositivo reflectante en toda la línea, siendo ésta de cable trenzado	b) Eliminación de la señalización	b) Implantación de señalización estándar
c) Protección de todos los postes de hormigón con corcho	c) Colocación de postes de hormigón tintados para su integración en el paisaje	c) Colocación de postes de hormigón pre-tintados en color beige, verde o tonos naturales similares a los de su entorno

ción casi absoluta del riesgo de colisión. Su inclusión en el proyecto siempre estuvo motivada por la presencia de avifauna en peligro de extinción en la zona por la que discurre el tendido de la línea. La inclusión de este tipo de cable a lo largo de toda la línea se propuso por considerarse más sencillo el tendido de un único tipo de cable que un trazado mixto. Sin embargo, la modificación propuesta por el contratista consistente en incluir cable trenzado únicamente en las zonas ambientalmente sensibles, reduce los costes al tiempo que mejora las condiciones de puesta en obra y de mantenimiento posterior. Para el resto del trazado se propone cable aéreo tresbolillo con aisladores rígidos poliméricos, con crucetas de dimensiones muy inferiores a las habituales, disminuyéndose así el riesgo de colisión y la visibilidad de la línea [2 y 12].

B.2. Señalización: el objetivo de la señalización es evitar la colisión de las aves rapaces nocturnas con los elementos integrantes de la línea eléctrica. Esta señalización consiste, por lo general, en el tintado exterior de la línea mediante pintura reflectante o en la colocación de algún elemento igualmente reflectante. El promotor considera innecesario el uso de dispositivo alguno anti-colisión en toda la línea. A pesar de ello sí se considera necesario usar las señalizaciones habituales en líneas eléctricas aéreas. A pesar de ello sí se considera necesario usar las señalizaciones habituales en líneas eléctricas aéreas (espirales o similar) [13].

B.3. Forrado de los apoyos: el tipo de apoyos inicialmente proyectados era metálico (el más habitual). Dado que la línea discurre por un paraje natural de alto valor ecológico por sus valores paisajísticos y por la biodiversidad que

alberga, se consideró necesario plantear un sistema que aminorara su visibilidad. El contratista propuso un sistema que garantiza unas mejores condiciones técnicas y de mantenimiento a largo plazo, consistente en la colocación de postes de hormigón tintados con tonos ocres o similares. Finalmente, desde la Administración se consideró más adecuado optar por este tipo de postes en lugar de forrar las torres metálicas con paneles de corcho (propuesta inicial), que supondría un elevado coste de implantación y mantenimiento.

Discusión

Considerando lo detallado de la propuesta y la valoración económica del proyecto, de las tres opciones incluidas (la aportada en el informe de 23 de julio de 2007, así como las A y B aquí descritas), se optó por la última, que combina una adecuada protección ambiental con un coste económico abordable por el promotor.

La creación de equipos interdisciplinares formados por profesionales de todas las partes interesadas (promotor, contratista y Administración u Órgano Ambiental), favorecen la adopción de las mejores medidas ambientales y económicas. Estas medidas garantizan, por otro lado, la conservación de la biodiversidad en espacios especialmente sensibles, como el aquí considerado del Monumento Natural Cuevas de Fuentes de León [8 y 10].

La evaluación ambiental exhaustiva de proyectos es un objetivo prioritario en la Administración de Extremadura y se orienta a garantizar un verdadero desarrollo sostenible en la región. El desarrollo sostenible es un nuevo espacio interdisciplinar entre la economía, la sociología y la ecología, y también un campo operativo para las políticas públicas que se ocupan del desarrollo económico y del medio ambiente. La posibilidad de avanzar hacia el desarrollo sostenible requiere una estructura de gestión adecuada que parta de instrumentos de evaluación y que garantice la orientación de las acciones de las políticas públicas en la dirección de la sostenibilidad.

Referencias bibliográficas

- [1] Atkinson, S. F., Bhatia, S., Schoolmaster, F. S., Waller, W. T. (2000). Treatment of biodiversity impacts in a sample of US environmental impact statements. *Impact Assess Proj Apprais*, 18: 271-82.
- [2] Byron, H. J., Treweek, J. R., Sheate, W. R., Thompson, S. (2000). Road developments in the UK: an analysis of ecological assessment in environmental impact statements produced between 1983 and 1997. *J Environ Plan Manag*, 43: 71-97.
- [3] CBD, Convention on Biological Diversity (1992) [<http://www.biodiv.org>].
- [4] CBD, Convention on Biological Diversity (1999). Ecosystem approach. CBD Conference of Parties 5 Decision 6, Nairobi.
- [5] CBD, Convention on Biological Diversity (2000). Further development of guidelines for incorporating biodiversity-related issues into environmental-impact-assessment

- legislation or processes and in strategic impact assessment, CBD Conference of Parties 6 Decision VI//A, The Hague; (April).
- [6] CBD, Convention on Biological Diversity, 2004, Decision V/6 Ecosystem approach, Decision VII/11 Ecosystem approach (<http://www.biodiv.org/N>).
- [7] Mandelk, Y., Dayan, T., Feitelson, E. (2005a). Planning for biodiversity: the role of ecological impact assessment. *Conserv Biol*, 19: 1254-61.
- [8] Mandelk, Y., Dayan, T., Feitelson, E. (2005b). Issues and dilemmas in ecological scoping: scientific, procedural and economic perspectives. *Impact Assess Proj Apprais*, 23: 55-63.
- [9] Slochweg, R. (2005). Biodiversity assessment framework: making biodiversity part of corporate social responsibility. *Impact Assess Proj Apprais*, 23: 37-46.
- [10] Slochweg, R., Kolhoff, A. (2003). A generic approach to integrate biodiversity considerations in screening and scoping for EIA. *Environ Impact Assess Rev*, 23: 657-81.
- [11] Söderman, T. (2003). *Biodiversity impact assessment*. Environment Guide 109. Helsinki, Edita.
- [12] Söderman, T. (2003). Treatment of biodiversity issues in impact assessment of electricity power transmission lines: A Finnish case review. *Environ Impact Assess Rev*, 25: 319-338.
- [13] Treweek, J. (1999). *Ecological impact assessment*. Oxford? Blackwell Science.

Impacto ambiental del drenaje ácido en obras de ingeniería: el caso de la autovía del Cantábrico y el río Eume (N Galicia)

Environmental impact of acid drainage in engineering works: the case of the Cantabrian motorway and River Eume (N Galicia, Spain)

JOSÉ MANUEL ÁLVAREZ-CAMPANA GALLO

Universidade da Coruña

ATOCHA RAMOS MARTÍNEZ

Cámara Oficial Mineira de Galicia

Resumen

Durante el segundo semestre de 2008 se produjo una intensa acidificación de las aguas del río Chamoselo, afluente del Eume (N Galicia), que pasaron de un valor de referencia de pH 6 a mediciones puntuales de 3,5. Este fenómeno tuvo una repercusión extraordinaria sobre estos ríos, con la agravante de que el Eume es el corazón del Parque Natural Fragas do Eume.

El drenaje ácido es un fenómeno ampliamente estudiado, especialmente en las cuencas mineras inglesas, donde las rocas encajantes tienen elevadas concentraciones de piritas. Debido a un proceso hidrogeoquímico, la oxidación de las piritas en vía húmeda produce ácido sulfúrico, que origina la acidificación del agua. Sin embargo, el drenaje ácido no es un problema exclusivamente ligado a explotaciones mineras, sino que puede darse en aquellas actividades que acarreen movimientos de tierras en zonas con unas características geológicas y mineralógicas particulares.

El tramo Cabreiros-Vilalba de la autovía del Cantábrico atraviesa una formación geológica de pizarras ricas en pirita, que se mantenían estables por el efecto tamponador del suelo. Las obras de construcción de este tramo permitieron que una gran cantidad de metros cúbicos de estas pizarras entrasen en contacto con el aire y el agua, tanto por la formación de taludes como de escombreras —con la agravante de que en éstas el material se halla más fraccionado y, por lo tanto, la exposición es mayor. Esto favoreció la acidificación de las aguas de escorrentía, que fueron a parar al río Chamoselo y a otros regatos circundantes, afluentes del Eume. Estos efectos negativos no fueron adecuadamente previstos ni en el estudio de impacto ambiental ni en la declaración de impacto ambiental formulada en junio de 2003, como tampoco lo fueron a lo largo del proceso de ejecución de la obra de la autovía que duró hasta el año 2008.

Con esta comunicación pretende ponerse de manifiesto la necesidad de (1) tener en cuenta las formaciones geológicas con potencial hidrogeoquímico de producción de ácidos en proyectos que impliquen movimientos de tierras (2) contemplar el drenaje ácido como uno de los impactos más potentes en los estudios de impacto ambiental en estos casos, y (3) tomar conciencia de que

si no se prevén las medidas correctoras adecuadas en la fase de diseño del proyecto, y no se realiza un seguimiento y control durante el desarrollo de las obras, el problema de drenaje ácido será muy difícil y costoso de resolver.

Palabras clave

Drenaje ácido, evaluación de impacto, movimiento de tierras, río Eume, pirita.

Abstract

In the last semester of 2008, the water of river Chamoselo, a tributary of river Eume (N Galicia, Spain), suffered an intense acidification, and its pH levels dropped from an average of six to 3.5. This had an extraordinary impact on both rivers, worsened by the fact that river Eume is the heart of Fragas do Eume Natural Park.

Acid drainage is a wide known phenomenon, especially in British coal mines, where the surrounding rocks have high concentrations of pyrites. Due to hydrogeochemical processes, pyrite oxidation in presence of water produces sulphuric acid, which acidifies water. However, acid drainage is not only a problem linked to mining sites; it can occur because of the movement of tons of soil in areas with particular geological characteristics.

The stretch Cabreiros-Vilaiba of Cantabric motorway runs through a geologic formation of slates enriched with pyrites, which were stable due to the tampon effect of soil. The slopes and spoil benches originated by road works in this stretch permitted that a high amount of cubic metres of those slates contacted air and water, worsened by the fact that the materials in the spoil benches are fractionated, and so they offer a higher exposition. This favoured the acidification of the draining water that went to river Chamoselo and to other nearby rivers, tributary of river Eume.

With this paper we intend to highlight the need of (1) taking into account those geologic formations with hydrogeochemical potential of producing acids in projects that imply soil movements; (2) consider acid drainage as one of the biggest impacts during impact assessment studies; and (3) become aware of the difficulty and cost of repairing the consequences of acid drainage if this is not taken into account during project design and monitored during works.

Key words

Acid drainage, impact assessment, soil movement, river Eume, pyrite

Introducción

El drenaje ácido de mina es un fenómeno ampliamente estudiado, especialmente en las cuencas carboníferas inglesas, en las que las rocas encajantes tienen elevadas concentraciones de pirita, un mineral del grupo de los sulfuros compuesto por hierro y azufre. Debido a un proceso hidrogeoquímico, los minerales sulfurados como la pirita se oxidan en presencia de agua y oxígeno, produciendo ácido sulfúrico que origina la acidificación del agua. Pero este problema no es exclusivo de las actividades mineras, sino que puede darse como resultado de cualquier movimiento de tierras que permita

que los minerales sulfurados del suelo entren en contacto con el aire o el agua, como es el caso de las obras civiles. Las implicaciones ambientales de la acidificación de las aguas incluyen, entre otros efectos, la alteración de las características químicas de las masas de agua, el impacto en los ecosistemas acuáticos, o la solubilización de metales perjudiciales para los organismos. Por ello, se hace necesario tener en cuenta las características geológicas de las zonas donde se vaya a acometer una obra que requiera movimientos de tierras, aunque sean a pequeña escala.

La cuenca hidrográfica del río Eume (norte de Galicia) abarca parte del dominio de la Serie de Ordes, donde predominan los cuarzo-esquistos biotíticos, con intercalaciones de cuarzós y anfíbolitas, y un cinturón de metagabros (rocas básicas). Más al este queda bajo el dominio del Olla de Sapo, en el que aparecen gneises glandulares, esquistos, pizarras, cuarcitas y areniscas. En esta cuenca se encuentra el punto de interés geológico «C-20 Embalse del Eume», destacado por la morfología y el metamorfismo de contacto entre las pizarras ordovicicas y los granitos de Forgoselo, que se dan en el cañón situado junto a la presa del embalse del Eume. Estas peculiares características geológicas confieren cierta acidez natural a las aguas de esta cuenca, con unos valores de pH entre 6 y 6,5. Estos valores presentan una enorme variabilidad temporal ligada al régimen de precipitaciones: en invierno tienen lugar variaciones bruscas del pH, llegando a disminuir a 5 unidades, mientras que en primavera se produce una corrección relativamente rápida de esta acidez. La mayor parte del tramo bajo de la cuenca del río Eume está incluido en el Parque Natural Fragas do Eume, un abrupto valle de origen tectónico con profundas gargantas cubiertas de bosque caducifolio atlántico de enorme interés ambiental.

La evaluación del impacto ambiental

El proyecto «Autovía Ferrol-Vilalba. Treito: Cabreiros-Autovía do Cantábrico en Vilalba» fue sometido a la correspondiente tramitación de evaluación de impacto ambiental entre. El proyecto y el estudio ambiental fueron sometidos a información pública en 2002, y las alegaciones de carácter ambiental presentadas fueron, de acuerdo con la declaración de impacto ambiental, tenidas en cuenta en el condicionado de la DIA. En la declaración, en su apartado de condicionado no se ha señalado el problema de potencial de acidificación de las aguas. No hay en el documento ninguna referencia expresa a este posible fenómeno.

Las obras y su impacto

El tramo Cabreiros-Vilalba de la autovía del Cantábrico atraviesa una formación geológica de pizarras ricas en piritas situadas dentro de la cuenca del Eume, que se mantenían estables por el efecto tamponador del suelo. Las obras de construcción de este tramo permitieron que una gran cantidad de

metros cúbicos de estas pizarras entrasen en contacto con el aire y el agua, tanto por la formación de taludes y cortes en el terreno como de escombreras; con el agravante de que en éstas, el material se halla más fraccionado y, por lo tanto, la exposición a la acción del agua y del aire es mayor. Esto favoreció la acidificación de las aguas de escorrentía, que fueron a parar al río Chamoselo y a otros regatos circundantes, afluentes del Eume. Así, desde la primavera de 2008 tuvieron lugar varios episodios de acidificación intensa en el río Eume y sus tributarios, hasta llegar a mediciones puntuales de pH de 3. Este fenómeno tuvo una repercusión extraordinaria sobre estos ríos, con la agravante de que el Eume es el corazón del Parque Natural Fraguas do Eume.



Figura 1. Río Chamoselo a su paso por As Pontes (A Coruña).

Medidas correctoras y compensatorias

Tras realizar estudios en la cuenca de este río, Aguas de Galicia abrió un expediente sancionador a la UTE Cabreiros, concesionaria de las obras de la autovía Ferrol-Vilagala, por la existencia de vertidos de elevada acidez al río Chamoselo. En el mes de mayo, la elevada mortalidad de peces en el Coto de Ombre del Eume pone de manifiesto la necesidad de adoptar medidas para mitigar la acidificación de las aguas de esta cuenca. Tras una serie de estudios y análisis llevados a cabo en verano, la Administración pone en marcha en agosto un plan de recuperación de los valores normales de acidez, que incluye dos tipos de medidas:

- Obras de emergencia para paliar el descenso de pH en la cuenca del Eume (Consellería de Medio Ambiente). Se impermeabilizó la superficie de los taludes de relleno del parque empresarial Airios en As Pontes, y

se construyeron cunetas y canalizaciones para llevar el agua de escorrentía hasta una balsa de tratamiento. El objetivo era impedir que las aguas de escorrentía contactasen con el material de relleno procedente de las obras de la autovía. Estas actuaciones de emergencia contaron con un presupuesto de 1.735.369 €. También se llevaron a cabo actuaciones sobre el embalse del Eume, con un presupuesto de 1.164.257 €, que consistieron en la adición de carbonato cálcico para aumentar los valores de pH del agua embalsada.

- Medidas correctoras en Rego do Lavadoiro y río Chamoselo (Consellería de Política Territorial). Se invirtieron 1,5 millones de euros en medidas correctoras dirigidas a eliminar el arrastre de finos desde los taludes de las obras de la autovía, se rediseñaron las zanjas de drenaje de la obra, se adecuaron las balsas de decantación y se desarrollaron tratamientos tanto activos como pasivos de los afluentes.

Por su parte, la UTE Cabreiros llevó a cabo labores de impermeabilización de la piritita con una capa de arcilla y de tierra vegetal para frenar la erosión. También creó una red de drenaje con cunetas con tierra calcárea, y balsas de hormigón que recogiesen el agua con niveles de pH bajos para tratarla con carbonato cálcico antes de verterla al embalse.

Como consecuencia, el 30 de septiembre de 2008, mediante un comunicado de prensa, la Consellería de Medio Ambiente indicó que cualquier movimiento de tierras que se realice en la cuenca del Eume tendrá que ir acompañada de un estudio geológico previo que los promotores tendrán que incluir en la Evaluación Ambiental Estratégica o en la Declaración de Impacto Ambiental. En él se detallará la composición geológica de los terrenos afectados y la posible influencia de los movimientos de tierras sobre la acidez del agua del Eume y sus afluentes.

Conclusiones

El drenaje ácido es un fenómeno frecuente, que ocurre de manera natural, como en la cuenca del Eume, aunque a pequeña escala y mitigado por el efecto tamponador del suelo. Viendo la influencia que este tipo de rocas ricas en piritas puede llegar a tener en su entorno, se hace imprescindible tener en cuenta la existencia de formaciones geológicas con potencial hidrogeoquímico de producción de ácidos en aquellos proyectos que impliquen movimientos de tierra y la consecuente exposición de estas rocas a la acción del agua y del aire. Y no sólo eso, sino que a la hora de realizar los estudios de impacto ambiental en este tipo de proyectos, habrá que contemplar el drenaje ácido como uno de los impactos más potentes.

El caso de acidificación del río Chamoselo y en general, de la cuenca del Eume, pone de manifiesto la limitada utilidad de un estudio de impacto ambiental que no tenga en cuenta precisamente el ambiente, el entorno donde se va a desenvolver el proyecto, y esto incluye los tipos de rocas presentes

y sus propiedades. Si en la fase de diseño del proyecto no se contempla la posibilidad de que exista drenaje ácido, si no se prevén las medidas correctoras adecuadas, si no se realiza seguimiento y control del impacto de las obras durante su desarrollo, el problema de drenaje ácido será muy difícil y costoso de resolver.

En total, la Administración gallega ha invertido 4.399.626 € en mitigar la acidez de las aguas de los ríos Lavadoiro, Chamoselo y Euma, derivadas de una incorrecta evaluación de impacto ambiental que obvió un fenómeno ampliamente conocido como es el drenaje ácido.

Referencias bibliográficas

Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible de la Xunta de Galicia. URL: <http://medioambiente.xunta.es>

Consellería de Política Territorial, Obras Públicas e Transportes de la Xunta de Galicia. URL: <http://www.cptopt.xunta.es/portal/jsp/index.jsp>

Sánchez, L. E. 1995. Drenaje de minas a cielo abierto, pg. 187-241. En: Sánchez, L. E. & Díaz, J. A. *Aspectos Geológicos de Protección Ambiental*. UNESCO. URL: www.unesco.org/uy/geo/campinaspdf/17drenaje.pdf

La influencia de los vertederos en diferentes elementos ambientales. Metodología EVIAVE

The influence of landfills on different elements in the environment. EVIAVE methodology

FRANCISCO JAVIER MÁRQUEZ MORENO

Licenciado en Ciencias Biológicas

M.^a ENCARNACIÓN GARRIDO VEGARA

Doctora en Ciencias Ambientales

FRANCISCO GARRIDO FERNÁNDEZ

Licenciado en Ciencias Químicas

PEDRO ANTONIO GARRIDO VEGARA

Licenciado en Ciencias Ambientales

Resumen

Conocer los impactos ambientales que generan los vertederos es importante para analizar la relación entre la dinámica del vertedero y su influencia en diferentes elementos en el medio ambiente. Se puede cuantificar el impacto ambiental de los vertederos y usarse como base en los procesos de decisión y en las estrategias de planeamiento de la clausura, reinserción y recuperación ambiental de las áreas de vertido (Metodología EVIAVE).

Palabras clave

Vertederos, diagnóstico, medio ambiente.

Abstract

Know environmental impacts are important to analyze the relation between landfill dynamics and their influence on different elements in the environmental impact of landfills and it has become the basis for decision-making and strategic planning regarding the closing, sealing and environmental recovery of landfills (EVIAVE Methodology).

Key words

Landfills, diagnosis, environmental.

1. Introducción

Los vertederos han estado ligados, y siguen estándolo en la actualidad, a múltiples problemas ambientales que comienzan con su propia localización [1; 2] y continúan con la forma de explotación y control de los mismos [3]. La afección ambiental de estas instalaciones ha sido ampliamente estudiada

y documentada a lo largo de los años, fundamentalmente por la constitución de un riesgo para las poblaciones vecinas [4; 5].

2. Objetivos

El objetivo que plantea el presente artículo es identificar los principales efectos de los vertederos sobre el medio ambiente relacionados con la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, atmosférica, del suelo, así como la existencia de vectores sanitarios, asentamientos del terreno y ocupación del territorio.

De igual modo, también presento la Metodología EVIAVE, diseñada en el seno de la Universidad de Granada que constituye una herramienta que analiza la dinámica del vertedero y su influencia sobre los diferentes elementos del medio.

3. Principales efectos de los vertederos sobre el medio ambiente

3.1. Efectos de la contaminación de aguas superficiales y subterráneas por los vertederos de residuos sólidos

El lixiviado es un efluente líquido liberado por la masa de residuos como resultado de la descomposición de fracciones orgánicas y putrescibles, pudiendo llevar líquidos inmiscibles, pequeñas partículas, microorganismos y virus [6] que se puede prolongar durante 20-30 años después de su clausura [6; 7; 8]. La contaminación estará determinada por [6]: composición, cantidad, diseño y características del tratamiento del vertedero, clima, morfología, permeabilidad y litología del sustrato, profundidad de la masa de agua, edad del vertedero, toxicidad, bioacumulación y persistencia de algunas sustancias del efluente, compactación y capacidad de absorción del residuo, pH, presencia de microorganismos e inhibidores, rango de movimiento de aguas y métodos de colocación de los residuos. Su carga orgánica e inorgánica puede ser muy alta [9], con elevados valores en la DBO₅ y nutrientes como el nitrógeno y fósforo, por lo que si se vierten sobre cauces superficiales, pueden producir la eutrofización de las aguas y la disminución de la concentración de oxígeno disponible para los organismos [10, 11]. Este efluente puede contener cantidades significativas de arsénico, plomo y cadmio que puede afectar a su uso [10].

El lixiviado también puede contaminar las aguas subterráneas por [5; 12; 13]: percolación de aguas de escorrentía superficial o aguas superficiales contaminadas, migración directa de los lixiviados a través del suelo de debajo de la masa de residuos e intercambio entre acuíferos. Los acuíferos suelen actuar como sistemas de tratamiento naturales que atenúan las emisiones de lixiviados; las plumas de lixiviados tienen una capacidad de atenuación natural que depende del tamaño del vertedero, heterogeneidad del material de

desecho y de la cantidad de contaminantes potenciales implicados [14]. El alcance es relativamente pequeño, excediendo en raras ocasiones de los 1 km [15; 14] aunque otros autores lo cifran en 3 km [16].

3.2. Contaminación atmosférica

Producido por la fracción de residuos biodegradables convertidos en biogás. Generan afecciones locales de olores, ruidos, incendios, explosiones y salud del hombre; aunque también generan afecciones de globales: efecto invernadero y destrucción de la capa de ozono. Los más frecuentes son las emisiones de metano y dióxido de carbono, así como trazas de compuestos orgánicos que pueden causar severos problemas de salud en los seres humanos [17]; tales como: dioxinas y furanos [14], vinilcloro y benceno, con efectos cancerígenos [18].

El metano supone una importante contribución al efecto invernadero, donde se oxida parcialmente a CO_2 por la presencia de oxígeno y flora bacteriana metanogénica en el suelo [20; 21; 5]. Diferentes estudios muestran que estas emisiones antropogénicas, debido a la presencia de vertederos, tiene una contribución que puede alcanzar el 40%.

El metano, muy inflamable, es el responsable de explosiones y combustiones espontáneas [22]. El rango límite se encuentra entre el 5 y el 25%, dependiendo de la existencia de otros constituyentes [14; 23]. Por este motivo, se recomienda la comprobación de los rangos de producción del gas metano para que permanezcan por debajo del 25% de su límite de explosión.

Otro problema que se plantea es el agotamiento del ozono pues a menudo llegan envases metálicos y restos de electrodomésticos que contienen gases como: clorofluorocarbonados (CFCs), hidroclorofluorocarbonados (HCFCs) e hidrocarburosfluorados (HFCs), mayoritariamente volátiles, y que son liberados durante la corrosión de sus envases en el vertedero [25]. Estos gases presentan un problema especial porque alcanzan la estratosfera donde el átomo de cloro se separa causando la disociación de la molécula de ozono [26].

Los olores también existen en los vertederos y son resultado de mezclas complejas de gran cantidad de compuestos volátiles en pequeñas concentraciones como metilmercaptano y ácido aminobutírico [20; 10]. El olor varía en función de la concentración de estos componentes dentro del gas, la cual dependerá de la composición de los residuos, edad del relleno, etapa en que se encuentre la descomposición de los residuos, tasa de generación del gas y naturaleza de poblaciones microbianas dentro de la basura. Muchos olores se descargan en la atmósfera como una mezcla de componentes individuales, algunos con bajo umbral de olor y alto rango de emisiones. Aunque históricamente los olores procedentes de un vertedero se han percibido más como fastidio ambiental, diversos estudios han demostrado que también suponen un perjuicio para la salud [27]. La respuesta sensorial humana a los componentes individuales varía de componente a componente y de persona a persona [28] su medida y caracterización es importante para calcular la magnitud

del problema así como para definir las propuestas de diseño de los sistemas de control.

Otros ejemplos de contaminación atmosférica son: generación de polvo o el transporte de materiales livianos [29], la afección al paisaje [30] y el ruido y vibraciones que son consecuencia del tráfico, la descarga de los camiones recolectores, el movimiento de los equipos de compactación o los camiones de acarreo de material de cobertura [10].

3.3. Contaminación del suelo

Los impactos pueden concretarse en su destrucción directa mediante arrastre o compactación, dependiendo la magnitud de la superficie destruida y de la calidad edáfica de la superficie ocupada. El aumento de concentración de iones y cationes del lixiviado, y la importancia de la concentración de elementos traza, son indicadores del impacto que causan los vertederos en el suelo; las sales y los elementos traza pueden dar lugar a cambios en el ciclo de nutrientes, en las propiedades físicas del suelo y en los ciclos bioquímicos de estos sistemas [31]. Los suelos impermeables son los más apropiados para la existencia de un vertedero perfectamente impermeabilizado, al contrario de otros rocosos que no cumplen estos requisitos [9].

3.4. Otros impactos

Los vectores sanitarios que transmiten enfermedades infecciosas causadas por virus, bacterias, hongos, protozoos y algunos helmintos, debido a la presencia de animales como roedores, aves, perros callejeros e insectos [32; 20; 23], e incluso población ya que en muchos países basan su economía en la rebusca en vertederos [33].

Los daños a la vegetación y fauna de la zona que pueden ser directos o indirectos, a través de otros componentes del ecosistema como atmósfera, agua y suelo; asentamientos debido a la descomposición de los residuos, dan lugar a agrietamientos en la superficie de la cobertura final del vertedero, daños en los canales de drenaje, en los sistemas para la captación de los gases y lixiviados o tener efectos sobre la integridad o fallas de edificaciones realizadas.

El consumo de territorio es otro impacto que suele ser en áreas de bajo costo [9]: riberas de ríos, lugares públicos [34] o el mar.

4. Metodología EVIAVE

La Metodología EVIAVE es una herramienta, que ha sido desarrollada en el seno de la Universidad de Granada [35] y es aplicable en la Unión Europea y en concreto en vertederos clasificados como de residuos no peligrosos por la Directiva 31/99/CE. Esta Metodología analiza la relación entre la dinámica

de vertedero y su influencia sobre los diferentes elementos del medio, para lo cual formula una serie de índices ambientales dirigidos a cuantificar el impacto ambiental de los puntos de vertido (*índice de interacción medio-vertedero IMP*, *índice de riesgo ambiental IRA*, *valor ambiental VA*, *probabilidad de contaminación*), indicados en la *Imagen 1*.

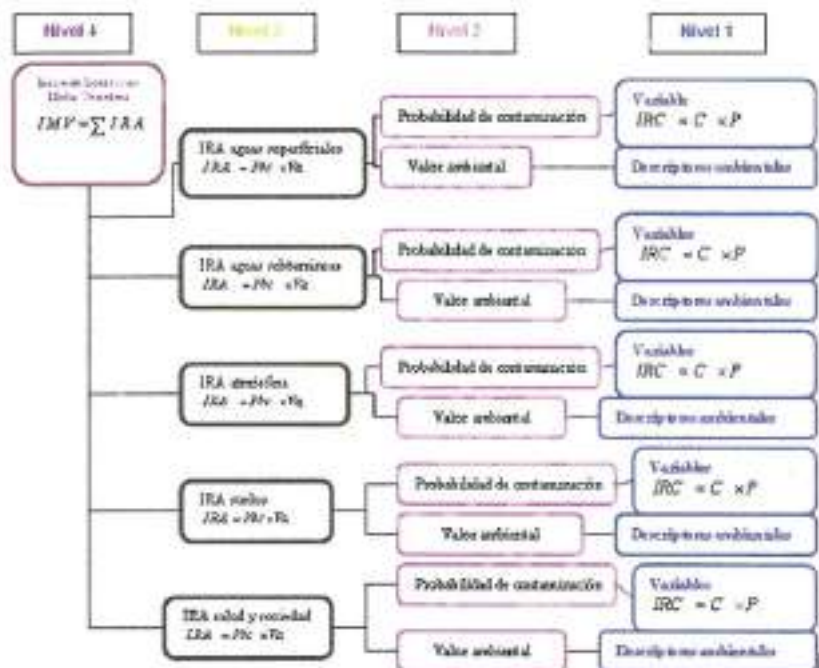


Imagen 1. Metodología EVIAVE.

La Metodología EVIAVE cuenta con cuatro niveles de información siendo el primero de ellos el que establece los criterios/subcriterios para definir el punto de vertido y el medio afectado por su presencia. Las variables en EVIAVE son cuantificadas por IRC (*índice de riesgo de contaminación*) y son aquellas características del punto de vertido seleccionadas por su sensibilidad en procesos bioquímicos y físicos del mismo, que influyen directa o indirectamente sobre la afección ambiental a los distintos elementos del medio seleccionados. Estas variables van a estar relacionadas con uno o varios de los elementos del medio considerados por esta metodología (*Tabla 1*) y que van a estar relacionadas con la *ubicación* del vertedero o bien con el *diseño* y su *explotación* (*Tabla 2*). De igual modo, también se definen los *descriptores ambientales*, que son aquellas características del medio ambiente susceptibles de verse afectadas por la actividad de un proyecto entre los que se in-

cluyen: tipo de masa de agua superficial, usos del agua superficial, calidad del agua superficial, usos del agua subterránea, calidad del agua subterránea, calidad del aire, usos del suelo, tipo de vegetación y cobertura vegetal.

El resto de los niveles lo constituyen una serie de índices que permiten conocer las variables de vertedero con peor valoración así como los elementos del medio más valorados, por otro lado ofrece información del impacto causado a los elementos del medio así como una valoración tanto cuantitativa como cualitativa.

Tabla 1. Variables seleccionadas y afección a los elementos del medio seleccionados

Variable	Elementos del medio				
	A, Superficiales	A, subterráneas	Atmósfera	Suelo	Salud y sociedad
Asentamiento de la masa de residuos	X	X	X	X	X
Cobertura diaria	X	X	X	X	X
Cobertura final	X	X	X	X	X
Compactación	X	X	X	X	X
Control de gases		X	X	X	X
Control de lixiviados	X	X	X	X	X
Distancia a infraestructuras					X
Distancia a masas de agua	X				
Distancia a núcleos poblados					X
Edad del vertedero	X	X	X	X	X
Erosión				X	
Estado de caminos internos	X		X	X	X
Fallas		X			
Impermeabilización del punto de vertido	X	X		X	
Morfología	X				
Pulvimetría	X	X	X	X	X
Punto situado en zona inundable	X	X		X	
Riesgo sísmico	X	X	X	X	X
Seguridad					X
Sistema de drenaje superficial	X	X			
Taludes	X	X	X	X	X
Tamaño	X	X	X	X	X
Tipo de residuos	X	X	X	X	X
Viento	X	X	X		X
Visibilidad					X
Vulnerabilidad a las aguas subterráneas		X			
NÚMERO TOTAL	19	17	13	16	18

Tabla 2. Variables de ubicación y de diseño y explotación.

Variable	Tipo	
	Ubicación	Diseño y explotación
Asentamiento de la masa de residuos		X
Cobertura diaria		X
Cobertura final		X
Compactación		X
Control de gases		X
Control de lixiviados		X
Distancia a infraestructuras	X	
Distancia a masas de agua	X	
Distancia a núcleos poblados	X	
Edad del vertedero		X
Erosión	X	
Estado de caminos internos		X
Fallas	X	
Impermeabilización del punto de vertido		X
Morfología	X	
Pulvimetría	X	
Punto situado en zona inundable	X	
Riesgo sísmico	X	
Seguridad		X
Sistema de drenaje superficial		X
Taludes		X
Tamaño		X
Tipo de residuos		X
Viento	X	
Visibilidad	X	
Vulnerabilidad a las aguas subterráneas	X	
NÚMERO TOTAL	12	14

5. Resultados y discusión

Esta metodología puede ser aplicada a vertederos controlados e incontrolados de residuos no peligrosos, definidos por la Directiva 31/99/CE, dentro de la Unión Europea, así como para países sin normativa relativa a eliminación de residuos en vertederos o bien con una normativa menos estricta que las del marco europeo.

Los índices ambientales definidos permiten cuantificar y clasificar el impacto ambiental que los puntos de vertido ocasionan al medio ambiente, pudien-

do ser utilizada como una herramienta que facilita la toma de decisión en la planificación de actuaciones en materia de vertido.

La metodología EVIAVE define la probabilidad de contaminación del punto de vertido debido a su nivel de explotación así como a la probabilidad de contaminación debido a su ubicación. Estos índices permiten justificar la elección de Planes de Acondicionamiento o bien los planes de cierre y sellado de los mismos.

6. Bibliografía

- [1] Antunes, P.; Santos, R.; Jordao, L.: The application of Geographical Information Systems to determine environmental impact significance. *Environmental Impact Assessment Review* 21 (2001) 511-535.
- [2] Zamoreno, M.; Calvo, F.; Moreno, B.; Ramos, A.: Implementation of a new environmental impact assessment for municipal waste landfills as tool for planning and decision-making process. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2006) in Press.
- [3] El-Fadel, M.; Findikakis, A. N.; Leckie, J. O.: Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of environmental management*. 1997.
- [4] Chofqui, A.; Younsi, A.; Lhadi, E. K.; Mania, J.; Mudry, J.; Veron, A.: Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *Journal of African earth sciences*. Elsevier. 2004.
- [5] Laao, S.; Bishop, I.; Evens, D.: Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. *Computers, Environment and Urban Systems*. 2004.
- [6] Jones, K. R. V.; Dixon, N.: Landfill living stability and integrity: the role of waste settlement. *Geotextiles and geomembranes*. 2005.
- [7] Gasim, R.; Chiang, W.: Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment. Technomic Publishing Co. 1994.
- [8] Bekaert, C.; Budka, A.; Lambollez-Michel, L.; Matichard, Y.; Martin, I.: Los vertederos y el desarrollo sostenible. *Revista residuos* n.º 64. 2002.
- [9] Leton, T. G.; Omotosho, O.: Landfill operations in the Niger delta region of Nigeria. *Engineering Geology*. 2003.
- [10] Calvo, F.: Tesis doctoral. Metodología de diagnóstico y caracterización ambiental de vertederos de residuos urbanos para su control, cierre, sellado y reinserción al medio. Universidad de Granada. 2003.
- [11] Mwiganga, M.; Kansime, F.: The impact of Mpapere landfill in Kampala - Uganda, on the surrounding environment. *Physics and Chemistry of the earth*, 30. 2005.
- [12] Isidori, M.; Lvorgna, M.; Nardelli, A.; Parrilla, A.: Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. *Chemosphere* n.º 52, 85-94. 2003.
- [13] Porsani, J. L.; Filho, W. M.; Elis, V. R.; Shimeles, F.; Dourado, J. C.; Moura, H. P.: The use of GPR and VES in delineating a contamination plume in a landfill site: a case study in SE Brazil. *Journal of applied Geophysics* 55. 2004.

- [14] Christensen, T. H.; Cossu, R.; Díaz, L.; Lechner, P.; Stegmann, R.; Lagerkvist, A. (2000). Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfill. Curso superior sobre gestión y diseño de vertederos. CER (Club Español de los Residuos).
- [15] Barcelona, M.; Wehrmann, Keely, J.; Pityjohn, W. Contamination of ground water. Noyes data corporation. Park ridge, New Jersey, USA. 1990.
- [16] Fatta, D.; Voscov, Haralambous, K. J.; Loizidou, M. (1997). An assessment of the effect of landfill leachate on groundwater quality. Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium.
- [17] Zou, S. C.; Lee, S. C.; Chen, Y. C.; Ho, K. F.; Wang, X. M.; Chan, L. Y.; Zhang, Z. X.: Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. *Chemosphere* 2003, n.º 51 (8).
- [18] Elkman, T. (1994). Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. *Fresenius Envir. Bull.* 3.
- [19] Hedge, U.; Chan, T.; Yang S.: Methane and carbon dioxide emissions from Shan-Chu-ku landfill site in northern Taiwan. *Chemosphere* 52, 1275-1285. 2003.
- [20] Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Vigil, S. (1994). Gestión Integral de Residuos Sólidos. Mc Graw-Hill.
- [21] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Report of the twelfth session of the intergovernmental panel on climate change. Mexico City, 1996.
- [22] Svendsen, B.: Air pollution impacts from open air burning. Waste international conference a waste management and the environment, Malta. 2006. Waste Management and the environment III, Ed. by Popov et al., South Amphion. Wit press 449-457. 2006.
- [23] Glysson, E. A.: Residuos sólidos. Capítulo 8. Mc Graw Hill. 2003.
- [24] Puwels, M.; Enderbien, A.; Constant, M.; Ladrut-Damanet, M.; Nyns, J.; Willumseen, H.; Btson, J.; Fabry, R.; Ferrero, G. (1994). Landfills gas from environment to energy. Commission of the European Communities, directorate-general Telecommunications, Informations Industries and Innovation, Luxembourg.
- [25] Kjeldsen, P.; Barlaz, M. A.; Rooker, A. P.; Baun, A.; Ledín, A.; Christensen, T. H.: Present and long-term composition of MSW landfill leachate. A review. Critical reviews in Environmental Science and Technology. 2002.
- [26] Deipser A.; Stegmann, R. (1997). Biological degradation of VOCs and CFCs under simulated anaerobic landfill conditions in laboratory test digesters. In: environmental Science and Pollution Research, vol. 4, n.º 4.
- [27] Sironi, S.; Capelli, L.; Céntola, P.; Del Rosso R.; Il Granda, M.: Odour emissions factor for the assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact. *Atmospheric Environment*, n.º 39. 2005.
- [28] Sarkar, U.; Longhurst, P. J.; Hobbs, S. E. (2003). Dispersion of odour: a case study with a municipal solid waste landfill site in North London, United Kingdom. (MSW) landfills. *Journal of environmental Management*. Elsevier.
- [29] Alonso, M. J.; Arnaiz, M. A.; Moreno, I.; Quintana, R.; Sacristán, J. A.: Derrivos y demoliciones. *Revista de Edificación*, n.º 14, 1993.

- [30] Acurio, G.; Rossin, A.; Teixeira, P. F. y Zapada, F.: Diagnóstico de la situación de manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. Publicación conjunta del banco interamericano de desarrollo (BID 1997, N.º ENV 97-107; 1.ª Edición) y la organización Panamericana de la salud (OPS 1998; Serie Ambiental N.º 18, 2.ª Edición).
- [31] Hernández, A. J.; Adarve, M. J.; Pastor, J.: Some impacts of urban waste landfills on Mediterranean soils. *Land degradation & development*. 1998.
- [32] Hontoria, E. y Zamorano, M.: Fundamentos del manejo de los residuos urbanos. Colegio de Ingenieros de caminos, canales y puertos. Colección señor n.º 24. 2000.
- [33] Calvo, F.; Zamorano, M.; Moreno, B.; Ramos, A.: Metodología de diagnóstico ambiental para vertederos de residuos urbanos. Universidad de Granada. 2004.
- [34] Pokhrel, D.; Viraraghavan, T.: Municipal solid waste management in Nepal; practices and challenges. *Waste management*. 2005.
- [35] Garrido Vegara, M. E.: Tesis Doctoral: Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos, adaptación para su informatización utilizando técnicas difusas y su aplicación en vertederos de Andalucía.

Estudios de impacto ambiental y mortalidad real en parques eólicos

Environmental impact assessment and real mortality in wind farms

MANUELA DE LUCAS

MIGUEL FERRER

Departamento de Conservación de la Biodiversidad y Ecología Aplicada, Estación Biológica de Doñana (CSIC)

GUYONNE JANSS

Asistencias Técnicas CLAVE S.L.

LUIS BARRIOS

Fundación MIGRES

Resumen

España ocupa el segundo puesto mundial en potencia eólica instalada, con 16.740 MW repartidos en 538 parques eólicos. En España y en otros países europeos, la autorización para la instalación de nuevos parques eólicos depende, desde el punto de vista ambiental, de la información sobre la potencial peligrosidad que proporcionan los estudios de impacto ambiental. Son la herramienta decisiva para evitar la instalación de un parque eólico en una zona inadecuada, donde la mortalidad que podría ocasionar en las aves fuese elevada. Su duración es de un año completo y se generan índices tales como la tasa de aves observadas por hora y la tasa de aves observadas cruzando la zona a una altura de vuelo que sería peligrosa si estuviesen los aerogeneradores. Con estos índices la administración competente dicta la Declaración de Impacto Ambiental (favorable, desfavorable o favorable condicionada).

Disponemos de datos de mortalidad de aves en parques eólicos recogidos durante 4 años. Esta mortalidad real no se corresponde con la previsión de peligrosidad obtenida en los estudios de impacto ambiental. No se cumple, por tanto, la hipótesis general de una relación directa y lineal entre el número de aves detectadas en riesgo (es decir sobrevuelan a una altura coincidente con las palas de los aerogeneradores) y la mortalidad posterior. La mortalidad en los parques eólicos varía sustancialmente según las características especie-específicas y según el emplazamiento tanto del parque como de cada aerogenerador en concreto. Así la mortalidad es diferente no sólo entre parques sino también entre aerogeneradores de un mismo parque.

Palabras clave

Evaluación impacto ambiental, mortalidad estimada, parques eólicos, mortalidad real, avifauna, plan de vigilancia ambiental.

Abstract

Spain occupies the second world-wide position with 16,740 MW installed wind power, distributed in 538 wind farms. In Spain and other European countries, the authorization for the installation of new wind farms depends on, from the environmental point of view, the information about the potential danger that provide the environmental impact assessment. This is the decisive tool to avoid the installation of a wind farm in an inadequate zone, where the mortality that could cause in the birds was elevated. The environmental impact assessment lasts a complete year and the rate of birds observed per hour and the rate of birds observed crossing the zone a flight altitude are generated indices such as that would be dangerous if they were the turbines. With these indices the competent administration dictates the Declaration of Environmental Impact (favourable, unfavourable or conditional favourable).

We have data of mortality of birds in several wind farms during 4 years. This real mortality does not correspond with the forecast of danger obtained in the environmental impact assessment. One is not fulfilled, therefore, the general hypothesis of a direct and linear relation between the numbers of birds detected in risk (that is to say, they fly over to a coincident height with the shovels of the turbines) and later mortality. Mortality in the wind farms varies substantially according to species-specific characteristics and according to location as much of the park as of each turbine in particular. Thus mortality is different not only between parks but also between turbines from a same wind farm.

Keywords

Environmental impact assessment, estimate mortality, wind farms, real mortality, birds, environmental vigilance program.

Introducción

Actualmente España ocupa el segundo puesto mundial, sólo por detrás de Alemania, en potencia eólica instalada, con 16.740 MW repartidos en 538 parques eólicos en funcionamiento repartidos por toda su geografía. El objetivo del Plan de Energías Renovables del gobierno es alcanzar los 20.000 MW de potencia instalad en el año 2020.

Uno de los principales efectos negativos de la producción de energía eólica es la mortalidad de aves por colisión con las aspas de los aerogeneradores. Además es el impacto negativo más estudiado por la comunidad científica mundial desde su detección en el parque eólico de Altamont Pass en California a comienzos de los años 80 (1) y que ha ido apareciendo en distintas partes del mundo con diferentes parques eólicos y avifauna asociada (2).

¿Qué sabemos de la mortalidad de aves en parques eólicos españoles?

Los estudios sobre la mortalidad de aves y quirópteros en parques eólicos realizados en España son aún escasos. La razón de esta falta es, en primer lugar, la relativa reciente implantación de estas estructuras en el campo, y, en

segundo lugar, el elevado esfuerzo que exige cualquier estudio sobre la mortalidad de fauna. Este elevado esfuerzo viene dado por la propia dificultad que supone la búsqueda de ejemplares muertos, por la pérdida más o menos importante de registros por la actividad de especies carroñeras y el propio proceso de putrefacción (esta pérdida es menor cuanto más frecuente sean las revisiones) y por las fluctuaciones interestacionales e interanuales que presentan las tasas de siniestralidad. Estas premisas exigen que los estudios se prolonguen durante largas series de tiempo y con una elevada frecuencia de muestreo.

En este momento es difícil dar un dato fiable de esta causa de mortalidad. Los estudios de mayor duración corresponden a análisis de informes facilitados por los propios promotores de los parques eólicos, correspondientes a registros recopilados ni de manera exhaustiva ni estandarizada, mientras que los estudios donde han empleado una metodología estandarizada normalmente no han comprendido más de un año. Estimaciones de la siniestralidad que han tenido en cuenta los efectos de especies carroñeras y dificultades para la detección de ejemplares muertos en el campo sobre la contabilización de los registros de siniestralidad son igualmente escasas. Concretamente, los valores que actualmente se conocen de siniestralidad de aves en parques eólicos de nuestro país varían entre 0,061 y 0,077 aves por aerogenerador y año en estudios que sólo manejan registros facilitados por el personal de las plantas (Tarifa y Castilla-La Mancha), entre 0,44 y 0,90 en estudios que emplean muestreos sistemáticos (Cádiz y Navarra) y entre 0,27 y 6 aves en estudios que emplean muestreos sistemáticos y que además aplican factores de corrección para la pérdida de datos (Tarifa y País Vasco).

Las especies de aves que se han localizado en cada uno de los estudios varían en función de las características de cada área. En Tarifa (Cádiz), Navarra y País Vasco (Álava), entre las aves veleras destaca el buitre leonado como el ave más registrada (entre el 70 y 87% de las aves veleras), además del cernícalo vulgar (entorno al 10% de las aves veleras). Otras especies localizadas ya con frecuencias más bajas son las águilas culebrera, la calzada y el búho real. En zonas más alejadas de montañas predomina la perdiz roja (hasta un 30% del total de víctimas), especies de passeriformes y afines (hasta un 70%), y también los cernícalos (vulgar y primilla). Entre los passeriformes no destaca ninguna especie en concreto, salvo en Álava donde la mayor parte de los registros correspondieron a la alondra común (40% de la mortalidad registrada). En el caso de la perdiz se opina que la siniestralidad es consecuencia de una colisión contra el fuste del aerogenerador y no contra las aspas.

Estos valores de siniestralidad registrados en España encajan aproximadamente dentro los conocidos de Estados Unidos, donde también predominan entre las víctimas las rapaces, passeriformes y en algún caso los murciélagos. En zonas costeras del norte de Europa (Holanda, Bélgica, Dinamarca, Reino Unido) donde los siniestros registrados corresponden principalmente a gaviotas y otras aves marinas, anátidas y limícolas, además de passeriformes, las tasas de accidentes suelen superar las registradas en España (3 y 4).

En comparación con otras causas de mortalidad, la siniestralidad de aves por aerogenerador y año (entre 0,06 y 0,90 aves) sería comparable con la registrada en tendidos eléctricos en nuestro país; la tasa de aves muertas por electrocución en apoyos de líneas de distribución varía entre 0,01 y 0,56 aves por apoyo y año y la tasa de siniestralidad por accidentes de colisión contra tendidos varía entre 0,37 y 14,1 aves por km de tendido y año (según el tamaño de los aerogeneradores una hilera de 1 km comprende entre unas 4 a 8 máquinas).

Estudios de evaluación de impacto ambiental

En muchos lugares de España y en otros países europeos, la autorización de nuevos parques eólicos depende, desde el punto de vista ambiental, de la información sobre la potencial peligrosidad que proporcionan los estudios previos de avifauna. Estos estudios previos de avifauna son la herramienta decisiva para evitar la posible instalación de un parque eólico en una zona inadecuada, donde la mortalidad que podría ocasionar en las aves fuese elevada. Esta herramienta se adoptó como consecuencia de un estudio pionero de la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), encargado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. En el citado estudio se recomendaba el estudio de un año completo de la avifauna en la zona del pretendido emplazamiento del parque eólico.

Los estudios de impacto ambiental de las instalaciones eólicas realizados desde entonces hasta ahora dan distintas informaciones sobre el uso de ese espacio por parte de las aves, generándose índices tales como la tasa de aves observadas por hora y la tasa de aves observadas cruzando la zona a una altura de vuelo que sería peligrosa si estuviesen los aerogeneradores instalados. A partir de esas informaciones se construyen índices de peligrosidad potencial que son los que utiliza la administración competente para la Declaración de Impacto Ambiental (favorable, desfavorable o favorable condicionada).

La metodología empleada para la caracterización de la avifauna en el entorno de los emplazamientos se basa en dos grandes actividades:

- 1) Caracterización de la avifauna en el entorno del emplazamiento y análisis de la afección potencial derivada de la ejecución del proyecto: (i) composición específica de la avifauna, señalando la presencia de nidificantes, invernantes y migrantes; (ii) Análisis de la distancia de los emplazamientos a puntos y áreas relevantes para la avifauna, como puntos de nidificación, áreas de reproducción, áreas de asentamiento temporal de aves migratorias e invernantes, y focos de atracción (vertederos, muladares) en diferentes categorías de distancia; (iii) Caracterización de aves no veleras reproductoras en el entorno del emplazamiento, mediante censos en transectos lineales; y (iv) Caracterización de la presencia de aves migratorias, mediante el inventario de áreas de asentamiento temporal y dormideros de aves migratorias.

- 2) Análisis del riesgo de colisión de las aves veleras contra los aerogeneradores: (i) caracterización de la presencia y comportamiento de vuelo de aves veleras, con muestreos en todas las épocas del año, desde puntos fijos de observación, para obtener un nivel de riesgo asociado para la presencia de especies susceptibles a los accidentes con los aerogeneradores (entre 10 y 20 horas de muestreo por mes y parque, variando en función de la superficie del emplazamiento); (ii) Análisis de riesgo de colisión en el emplazamiento, incluyendo factores como el comportamiento de vuelo, la altura del vuelo y la estabilidad del vuelo; y (iii) Valoración relativa de la peligrosidad del proyecto para las aves veleras, estimándose un índice relativo de peligrosidad para las aves para cada proyecto de parque.

Estudios a posteriori de la mortalidad

El objetivo del seguimiento de la mortalidad en los parques es obtener la información necesaria para identificar aquellos aerogeneradores que son más peligrosos y saber cómo influyen las condiciones meteorológicas en esta peligrosidad, además de identificar otros posibles factores relacionados con la ocurrencia de accidentes. El seguimiento de la mortalidad se combina con acciones reductoras de la mortalidad. Estas dos facetas del Plan de Vigilancia Ambiental se basan en la siguiente metodología:

- 1) Seguimiento de mortalidad. Revisión diaria en las proximidades de los aerogeneradores, en busca de individuos colisionados. Cuando se detecta un cadáver se recoge toda la información sobre la especie (sexo, edad), la distancia al aerogenerador, el tiempo que lleva muerto, las condiciones metodológicas del momento del accidente, etc. De todas las aves detectadas se da cuenta a la Delegación de Medio Ambiente.
- 2) Medidas protectoras. Vigilancia permanente que permite la parada de aerogeneradores de manera inmediata cuando se detecta la presencia de ciertas especies de aves y realizar otras actuaciones para reducir el riesgo de ocurrencia de accidentes, como por ejemplo cubrir carroña detectada en las cercanías de los aerogeneradores y avisar al ganadero propietario.

Objetivos

Hasta ahora no habíamos comprobado nunca qué relación real existe entre la peligrosidad estimada a priori en los estudios previos de avifauna y la mortalidad registrada a posteriori con el parque eólico ya en funcionamiento. Gracias a la información disponible sobre las estimas previas de peligrosidad de una serie de parques eólicos situados en Cádiz, reflejadas en estudios previos exigidos por la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) y los datos proporcionados por la Fundación Migres sobre la mortalidad regis-

trada en esos mismos parques, ya en funcionamiento, podemos analizar por primera vez la eficacia de la herramienta de prevención que actualmente se utiliza.

La hipótesis de partida en los estudios de la mortalidad de aves en parques eólicos realizados supone una relación directa y lineal entre el número de aves detectadas en riesgo (es decir sobrevuelan a una altura coincidente con las palas de los aerogeneradores) y la mortalidad posterior. Por tanto, a mayor número de aves cruzando mayor mortalidad esperada.

El objetivo de nuestro estudio es conocer si esta relación existe o no y en qué medida pueden relacionarse

Resultados

Con la obtención de los registros de mortalidad de aves en distintos emplazamientos con varios años en funcionamiento, hemos podido comprobar que la mortalidad encontrada no se corresponde con la previsión de peligrosidad de los estudios previos de avifauna en estos mismos emplazamientos.

La mortalidad en los parques eólicos, al igual que en los tendidos eléctricos (6), varía sustancialmente según las características especie-específicas y de acuerdo al emplazamiento tanto del parque como de cada aerogenerador en concreto, haciéndolo además a escala de decenas de metros. Esto explica que la mortalidad sea diferente no sólo entre parques sino también entre aerogeneradores de un mismo parque. Se sabe que las rapaces son uno de los grupos de aves más afectados, y en España el buitre leonado *Gyps fulvus* es la especie más registrada (7).

En un estudio recientemente publicado (5) analizábamos los registros de mortalidad recogidos durante 10 años (1993-2003) en dos parques eólicos de Tarifa en relación a la abundancia de aves. El parque eólico EEE contaba con 66 divididos en dos hileras según la distancia entre aerogeneradores y el parque eólico de PESUR con 190 aerogeneradores distribuidos en siete hileras. Los datos de abundancia y composición de la comunidad de aves fueron recogidos entre 2000 y 2002, durante los cuatro periodos del año.

La mortalidad analizada no varió a lo largo de los años de estudio, descartándose así una habituación de las aves a la presencia de los aerogeneradores. Esta mortalidad no fue superior en el período de mayor abundancia de aves, ni cuando considerábamos únicamente a los buitres leonados ni cuando considerábamos al grupo de otras rapaces.

Una vez descartada la densidad de aves como factor determinante de la mortalidad, utilizamos el análisis de tiempos de fallos, que nos ha permitido utilizar tanto los datos de mortalidad en aerogeneradores como los datos de no mortalidad, llamados eventos y datos censurados, respectivamente. Las variables que analizamos fueron el diseño de la torre (tubular o de celosía), la altura del aerogenerador, la hilera, la posición del aerogenerador en la hilera (extremo o en el medio) y la altura sobre el nivel del mar del aerogenerador. El modelo que obtuvimos indicaba que los buitres leonados colisiona-

ban con mayor probabilidad contra los aerogeneradores más altos y los situados a mayor altitud sobre el nivel del mar. Estas características se cumplen en dos hileras del parque eólico de PESUR donde encontramos mayor número de aves muertas.

Así pues, el conocimiento al día de hoy de este problema indica que las diferencias en la mortalidad están relacionadas con las características especie-específicas (comportamiento de vuelo y morfología), las condiciones climáticas y la topografía en el parque eólico.

Discusión

Existe una relación entre la abundancia y la mortalidad, pero no es sencilla. Es decir, si no hay aves no habrá mortalidad, pero no es correcto suponer que a mayor número de aves haya una mayor mortalidad (5).

Es difícil hacer recomendaciones generales para reducir las colisiones de aves en los parques eólicos. Las posibles soluciones se darían a dos escalas. Hay que mejorar nuestra capacidad de predicción de riesgos en los procedimientos de evaluación y hay que encontrar soluciones viables para disminuir la mortalidad de los parques ya existentes.

Una solución previa a la instalación de los parques eólicos pasaría por la mejora de los estudios de evaluación de impacto ambiental. Las observaciones del comportamiento de las aves en el futuro emplazamiento deben realizarse con las distintas condiciones climatológicas propias del lugar y en la proporción que se den en esa zona, especialmente en lo que se refiere a la distribución de vientos. Otra mejora sería que las observaciones de comportamiento de las aves se hicieran en el lugar exacto posible de la futura localización de cada aerogenerador.

Existe otro tipo de aproximación al problema que mejoraría la capacidad predictiva de los estudios. Recientes estudios (8) han demostrado que ensayos en túneles de viento con modelos a escala nos permiten predecir con precisión las trayectorias más probables de aves planeadoras en función de las direcciones del viento. Usando este procedimiento hemos sido capaces de predecir que zonas iban a ser más utilizadas por los buitres leonados en sus desplazamientos. Al ser aves veleras, sus trayectorias de vuelo se corresponden con las zonas de menor requerimiento energético y se pueden conocer con ensayos aerodinámicos en túnel de viento. Las trayectorias de vuelo de los buitres leonados eran estadísticamente iguales a los movimientos del viento detectados en el modelo aerodinámico dentro del túnel de viento, lo que sugiere que los buitres leonados usan las rutas de vuelo que menos energía requiere para volar. La teoría dice que los desplazamientos de las aves veleras son análogos a las corrientes de viento, tendiendo éstos a canalizarse a través de caminos de alta conductividad (el camino de menor resistencia). El uso de este modelo en una etapa temprana puede ayudar a reducir el riesgo de colisión de las aves veleras con los aerogeneradores. Tal vez los ensayos estándar en túneles de viento de cada futura instalación deberían pasar a ser requi-

sito obligatorio de los estudios de impacto ambiental, al menos cuando se trate de parques proyectados en zonas serranas utilizadas por aves veleras. Esto se usaría tanto en la selección de las potenciales localizaciones de los parques eólicos como en las ubicaciones concretas de los aerogeneradores, evitando las zonas que por sus características orográficas, registran la mayoría de los movimientos de los buitres leonados.

Una segunda aproximación es la obtención de datos empíricos para alimentar el «modelo Band» (9). Este modelo, de uso generalizado en países como el Reino Unido, predice la mortalidad que se va a producir en un futuro parque eólico, información de vital importancia para que la autoridad ambiental competente evaluar la viabilidad ambiental de la futura instalación con un criterio objetivo. El principal problema de este modelo es que necesita utilizar estimas teóricas de parámetros como la tasa de colisión o la tasa de evitación, lo que le resta fiabilidad a los resultados. La obtención de dichos parámetros para diferentes especies puede ser una gran oportunidad para construir una gran base de datos reales y mejorar esta buena herramienta de predicción.

Por último, cuando el parque eólico ya está instalado y se ha detectado una tasa de mortalidad preocupante, ésta no se distribuirá al azar por los aerogeneradores. Así podemos conocer qué aerogeneradores y en qué períodos son más letales, proponiendo desde el aumento en la vigilancia en el parque eólico hasta la parada en la actividad de esos puntos negros en los momentos más peligrosos. El futuro desarrollo de sistemas automatizados de detección de trayectorias de colisión y paradas selectivas es un camino prometedor.

Bibliografía

1. Orloff, S. y Flannery, A. 1992. Wind Turbines Effects on Avian Activity, Habitat Use and Mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resources Areas. California Energy Commission. California.
2. De Lucas, M., Janes, G. y Ferrer, M. (editores), 2007. Birds and Wind Farms. Risk Assessment and Mitigation. Quercus. Madrid.
3. Erickson y colaboradores. 2001. Avian Collisions with Wind Turbines: A summary of existing studies and Comparisons to Other Sources of Avian Collision Mortality in the United States. Western EcoSystems Technology Inc. National Wind Coordinating Committee.
4. Witte, R. H. y Lieshout, van S. M. J. 2003. Effecten van windturbines op vogels. Een overzicht van bestaande literatuur [Efectos de parques eólicos sobre las aves. Una revisión de la bibliografía existente]. Bureau Waardenburg. Nuon Renewable Energy Projects. Informe inédito (en holandés).
5. De Lucas, M., Janes, G., Whitfield, P. y Ferrer, M. 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptors abundance. *Journal of Applied Ecology* 45: 1695-1703.

6. Janss, G. 2000. *Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality*. Biological Conservation 95: 353-359.
7. Barrios, L. y Rodríguez, A. 2004. *Behavioural and environmental correlates of soaring bird mortality at on-shore wind turbines*. Journal of Applied Ecology 41: 72-81.
8. De Lucas, M. 2007. *Aves y parques eólicos. Efectos e interacciones*. Tesis doctoral. UAM, Madrid.
9. Band, W., Madders, M. y Whitfield, P. 2007. *Developing field analytical methods to assess avian collision risk at wind farms*, pp. 269-275 en De Lucas, M., Janss, G. F. E., Ferrer, M. (eds.), *Birds and Wind Farms. Risk Assessment and Mitigation*. Quercus, Madrid.

Impacto ambiental sobre las aguas subterráneas de la actividad minera en la Cuenca de El Bierzo (León-España)

Environmental impact on groundwater of mining activities in El Bierzo (León-Spain)

ALMUDENA DE LA LOSA ROMÁN

LUIS MORENO MERINO

M.^a EMILIA JIMÉNEZ HERNÁNDEZ

Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

C/ Ríos Rosas, 23 - 28003 Madrid

Resumen

La minería del carbón puede presentar uno de los principales focos de contaminación de las aguas subterráneas ya que las estructuras mineras deben ser desecadas para permitir las labores y este proceso induce la oxidación de sulfuros metálicos y con ello, la movilización de contaminantes que en otras circunstancias estarían inmóviles. En la cuenca minera de El Bierzo existen numerosas minas de carbón, muchas de ellas en abandono, con el consiguiente peligro de acidificación y contaminación del agua subterránea por metales pesados. En esta comunicación se presentan los primeros resultados de la investigación sobre el grado de afección de la actividad minera a las aguas subterráneas en la Cuenca de El Bierzo.

Palabras clave

Actividad minera, aguas subterráneas, Cuenca de El Bierzo, metales pesados.

Abstract

Coal mining is one of the main sources of groundwater pollution due to the air exposition of metallic sulphurs. This process induces the oxidation of these elements and the mobilization of pollutants otherwise, they will be immobile. El Bierzo basin presents large coal mining structures that could be sources of heavy metal pollution and acidification of waters. This work presents the preliminary results of the research on the affection to groundwater quality by mining activities in this area.

Key words

Heavy metals, groundwater, Bierzo Basin, coal mining.

Introducción y objetivos

La Cuenca minera de El Bierzo está constituida por materiales paleozoicos (pizarras, areniscas, cuarcitas y conglomerados principalmente), que se comportan en su conjunto como medios de baja permeabilidad; aunque localmente pueden tener una cierta permeabilidad ligada a zonas de diaclasamiento y fracturación, que permiten el desarrollo de zonas de circulación preferente del agua subterránea. Se encuentran también materiales terciarios-cuaternarios que constituyen un acuífero de carácter detritico permeable (1).

En este estudio se trata de evaluar la afección a las aguas subterráneas por los posibles drenajes ácidos y la liberación de metales pesados. Para ello, se ha llevado a cabo una campaña de muestreo de aguas subterráneas y superficiales. Los puntos controlados se encuentran sobre materiales paleozoicos, terciarios y cuaternarios.

Materiales y métodos

Se han seleccionado 37 puntos de muestreo (Figura 1), de los cuales 26 son fuentes o manantiales, 7 pozos y 4 cauces de agua superficial. La mayor parte de los puntos se utilizan, total o parcialmente, para riego y abastecimiento y, en algunos casos, su uso es esporádico.

La campaña de muestreo tuvo lugar a lo largo de enero y febrero de 2007. Los parámetros físico-químicos controlados en campo han sido: temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y caudal o nivel piezométrico.

Resultados y discusión

Características físico-químicas de las aguas

Las aguas superficiales presentan en general pH ácido, variando entre 6,2 y 6,5 unidades. Los valores de conductividad eléctrica corresponden a aguas de mineralización débil, oscilando entre 66 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 555 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se trata básicamente de agua de escorrentía sub-superficial que, atravesando materiales paleozoicos (pizarras), no tienen tiempo de interactuar con el sustrato. Las conductividades más elevadas se deben al drenaje de sistemas más complejos y al aporte de aguas subterráneas más mineralizadas.

El contenido de componentes mayoritarios (meq/L) es, en orden de abundancia, $\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$ para los aniones y $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+$ para los cationes.

La concentración de metales pesados en las aguas superficiales se encuentra, en la mayoría de los casos, por debajo de los límites máximos admisibles (2). No obstante, se han observado valores puntualmente elevados de Fe (Boeza 260 $\mu\text{g}/\text{L}$), Mn (Sil 211 $\mu\text{g}/\text{L}$, Boeza 251 $\mu\text{g}/\text{L}$), Ni (38,6 $\mu\text{g}/\text{L}$) y Al (960 $\mu\text{g}/\text{L}$) en el río Sil.

Las aguas subterráneas, tanto de fuentes y manantiales como de pozos, muestran valores de pH más ácidos que las superficiales, aunque muy varia-

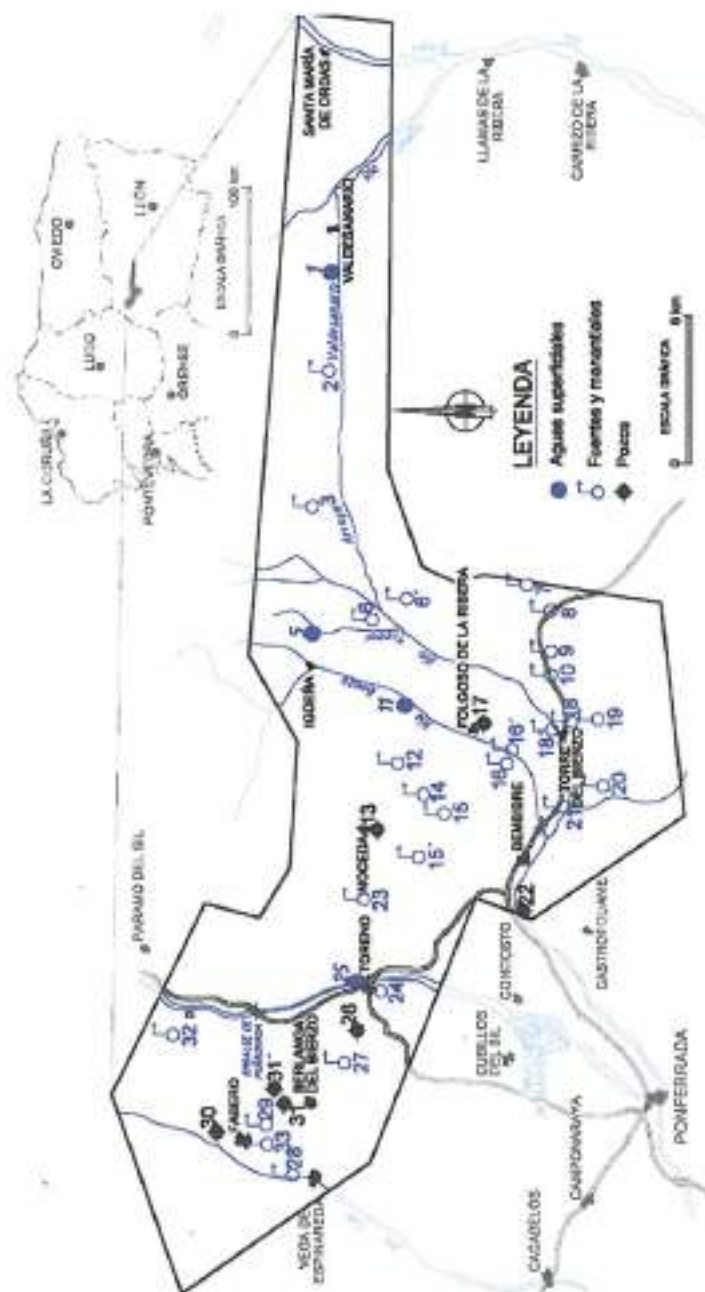


Figura 1. Puntos de muestreo de aguas superficiales y subterráneas en la cuenca minera del Bierzo. Modificado de IGME (1984).

bles, desde francamente ácidas (4,1) hasta ligeramente por encima de la neutralidad (7,5). Los valores de la conductividad eléctrica de las aguas subterráneas son, en general, menores a los de las superficiales, situándose entre los 15 y 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aunque puntualmente se han alcanzado 670 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Las durezas calculadas varían entre amplios límites, de 10 mg/L de CaCO_3 a 436 mg/L de CaCO_3 , observándose los valores más altos en aguas que atraviesan materiales terciarios y cuaternarios. Mineralización y dureza están directamente relacionadas como corresponde a zonas en las que existe una gran uniformidad en el origen de la facies catiónica.

El contenido (meq/L) de componentes mayoritarios en las aguas subterráneas es, en orden decreciente $\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$ para los aniones y $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$ para los cationes.

La presencia de nitratos no es significativa. Se observan concentraciones por debajo de los límites admisibles (50 mg/L) en todos los puntos salvo en el 30, con 64 mg/L . La presencia de nitratos y valores elevados de potasio podrían ser explicados por la utilización de abonos nitrogenados potásicos.

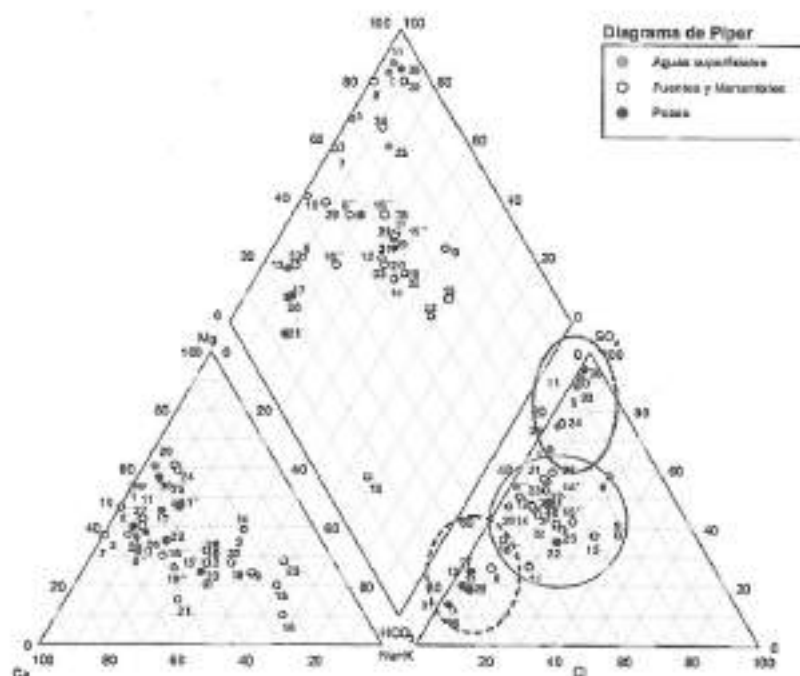


Figura 2. Diagrama de Piper de las aguas superficiales y subterráneas de la zona de estudio, creado con INAGUAS (3).

Se han encontrado puntualmente concentraciones elevadas de metales pesados en algunos de los puntos de aguas subterráneas muestreados. Así, el Fe tiene valores superiores a 200 $\mu\text{g/L}$ en 4 puntos, el Mn presenta valores de 98 $\mu\text{g/L}$ en uno de los puntos donde el Fe también es elevado, el Ni tiene 33,6 $\mu\text{g/L}$ en un punto, y el Zn ha alcanzado valores de casi 300 $\mu\text{g/L}$ en dos muestras.

La facies predominante (Figura 2) en las aguas superficiales es de tipo sulfatada magnésico-cálcica. Las aguas sulfatadas pueden responder a fenómenos locales de mineralización, como la presencia de sulfuros metálicos. Se han diferenciado claramente 6 tipos de facies en la zona, predominado las especies sulfatadas sobre las bicarbonatadas. En las aguas subterráneas hay mayor variabilidad: las fuentes y manantiales presentan facies sulfatadas cálcico-magnésicas principalmente y, bicarbonatadas cálcicas y sulfatadas sódicas en menor medida.

Resumen estadístico de los datos

Se han realizado diagramas de cajas para comparar los elementos mayoritarios (Figura 3) y metales pesados (Figura 4). Se observa mayor variabilidad en el caso de bicarbonatos y sulfatos, en el resto de los elementos (Ca, Mg, Na y Cl), la variabilidad es menor y su distribución es similar tanto en aguas superficiales como subterráneas. El comportamiento de los nitratos es diferente, siendo similares las relaciones en ríos y manantiales, y obteniéndose valores con mayor variabilidad en pozos.

Por otro lado, los metales pesados muestran un comportamiento muy diferente. En el caso de las aguas subterráneas, la variabilidad y dispersión de los datos es similar, aunque los datos tomados de Al, Zn y Mn en las fuentes, presentan numerosos valores extremos. En las aguas superficiales la mayor variabilidad se observa en los contenidos de Mn y Al. Este último presenta un valor máximo de 860 $\mu\text{g/L}$.

Se ha llevado a cabo un análisis cluster de las variables separando los elementos mayoritarios (Figura 5) y minoritarios (Figura 6). Los elementos mayoritarios se disponen en 3 grupos:

- 1) Cl, NO_3 y K, en general pueden representar, principalmente, acción antrópica debido al abonado que aporta cantidades notables de nitrógeno y potasio. El fósforo, fácilmente inmovilizado en el suelo no se encuentra en este grupo.
- 2) SO_4 , Mg, Ca y C.E., corresponden a parámetros que definen la mayor parte de la mineralización total del agua.
- 3) Na, HCO_3 , pH y SiO_2 .

Por otra parte, los elementos minoritarios se disponen en 2 grandes grupos:

- 1) Al, Co, Mn, Ni, Zn, Pb y Fe, en este grupo se sitúan los metales más abundantes, en especial Fe y Mn que están generalmente asociados.
- 2) U, Cu, P_2O_5 , Cr, Mo, Sb y V. El Ba y el As presentan mayor similitud con las variables de este grupo.

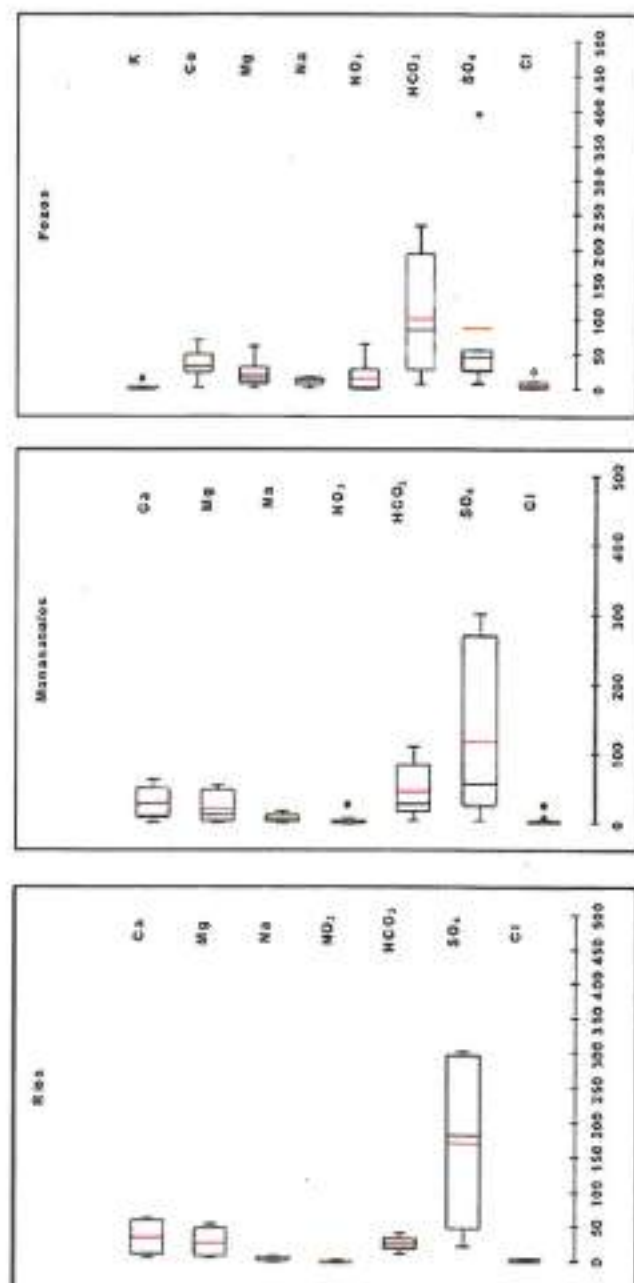


Figura 3. Diagrama de cajas para elementos mayoritarios (mg/L).

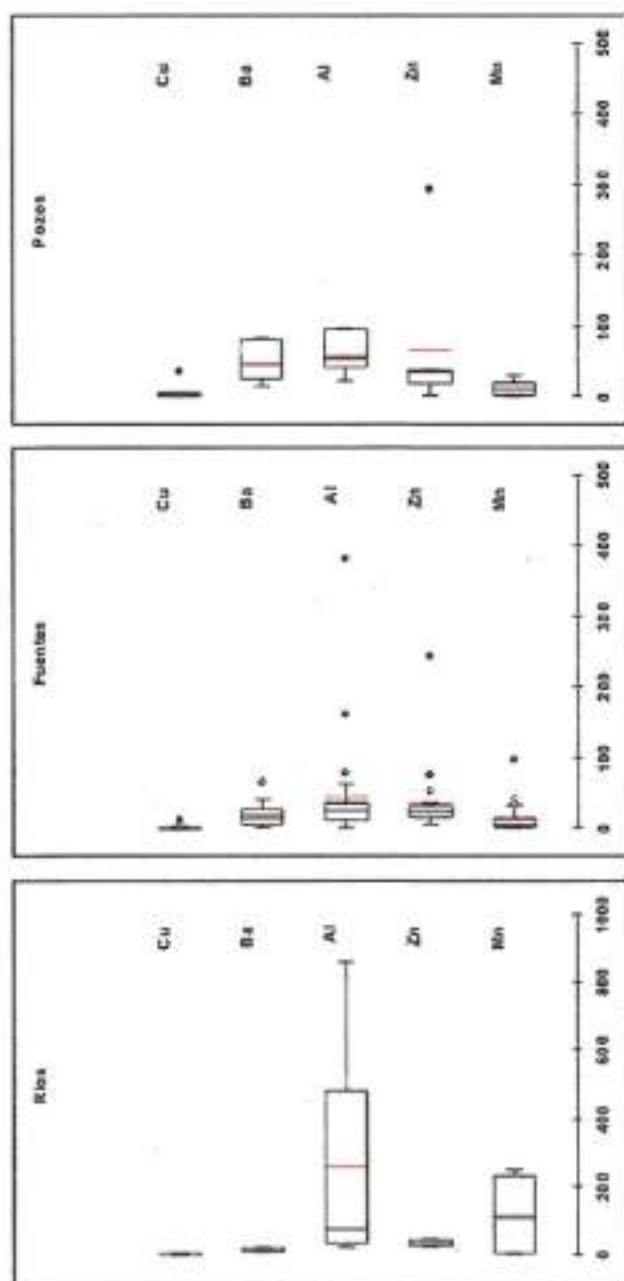


Figura 4. Diagrama de cajas para elementos minoritarios ($\mu\text{g/L}$).

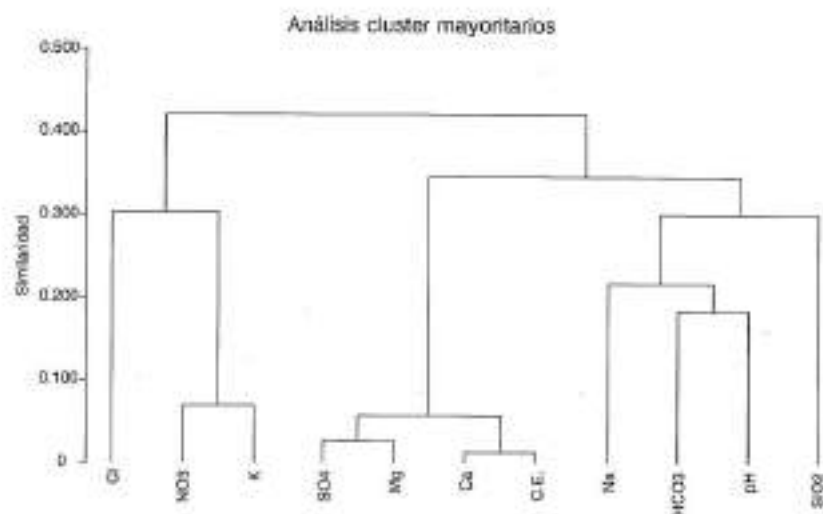


Figura 5. Análisis cluster de elementos mayoritarios.

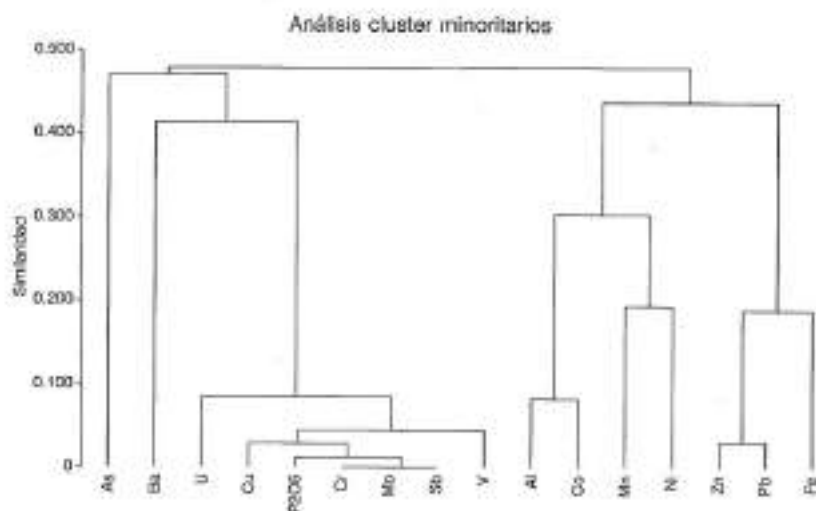


Figura 6. Análisis cluster de elementos minoritarios.

Conclusiones

Las aguas muestreadas se caracterizan por presentar un amplio rango de variación de los parámetros físico-químicos, debido principalmente a la complejidad litológica de la zona, afectada por fallas, cabalgamientos, etc. A esto se suma el hecho de que provienen de la mezcla de aguas de precipitación directa, de aguas de escorrentía superficial y de aguas subterráneas con diferente tiempo de residencia.

A esta complejidad natural se suma la actividad minera que ha permitido la exposición de minerales a condiciones oxidantes, favoreciendo la liberación de metales pesados en las zonas de acumulación de residuos mineros. Además, de forma también natural, muchas de estas aguas presentan carácter ácido, lo cual favorece la disolución de metales pesados.

El anión dominante, tanto en aguas superficiales como subterráneas es el sulfato, en muchos casos asociados a procesos de oxidación de sulfuros, muy abundantes en la zona de estudio y causantes del carácter ácido de estas aguas. El carácter dominante del Mg se podría deber a la presencia de metasedimentos con presencia importante de biotitas y de otros minerales magnésicos. El Na procede principalmente de la alteración de minerales silicatos y no a la disolución de evaporitas, ya que no se ha observado correlación significativa entre Na y Cl.

A pesar de todo lo comentado anteriormente no se observan, en las aguas subterráneas, contenidos anormalmente elevados de metales pesados a causa de la alteración inducida por las actividades mineras.

No obstante, la escasa madurez de las aguas muestreadas y su composición variable son claros indicadores de que son captadas en un sistema altamente vulnerable, con bajos tiempos de residencia y de estructura heterogénea. Todo esto aconseja tomar medidas estrictas de prevención de la contaminación, en especial la derivada del lixiviado de escombreras o vertidos directos, aunque sean superficiales.

Agradecimientos

Este trabajo se encuentra dentro del proyecto «Evaluación del impacto y restauración ambiental de la cuenca minera de El Bierzo». Los autores agradecen al responsable del proyecto Lucas Vadillo y a su equipo de trabajo la ayuda prestada. Asimismo, agradecemos la colaboración en aspectos gráficos a Esteban de la Cruz.

Referencias bibliográficas

1. IGME (1984). Revisión y síntesis geológico-minera de la Cuenca Carbonífera de El Bierzo (León). Informe inédito.

2. BOE (2003). R.D. 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. *BOE* n.º 45, pp. 7228-7245.
3. INAGUAS (2008). Moreno, L.; De la Losa, A. Programa de interpretación de análisis químicos de aguas subterráneas. <http://www.icog.es>
4. <http://edafologia.ugr.es/Revista/Tomo5/s711.htm>

Metodología para la evaluación del impacto ambiental sobre la atmósfera de plantas de valorización energética de residuos municipales

Methodology for the atmospheric environmental impact evaluation of waste incineration plants

**JOSÉ M. BALDASANO^{1, 2}, ALBERT SORET¹, ORIOL JORBA¹
Y EUGENI LÓPEZ²**

¹ Barcelona Supercomputing Center-Centro Nacional de Supercomputación (BSC-CNS), Jordi Girona 29, Edifici Nexus II, 08034 Barcelona

² Laboratorio de Modelización Ambiental, Universidad Politécnica de Catalunya, Avda. Diagonal 647, Ed. H., Planta 10, 08028 Barcelona

Resumen

El presente trabajo describe la metodología aplicada para evaluar el impacto ambiental de las plantas de valorización energética de residuos municipales sobre la atmósfera, mediante modelización atmosférica. Consta de cuatro etapas: (I) identificación de los días representativos de la dinámica atmosférica anual de la región; (II) definición de los escenarios de estudio y generación de las emisiones con el modelo HERMES; (III) evaluación de la calidad del aire con el modelo WRF-HERMES-CMAQ (resolución: 1 km² y 1 hora); y (IV) análisis de los resultados. Para ilustrar esta metodología, se presentan los resultados de varios estudios realizados sobre este tipo de instalaciones realizados en España.

Palabras clave

Evaluación impacto ambiental, planta de valorización energética de residuos municipales, modelización atmosférica, calidad del aire.

Abstract

This work describes the methodology of the environmental impact evaluation of waste incineration plants using atmospheric modelling. It includes four steps: (I) identify the representative days of the annual atmospheric dynamics; (II) define the case scenarios and generate the emissions with the HERMES model; (III) atmospheric evaluation with the WRF-HERMES-CMAQ model (resolution: km² and 1 hour); (IV) and analysis of the results. Some results from studies of waste incineration plants are presented.

Key words

Environmental impact evaluation, waste incineration plant, air quality modelling.

Introducción

El impacto de la contaminación atmosférica es un tema de vital importancia en el medio ambiente. En Europa, la Directiva Marco 1996/82/CE de Calidad del Aire establece los principios básicos de una estrategia común europea para fijar objetivos de calidad del aire para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos sobre la salud y el medio ambiente, que debe ser sustituida por la Directiva 2008/50/CE que debe ser transpuesta a la legislación interna de los distintos estados miembros antes del 11 de junio del 2010.

Uno de los puntos en los que la Comisión Europea ha mostrado una mayor preocupación es la necesidad de desarrollar acciones que permitan aumentar los conocimientos sobre el transporte y dinámica de contaminantes para asegurar el cumplimiento de la legislación vigente e informar a la población sobre los niveles de contaminantes a los que se ve sometida. La regulación es especialmente exigente cuando se sobrepasan determinados niveles umbrales, en cuyo caso se demanda un diagnóstico detallado de aquellas áreas territoriales en las que se producen los excesos y la previsión de la evolución de los niveles de inmisión. De igual modo, la Directiva establece, en sus artículos 4 y 6, la posibilidad de usar técnicas de modelización o de estimación objetiva para evaluar la calidad del aire.

La Directiva 2006/12/CE relativa a los residuos establece el marco legislativo para la manipulación de residuos en la Comunidad Europea. En ella se definen conceptos clave como residuos, valorización y eliminación y se establecen los requisitos esenciales para la gestión de residuos, entre otros; la obligación de manipular los residuos de manera que no causen un impacto negativo en el medio ambiente y la salud.

En este sentido, este trabajo describe la aplicación del modelo de calidad del aire (WRF-HERMES-CMAQ) para evaluar el impacto ambiental de las plantas de valorización energética de residuos municipales sobre la atmósfera.

Objetivos

En el transcurso de los últimos 30 años las mejoras tecnológicas junto con el cumplimiento de la legislación, cada vez más restrictiva, han dado lugar a una reducción significativa de las emisiones debidas a las plantas de valorización energética de residuos municipales. En la Tabla 1 se muestran las emisiones de una PVE representativas de los años 2004 y 2006 junto con los valores límite de emisión establecidos en la legislación aplicable.

La metodología aplicada permite evaluar el impacto ambiental de las plantas de valorización energética sobre la atmósfera a partir de técnicas de modelización de calidad del aire. Ésta se divide en cuatro etapas principales: (I) identificación de los días de estudio representativos de la dinámica atmosférica anual de la región en torno a la instalación; (II) definición de los escenarios de estudio y generación de las emisiones a partir del modelo de emisiones HERMES del BSC-CNS; (III) modelización de los mismos para cada

Tabla 1. Tabla comparativa de las emisiones (mg Nm⁻³) de una incineradora representativa del año 2004 y 2006 frente a los valores límite establecidos por la legislación vigente (1 y 2).

Concentración en mg Nm ⁻³	PST	SO ₂	NO _x	CO	HCl	COVNM
Emisión límite según Real Decreto 1088/92 (89/369/CE)	30	300	—	100	50	—
Emisión representativa de las incineradoras en 2004	10	15	150	20	16	5
Emisión límite según Real Decreto 653/2003 (2000/76/CE)	10	50	200	50	10	—
Emisión representativa de incineradoras en 2006	5	20	140	20	8	5

día de estudio con el modelo de calidad del aire WRF-HERMES-CMAQ de alta resolución (1 km² y 1 hora) gracias a la capacidad del supercomputador MareNostrum gestionado por el BSC-CNS; (IV) análisis de los resultados de las simulaciones para cada día seleccionado de estudio.

El primer paso para la realización del estudio es la identificación de los días representativos a estudiar. Para ello se plantea un estudio climático de retro-trayectorias atmosféricas para caracterizar cuantitativamente la probabilidad de cada una de las situaciones meteorológicas que se presentan como dominantes y representativas. A partir de esta base de datos meteorológicos, se aplica una técnica estadística multivariante de clasificación automática de retro-trayectorias atmosféricas en grupos de elementos similares. Esta técnica se conoce con el nombre de análisis clúster o de cúmulos. Permite agrupar las trayectorias atmosféricas más similares entre ellas y separar las que presentan diferencias significativas. Con ello se obtiene un conjunto de grupos representativos de los patrones típicos de circulaciones atmosféricas afectando a la región de estudio. A partir de los resultados del análisis clúster se escogen una serie de días con una representatividad elevada dentro del conjunto de situaciones patrón obtenidas. Que son los utilizados en las simulaciones con el modelo de calidad del aire para estudiar el potencial impacto ambiental de la planta de valorización energética proyectada.

La segunda etapa del estudio se centra en la definición de los escenarios de estudio (escenario base o preoperacional, escenario con la planta de valorización en funcionamiento con sus correspondientes emisiones y escenarios sinergia considerando otros posibles focos), la elaboración del inventario de emisiones en base horaria con elevada resolución espacial (1 km²) y temporal (1 h), y posteriormente la modelización de las situaciones con el modelo de calidad del aire.

El inventario de emisiones para los días de estudio se desarrolla a partir del modelo HERMES del BSC-CNS (3), implementado en un entorno GIS. HERMES se centra en la estimación de los contaminantes en fase gas y

material particulado, incluyendo los precursores de ozono troposférico, empleando una alta resolución espacial y temporal. Incluye fuentes biogénicas y antropogénicas (generación de energía eléctrica, industria, doméstico-comerciales, solventes, tráfico rodado, biogénicas, aeropuertos y puertos) y es esencial a la hora de proporcionar datos al modelo de calidad del aire con una periodicidad horaria. Parte de un enfoque «bottom-up» estimando las emisiones para cada una de las celdas en las que se ha dividido el área de estudio, por medio del establecimiento de todos los parámetros para cada celda en particular.

A partir de las emisiones se realizan las simulaciones de calidad del aire con el modelo fotoquímico para cada día de estudio y cada escenario de estudio. El modelo WRF(4)/HERMES/CMAQ(5) es el conjunto de modelo de pronóstico meteorológico y de transporte químico más avanzado científicamente de los actualmente utilizados. El análisis en detalle de las zonas de estudio utilizando una resolución espacial de 1 km y temporal horaria con un radio mínimo de 100 km hacen necesaria su utilización. Dadas sus especificaciones, el modelo requiere un gran esfuerzo computacional, asumible gracias a la capacidad de cálculo del superordenador Mare Nostrum. Los resultados del modelo de transporte químico correspondientes al escenario base-preoperacional, con las emisiones actuales se evalúa con los datos de inmisión procedentes de las estaciones de calidad del aire de los organismos competentes de la zona de estudio.

La última etapa del estudio consiste en analizar las simulaciones fotoquímicas comparando los diferentes escenarios (Base, Planta de Valorización Energética de residuos municipales y Sinergia). Se verifica el cumplimiento de los valores límite de calidad del aire establecidos en la legislación ambiental atmosférica actual y el aumento sobre los niveles de fondo de calidad del aire existentes, así como el potencial radio de acción de la futura instalación.

Para ilustrar la operatividad de esta metodología, se presentan los resultados de varios estudios realizados sobre plantas de valorización energética realizados en España.

Resultados

La reducción en las emisiones en las plantas de valorización energética de residuos municipales ha dado lugar a una disminución del impacto provocado por el funcionamiento de estas instalaciones. Los resultados (Figura 1 y Figura 2) correspondientes a la aplicación de la metodología expuesta en el apartado anterior muestran que:

1. Este tipo de instalaciones actualmente no incrementan significativamente ($<1\mu\text{g}/\text{Nm}^3$) los niveles de inmisión de Dióxido de Azufre, Material Particulado (y en consecuencia contaminantes asociados: metales pesado, etc.) ni CO .

2. Se produce un ligero incremento en los niveles de Dióxido de Nitrógeno ($1\text{--}5\text{ }\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ para los niveles promedio diarios) y en consecuencia también se pueden observar variaciones en los valores de Ozono al ser un contaminante secundario.
3. La influencia de las plantas de valorización energética de residuos municipales queda circunscrita a un radio de 15 km alrededor de la instalación.

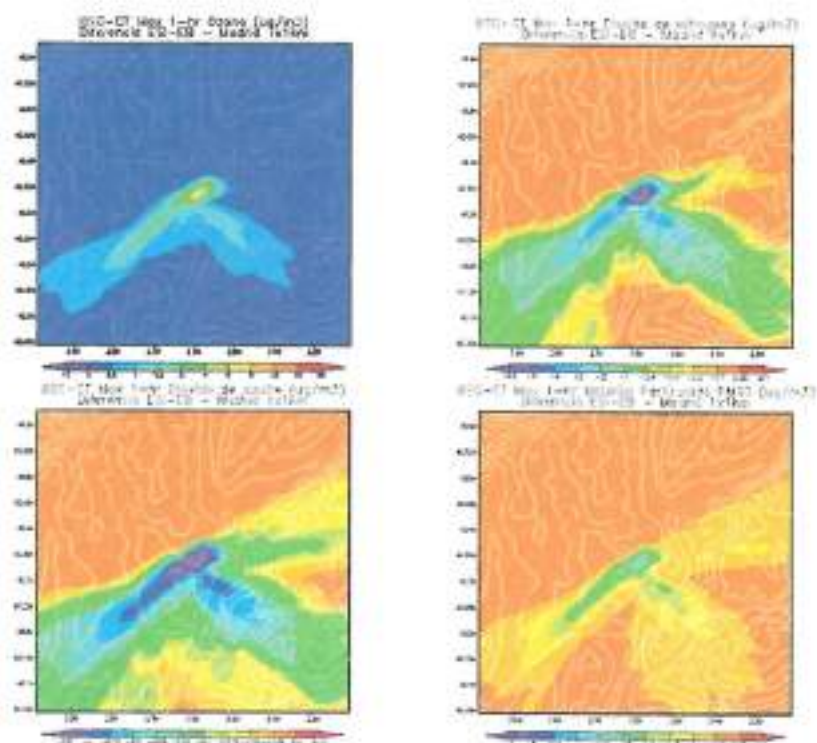


Figura 1. Variación: Escenario sin PVE-Escenario con PVE en los niveles de inmisión máximos horarios de NO₂, SO₂, CO y O₃. Dominio de las figuras: 65 × 65 km.

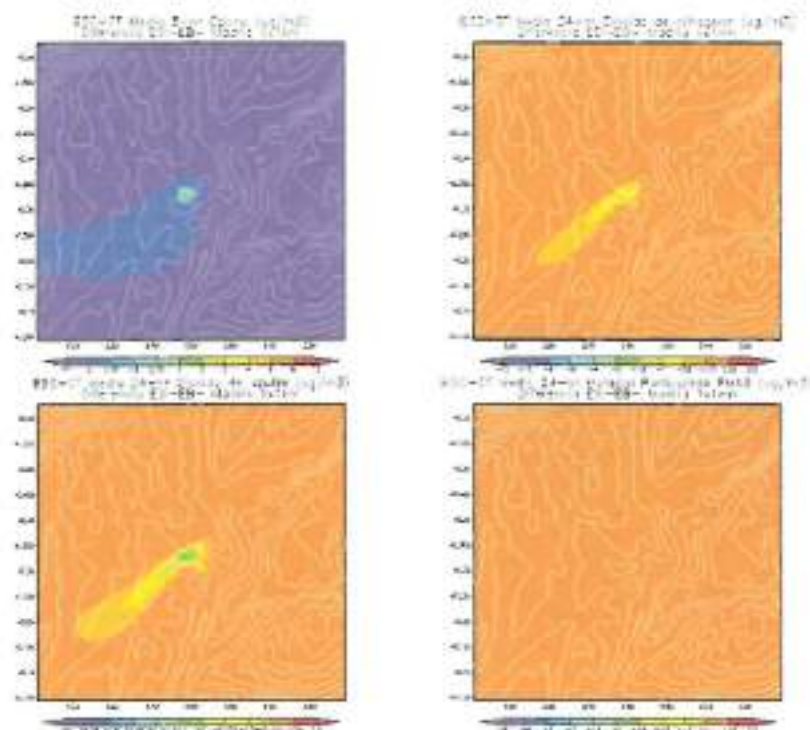


Figura 2. Variación: Escenario sin PYE-Escenario con PYE en los niveles de inmisión medios diarios de NO_2 , SO_2 , CO y O_3 (octo-horarios). Dominio de las figuras: 65×65 km.

Conclusiones

El modelo de transporte químico formado por: el módulo meteorológico (WRF), módulo de emisiones (HERMES) y el módulo fotoquímico (CMAQ) permite evaluar el impacto ambiental en la calidad del aire debido al funcionamiento de una planta de valorización energética de residuos municipales.

Los resultados muestran como el funcionamiento de una planta de valorización energética de residuos municipales no incrementa significativamente ($<1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$) los niveles de fondo preexistentes (sin dicha instalación) de Dióxido de Azufre, Material Particulado (y en consecuencia contaminantes asociados: metales pesado, etc.) ni Monóxido de Carbono. Los niveles de NO_2 se pueden ver incrementados ligeramente ($1-5 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ para los niveles promedio diarios), lo cual afecta a los niveles de un contaminante secundario como es el caso del Ozono. El radio de influencia es de 15 km alrededor de la instalación.

Bibliografía

- (1) AEVERSU, 2004. *Asociación Empresarial de Valorización de Residuos Sólidos Urbanos*. Base de datos del grupo Ciencias de la Tierra del BSC-CNS, abril 2007.
- (2) Baldasano, J. M. y Passola, O., 2006. *Modelo de inventario de emisiones industriales a la atmósfera a nivel de España con alta resolución espacial y temporal*. Proyecto fin de carrera, Edición: Universitat Politècnica de Catalunya. Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Industrial de Barcelona. [http://biblioteca.upc.es/plc/mostrar_dades_PFC.asp?id=54308, mayo 2007].
- (3) Baldasano, J. M., L. P. Gùereca, E. López, S. Gassó, P. Jimenez-Guerrero, 2008. *Development of a high resolution (1 km $\times$ 1 km, 1 h) emission model for Spain: the High-Effective Resolution Modelling Emission System (HERMES)*. *Atmospheric Environment*, 42: 7215-7233.
- (4) Michalakes, J., J. Dudhia, D. Gill, T. Henderson, J. Kemp, W. Skamarock, and W. Wang, 2005. *The Weather Research and Forecasting Model: Software architecture and performance*. *Proceedings of the Eleventh ECMWF Workshop on the Use of High Performance Computing in Meteorology*. Eds. W. Zwiethofer and G. Mozdzynski, World Scientific, 2005, pp. 156-168.
- (5) Byun, D. W., Ching, J. K. S. (eds.), 1999. *Science algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System*. EPA Report N. EPA-600/R-99/030, Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Efecto del ruido de una autovía sobre la eficiencia de los pasos de fauna

Effects of highway noise on the wildlife crossings efficiency

C. IGLESIAS MERCHÁN

ECOPÁS

C. MATA ESTACIO

J. E. MALO ARRÁZOLA

Depto. de Ecología (Universidad Autónoma de Madrid)

Resumen

La construcción de pasos de fauna se acepta como solución adecuada para mitigar los efectos negativos asociados a la fragmentación de hábitats por las infraestructuras de transporte. El seguimiento de los pasos de fauna permite identificar los principales condicionantes que influyen en su eficacia; fundamentalmente sus dimensiones y ubicación, que no siempre responden a las necesidades de las especies afectadas.

Este trabajo incorpora la caracterización detallada del ruido generado por una autovía (Autovía de la Rías Bajas, autovía A-52, en Zamora), como novedoso factor para el análisis de la eficiencia de los pasos de fauna. Definiéndose tres nuevos indicadores para ello: RACMAX, RACMED y REMED.

Los resultados del estudio evidencian que el ruido producido por el tráfico de la autovía no explica por sí solo el distinto uso de los pasos de fauna. Pero se obtienen algunas relaciones estadísticamente significativas entre el uso de los pasos de fauna y los niveles de inmisión acústica en sus proximidades. La relación positiva entre la frecuencia de paso de algunos microvertebrados y el ruido se interpreta como simple reflejo de la contaminación acústica que caracteriza a sus hábitats en ese entorno. En el caso de otros mamíferos de mayor talla, como el tejón (*Meles meles*), resulta una relación negativa claramente significativa ($p < 0,000021$) entre el ruido en el entorno de los pasos de fauna y su frecuencia de uso. Lo cual resulta inquietante por cuanto no es una variable que habitualmente se considere en el diseño de los pasos de fauna.

Palabras clave

Paso de fauna, fragmentación de hábitats, mapa de ruido, racmax, racmed, remed.

Abstract

Wildlife crossings are a frequently corrective measure, demanded and incorporated in transport infrastructure projects as an effective solution to mitigate the adverse effects associated with habitat fragmentation by transport infrastructures. The wildlife crossings monitoring let us to identify the main factors influen-

cing their effectiveness, mainly its size and location, depending on the species.

This work characterizes the highway noise, generated by road traffic on Highway A-52 (Rías Bajas Highway, Zamora), as a new factor for analyzing the wildlife crossings efficiency. Three new indicators are introduced: RACMAX, RACMED y REMED.

The study results show that highway noise does not explain the wildlife crossings use by itself. But there are some statistically significant relationships between the wildlife crossings use and the road noise immission levels. The positive relationship between the frequency of some microvertebrates and the noise is interpreted as result of their habitats and its noisy environment, because of the close highway. In other cases, such as badgers (*Meles meles*), there is a significant negative relationship ($p < 0.000021$) between the wildlife crossings use and the environmental noise around them. This is disturbing because it is not a considered variable in the wildlife crossings design.

Key words

Wild life crossing, habitat fragmentation, noise mapping, racmax, racmed, remed.

Introducción

La construcción y puesta en servicio de una infraestructura de transporte produce una serie de impactos sobre el Medio Ambiente que, en mayor o menor grado, admiten medidas correctoras. Entre los impactos más preocupantes se encuentra la fragmentación de hábitats y el efecto barrera sobre la fauna.

Además del carácter específico, o no, de las estructuras de paso para la fauna, existen múltiples tipologías constructivas que, en función de otras medidas complementarias de integración ambiental, dotan de mayor o menor eficacia a estas obras. Recientes estudios demuestran que el diseño, la localización y sus dimensiones determinan su éxito y eficacia en la corrección de este grave impacto ambiental. Ello da lugar a la clasificación de los pasos de fauna en función de sus características (1 y 2). Por lo general existe una relación directa entre el tamaño de los animales y el de la estructura utilizada, pero en algunos casos influyen aspectos propios del comportamiento de cada especie (3). Y en su eficacia podrían influir múltiples factores, no considerados ni estudiados, como el efecto del ruido que el tráfico de una autovía genera y su posible incidencia en la eficiencia de los pasos de fauna.

El ruido generado por el tráfico es un agente perturbador que se propaga ampliamente en el medio. Aunque sus efectos son más difíciles de evaluar y más desconocidos que los efectos de la contaminación por agentes químicos, el ruido se considera como uno de los principales impactos en los medios naturales en Europa (4). Siendo uno de los posibles factores que varios autores señalan para explicar la existencia de franjas del territorio, de anchura

variable, que la fauna evita alrededor de las carreteras según la densidad de tráfico habitual (5, 6 y 7).

Objetivos

Este trabajo tiene por objeto evaluar los posibles efectos significativos del ruido generado por el tráfico de un tramo de la Autovía de la Rías Bajas (autovía A-52) sobre el uso de los pasos de fauna por los vertebrados terrestres. Para ello se ha seleccionado un tramo de la autovía A-52 en la provincia de Zamora, el tramo Mombuey-Palacios de Sanabria (Figura 1). El entorno del tramo seleccionado es eminentemente rural, sin interferencia de otras fuentes de ruido distintas del tráfico rodado, bien sea de la propia autovía A-52 o el de la carretera nacional N-525, próxima y paralela a la anterior.

Diversos estudios han constatado la relación del ruido con respuestas, por lo general de huida, de distintas especies o grupos animales. Si bien, el tratamiento ofrecido a este impacto ambiental, es muy dispar en cada trabajo y, normalmente, no se presenta ninguna metodología de evaluación ajustada a la normativa vigente o metodologías habituales en la mayoría de países occidentales. Para alcanzar el principal objetivo establecido en este trabajo, es necesario construir un modelo de ruido emitido por la autovía y obtener una serie de indicadores, reales o estimados, de los niveles de inmisión en su entorno. Y posteriormente contrastar estos valores con datos reales de seguimientos de los pasos de fauna.



Figura 1. Zona de estudio

Resultados

Los datos sobre el uso de los pasos de fauna estudiados proceden de un seguimiento extensivo realizado por el Grupo de Ecología Terrestre de la Universidad Autónoma de Madrid, entre los años 2001 y 2004. De los que se

han empleado los correspondientes a las campañas de seguimiento realizadas durante el verano de 2002 y entre el invierno y la primavera de 2003, abarcando un período continuo de 12 meses.

La información cartográfica para el modelo de ruido se ha preparado a partir de la cartografía básica territorial de Castilla y León a escala 1:10.000, disponible en la dirección de Internet del Sistema de Información Territorial de Castilla y León (www.sitcyl.jcyl.es). Mientras que para caracterizar el tráfico de vehículos se han empleado datos oficiales facilitados por el Ministerio de Fomento.

Con todo ello se ha creado un modelo de ruido que permite evaluar los niveles sonoros en el entorno de la autovía. Para lo que se ha utilizado un programa comercial, Predictor Type 7810 (de BRÜEL & KJÆR).

Para crear el modelo de predicción de niveles de presión sonora en escenarios simulados se ha aprovechado la máxima flexibilidad ofrecida por la Legislación vigente. Aplicándose el método ISO 9613, un método de predicción contrastado que permite reflejar, con mayor detalle, las características naturales del entorno de los pasos de fauna. Aspecto cualitativo de gran relevancia en cuanto a la distribución y hábitos de la fauna silvestre se refiere, reflejándose también la influencia que los distintos tipos de vegetación tienen sobre la propagación del ruido en el entorno de la autovía.

Otra característica destacable del tramo seleccionado es que se ubica entre los enlaces de Mombuey (Salida 57) y el de Palacios de Sanabria-Otero de Sanabria (Salida 75), entre los que no existen más entradas ni salidas de la autovía. De este modo, el volumen del tráfico en cada sentido de circulación permanece constante en cada instante considerado. Cada vehículo que circula por este tramo está obligado a recorrerlo por completo. Por tanto, para un mismo volumen de tráfico, las diferencias de magnitud en los niveles de inmisión en el entorno dependerán de variables como el diseño de los pasos, propiedades de la autovía y características de los medios físico y biótico.

Como parámetro indicador de la cantidad de vehículos que circulan por la autovía y la carretera nacional se ha empleado la intensidad media diaria (IMD), equivalente del número de vehículos/día. Un término más acorde con la realidad de la planificación y redacción de proyectos de infraestructuras. La IMD refleja el número medio de vehículos que pasan por las estaciones de aforo, agrupados según la tipología del vehículo.

Debido a la flexibilidad ofrecida por la Norma vigente en la definición de períodos del día, y teniendo en cuenta que el objeto de este trabajo, se ha considerado conveniente modificar la duración de los períodos de análisis (Tabla 1), e introducir un período denominado mañana. De este modo se busca definir unos indicadores mejor adaptados a los períodos de actividad de la fauna silvestre, sin olvidar los períodos de actividad humana. Se modeliza la situación media característica a lo largo de un año, en el que se producen fluctuaciones diarias, semanales y estacionales en los períodos de actividad de cada especie animal y de los usuarios de la autovía.

Tabla 1. *Periodos del día en el modelo de ruido*

PERÍODO	Mañana	Día	Tarde	Noche
DURACIÓN (horas)	3	10	3	8
HORA INICIO - HORA FIN	06 - 09	09 - 19	19 - 22	22 - 06

Para estimar los valores medios de las variables que caracterizan el tráfico se han ponderando los valores medios anuales, según el número de meses de los años 2002 y 2003 que contiene el intervalo mayo 2002-abril 2003, diferenciándose entre turismos, motos, camiones y autobuses.

Por último, los cálculos de los niveles de inmisión de ruido se realizan considerando una malla de puntos receptores establecidos por medio de la digitalización de uno o varios polígonos sobre las superficies a analizar. Previamente se establece la altura sobre el suelo de cada malla, así como las distancias entre puntos de la misma. Distancias definidas por el usuario, que crea una matriz de puntos receptores y puede definir una equidistancia diferente para cada eje de coordenadas. Teniendo en cuenta las especies registradas, se ha establecido una distancia constante de 15 metros entre puntos receptores, realizándose los cálculos para dos alturas distintas de la malla de puntos receptores (a 0,10 m y a 0,40 m sobre el suelo). El resultado de los cálculos desarrollados con el modelo anterior permite elaborar mapas de ruido que ilustran los niveles sonoros de inmisión correspondientes a los periodos de la mañana (Lmorning), día (Lday), tarde (Levening), noche (Lnight) y del nivel día-tarde-noche (Lden).

Por las características de las especies de fauna estudiadas, tan sólo se emplearon los valores de Lday (en lacértidos) y Lnight (resto de especies) a efectos de evaluar su posible relación con el uso de los pasos de fauna. Para ello se han definido tres indicadores que caracterizan la situación en el acceso inmediato a cada paso de fauna y en su aproximación en un entorno mayor (Figura 2), durante el período correspondiente:

— **RACMAX:**

Se define como el nivel máximo del ruido en los accesos de un paso de fauna. Corresponde al valor máximo de presión sonora obtenido en los puntos receptores del modelo que están situados a menos de 25 m del acceso al paso de fauna.

— **RACMED:**

Se define como el nivel medio del ruido en los accesos de un paso de fauna. Se calcula como la media aritmética de los niveles de presión sonora en los puntos receptores situados a menos de 25 m del acceso a los pasos de fauna.

— **REMEDI:**

Se define como el nivel medio del ruido en el entorno de un paso de fauna (en un radio de 200 m desde los accesos). Se calcula como la

media aritmética de los niveles de presión sonora obtenidos en los puntos receptores del entorno de los pasos de fauna.

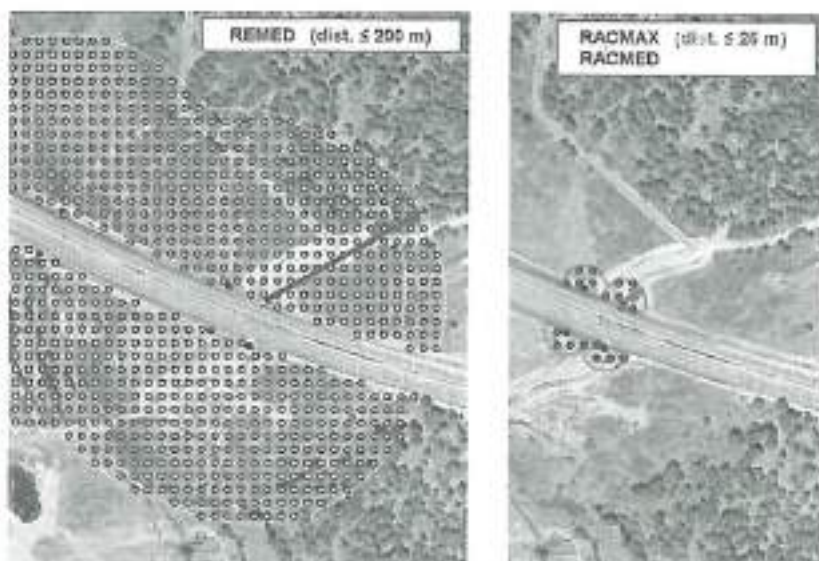


Figura 2. Caracterización de los indicadores REMED, RACMAX y RACMED

Para el análisis estadístico de los datos sobre pasos de fauna y los indicadores de ruido se ha utilizado un modelo no lineal generalizado con la función logarítmica como función vínculo, y con una distribución de errores de Poisson, por tratarse de conteos. Considerar las especies registradas durante el seguimiento de los pasos de fauna como variables dependientes.

Discusión

En algunos casos los resultados parecen reflejar únicamente la calidad ambiental del hábitat de especies muy condicionadas por la disponibilidad de su hábitat característico, en este caso en las proximidades de la autovía. En otros casos se atribuye a su reducida movilidad, como en el caso de micro-mamíferos, anuros, lacértidos, etc.

Sin embargo, algunos resultados permiten deducir un efecto significativo, preocupante cuando la relación es negativa, como sucede con el tejón y el indicador REMED ($p < 0,000021$). Revelándose la posible influencia del ruido de la autovía en las aproximaciones que el tejón efectúa alrededor de los pasos de fauna. Por un lado utiliza los pasos de mayores dimensiones y, entre éstos, parece seleccionar los que poseen un entorno menos ruidoso ($REMEDI < 55 \text{ dB(A)}$, ver figura 3).

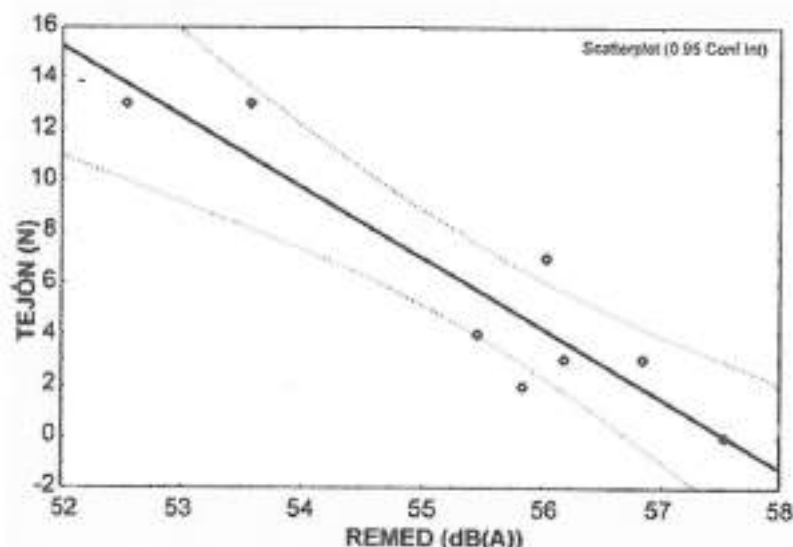


Figura 3. Relación negativa entre REMED y el peso de tejón por pasos inferiores

El análisis del efecto del ruido sobre el uso de los pasos de fauna por vertebrados terrestres es un problema complejo en el que se debe profundizar. Los registros de utilización de los pasos de fauna de la autovía A-52 y los resultados del análisis del ruido, permiten afirmar que los indicadores propuestos resultan adecuados para caracterizar la calidad de los hábitats faunísticos en las proximidades de una autovía. Siendo un factor a considerar en el diseño o instalación de cualquier actividad o infraestructura en el medio natural, por sus potenciales efectos sobre la calidad ambiental en zonas de interés faunístico.

Referencias Bibliográficas

- (1) Iglesias Merchán, Carlos, 2008. Definiciones para una Norma española sobre pasos de fauna. *Montes: revista de ámbito forestal*, n.º 93, pp. 31-36.
- (2) Iglesias Merchán, Carlos. Permeabilidad faunística en infraestructuras de transporte: necesidad de reconsiderar algunos criterios en la evaluación de Impacto Ambiental y propuesta de definiciones. En *Evaluación de Impacto Ambiental en España: nuevas perspectivas*. AEEIA. Madrid, 2007.
- (3) Mata, C. et al. 2006. Análisis de la efectividad de los pasos de fauna en un tramo de la Autovía de las Rías Bajas (A-52). *Ingeniería Civil*, n.º 142, pp. 89-97.
- (4) Rosell, C. et al., 2002. COST 341. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España. MIMA. Informe inédito. Madrid.

- (5) Forman, R. T. T., *et al.* 2003. Road Ecology: Science and Solutions. Island Press, Washington, D.C., USA.
- (6) Mace, R. D. *et al.* 1996. Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology* 33, pp. 1395-1404.
- (7) Thurber, J. M. *et al.* 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 22, pp. 61-68.

Análisis espectral y predicción del ruido en la ciudad de Valladolid

Spectral analysis and prediction of the noise in the city of Valladolid

JOSÉ FRANCISCO SANZ REQUENA

HÉCTOR FRESNEDA

ADRIANA CORREA GUIMARAES

SARAY ENGELMO GUINALDO

Universidad Europea Miguel de Cervantes, Valladolid

LUIS MANUEL NAVAS GRACIA

JESÚS MARTÍN GIL

Universidad de Valladolid

Resumen

El perfil del ruido en las ciudades se repite con cierta periodicidad. Normalmente los periodos principales son de unos minutos correspondientes a la apertura y cierre de los semáforos, en el caso de que el punto de medida esté influenciado por la presencia de algún semáforo, para periodos cortos, de 12 y 24 horas para periodos medios, y semanales, estacionales y anuales para periodos largos. El trabajo que presentamos hace el estudio para los parámetros L_{eq} , L_{max} , L_1 , L_{10} , L_{50} , L_{90} medidos en continuo durante 5 días en cinco puntos de la ciudad de Valladolid realizando una predicción del L_{eq} utilizando análisis de series temporales ARIMA.

Palabras clave

Ruido, L_{eq} , análisis de series temporales, ARIMA.

Abstract

Noise profile in the cities is repeated with regular recurrence. Usually, the main periods comprise some minutes corresponding to red/green traffic lights. In the case of short periods 12 hours are used, for medium periods, 24 hours and weekly, seasonal and annual periods, the measurements are made for a longer time. In the present work, a study of L_{eq} , L_{max} , L_1 , L_{10} , L_{50} , L_{90} parameters measured in a continuous way is carried out in 5 different points of the city of Valladolid for a period of 5 days, realising a prediction of the L_{eq} using ARIMA analysis of time series.

Key words

Noise, L_{eq} , Time serie analysis, ARIMA.

1. Introducción

La primera declaración internacional que contempló las consecuencias del ruido se remonta a 1972, cuando la Organización Mundial de la Salud (OMS) decidió catalogarlo genéricamente como un tipo más de contaminación. Siete años después, la Conferencia de Estocolmo clasificaba al ruido como un contaminante específico. Aquellas primeras disposiciones oficiales fueron ratificadas posteriormente por la entonces emergente CEE, que requirió a los países miembros un esfuerzo para regular legalmente la contaminación acústica. Más tarde, un informe publicado en 1990 presentaba a España como el segundo país con mayor índice de ruidos del mundo después de Japón, y estimaba que el 74% de la población estaba sometida a niveles superiores a los tolerables.

Se estima que hay en el mundo 120 millones de personas que tienen dificultades auditivas invalidantes. Este dato no ha de extrañar si, como afirman las estadísticas, se calcula una población de 500 millones de personas que sufre altos niveles de ruido. Las cifras para Europa son contradictorias aunque, en todo caso, resultan alarmantes. Según la Agencia Europea del Medio Ambiente, tomando datos de la OCDE relativos a 1995 [1], había cerca de 113 millones de personas (17% de la población) que estaban expuestas a niveles de ruido ambiental por encima del L_{eq} 65 dBA, y 450 millones de personas (65% de la población), a niveles que superan el L_{eq} 55 dBA, en 24 horas. Aún más, hay 9,7 millones cuya exposición es superior a 75 dBA durante 24 horas, niveles que resultan totalmente inaceptables. En las Jornadas sobre Contaminación Acústica celebradas en Madrid (abril de 2002) se daba la cifra de 80 millones de personas que están sometidas a niveles superiores a los 65 dBA. Según el *Libro Verde* (1996), los porcentajes de contaminación acústica que sufre la población europea serían del 20%, si se toma como umbral de delimitación los 65 dBA, y el porcentaje ascendería hasta el 45%, si se establece el límite en los 55 dBA; sólo un 35% de la población disfrutaría de una situación poco ruidosa, dado que los niveles de ruido que padece estarían por debajo de los 55 dBA. Las cifras siguen siendo llamativas, aún cuando parece que se han reducido en un 85% los niveles de ruido emitidos por los turismos, y en un 90%, los de los camiones. Del mismo modo, el ruido de los aviones modernos se ha reducido nueve veces en los aeropuertos, si se compara con el de los aviones con tecnología de los años setenta [2]. Peor aún parece la situación de muchos trabajadores que tienen que hacerlo en condiciones poco favorables.

El ruido del transporte rodado es la fuente de ruido principal para nueve décimos de la población de la Unión expuesta a niveles de ruido superior a 65 dBA. En cuanto al ferrocarril es del 1,7% de la población y del 1% para el transporte aéreo [2].

En la evaluación y estudio de los niveles de ruidos que se producen en los ambientes urbanos y que se exponían en los mapas de ruidos hasta la promulgación de la Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo [3] y las leyes de los países europeos que trasponen esta Directiva, como es el caso de España con la Ley del Ruido 37/2003 y el Real Decreto 1513/2005

[4] que la desarrolla, los parámetros que se utilizaban eran diversos y no los mismos en todas los lugares ni en todas las ocasiones. Con la entrada en vigor de la nueva normativa se establece que los parámetros principales en el ámbito de la Unión Europea son los índices de ruido L_{den} y L_{night} que se obtienen a partir de los niveles equivalentes de período largo diario y nocturno respectivamente. Estos índices sirven para definir el estado del nivel de ruidos, en períodos largos de un año, en los espacios exteriores donde son aplicables y para decidir sobre la necesidad de efectuar algún tipo de actuaciones en el caso que se sobrepasen ciertos valores. Con estos índices no se describen las situaciones en intervalos de tiempo corto y, además, dado que estos índices son unos promedios de valores L_{eq} ponderados dependiendo de si el periodo es día, tarde o noche, no tienen en cuenta el perfil de evolución de los niveles a lo largo del año.

2. Objetivos

Para conocer con más detalle la variación de los niveles de ruido se hace necesario determinar los valores de otros parámetros como pueden ser los percentiles y los niveles máximos. Con anterioridad a la entrada en vigor de esta nueva normativa no existía una norma de rango legal que estableciera los parámetros a utilizar en los mapas de ruidos. Sin embargo, generalmente, se determinaban mediante medidas en distintos puntos los valores de L_{eq} , L_{10} , L_{50} , L_{90} a intervalos de tiempo más o menos largos, de forma continua o durante períodos cortos, normalmente de 10, 30 ó 60 minutos. En otras ocasiones se utilizaban más parámetros incorporando L_{max} y L_{medo} aparte de otros más específicos en algunos casos. En el trabajo que presentamos se plantea un modelo utilizando la técnica de series temporales ARIMA [5] con el objetivo de realizar predicciones del ruido a corto y medio plazo a partir de datos medidos en 5 puntos de la ciudad de Valladolid de características distintas, durante varios días de forma continua, a intervalos de 30 minutos. Las predicciones se realizan a partir del conocimiento de valores pasados de la variable que se trate. A partir de las tendencias observadas en la serie, se pueden aplicar distintos modelos predictivos para obtener una simulación de los posibles valores futuros. Los días del muestreo abarcaron días laborables y fines de semana.

3. Puntos de medida

Según se pone de manifiesto en diversos estudios [6], [7], [8], las fuentes de ruido principales más comunes en una ciudad son el ruido de tráfico con carácter general y otras fuentes características de la hora del día y de la actividad ciudadana. Así por ejemplo una fuente importante son las obras públicas pero estas tienen un ámbito territorial circunscrito a una superficie del entorno donde se está trabajando. Otra fuente también importante es la de los lugares de ocio nocturno, pero esta aparece principalmente por las noches y en puntos concretos de la ciudad. Cabe reseñar también que la actividad ciudadana

constituye una fuente importante en ciertos intervalos de tiempo y en algunos lugares de la ciudad como son las zonas comerciales, asistencia a lugares de esparcimiento o culturales o eventos de carácter deportivo, etc.

Por tanto, a la hora de planificar medidas de niveles de ruido, es importante tener en cuenta la distribución de las fuentes. Ello requiere un análisis urbanístico de la ciudad lo más completo posible para seleccionar de forma adecuada los puntos de medida. Este método de selección de los puntos de muestreo es el que se suele utilizar ateniéndose a criterios urbanísticos y es un procedimiento seguido por distintos grupos de investigación desde hace algún tiempo tratando de contemplar situaciones diferenciadas por el origen de las fuentes [6]. Guiándonos por este criterio hemos seleccionado los puntos de muestreo.

La zona 1 se sitúa en Esquina calles Madre de Dios y Amor de Dios (Camino del Cementerio). La medida en este punto se ha realizado durante 116 horas seguidas, comenzando un viernes a las 21:30 y finalizando un miércoles a las 15:30. Este punto se corresponde con una de las vías de salida de la ciudad hacia las rondas y, además del tráfico, como fuente principal de ruidos, el punto está influenciado por otras fuentes como algunos talleres y acceso a centros universitarios.

Zona 2: Este punto se sitúa en la avenida de Palencia, junto a la Comisaría del distrito de la Rondilla. Se ha tomado este punto de medida con el fin de tener una muestra de un barrio con alta densidad de tráfico y relativamente céntrico. La medida se ha efectuado igualmente a las 0:00 hasta un lunes a las 23:30, sumando un total de 120 horas.

Zona 3: Calle Rector Luis Suárez (Campus Miguel Delibes). La selección de este punto de medida se programó con el objetivo de que concurrieran dos fuentes de ruido principales en la ciudad: el tráfico rodado y la vía ferroviaria situada en la proximidad del punto. La duración de la medida ha sido de 7 + 74 horas seguidas tomadas en dos tandas diferentes. La primera tanda de medidas se comenzó un jueves a las 16:54 y finalizó por razones técnicas a las 00:54 de la madrugada del viernes. La segunda tanda se realizó desde un sábado a las 10:34 hasta un martes a las 12:04. De esta manera se registran valores tanto de fin de semana como de jornada laboral y el análisis de los datos es más representativo.

Zona 4: Esquina Fuente Dorada con Bajada de la Libertad. Con la elección de este punto de medida, situado en el centro de la ciudad, se pretende tener en cuenta lo característico del núcleo central de una ciudad donde en los días laborables las fuentes de ruido son principalmente el tráfico rodado y el ajeteo habitual de los ciudadanos por el interior de la ciudad y ocasionalmente por la realización de obras, mientras que en días festivos el punto se ve influenciado por la aglomeración de las personas de paso hacia lugares de ocio sobre todo en las horas de tarde-noche. Se ha realizado una medida en continuo durante 111 horas consecutivas, comenzando un jueves a las 16:16 y finalizando un martes a las 9:16.

Zona 5: Paseo del Renacimiento: Emplazamiento junto a puente Condesa Eylo. En este punto la fuente principal de ruido es el tráfico rodado y no hay

influencia importante de otras fuentes. Se midió desde un jueves a las 0:00 hasta un lunes a las 23:30, sumando un total de 120 horas.

4. Resultados

En las gráficas se muestran los resultados de las medidas realizadas junto con la predicción para el modelo ARIMA seleccionado así como el ajuste de los datos experimentales a dicho modelo. En los resultados correspondientes a la zona 1 se observan 2 zonas diferenciadas. La primera zona se inicia un viernes por la tarde-noche (21,30h) y es bastante irregular o aperiódica, con los mínimos de la noche del viernes por encima de las demás noches y los máximos del sábado y domingo son menores que los de la segunda zona. Esta es una situación típica de un punto sin mucho ruido con disminución significativa del ruido por el día los fines de semana pero sometido a cierta actividad por la noche de fuentes no muy intensas que se corresponde con un movimiento nocturno ciudadano prolongándose hasta altas horas de la noche. Los periodos diurnos del viernes y sábado son de poco movimiento de las fuentes principales (tráfico) y la caída del ruido en la noche del sábado es también muy atenuada aunque más pronunciada y avanzada hacia las horas de la mañana del día siguiente. El ruido durante el día del domingo se mantiene en niveles moderados y en las noches del domingo, lunes y martes se producen unos mínimos con un ruido medio tipificado con el $Leq(30')$ que se sitúa en torno a los 55 dB(A) por el día y los 45 dB(A) de la noche. Los días laborables son muy semejantes con una periodicidad bastante definida. La zona 2, situado cerca de una Comisaría de policía, está relativamente próximo al centro de la ciudad pero no está especialmente influenciado por otras fuentes distintas de la del tráfico rodado. El perfil de la evolución del ruido obedece con bastante fidelidad al típico del tráfico con unos máximos por el día casi constantes desde aproximadamente las 8 de la mañana hasta las 10 de la noche para descender con rapidez hacia los mínimos de aproximadamente las 4 de la madrugada y luego ascender de forma continuada hasta las 8 h en que vuelve a alcanzar el máximo. Se aprecian diferencias de los días laborables y fin de semana con unos mínimos de las noches del viernes al sábado y del sábado al domingo menos profundos que los días laborables y también más anchos lo que nos indica que la actividad de la noche es más ajetreada y más prolongada y también aparecen los típicos mínimos relativos el sábado y el domingo en torno a las 17 h. La figura 3 corresponde a un punto que es bastante característico de la presencia de alguna fuente intensa ocasional y otras más moderadas y continuadas. También podemos observar la predicción del modelo seleccionado. La fuente intensa es en este caso el ferrocarril y las otras fuentes, como el tráfico son poco intensas. Se entiende entonces que es un lugar tranquilo en cuanto a ruido. En la figura correspondiente a la zona 4 se observa una situación diferenciada respecto del caso anterior y se parece en alguna medida al ruido de la zona 1 en cuanto a la forma de los valles y su profundidad. El primer mínimo de la izquierda se corresponde con la noche

del jueves y es de características parecidas a los mínimos de las noches del domingo y del lunes que se diferencian notablemente por su menor anchura de los mínimos de las noches del viernes y del sábado lo que nos indica que el periodo de silencio en estas noches es mucho más corto que en los laborables. En otras palabras la actividad ciudadana continúa hasta bien entrada la madrugada. También se aprecian diferencias entre los mínimos de la noche del viernes y la del sábado. Así mientras en la primera el mínimo aparece en torno a las 5-6 h de la madrugada, sin embargo el mínimo del sábado se produce 2 ó 3 horas más tarde. O sea, la noche del sábado es la más corta en cuanto cese de actividad. También se da una circunstancia curiosa en los periodos diurnos del sábado y del domingo como es la aparición de un mínimo relativo en torno a las 16h lo que pone de manifiesto que el ciudadano elige estas horas para descansar. En el punto 5 la fuente principal de ruido es el tráfico rodado con una pequeña influencia del pasear de la gente y de alguna fuente ocasional lejana. La forma de las curvas de la figura 5, nos indican periodicidades bastante definidas aunque con algunas variaciones en los días fin de semana, es típica de los puntos donde la fuente de ruido el tráfico rodado está poco modificada por otras fuentes.

7. Conclusiones

A partir de los datos podemos concluir que, los días laborables son muy similares en cuanto a los niveles de ruido repitiéndose de forma ciclica los valores cada 12 h y 24 h sobre todo cuando el ruido del tráfico es predominante. Sin embargo, los fines de semana, que empiezan los viernes por la tarde, aparece una evolución del ruido diferente a la que ocurre los días de diario. Concretamente hemos encontrado valores mayores durante la noche en este periodo semanal que los que se producen por la noche los días laborables. La causa de esta evolución del ruido es el diferente comportamiento de la población saliendo a la calle y prolongando su estancia hasta altas horas de la noche. La contribución de las fuentes como el tren, punto 3, y la asistencia de la gente al entorno del centro de la ciudad dan un comportamiento muy diferente al que produce el tráfico rodado.

A partir de los datos podemos observar mediante los diferentes modelos ARIMA cómo es la predicción a 24 horas encontrando en los cinco puntos de referencia como simula el ciclo encontrado a partir de los datos medidos. El método ARIMA tiene la ventaja frente a otros modelos el que permite avanzar grandes pronósticos y no incurre en los crecimientos o decrecimientos explosivos que a veces se dan en la utilización de métodos regresivos, ni en el convencionalismo de la elección de términos para las medias móviles. Las predicciones son rápidas y se puede revisar y mejorar el modelo ante cada nueva observación. La técnica estadística utilizada arroja una gran fiabilidad de los resultados tal y como nos muestran los diferentes test que hemos utilizado, como el de Box-Pierce para excesivas autocorrelaciones así como los utilizados en la aleatoriedad de los residuos.

Gráficas de la evolución y predicción del ruido en cinco puntos de la ciudad de Valladolid

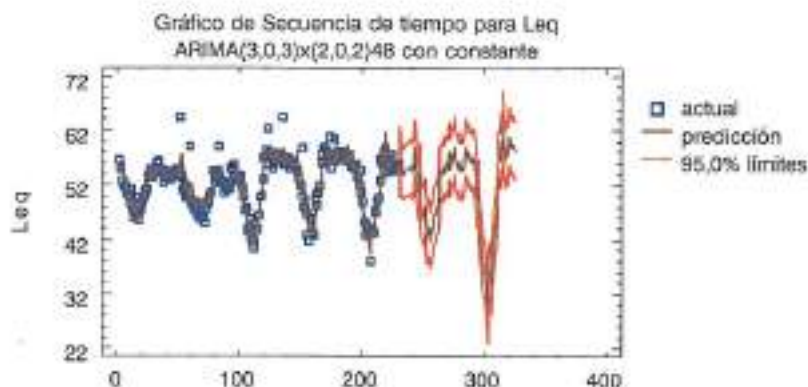


Figura 1. Serie temporal y predicción de la evolución de la serie en la zona 1.

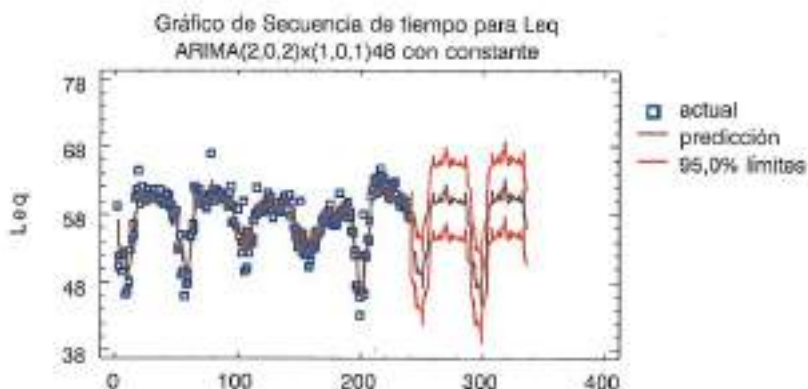


Figura 2. Serie temporal y predicción de la evolución de la serie en la zona 2.

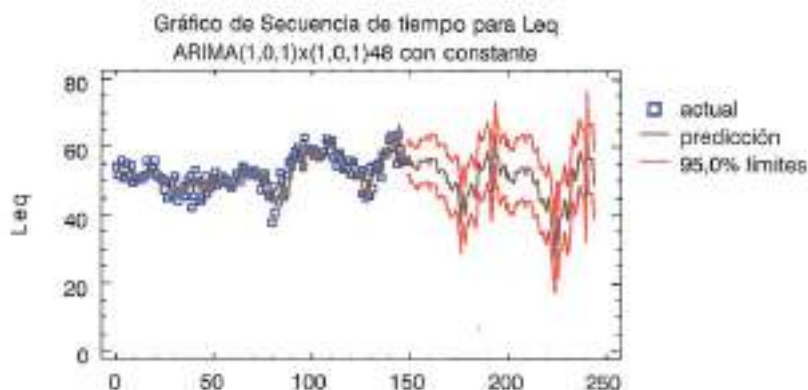


Figura 3. Serie temporal y predicción de la evolución de la serie en la zona 3.

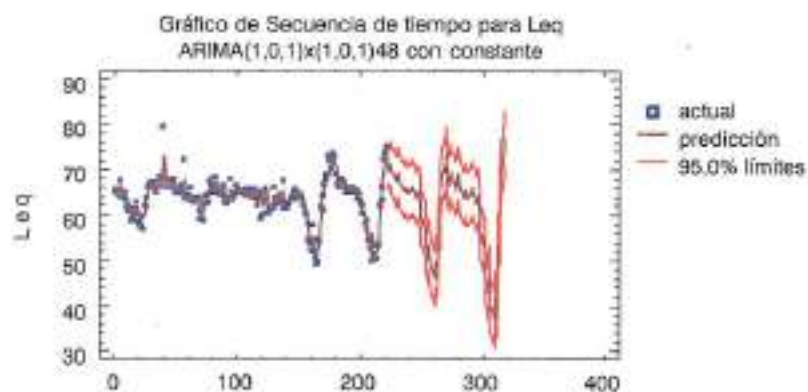


Figura 4. Serie temporal y predicción de la evolución de la serie en la zona 4.

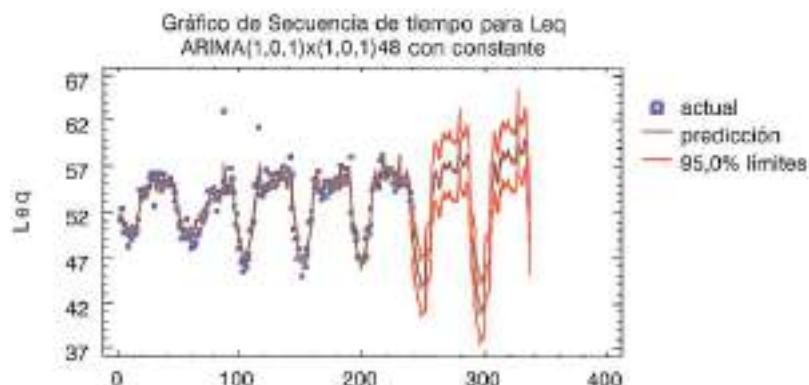


Figura 5. Serie temporal y predicción de la evolución de la serie en la zona 5.

Bibliografía

- [1] Agencia Europea de Medio Ambiente (1995): Medio Ambiente en Europa. Informe Dobris, cap. 16. «Ruido y Radiación».
- [2] Libro Verde de la Comisión, de 4 de noviembre de 1996, sobre la política futura de lucha contra el ruido. (1996).
- [3] Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de junio de 2002 sobre evaluación y gestión del ruido ambiental.
- [4] Ley Nacional (Ley 37/2003) de 17 de noviembre, del Ruido y el Real Decreto 1513/2005.
- [5] Blanco, A. M.; García Ben., Martínez, E. J. & Yohai, V. J. (2001): «Outlier Detection in Regression Models with ARIMA Errors using Robust estimates», *Journal of Forecasting*, 20, 565-579.
- [6] Sánchez, J. I.; González, J. «Evolución temporal del ruido de tráfico en la ciudad de Valladolid». *Revista de Acústica*. Vol. XXII, pp. 5-13, 1991.
- [7] Sánchez, J. I.; González, J. «Estrategia de medida del ruido de tráfico por criterios urbanísticos». *Revista de Acústica*, vol. XXII, pp. 13-18, 1992.
- [8] González Suárez, J.; Machimbarrena Gutiérrez, M.; Sánchez Rivera, J. I. «Mapa de ruidos de Valladolid 2002». *Revista de Acústica*, vol. XXXIV, ISBN: 84-87985-08-4. Madrid 2003.

Bloque III:
Evaluación Ambiental
de Proyectos, metodologías

Adaptación del método de evaluación De Torres-La Laguna al estudio de impactos potenciales derivados de la presencia de plantas invasoras

***Adaptation of the De Torres-La Laguna assessing method
of invasive plants potential impacts***

DAMIÁN DE TORRES

EDUARDO SOBRINO VESPERINAS

ANTONIO SIVERIO NÚÑEZ

Dr. Ing Agrónomo. Universidad de La Laguna-Tenerife

MANUEL GONZÁLEZ PÉREZ

Dr. por la Universidad de La Laguna-Tenerife

DAVID MINGOT

Ing. de Montes. Universidad Politécnica de Madrid

ALBERTO GONZÁLEZ MORENO

Dr. Ing Agrónomo. INIA Madrid

Resumen

Se parte del estudio de la distribución de especies alóctonas en un espacio geográfico determinado, de su estado de desarrollo y vigor, así como de la densidad de sus poblaciones y de la edad de las mismas. A continuación se evalúa el grado de competición con otras especies autóctonas que viven en la misma localización geográfica y, finalmente se estudian las áreas circundantes que presentan características adecuadas para la posible extensión de las invasoras.

Con el conjunto de estos datos se lleva a efecto el estudio de Evaluación de Impactos, partiendo del método de evaluación de impactos De Torres-La Laguna adaptado, que tendrá en cuenta, entre otros, los siguientes aspectos:

- a. Potencialidad de extensión a zonas próximas.
- b. Capacidad de desplazamiento de especies autóctonas al competir por un mismo espacio.
- c. Peligros genéticos de hibridación de especies del mismo género presentes.
- d. Evaluación daños al ecosistema de posible afección, y a sus equilibrios.
- e. Evaluación de los futuros efectos sobre el paisaje y la geoeconomía.

Palabras clave

Impacto ambiental, especies alóctonas, método de evaluación.

Abstract

We start with the distribution study of alien species in a given geographical area, their state of development and vigor, so the density of their populations and the age of them. Next, assessing the degree of competition with other native species living in the same geographical location, and finally it is studied the surrounding areas which have suitable characteristics for the possible spread of invasive species.

With all these data it is carried out the impact assessment study, based on the adjusted method of assessing impacts De Torres-La Laguna, to take into account, between another, the following aspects:

- Potential extension to near areas.
- Capacity of displacement of native species to compete for the same space.
- Genetic danger of hybridization with present species of the same kind.
- Assessment of potential damages to the ecosystem and its equilibrium conditions.
- Assessment of future effects on the landscape and geo-economics.

Key words

Environmental impact; alien species; non-native species; evaluation method; impact statement.

Introducción**1. Peculiaridades del caso**

El Método De Torres-La Laguna de Evaluación de Impacto Ambiental es un método predictivo destinado a evaluar uno a uno, y en su conjunto, los impactos potenciales derivados de la realización y puesta en marcha de un proyecto, una obra, o en general de una transformación basada en un conjunto de documentos estructurados en Memoria, Planos, Presupuesto, y Pliegos de condiciones; o bien como consecuencia de una acción planificadora.

El estudio que aquí se presenta tiene caracteres comunes, o que permiten hacer aplicable dicho método, y también caracteres diferenciadores. Los caracteres diferenciadores están constituidos por una serie de aspectos entre los que destaca que estamos «midiendo» o intentando medir un impacto que, en parte, ya se ha producido. Por otra parte tiene en común que vamos a valorar una situación de futuro: cual es potencialmente el peligro de extensión de la invasión de plantas alóctonas a espacios circundantes; cual es el peligro para la flora autóctona de ser desplazada o agredida por tal invasión; que nivel de peligro puede sufrir la flora autóctona a nivel genético, derivado de las posibles hibridaciones sobre especies del mismo género; cuales son los daños potenciales al ecosistema, y no sólo a la flora, sino también a la fauna, y a las relaciones y equilibrios de dichos ecosistemas; y finalmente, que otras implicaciones puede tener a nivel económico y social. Para ello nos referimos tanto a las consecuencias de la invasión valoradas en términos económicos; a las consecuencias económicas de la lucha contra dicha invasión y su probabilidad de éxito; a las consecuencias económicas y sociales derivadas de

la nueva situación invasora; e incluso a nivel de costumbres, tradiciones, y aprovechamientos secundarios y terciarios del entorno.

Las consecuencias de estas invasiones de plantas alóctonas se reflejan en la pérdida de calidad, pureza y representatividad del medio ambiente afectado. También afecta a la pérdida de representatividad y riqueza de los endemismos, e incluso a la pérdida de prestigio de la comunidad social que no impide dichas invasiones.

Finalmente, existen unas consecuencias que aunque se traten en este último lugar, tienen una trascendencia muy especial por cuanto suponen alteraciones que pueden ser captadas a simple vista. Nos referimos a las afecciones sobre el paisaje y la alteración de su identidad.

II. La relación causa-efecto

El impacto ambiental, tal y como lo consideramos a nivel legal y social, debe tener un origen alterador o causante en la acción humana. En este sentido la aplicación del método tiene peculiaridades derivadas, por una parte, de que el peligro de extensión a las áreas circundantes no requiere ninguna actividad humana adicional y por tanto, partiendo de la situación actual, no se requiere acción humana para que se produzcan los impactos.

Por contrapartida, el hecho de una determinada zona se encuentre ya invadida, de distintas especies invasoras, y con distinto grado de evolución de las mismas, suele tener su origen en una acción humana y, en todo caso, también existe una responsabilidad derivada de la no actuación a la hora de frenar, controlar o erradicar a tiempo dichas especies.

Objetivos

Los objetivos que se pretenden con este estudio son:

1. Comprobar la posibilidad de adaptación del método de evaluación de impactos De Torres-La laguna al estudio de impactos potenciales derivados de la presencia de plantas invasoras.
2. Aplicar el método, una vez adaptado a la evaluación en la ladera de San Roque de la ciudad de La Laguna (Tenerife) y obtención de resultados.
3. Establecer el valor de significación de la magnitud del impacto, y establecer un valor límite de alarma, que nos indique a partir de que momento será necesaria una acción de erradicación más contundente.

Zona de estudio

Este trabajo se ha desarrollado en la montaña de San Roque (coordenadas 28°29'20" N 16°18'37" O.; UTM: WGS84 Huso 28 X UTM: 371745 m, Y UTM: 3152105 m, con 615 m, de altitud media, y un recorrido de 576 m, altitud inicial - 640 m, d altitud final), situada en las proximidades de la ciudad de San Cristóbal de La Laguna, la de mayor antigüedad de la isla de Tenerife.

fundada por los castellanos a principios del XVI. Las alturas que alcanza son reducidas, y se sitúan entre los 700 y los 720 m. El estudio se centra en la ladera de exposición noroeste. Corresponde a las estribaciones del macizo de Anaga, formadas por basalto antiguo de procedencia Terciaria que rodeaba parcialmente la antigua laguna desecada para el aprovechamiento del suelo. La proximidad de la montaña a la ciudad ha motivado la introducción de diferentes especies alóctonas de distintas procedencias; y en este momento, una parte considerable de las laderas de esta montaña se encuentran invadidas por especies exóticas. Las comunidades vegetales primitivas, determinadas en función de las áreas menos alteradas, corresponden a comunidades de tabaibal-cardonal con especies arbustivas como *Sonchus oleraceus*, *Euphorbia canariensis*, *Senecio kleinia*, etc.

Análisis de la vegetación potencial y de las áreas invadidas

El estudio se ha llevado a cabo mediante la realización de transectos altitudinales, previo reconocimiento directo de toda la vertiente de la montaña mediante varios itinerarios botánicos. En base al estudio previo se eligió llevar a cabo 4 transectos altitudinales desde el inicio de la vegetación arbustiva actualmente existente hasta la cumbre, 3 de ellos sobre áreas profundamente alteradas por la invasión y uno por la zona con menor afección, que se utilizó como referencia de la vegetación potencial previa a la invasión. Los transectos fueron recorridos a pie, considerando una banda de estudio de 1 m de anchura. Se valoró el nivel de presencia de las plantas arbustivas tanto de origen autóctono como alóctono. También se realizó un inventario de las especies no arbóreas autóctonas que podían haber sido desplazadas por la invasión, y que podrán ser eventualmente utilizadas en una tarea de restauración ambiental.

Método empleado

Partiendo de la matriz de impactos obtenida por la desagregación del «potencial alterador» y de entorno afectado, valoramos cada impacto puntual por separado.

A. ASPECTOS CUANTITATIVOS

a1. CANTIDAD DE ELEMENTO M.A. AFECTADO (Cantidad de aire, suelo, agua, etc. afectado)

Superficie-Volumen-Magnitud CONSIDERACIÓN ESPACIAL
Gradiente (distribución en el espacio afectado)

a2. CANTIDAD DE EFECTO

Intensidad (magnitud/ud de tiempo) * Tiempo total
Continuidad - discontinuidad. Periodicidad - persistencia. Latencia (retraso en la aparición)

B. ASPECTOS CUALITATIVOS

b1. Capacidad de acogida - fragilidad; b2.- Reversibilidad de efectos (espontánea o inducida); b3.- Sinergia - potenciación de efectos

b1. Capacidad de acogida - fragilidad

b2. Reversibilidad de efectos (espontánea o inducida)

Este aspecto ofrece una medida de la capacidad de recuperación que tiene el área estudiada en caso de que cese la alteración. Diferencia asimismo entre la capacidad propia o espontánea de la recuperación y aquella otra inducida a través de la intervención humana.

b3. Sinergia - potenciación de efectos

En este apartado se recogen dos factores que son la potenciación del efecto debido a la prolongación de la alteración (por acumulación) y por otra parte, la sinergia que una alteración puede desencadenar por la aparición de otros efectos asociados por disminución de la resistencia al efecto.

Obsérvese que según la fórmula matemática propuesta, en el caso de que alguno de los componentes b1, b2 o b3 tuviese un valor 0, no implicaría la anulación del valor total de medida del impacto, debido al aspecto aditivo que se ha dado a estos componentes.

**C. CUALIDAD AMBIENTAL DEL BIEN AFECTADO
(EN LA ZONA ESTUDIADA)**

La medida del impacto depende del valor del elemento ambiental afectado. La valoración cualitativa de un elemento ambiental vendrá en función de que la ley recoja expresamente el reconocimiento de su valor; también puede venir en función del reconocimiento que la población o la sociedad a través de alguno de sus colectivos le asigne; también puede basarse en el reconocimiento de importancia que se le atribuya desde el terreno científico o profesional.

En este apartado se debe valorar la gravedad de la pérdida o alteración del elemento M.A. estudiado debido a su cualidad e importancia a juicio del evaluador. Así, a modo de ejemplo, en la valoración de un elemento o conjunto de elementos de la flora, la valoración sería:

8.- Endemismos en peligro de extinción; 7.- Otros endemismos; 6.- Especies autóctonas en peligro de extinción; 5.- Otras especies autóctonas; 4.- Especies no autóctonas pero de singular valor en peligro de extinción; 3.- Especies no autóctonas de singular valor, belleza o utilidad; 2.- Especies no autóctonas de uso o aplicación limitado; 1.- Otras especies no autóctonas sin especial relevancia; 0.- Especies sin interés, de gran abundancia o ampliamente extendidas

MÉTODO DE VALORACIÓN (valoración cuantitativa de la magnitud del impacto)

$A = (a1 * a2)/2 \leq 12.5$ siendo,

a1. Cantidad de bien afectado 0 - 5; a2. Cantidad de efecto 0 - 5;

$B = (5 b_1 + 3 b_2 + 2 b_3)/5 \leq 10 b_1$. Capacidad de acogida - fragilidad 0 - 5

b2. Reversibilidad 0 - 5; b3. Sinergia - potenciación de efectos 0 - 5

C. Calidad ambiental del bien afectado 0 - 8

MAGNITUD DEL IMPACTO en términos de pérdida o ganancia de calidad ambiental

MAGNITUD DEL IMPACTO = $A * B * C \leq 1000 (12.5 * 10 * 8)$

Medidas correctoras - compensatorias:

A. Muy Buena capacidad correctora; B. Buena capacidad correctora-compensatoria

C. Media a baja capacidad; D. De escasa o nula capacidad correctora-compensatoria

E. Inviabiles

Ejemplo de valoración: Impacto negativo: (-) Magnitud del impacto: 48

Medidas correctoras: Nivel B -48.B

En cuanto a la interpretación de estos resultados sería:

Rango Calificación

000 - 035 Nada significativo; 036 - 125 Poco significativo;

126 - 375 Significativo; 376 - 750 Muy significativo; > 751 Crítico

RESULTADOS:

Se estudian los impactos ocasionados por 5 plantas:

Planta 1 *Opuntia ficus-indica* (L.) Miller

Planta 2 *Agave americana* L.

Planta 3 *Solanum bonariense* L.

Planta 4 *Chasmanthe aethiopica* (L.) N.E.Br.

Planta 5 *Arundo donax* L.

	a1	a2	A	b1	b2	b3	B	C	Magnitud
Potencia de extensión a zonas próximas-Planta 1	4	3,5	7,0	4	4,5	3,5	8,1	5	254
Potencia de extensión a zonas próximas-Planta 2	4	3	6,0	4	4	3	7,6	5	228
Potencia de extensión a zonas próximas-Planta 3	3	2,5	3,8	3	3,0	0	5,3	5	99
Potencia de extensión a zonas próximas-Planta 4	3	2	3,0	2,5	2	1	4,1	5	62
Potencia de extensión a zonas próximas-Planta 5	4	2	4,0	4	3	0	5,8	5	116
	a1	a2	A	b1	b2	b3	B	C	Magnitud
Desplazamiento de especies autóctonas-Planta 1	4	3	6,0	4	3	3	7,0	4	168
Desplazamiento de especies autóctonas-Planta 2	3	3	4,5	4	3	3,5	7,2	4	130
Desplazamiento de especies autóctonas-Planta 3	2	2	2,0	3	3	3	6,0	4	48
Desplazamiento de especies autóctonas-Planta 4	2	2	2,0	3	4	3	6,6	3	40
Desplazamiento de especies autóctonas-Planta 5	4	4	6,0	4	3	3	7,0	2,5	140
	a1	a2	A	b1	b2	b3	B	C	Magnitud
Problemas relativos a la conectividad-Planta 1	3,8	3,5	6,3	2,5	3,8	2	5,5	2	89
Problemas relativos a la conectividad-Planta 2	2,9	3	4,4	2,5	4	2,5	5,9	2	51
Problemas relativos a la conectividad-Planta 3	1,3	2,5	1,6	2	3	2	4,6	2	15
Problemas relativos a la conectividad-Planta 4	0,5	1	0,3	2	2	2	4,0	2	2
Problemas relativos a la conectividad-Planta 5	1,5	2,4	1,8	2,2	3	2	4,8	2	17
	a1	a2	A	b1	b2	b3	B	C	Magnitud
Daños al ecosistema incluida la fauna-Planta 1	4,2	4	8,4	4,5	3,5	2,5	7,6	6	366
Daños al ecosistema incluida la fauna-Planta 2	4	4	8,0	4,4	3,5	2,6	7,5	6	363
Daños al ecosistema incluida la fauna-Planta 3	3,6	2,8	5,6	4	3	3	7,0	6	212
Daños al ecosistema incluida la fauna-Planta 4	2,4	3,1	3,7	2	2	3	4,4	6	98
Daños al ecosistema incluida la fauna-Planta 5	3	4	6,0	1	3,5	2,8	4,2	6	152
	a1	a2	A	b1	b2	b3	B	C	Magnitud
Efectos sobre el paisaje-Planta 1	4	4,1	8,2	4,6	3	4	8,0	5	328
Efectos sobre el paisaje-Planta 2	4,2	4,1	8,6	4,5	4	4	8,8	5	379
Efectos sobre el paisaje-Planta 3	2	3	3,0	3	3,5	2,5	6,1	5	92
Efectos sobre el paisaje-Planta 4	2	3	3,0	2	3	2	4,6	5	68
Efectos sobre el paisaje-Planta 5	1,5	2	1,5	3	3	3	6,0	5	45
	a1	a2	A	b1	b2	b3	B	C	Magnitud
Efectos sobre la geoeconomía-Planta 1	3,2	2,6	4,5	4	3	2,5	6,6	2	81
Efectos sobre la geoeconomía-Planta 2	3,2	2,3	3,7	4	3	2,5	6,6	2	50
Efectos sobre la geoeconomía-Planta 3	3	1,3	2,6	4,6	2	3	7,0	2	27
Efectos sobre la geoeconomía-Planta 4	2,8	2,2	3,1	4	1	3	5,6	2	36
Efectos sobre la geoeconomía-Planta 5	3	2,2	3,3	4	3	2,5	6,6	2	45

Cuadro resumen:

	Planta 1	Planta 2	Planta 3	Planta 4	Planta 5
Potencial extensión a zonas próximas	283,50	228,00	99,00	61,50	116,00
Desplazamiento especies autóctonas	183,00	129,00	49,00	39,60	110,00
Peligros genéticos de hibridación flora	88,80	51,33	14,88	2,00	17,28
Daños al ecosistema incluida la fauna	185,00	361,02	211,68	98,21	151,92
Efectos sobre el paisaje	323,00	275,84	91,50	69,00	43,00
Efectos sobre la geoconomía	60,93	50,06	27,30	35,73	44,88

Para los rangos y calificaciones establecidos en el método, se obtienen 4 impactos nada significativos, 15 poco significativos, 9 significativos, 2 muy significativos y 0 críticos.

DISCUSIÓN:

Potencialidad de extensión a zonas próximas:

De acuerdo con los resultados obtenidos, el mayor potencial de extensión en la zona valorada corresponde a *Opuntia ficus-indica* (magnitud 283.5 Impacto SIGNIFICATIVO) de la familia Cactaceae, con metabolismo CAM, que se puede multiplicar tanto por semilla como asexualmente por medio del enraizamiento de las palas que se van desprendiendo. Esta segunda vía es la usualmente encontrada en la zona, y está favorecido por la pendiente y por la ausencia de enemigos naturales realmente limitantes. La especie soporta bien las condiciones de sequía estacional de la isla de Tenerife, donde fue introducida inicialmente para la producción de cochinilla de carmín.

En segunda posición se encuentra *Agave americana* (magnitud 228 Impacto SIGNIFICATIVO) planta crasa que posee igualmente un metabolismo tipo CAM, aunque pertenece a la familia Agavaceae de la Clase Liliopsida. Al igual que las anteriores, es capaz de soportar el estrés hídrico característico del área estudiada, que es frecuente de las zonas de tabaibal-cardonal de la isla de Tenerife. En este caso se presentan en ocasiones formando manchas como especie dominante, contiguas con las de *Opuntia ficus-indica*. Se multiplica de forma vegetativa en base a un rizoma que produce nuevas rosetas de forma muy activa en el entorno de la planta original.

El valor relativamente bajo de *Arundo donax* (magnitud 116 Impacto POCO SIGNIFICATIVO) especie presente en la zona de estudio, se debe a que se encuentra limitada por la presencia de hábitats con humedad edáfica elevada, que se presentan en los fondos de las laderas, bordes de campos agrícolas y en ocasiones en los bordes de la red viaria.

Resulta de interés destacar que las tres especies con mayor potencial de desplazamiento poseen sistemas de dispersión en base a un sistema asexual, por lo que en este ambiente parece mostrar una gran eficacia frente al sistema de tipo sexual.

Capacidad de desplazamiento de especies autóctonas al competir por un mismo espacio:

Las especies autóctonas son, en un elevado porcentaje, endémicas de las islas Canarias, por lo que su desplazamiento por la flora invasora adquiere un tinte muy preocupante. La especie *Opuntia ficus-indica* (magnitud 168) llega a formar masas casi puras como especie dominante, desplazando las especies arbustivas endémicas utilizadas como bioindicadores en este caso: *Sonchus acaulis*, *Euphorbia canariensis*, y *Senecio kleinia*, entre otras. Las especies endémicas herbáceas, se ven ranficadas como consecuencia de la presión de *Opuntia ficus-indica*, *Agave americana*, *Solanum bonariense* y *Arundo donax*.

Peligros genéticos de hibridación de especies del mismo género presentes:

Opuntia ficus-indica es hibridable con otros taxones de rango infra-específico, subordinados taxonómicamente a esta especie; sin embargo, no se ha encontrado variabilidad en la montaña de San Roque, por lo que se descarta en este caso la capacidad de hibridación. Lo mismo ocurre para otros taxones afines a *Agave americana*, que están introducidos en la isla de Tenerife, pero que no tienen presencia actual en la zona.

Evaluación de daños al ecosistema de posible afección y a sus equilibrios:

Los ecosistemas de la montaña de San Roque, son únicos y característicos de las islas Canarias y por tanto se consideran de alto valor conservacionista y paisajístico. La sustitución de especies detectada en ellos contrándose exclusivamente en las especies exóticas invasoras estudiadas, cabe calificar en cuatro de los cinco casos tratados como daños a los ecosistemas naturales de naturaleza muy grave, e incluso cabe considerar que han sido parcialmente destruidos. La cuantificación efectuada con el método De Torres-La Laguna, en este epígrafe muestra valores máximos en el caso de *Opuntia ficus-indica* (magnitud 385 MUY SIGNIFICATIVO) y *Agave americana* (magnitud 361.9 SIGNIFICATIVO), y también muy elevadas en el caso de *Solanum bonariense* (magnitud 211 SIGNIFICATIVO) y *Arundo donax* (magnitud 151.9 SIGNIFICATIVO).

Cabe, en consecuencia, recomendar a las autoridades de los Cabildos y del Gobierno de Canarias algunas acciones concretas: a) La elaboración de un inventario de montes y otros espacios naturales afectados por la invasión de las plantas exóticas *Opuntia ficus-indica* y *Agave americana*, que están destruyendo los ecosistemas naturales, por eliminación y desplazamiento de las especies endémicas que los constituyen; b) La adopción urgente de medidas eficaces para la eliminación de las especies invasoras en los montes del inventario realizado, ya que se está poniendo en riesgo una parte sustancial de la biodiversidad de la isla de Tenerife y de Canarias.

Evaluación de los futuros efectos sobre el paisaje:

Los efectos actuales sobre el paisaje visual de *Opuntia ficus-indica* (magnitud 328) y *Agave americana* (magnitud 378.8 MUY SIGNIFICATIVO) son especialmente elevados, no sólo por el porte elevado de estas especies, sino también por los colores y texturas de las mismas, que permiten reconocerlas con total nitidez, lo que hace que su impacto visual sea muy relevante apreciándose su presencia masiva desde los bordes de la ciudad de La Laguna y de la carretera circundante. De cara al futuro, su elevada capacidad de proliferación, permite augurar que su extensión se incrementará en el futuro, salvo que se tomen medidas eficaces.

Solanum bonariense se presenta en manchas monoespecíficas agrupadas, por lo que su efecto alterador del paisaje es más reducido (magnitud 91.5). Finalmente, *Arundo donax*, aunque también forma masas monoespecíficas densas, posee un menor impacto visual derivado de su ubicación en cotas bajas de la ladera (magnitud 45 POCO SIGNIFICATIVO).

Evaluación de los futuros efectos sobre la geoeconomía:

En este estudio no se han considerado las parcelas agrícolas abandonadas, ya que se realizaron los transectos a partir de las mismas. Desde un punto de vista productivo agrario, el impacto detectado es muy bajo, debido principalmente a la escasa actividad existente en el enclave de la propia montaña de San Roque, muy antropizado.

Por otra parte, si consideramos los efectos que sobre la geoeconomía y el prestigio social y de la comunidad científica y universitaria que se asienta en sus proximidades, el hecho de la proliferación sin control de especies invasoras, desplazando las comunidades autóctonas, los efectos son mucho más graves. La alteración clara del paisaje y la vegetación apreciable a simple vista suponen un grave inconveniente adicional derivado de la actividad turística, que es base de la economía de Canarias. El turismo de un nivel cultural medio, aprecia un deterioro grave, y que le puede hacer dudar de las peculiaridades botánicas y endemismos que se le anuncian como parte del enorme encanto de la comunidad autónoma.

Bibliografía

1. Chytrý, M.; Maskell, L. C.; Pino, J. et al., 2008. Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* V 45 N 2; pp. 448-458.
2. De Torres, D., 1999. Nuevo método para la valoración de impactos puntuales (Impacto Ambiental). *Revista Medio Ambiente de Canarias* n.º 12 / Año 1999.
3. De Torres, D., 2003. La fragilidad de los elementos ambientales (Impacto Ambiental). *Revista Medio Ambiente de Canarias* n.º 24 / Año 2002.

4. De Torres, D., 2003. Manual de evaluación de impacto ambiental para ingenieros y arquitectos. Editorial ARTE Comunicación Visual, S.L.
5. De Torres, D., 2007. Auditoría Ambiental de la «Pista Agrícola de Las Hoyas, en el Parque Rural de Anaga» empleando el método De Torres-La Laguna. IV Congreso Nac. Eval. Impacto Ambiental. Madrid.
6. Ehrenfeld, J. G., 2006. Exotic invasive species in urban wetlands: environmental correlates and implications for wetland management. *Journal of Applied Ecology*, V 45-4, 1160-1169.
7. Hussain, Altaf; Zarif, Raja Muhammad. 2003. Invasive alien tree species - A threat to biodiversity. *Pakistan Journal of Forestry*, V 53 N 2 127-141.
8. Idzella, R. L.; Jankaitė, A.; Oskinis, V., 2008. Assessment of the state of natural environment in Vilnius city. 7th International Conference Environmental Engineering, vols. 1-3, pp. 164-162.
9. Mayer, Jean-Yves, 2004. Threat of invasive alien plants to native flora and forest vegetation of eastern Polynesia. *Pacific Science*, V 58, N 3, pp. 357-375.
10. Protopopova, V. V.; Shevera, M. V.; Mosyakin, S. L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica*, V 148, N 1-2, pp. 17-33.
11. Sanz Elorza, M.; Dana Sánchez, E.; Sobrino Vesperinas, E., 2004. Atlas de plantas alóctonas invasoras en España. Ministerio de Medio Ambiente, Dcción. Gral. para la Biodiversidad, Madrid.
12. Sanz Elorza, M.; Dana Sánchez, E.; Sobrino Vesperinas, E., 2006. Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales de las Islas Canarias. *Lazaroa*.
13. Seabloom, E. W.; Williams, J. W.; Stoyback, D. 2006. Human impacts, plant invasion, and imperiled, plant species in California. *Ecological Applications*, V 16, N 4, pp. 1338-1350.
14. Sobrino, E.; Sanz Elorza, M. & *al.*, 1999. La flora alóctona española: Banco de Datos. Congreso Nacional Sociedad Española de Malherbología.
15. Stinson, K. A.; Campbell, S. A.; Powell, J. R. 2006. Invasive plant suppresses the growth of native tree seedlings by disrupting belowground mutualisms. *Plos Biology*, V 4, N 5, pp. 727-731.
16. Tassin, J.; Riviere, J. N.; Cazancove, M., 2006. Ranking of invasive woody plant species for management on Reunion Island. *Weed Research*, V 46, N 5, pp. 388-403.

Normalización de «Criterios técnicos orientadores en materia de medio natural» en la Región de Murcia

Standardization of technical criteria on natural environment in the Region of Murcia

**INMACULADA RAMÍREZ SANTIGOSA
RAMÓN BALLESTER SABATER
JUSTO GARCÍA RODRÍGUEZ
MARÍA HUERTAS MARÍN IBARRA
EMILIO DIEZ DE REVENGA MARTÍNEZ**

Resumen

Con el fin de agilizar y hacer más operativa la intervención de la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia en el procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental, se ha trabajado en la elaboración de una serie de criterios técnicos orientadores en materia de medio natural, que sirvan como herramienta técnica y legal a la hora de valorar la compatibilidad de planes, programas y proyectos.

Un objetivo prioritario es que los proyectos presentados incorporen estos criterios ambientales y que todas las iniciativas a evaluar incluyan desde el inicio un conjunto de requerimientos básicos, evitándose la necesidad de modificaciones posteriores y haciendo más sencillo el procedimiento para el ciudadano y otras organizaciones de la Administración.

El pilar fundamental de este proyecto es el establecimiento de una serie de medidas preventivas, correctoras, compensatorias y de mejora ambiental aplicables a todas las actuaciones en general, y la concreción de algunas de ellas para aquellas tipologías más significativas o representativas. Se pretende establecer una serie de criterios básicos, que sean tenidos en cuenta por técnicos de la administración y promotores, y así resolver de manera más ágil y eficaz los procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental en los que participa esta Dirección General.

Otro objetivo ha sido la definición y concreción de todos aquellos aspectos que en la legislación no se esclarecen suficientemente o son imprecisos con el fin de disminuir la discrecionalidad en el procedimiento de evaluación. En este sentido se han aclarado términos como banda de amortiguación, zona de influencia o corredor ecológico.

El documento obtenido ha sido presentado de manera oficial y puesto a disposición del público a través de la página Web <http://www.carm.es/medioambiente/articulos.html?id=13686&idSeccion=7&nombreSeccion=novedades>. Después del período de participación, se pretende trasladarlo a una disposición normativa.

Palabras clave

Criterios Técnicos, Medio Natural, Evaluación.

Abstract

The General Directorate for Natural Heritage and Biodiversity of the Regional Ministry for Agriculture and Water in Murcia has worked on technical criteria on natural environment which could serve to assess the compatibility of plans, programs and projects in the proceedings of Environmental Impact Assessment and Strategic Environmental Assessment. The main objective was to establish preventive, corrective, compensatory and environmental improvement measures that can be used by technicians and promoters. The advantage of these criteria is that using them we can help to speed up the proceedings in the General Directorate.

Key words

Environmental Impact Assessment, standardization.

Introducción

El Gobierno de la Región de Murcia, y concretamente la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad de la Consejería de Agricultura y Agua, está trabajando para intentar agilizar los procesos de evaluación, tanto en la concesión de licencias y permisos, como en la contestación sobre la viabilidad y compatibilidad con el medio natural de todo tipo de proyectos, públicos o privados. Esta necesidad surge por el elevado volumen de expedientes tramitados anualmente por los diferentes servicios de esta Dirección General y con el objeto de orientar en la aplicación de aquellos aspectos que la ley nacional no esclarece suficientemente o son imprecisos.

Es por esto por lo que se ha trabajado en la elaboración de un conjunto de criterios técnicos orientadores en materia de medio natural, que sirvan como herramienta técnica y legal para llevar a cabo las valoraciones ambientales de todo tipo de proyectos e iniciativas.

Objetivos

1. Definir una serie de criterios técnicos orientadores en materia de medio natural, aplicables por la administración regional, para llevar a cabo las valoraciones ambientales de todo tipo de proyectos e iniciativas públicas o privadas.
2. Facilitar y agilizar los trámites de evaluación y valoración de la compatibilidad de los proyectos presentados en esta Dirección General.
3. Permitir la viabilidad ambiental de partida, es decir, que todos los proyectos nazcan con la adecuación requerido al medio natural y se eviten de este modo los retrasos generados por la necesidad de introducir

modificaciones, lo que podría además encarecer el proyecto ralentizando su ejecución.

4. Hacer más sencillo el proceso para el ciudadano en general y otros profesionales en particular, que puede conocer de antemano cuál son los criterios ambientales aplicables a cualquier proyecto que desee llevar a cabo, cuál es la documentación que debe aportar y qué requisitos medioambientales debe cumplir para que su proyecto sea viable.
5. Concretar aspectos que la normativa no esclarece suficientemente o lo hace de manera imprecisa.
6. Obtener un documento que sintetice los criterios establecidos y que esté disponible para la administración, particulares y empresas (www.carm.es/medioambiente).

Resultados y discusión

El resultado obtenido ha sido un documento presentado en diciembre de 2008 con el nombre «CRITERIOS TÉCNICOS ORIENTADORES EN MATERIA DE MEDIO NATURAL», haciendo referencia a Zonas de Influencia en espacios de la Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos y a Bandas de Amortiguación. También establece Criterios para definir Terrenos Forestales y para la Concesión de Autorizaciones, y establece una serie de Medidas Preventivas aplicables a diferentes tipos de proyectos, Medidas Correctoras y de Mejora Ambiental y Medidas Compensatorias de aplicación en lugares de la Red Natura 2000.

A continuación se desarrollan aquellos puntos más significativos del documento en relación al procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental:

Zona de influencia

El territorio que se considera como zona de influencia de la Red Natura 2000 y de los Espacios Naturales Protegidos viene definido de la siguiente forma:

- a) Una franja de terreno limítrofe a cada espacio que tenga una anchura de 500 metros.
- b) También quedarán incluidas dentro de la zona de influencia, aquellas zonas limítrofes situadas entre los 500 metros y 1000 metros que:
 1. Formen parte del área de campeo de especies de fauna por las cuales se han declarado los espacios protegidos.
 2. Contengan en su interior especies de fauna y/o flora ligadas al espacio protegido y que estén catalogadas como «en peligro de extinción», «sensible a la alteración de su hábitat» o vulnerable».
 3. Supongan la fragmentación clara de hábitats de interés comunitario o sean un obstáculo para el desarrollo de proyectos de gestión forestal aprobados con anterioridad.

4. Se encuentren colindantes con el LIC «Franja Litoral Sumergida de la Región de Murcia».

Todos los proyectos que estén incluidos en el Anexo II del Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto de proyectos, y queden dentro de esta zona de influencia de la Red Natura 2000 o Espacio Natural Protegido deberán ser sometidos al procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental.

Para el resto de proyectos dentro de zonas de influencia, no contemplados en ninguno de los anexos del ya mencionado Real Decreto Legislativo, cuando existan dudas sobre su alcance u efectos deberán realizarse las convenientes consultas sobre la conveniencia de someter o no dicho proyecto a Evaluación de Impacto Ambiental.

Para todos los proyectos que estando fuera de LIC o ZEPA, se encuentren dentro de la zona de influencia de los mismos se deberá consultar la idoneidad de llevar a cabo una Evaluación de Repercusiones a Natura 2000.

Banda de amortiguación

Las bandas de amortiguación serán franjas de terreno colindantes con los Espacios Naturales Protegidos, espacios de la Red Natura 2000, montes de utilidad pública u otros enclaves con valores naturales. Su longitud recorrerá todo el perímetro de la zona colindante con el proyecto. La anchura de la banda será de 100 metros para espacios de la Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos y 50 metros para montes del catálogo de utilidad pública no incluidos en los espacios anteriores. No obstante, el perímetro de dicha banda deberá adaptarse a la fisiografía del terreno.

Se han definido una serie de actividades compatibles con la banda de amortiguación en función del tipo de actividad y la superficie de la misma, pudiendo ser:

1. Ocupación puntual: cuando la superficie ocupada en el terreno en cada punto es inferior a 150 m² en cada punto. En ningún caso la superficie ocupada dentro de la banda de amortiguación por el total de puntos podrá superar el 20% de la superficie total del proyecto.
2. Ocupación lineal: cuando de las dimensiones del proyecto la longitud es la principal, siendo la anchura un valor que como máximo puede llegar a los 10 metros. En ningún caso la superficie ocupada dentro de la banda de amortiguación podrá superar el 25% de la superficie total del proyecto.
3. Ocupación areal: cuando la ubicación de la actividad sea sobre una superficie dentro de la banda, de anchura y longitud variable, pero que en ningún caso podrá superar el 30% de la superficie total del proyecto.

Medidas preventivas aplicables a diferentes tipos de proyectos

La principal medida preventiva es la correcta ubicación de la actividad, que debe plantearse mediante una completa presentación de alternativas y justificación detallada de la opción elegida, que debe ser preferentemente la más adecuada desde el punto de vista ambiental.

Además se han fijado una serie de medidas preventivas más características y generales, aplicables a cualquier tipo de proyectos, unos ejemplos de estas son:

1. El emplazamiento de las actuaciones deberá realizarse, preferentemente, en lugares en los que no exista afección alguna a Espacios Naturales Protegidos, espacios de la Red Natura 2000 o en los que existan especies catalogadas.
2. Se evitará llevar a cabo proyectos sobre terrenos que desempeñen funciones de corredor ecológico.
3. Se evitará la destrucción de hábitats naturales de interés comunitario.
4. En el caso de zonas de nidificación de aves catalogadas en el anexo I de la Ley 7/1985 de la Fauna Silvestre, los proyectos deberán adoptar las distancias de seguridad pertinentes y adaptar sus períodos de ejecución de forma que no interfieran en sus épocas reproductivas.
5. Se evitará la realización de proyectos que conlleven grandes movimientos de tierras, estimándose como pendiente límite de referencia el 10%.
6. Se llevará a cabo una integración paisajística de los proyectos y se buscará minimizar el impacto visual de los mismos.

Asimismo, se han establecido una serie de medidas más específicas en función de la tipología del proyecto, donde se ha diferenciado entre:

TIPOLOGÍA DE PROYECTO	EJEMPLOS DE MEDIDAS
Infraestructuras terrestres de comunicación y transportes: carreteras, autovías, caminos, pistas forestales, ferrocarrilos, aeródromos, aeropuertos y helipuertos	Integración paisajística, evitar daños o molestias a especies protegidas, evitar aparición de efectos erosivos, limitar las fechas de realización de los trabajos, respetar los ejemplares mayores de las especies arbóreas.
Agricultura, ganadería y acuicultura: explotaciones ganaderas, explotaciones agrícolas y cultivos marinos	Control de la cabaña ganadera, programas de protección frente a incendios, colocación de las instalaciones donde no existan hábitats naturales o especies protegidas de interés.
Actuaciones costero-litorales y marinas; puertos deportivos, emisarios submarinos, vertidos al mar y obras costeras	Protección de acantilados y roquedos, evitar operar en época de reproducción de especies bentónicas y nectónicas.

TIPOLOGÍA DE PROYECTO	EJEMPLOS DE MEDIDAS
Obras hidráulicas y aprovechamientos hídricos: depuradoras, desaladoras, encauzamientos y canalizaciones, dragados fluviales, balsas y pozos	Control de vertidos, analizar el efecto de la obra sobre el equilibrio y evolución de los cauces.
Actuaciones urbanísticas y turísticas: planes, actuaciones urbanísticas y campos de golf	La clasificación más adecuada para los terrenos dentro de LIC, ZEPA, Espacio Natural Protegido o CUP será la de suelo No Urbanizable de Protección Específica.
Industria extractiva y energética: líneas eléctricas, centrales solares, centrales hidroeléctricas, parques eólicos y canteras	Soterramiento de tendidos eléctricos, estudios previos sobre avifauna y hábitats, barreras acústicas.

Medidas correctoras y de mejora ambiental

Las medidas correctoras tienen como objetivo reducir, atenuar o suprimir los efectos ambientales negativos de cualquiera de las actividades de un proyecto determinado. Deben ser medidas técnica y económicamente viables y asumibles por el proyecto. Cuando así sea necesario, además de las anteriores se establecerán una serie de medidas de mejora ambiental que contribuyan a garantizar la sostenibilidad del proyecto.

A continuación se enumeran unos ejemplos de posibles medidas correctoras de carácter general aplicables a cualquier tipo de proyecto:

1. Aprovechamiento y recuperación de la tierra vegetal que se haya extraído durante la fase de construcción para los procesos de restauración.
2. Restauración de las zonas degradadas.
3. Aplicación de medidas concretas a la flora protegida.
4. Mantenimiento de las formaciones vegetales presentes en las inmediaciones de la parcela de actuación.
5. Establecimiento de un correcto mecanismo de rescate de todos aquellos ejemplares de fauna que pudieran verse afectados por las obras, que serán entregados al Centro de Recuperación de Fauna Silvestre.

Al igual que en caso de las medidas preventivas, se han establecido también medidas correctoras y de mejora ambiental más concretas y específicas aplicables a tipologías de proyectos significativos, como es el caso:

TIPOLOGÍA DE PROYECTO	EJEMPLOS DE MEDIDAS
Infraestructuras terrestres de comunicación y transportes	Estabilización e integración de taludes, pasos de fauna, dispositivos de escape para la fauna.
Explotaciones ganaderas	Control de depredadores, pantallas vegetales.

TIPOLOGÍA DE PROYECTO	EJEMPLOS DE MEDIDAS
Vertidos	Dilución y tratamiento previo, sistema de alarma eficaz.
Puertos y otras instalaciones náuticas	Voladuras fuera de la época de reproducción, sistema de gestión de residuos.
Emisarios submarinos	Prolongación de emisarios para asegurar el vertido en zonas de seguridad.
Obras costeras	Reducir relleno con arenas en épocas de invernada y paso migratorio, uso de berberas antiturbidez.
Dragados	Uso de pantallas geotextiles para evitar la extensión de la pluma de turbidez.
Obras hidráulicas	Restauración y revegetación con especies autóctonas, dispositivos salvapájaros en los tendidos eléctricos.
Embalses	Uso de materiales naturales, impermeabilización de las balsas, disminuir la pendiente exterior del talud.
Líneas eléctricas	Plan de mantenimiento con revisiones periódicas de cada tramo.
Centrales solares	Medidas para la integración paisajística de la actuación con el entorno, pantallas visuales vegetales.
Acciones urbanísticas y turísticas	Corredores ecológicos, estructuras que favorezcan la presencia de especies protegidas.
Campos de golf	Estructuras para el asentamiento de especies protegidas o especies que constituyan su base alimenticia.

Medidas compensatorias de aplicación en Red Natura 2000

Las medidas compensatorias son independientes del proyecto y van más allá de las medidas habituales de gestión necesarias para la conservación de un lugar de Natura 2000. Tienen por objeto compensar específicamente los efectos negativos del proyecto en cuestión sobre la biodiversidad local, garantizando la contribución funcional de ese lugar a la conservación de uno o más hábitats naturales y de especies silvestres en su región biogeográfica, y manteniendo la coherencia global de la Red. En general, tienen que estar diseñadas para que el lugar afectado pueda seguir contribuyendo a la conservación, en un estado favorable, de los hábitats y las especies que soporten el impacto negativo del proyecto previsto.

Los criterios que se han adoptado para el diseño de estas medidas compensatorias son:

1. Deben estar dirigidas a los hábitats y especies afectadas.
2. Deben ser viables y operativas técnica y económicamente, con una garantía razonable de éxito.
3. Los coeficientes entre la superficie afectada por el proyecto y la superficie objeto de las medidas compensatorias deben estar ampliamente por encima de 1:1.
4. Pueden ser dentro de Natura 2000, o fuera, pero siempre que se contribuya de un modo eficiente a conservar o restaurar la coherencia de Natura 2000.
5. Se planeará un calendario de ejecución basado en aspectos ambientales y funcionales de los hábitats y las especies. En general, las medidas deben aplicarse antes de que los lugares se vean irreversiblemente afectados.
6. Implementación a largo plazo, incluyendo adecuado seguimiento y posibilidad de corrección.

Prescripciones técnicas para la presentación de documentación

La manera en la que es presentada la documentación de los proyectos y planes también condiciona la agilidad y eficacia en la tramitación del procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental. Es por ello por lo que se establecen una serie de prescripciones técnicas para la presentación de los proyectos, aplicables tanto a los documentos en soporte papel como en digital, teniendo la obligación de presentar ambos formatos. Con carácter general se utilizará el formato PDF para las memorias y documentos de texto, además los ficheros estarán protegidos contra escritura y firmados digitalmente.

La información geográfica se presentará en formato SIG, concretamente en Coberturas con formato SHP, y debiendo incluir:

1. Cobertura de contorno del proyecto, actuación, plan, etc.
2. Cobertura de detalle de los contenidos específicos a desarrollar en el contorno (zonificación, actuaciones, trabajos a realizar...)
3. Cobertura de las medidas preventivas, correctoras, compensatorias o de mejora ambiental.

Referencias bibliográficas

- Criterios técnicos orientadores en materia de Medio Natural. Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad de la Consejería de Agricultura y Agua. Región de Murcia. 1.ª Edición. Murcia, diciembre de 2008.
- Colección «Guías para la elaboración de estudios ambientales de proyectos con incidencia sobre el medio natural». Dirección General del Medio Natural. Consejería de

Industria y Medio Ambiente de la Región de Murcia. Dirección y Coordinación: Inmaculada Ramírez Santigosa, Ramón Ballester Sabater y Emilio Díez de Revenga, Murcia, 2005.

- *Guía para la Evaluación Ambiental Estratégica de Planes y Programas con incidencia en el medio natural*. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Región de Murcia. Dirección y Coordinación: Inmaculada Ramírez Santigosa, Ramón Ballester Sabater y Emilio Díez de Revenga. Murcia, 2005.
- *Las Pymes y la Red Natura 2000: Manual para la elaboración de Proyectos*. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Región de Murcia. Dirección y Coordinación: Inmaculada Ramírez Santigosa, Ramón Ballester Sabater y Emilio Díez de Revenga, Murcia, 2005.
- www.cam.es/medioambiente

Identificación y definición de criterios ambientales a incorporar a los estudios y proyectos de ingeniería civil sometidos al procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental

Environmental criteria identification and definition to incorporate into civil engineering studies and projects that need an Environmental Impact Assessment proceeding

I. LOZANO VALERO
D. PALACIOS GARCÍA DE LA ROSA
A. DONCEL MORATILLA
L. IGLESIAS PÉREZ
L. ORTEGA SANTOS

PyG, Estructuras Ambientales S.L.

M. GARCÍA SÁNCHEZ-COLOMER

Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas (CETA), CEDEX

Resumen

El estudio realizado surge de la necesidad de desarrollar unas directrices sobre los condicionantes o consideraciones ambientales a tener en cuenta en la fase de diseño de las actuaciones sometidas a Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), planteándose unas exigencias mínimas que favorecerán la agilización de los procedimientos y el contenido de las Declaraciones de Impacto Ambiental (DIAs). Tras el examen exhaustivo de las DIAs de los últimos 10 años para diferentes tipologías de proyectos de obra civil (carreteras, ferrocarriles, aeropuertos, presas, aprovechamientos hidroeléctricos, encauzamientos, canalizaciones, trasvases y puertos y obras en la costa), se han recopilado los condicionados ambientales incluidos en las mismas y analizado su efectividad y aplicabilidad en diferentes fases del proyecto. La valoración de estos condicionantes ha permitido establecer una serie de recomendaciones que podrían favorecer el desarrollo de los procedimientos de EIA y el pronunciamiento del órgano ambiental a través de la DIA.

Palabras clave

Declaración de Impacto Ambiental, Evaluación de Impacto Ambiental, condicionados ambientales, obra civil, efectividad medidas correctoras.

Abstract

This study fulfils the need of establishing a guideline for environmental conditions that could be used to design stages in projects submitted to Environmental Impact Assessment (EIA), in order to consider minimal requirements not only

to encourage EIA proceedings but also to reduce Environmental Impact Statement (EIS) contents. EIS from the last 10 year for different civil works projects (roads, railways, airports, dam, hydroelectrical power stations, river channelization, pipelines, water transfer, ports and works in the coast) have been studied, removing all the environmental conditions found. Effectiveness and real implementations of these conditions have been analysed for different phases of the project development, which have allowed characterizing a series of environmental conditions that could improve environmental assessments and authorities' decisions for EIS.

Key words

Environmental Impact Statement, Environmental Impact Assessment, environmental conditions, civil works, corrected measures effectiveness.

Introducción

En la fase final del procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) de proyectos, refundido por el Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, se obtiene la Declaración de Impacto Ambiental (DIA), documento de preceptivo cumplimiento emitido por el órgano ambiental, que se pronuncia sobre la conveniencia a efectos ambientales de realizar el proyecto, así como las modificaciones o correcciones que deben tenerse en cuenta. La DIA puntualiza, además, una serie de condicionantes específicos que, a modo de medidas correctoras, preventivas, compensatorias y/o estudios complementarios, pretenden velar por la protección y conservación de los elementos del medio afectados por los proyectos sometidos a EIA.

En ocasiones, los condicionados que se enumeran en las DIAs son relaciones cuya aplicabilidad o efectividad es cuestionable (1), y que de ser incorporados en fases previas del proyecto, favorecerían la agilización tanto de la tramitación de expedientes sometidos a evaluación ambiental, como del contenido de sus DIAs (2).

La detección y definición de estos condicionantes ambientales permitirá establecer una serie de criterios y consideraciones, referidas tanto al diseño de las actuaciones del proyecto como al estudio simultáneo de su impacto y corrección ambiental. Dichos criterios ambientales podrían representar unos mínimos a tener en cuenta tanto en la formulación de la DIA como en las fases anteriores del procedimiento ambiental, generando de esta manera una metodología básica que favorecería la reducción de los plazos de tramitación.

Objetivos

El objetivo perseguido es el establecimiento de un conjunto de recomendaciones ambientales para proyectos de ingeniería civil, que reflejarán unas directrices mínimas a tener en cuenta en la fase de diseño de las actuaciones

sometidas a evaluación de impacto ambiental y permitirán simplificar el condicionado de las DIAs.

El estudio parte de una primera agrupación de los proyectos de obra civil promovidos por la Administración General del Estado y sometidos a EIA por estar contenidos en el anexo I y/o II del R.D.L. 1/2008, de 11 de enero. Atendiendo a los tipos de actuaciones de obra y a la similitud de su problemática ambiental, se consideraron los siguientes grupos:

- Infraestructuras lineales (carreteras y ferrocarriles)
- Aeropuertos
- Presas y obras hidráulicas (presas y aprovechamientos hidroeléctricos, y encauzamientos, canalizaciones y trasvases)
- Puertos y obras en la costa

Resultados y discusión

Se han analizado 329 DIAs correspondientes al período 1998-2008 cuya formulación final fue positiva (3), identificando un total de 994 condicionados ambientales diferentes, los cuales fueron posteriormente clasificados y calificados en función de la especificidad del condicionado (común o general), su singularidad (entendiéndose como la particularidad de la medida para un proyecto determinado dentro del grupo de obra) y la posibilidad de incorporación en fases previas (ver Tabla 1).

Tabla 1. Número de condicionados totales detectados en las DIAs, número de DIAs analizadas, media ($\bar{x}$) y coeficiente de variación (C.V.) del número de condicionados por DIA, y número de condicionados que presentan características de especificidad, singularidad o que pueden ser incorporados en fases previas.

Grupo de obra	N.º cond. totales	N.º DIAs total	$\bar{x}$ cond. DIA	C.V. (%)	Cond. Específico	Cond. Singulares	Cond. Fases previas
Carreteras y ferrocarriles	229	136	51,49	40,20	82	123	107
Aeropuertos	137	25	53,88	34,11	39	71	55
Presas y aprovechamientos hidroeléctricos	252	87	17,44	66,91	104	126	105
Encauzamientos, canalizaciones y trasvases	176	27	51,67	32,92	36	106	70
Puertos y obras costeras	200	54	27,06	43,60	126	135	116

Parece evidente que la diversidad de exigencias ambientales halladas tanto en presas y aprovechamientos hidroeléctricos (252 condicionados) e infraestructuras de transporte lineal (229), como en puertos y obras en la costa (200), es mayor que para el resto de grupos de obra. Este hecho puede deberse al elevado número de DIAs y, por ende, de proyectos que se promueven en estos campos (54, 136 y 87, respectivamente). No obstante, teniendo en cuenta la media de condicionados ambientales fijados por DIA examinada, son los proyectos aeroportuarios los que presentan un mayor número de requerimientos, hecho en cierto modo justificable por la envergadura de estas obras, seguidos de los proyectos de encauzamientos, canalizaciones y trasvases e infraestructuras de transporte lineal. Las DIAs para estas tipologías de obra presentaban por lo general un contenido mucho más extenso, a diferencia del caso de otras obras de ingeniería civil como presas y aprovechamientos hidroeléctricos. Si bien la variabilidad en este último tipo de obra por los datos obtenidos en el coeficiente de variabilidad y el número de condicionados, es notablemente superior (C.V 66,91% y 252 cond.).

El 61% de los condicionados ambientales poseen un carácter casi general, siendo compartido por varias de las tipologías de obra contempladas. El resto (39%) se han considerado específicos, ya sea por estar directamente relacionados con impactos concretos propios de las actuaciones del grupo de obra, ya porque dicho condicionado no aparece en otras obras para un factor del medio determinado. Se aprecia, además, que los proyectos de puertos y obras costeras y encauzamientos, canalizaciones y trasvases, muestran un elevado número de particularidades (68 y 60%, respectivamente), lo que podría explicarse por la variabilidad de proyectos que aparecen dentro de estos grupos de obra.

Aproximadamente el 40% de los condicionados ambientales fijados por las DIAs para todos los grupos de obra (exceptuando puertos y obras en la costa que asciende a casi un 60%) pueden ser incorporados en fases previas del proyecto. De esta manera, se podría disminuir el período de elaboración de la DIA, quedando la reducción de los plazos relativos a la fase de elaboración del EsIA y la aparición de causas de solicitud de información adicional, como responsabilidad del equipo redactor, y en consecuencia, del promotor (4). La falta de información precisa en los EsIA hace que se incremente el tiempo dedicado a la redacción de la DIA, con respecto a los expedientes en los que no se solicitó información complementaria (5). Gran parte de estos condicionados se refieren a medidas como: «cumplimiento de los objetivos de calidad», «calendario de obras», «estudios de fauna, vegetación y hábitats», «proyectos o estudios previos de restauración», «determinación de caudales ecológicos», «seguimiento de comunidades biológicas», «mimetización de instalaciones», «autorizaciones», «redacción de medidas compensatorias», etc. Si bien muchos de ellos requieren de una planificación previa, no siempre se especifica o se realiza, debido entre otras cosas al nivel de detalle del proyecto, por lo que se incorporan al contenido de las DIAs como «recorda-

torio», ampliando sustancialmente la extensión de las Resoluciones y, por tanto, el tiempo dedicado a su redacción.

Se han reconocido ciertas deficiencias comunes a los condicionados identificados en los distintos proyectos. Cabe señalar la simplicidad de muchas de las medidas presentes en las DIAs, tal es el caso de: «se aplicarán medidas preventivas y correctoras para evitar contaminación atmosférica», «se ejecutarán medidas compensatorias», etc. Asimismo, se ha podido observar que muchos de los condicionantes fijados por las DIAs presentan habitualmente problemas a la hora de aplicarlos, o bien carecer de efectividad por muy diversos motivos. Todo ello podría ser subsanado, al menos en gran medida, en el caso de que se adoptara una serie de criterios ambientales consensuados. Del presente estudio se deriva una serie de recomendaciones que optimizarían la redacción de las DIAs y las exigencias mínimas para los estudios ambientales de los proyectos de obra de ingeniería civil:

- Las medidas correctoras establecidas a lo largo del procedimiento de EIA deberían estar recogidas en los documentos del proyecto, y no sólo aparecer en los anejos de integración ambiental. Sería conveniente, además, que dichas medidas poseyeran una mayor definición, sobre todo a nivel de proyecto constructivo, recogiendo en planos y presupuestos.
- Muchos de los condicionados detectados en las DIAs comunes a todos los grupos de obra analizados, deberían considerarse como medidas ambientales básicas para su integración en los estudios y DIAs.
- Los condicionados más específicos deberán ser igualmente contemplados, aunque el número y características de los mismos dependerá del tipo de obra y de la singularidad del territorio, por lo que habrá de realizarse un análisis caso por caso.
- Dentro de los grupos de medidas anteriores podrán reconocerse como condicionantes ambientales prioritarios, esto es, cuya presencia en el contenido de DIAs y estudios sea esencial, aquéllos que reduzcan o prevengan los impactos más significativos detectados por grupo de obra, de manera que se intensifiquen las medidas para el factor del medio afectado.
- En muchas DIAs se proponen como medidas compensatorias algunas que son de carácter corrector, no debiendo utilizarse para justificar la afección a espacios naturales protegidos y de la Red Natura 2000. Evaluar la efectividad de estas medidas debería realizarse a largo plazo.
- Las medidas preventivas suelen ser sólo buenas prácticas de operación y gestión, y la mayoría de estas buenas prácticas tienen una legislación que obliga al contratista a su cumplimiento.
- Siempre son necesarias las medidas que contribuyan a garantizar la calidad de los aspectos ambientales (ej. atmósfera, agua, suelo, etc.) en las diferentes fases del proyecto: en planificación, con planes de protección o predicción, en ejecución, con medidas y análisis de calidad, y en

explotación, con el mantenimiento de dichas medidas y la monitorización de los parámetros.

- Sería conveniente que las DIAs especificaran valores de referencia indicativos de la calidad de cada factor del medio (ej. residuos, suelo, agua, patrimonio, etc.), así como la periodicidad y localización de los muestreos.
- La DIA debería apoyarse en otros documentos técnicos y/o científicos publicados en los que se establecen valores guía o medidas para el adecuado diseño y desarrollo de determinadas actuaciones de proyecto, además de homogeneizar métodos de modelización para los estudios predictivos exigidos (ej. ruido, variables oceanográficas, etc.).
- Existen condicionados que no resultan por sí mismos eficaces para reducir impactos sobre un factor del medio, aunque son básicos para el seguimiento (ej. estudios batimétricos, censos de fauna, protección de la vegetación, etc.), por lo que requieren de medidas adicionales en caso de detectarse variaciones significativas.
- Los condicionados relativos a las labores de seguimiento son fundamentales, pero no siempre se llevan a cabo. Los resultados del seguimiento deberían estar sistematizados y difundirse a todos los agentes implicados en las diferentes fases, así podría divulgarse el conocimiento adquirido.
- La falta de eficacia de muchas medidas dependerá de su ejecución por parte de los contratistas, por lo que se recomienda que éstas posean un carácter contractual. No hay que olvidar que una incorrecta ejecución de las medidas pueden agravar los impactos en lugar de corregirlos.
- Es imprescindible realizar una correcta planificación, que contribuirá a evitar o disminuir aquellos posibles impactos (ej. atmosférica, acústicos, calidad de las aguas, efecto barrera, etc.), que ocasiona el funcionamiento de la infraestructura. No obstante debería solventarse el inconveniente de que muchos estudios no aportan el nivel de detalle suficiente para permitir un diseño apropiado de las medidas.
- Es necesario elaborar una previsión real de la posible ubicación de las medidas para que éstas no pierdan su función o reduzcan su utilidad. En algunas ocasiones no se destina un espacio en la obra para el parque de maquinaria, no se disponen las barreras de retención de sedimentos adecuadamente, o se instalan sistemas de control de vertidos en zonas poco accesibles para aplicar las labores correctas de mantenimiento.
- En la práctica, la aparición de retrasos en el procedimiento, o el apremio de las empresas contratistas por cumplir los plazos generales provocan que se obvien los planes (ej. planes de acceso a obras, movimientos de tierra, revegetaciones, etc.), los calendarios de obra (paradas por afectación a fauna, trasplantes, plantaciones, etc.), o que no se tramiten ambientalmente las canteras, préstamos y vertederos empleados. El compromiso del contratista de ejecutar correctamente estas medidas favorecerá la viabilidad y efectividad de determinadas medidas correctoras y protectoras.

- Una vez dictada la DIA, se debería asegurar que los organismos implicados verifiquen que las medidas correctoras propuestas por ellos han sido incluidas, puesto que una vez el proyecto está en construcción es difícil comprobar si se están cumpliendo las prescripciones.
- Una mayor implicación de los agentes involucrados (confederación hidrográfica, guarderías forestales, gestores de residuos, órgano ambiental, etc.) podría aportar información y ayuda en el control de algunas acciones que pueden incidir negativamente en el medio.
- Es preciso que el órgano ambiental vele por el adecuado cumplimiento de los planes de vigilancia ambiental.
- Desde el primer momento del comienzo de las obras debería estar presente la figura del responsable de medio ambiente o director ambiental. Por otro lado, en la recepción de las obras se deberían encontrar presentes todos los agentes ambientales implicados (ej. confederación hidrográfica, arqueólogos, técnicos del órgano ambiental, etc.) para que se compruebe *in situ* el cumplimiento de los condicionados de la DIA.

En general, ha de distinguirse necesariamente entre la validez del condicionado *per se* y el hecho de que en numerosas ocasiones las medidas proyectadas no se llevan a cabo. Por último, sería interesante y recomendable que los condicionados estuvieran explícitamente planteados en la DIA, incluyendo aquellos que a causa de su complejidad y costo deben ser especificados en la autorización, aún cuando formen parte de las medidas correctoras descritas en el EIA.

Este estudio podría sentar las bases para la realización de una futura Guía de Buenas Prácticas e incluso unas instrucciones técnicas que reflejen todos los condicionados comunes y específicos detectados, así como aquellos identificados para su incorporación en fases previas. Esta guía serviría como herramienta para facilitar la comprobación, por parte del órgano ambiental, de la inclusión de los estudios y medidas necesarias para poder valorar adecuadamente el proyecto, ayudando no sólo a ahorrar tiempo en la elaboración de las DIAs, sino además, a centrar su contenido únicamente en medidas detalladas sobre la peculiaridad de cada tipo de proyecto.

Referencias bibliográficas

- (1) Pizarro Camacho, D. y Soca Otazábal N., 2001. «Análisis del cumplimiento de la normativa estatal sobre la evaluación de impacto ambiental para proyectos de grandes presas». *Informes de la construcción*. Vol. 53, n.º 476 (21-26).
- (2) Arce Ruiz, R. M., Aizpurúa Giradles, N. y Gómez Sánchez, A., 2006. «Análisis de las medidas preventivas, correctoras y compensatorias de las infraestructuras lineales del transporte desde el punto de vista de los órganos ambientales y sustantivos». Comunicación III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente, - Agua, Biodiversidad e Ingeniería-, Zaragoza.
- (3) http://www.boe.es/aeboe/consultas/bases_datos/texto_boe_avanzada.php

- (4) Soca Olazábal, N. 2004. «Articulación entre proyectos de ingeniería y evaluación de impacto ambiental en el contexto técnico de la normativa actual. El caso de las declaraciones de impacto ambiental emitidas en España para proyectos tipo de gran impacto» Tesis Doctoral, E.T.S. Ingenieros Industriales, Universidad Politécnica de Madrid.
- (5) Rodríguez Lombardero, I., y Martínez Orozco, J. M., 2006. «Problemas crónicos en la evaluación ambiental de proyectos de grandes presas». *III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*, - Agua, Biodiversidad e Ingeniería -, Zaragoza.
- (6) Gómez Sánchez, A. 2007. «Análisis de la eficacia de las medidas preventivas, correctoras y compensatorias de suelos, hidrología, ruido y patrimonio histórico para los proyectos de autovías en España y propuesta de indicadores de sostenibilidad correspondientes» Tesis Doctoral, E.T.S. Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Universidad Politécnica de Madrid.

Deposición atmosférica de cloruro y bromuro en el entorno del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel como posible indicador de impacto antrópico

Atmospheric chloride and bromide deposition in the area of the Tablas de Daimiel National Park as a possible indicator of anthropic impact

M.^a EMILIA JIMÉNEZ HERNÁNDEZ
ALMUDENA DE LA LOSA ROMÁN
LUIS MORENO MERINO
SILVINO CASTAÑO CASTAÑO
HÉCTOR AGUILERA ALONSO

Instituto Geológico y Minero de España (IGME)
C/ Ríos Rosas, 23 - 28003 Madrid

Resumen

En la zona del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel se ha establecido una red de control de las aguas subterráneas y superficiales, con 19 puntos de muestreo, y dos sistemas de captación de deposición atmosférica total (húmeda y seca). Se han analizado los contenidos en cloruro y bromuro, así como la relación de sus concentraciones (relación Cl/Br), con objeto de evaluar la utilidad y las limitaciones de este parámetro como indicador de impacto antrópico. Las tasas de deposición de cloruro y bromuro medidas en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel entre mayo de 2006 y marzo de 2008 ($1,1$ y $0,0024 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, respectivamente) han sido superiores a los valores típicos descritos en la bibliografía para regiones no costeras de España. La representación gráfica de la relación Cl/Br frente a la concentración de cloruro ha resultado muy útil para identificar distintos tipos de agua subterránea y abordar un análisis de posibles afecciones. Se ha puesto de manifiesto, sin embargo, que la relación Cl/Br, no es un indicador inequívoco de impacto antrópico.

Palabras clave

Deposición atmosférica total; cloruro; bromuro; relación cloruro/bromuro; agua subterránea; Tablas de Daimiel; antropización.

Abstract

A monitoring network including 19 control points for surface-water and ground-water and two collectors for atmospheric bulk deposition (wet and dry) were established in the area of the Tablas de Daimiel National Park. Chloride and bromide contents in these samples were determined and the concentration ratios of these anions (Cl/Br ratio) were analysed with the aim of evaluating the applicability and limitations of this parameter as an indicator of anthropic impact. Loads of chloride and bromide measured in the atmospheric deposition

at the Tablas de Daimiel National Park from May, 2006 to March, 2008 (1.1 y $0.0024 \text{ g m}^{-2} \text{ y r}^{-1}$, respectively) were higher than typical values reported in literature for non-coastal areas in Spain. Plots of the Cl/Br ratio against the chloride concentration have resulted a very useful tool for identifying different types of groundwater in order to address an analysis of possible affections. However, the Cl/Br ratio has appeared not to be an unequivocal indicator of anthropic impact.

Key words

Atmospheric bulk deposition; chloride; bromide; chloride/bromide ratio; groundwater; Tablas de Daimiel; anthropization.

Introducción y objetivos

La atmósfera puede actuar como un eficiente agente transportador de sustancias contaminantes incluso a muy largas distancias. Mediante la deposición atmosférica, dichos contaminantes pueden alcanzar otros compartimentos ambientales como el suelo, la hidrosfera y la biota. En la deposición total atmosférica se incluye el aporte de solutos disueltos en el agua de precipitación (deposición húmeda) más los aportados por el polvo atmosférico (deposición seca).

Las fuentes de cloruro (Cl⁻) y bromuro (Br⁻) en la deposición atmosférica pueden ser diversas, de origen natural (aerosol marino o litologías de carácter evaporítico) o antrópico (pesticidas y laboreo agrícola, combustibles, emisiones industriales, etc.) (1,2). En agua marina no contaminada la relación de las concentraciones de cloruro y bromuro (relación Cl/Br) se mantiene prácticamente constante (relación molar Cl/Br = 655 ± 4). En aguas subterráneas se ha propuesto la relación Cl/Br como una herramienta para identificar el origen de la salinidad en los acuíferos y un posible indicador de impacto antrópico (3).

En nuestra zona de estudio, el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (PNTD), confluyen dos cuencas hidrológicas, una superficial (cuenca alta del Guadiana) y otra subterránea (acuífero de la Mancha Occidental). Debido a la explotación intensiva del acuífero, su principal fuente de agua, existe actualmente una desconexión hídrica entre el humedal y el nivel freático regional (4,5). Esto ha transformado a Las Tablas de Daimiel en una extensa zona de recarga, donde las aguas tienden a infiltrarse rápidamente, aumentando por tanto el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas (6).

En este trabajo se han analizado y comparado los contenidos de Cl⁻ y Br⁻ en muestras de deposición atmosférica y muestras de agua (superficial y subterránea) tomadas en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel y su entorno. En relación con la deposición atmosférica, el objetivo principal es cuantificar las tasas de deposición de Cl⁻ y Br⁻ en el PNTD y su entorno y compararlas con las descritas en la bibliografía para otras localizaciones no costeras de España. Por otro lado, se han calculado y comparado los valores

de la relación Cl/Br con objeto de evaluar la utilidad y las limitaciones de este parámetro como indicador de impacto antrópico.

Las muestras de deposición atmosférica total (húmeda y seca) se han recogido con una periodicidad aproximadamente mensual (cada 33 días como promedio), empleando recipientes de polipropileno conectados a un embudo con filtro de malla para evitar la entrada de hojas e insectos. Estos dispositivos de muestreo se han instalado en dos emplazamientos: uno dentro del PNTD y otro situado a unos 25 km, en una finca de investigación agraria próxima al núcleo urbano de Ciudad Real. Por otro lado, las muestras de agua se han tomado en el PNTD y en su entorno de acuerdo a una red de muestreo que incluye 15 puntos para agua subterránea y 4 puntos para agua superficial. La caracterización físico-química de todas las muestras se ha realizado en el Laboratorio de Análisis de Aguas del Instituto Geológico y Minero de España según los métodos normalizados de análisis de aguas continentales (7).

Resultados y discusión

Las muestras de deposición atmosférica total (húmeda y seca) se han recogido en dos localizaciones que denominamos abreviadamente dTD y dCR. El dispositivo de muestreo dTD se ha instalado dentro del perímetro del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, en el recinto de la estación meteorológica próxima al Centro de Visitantes (coordenadas UTM: 439908 (X) y 4332585 (Y); cota: 611 m s.n.m.). El dispositivo de muestreo dCR se ha instalado a unos 25 km en la dirección de los vientos predominantes que llegan al Parque y muy próximo al núcleo urbano de Ciudad Real, dentro de la finca Entresierra del Centro de Investigación Agraria de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (coordenadas UTM 418132 (X) y 4321040 (Y); cota: 625 m.s.n.m.).

Desde mayo de 2006 hasta marzo de 2008 se han recogido y analizado 21 muestras de deposición atmosférica en cada uno de los dos puntos de muestreo. El volumen de muestra recogido en los dispositivos de captación varía notablemente, como cabe esperar dado el clima mediterráneo seco continental característico de la zona. Los valores mínimos de volumen de muestra corresponden a meses de verano (0,16 L y 0,04 L en dTD y dCR, respectivamente) y los máximos a meses de primavera u otoño (9,9 y 11,9 L en dTD y dCR, respectivamente). En la tabla 1 se muestran los resultados obtenidos para los iones más abundantes y los parámetros más importantes analizados en estas muestras.

Tabla 1. Caracterización físico-química de las muestras de deposición atmosférica colectadas dentro del PNTD (dTD) y en las proximidades de Ciudad Real (dCR)

Parámetro*	dTD	dCR	Parámetro*	dTD	dCR
C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	82 ± 27	55 ± 21	Cl^- (mg/L)	$3,2 \pm 1,5$	$2,3 \pm 1,0$
pH	$8,6 \pm 0,3$	$8,5 \pm 0,2$	Br^- ($\mu\text{g}/\text{L}$)	$6,6 \pm 2,4$	$5,8 \pm 3,6$
HCO_3^- (mg/L)	$28,1 \pm 8,9$	$19,2 \pm 9,4$	Ca^{2+} (mg/L)	$12,3 \pm 4,2$	$7,0 \pm 3,1$
SO_4^{2-} (mg/L)	$11,4 \pm 4,3$	$6,5 \pm 2,4$	Mg^{2+} (mg/L)	$2,3 \pm 0,5$	$1,7 \pm 0,6$
NO_3^- (mg/L)	$4,9 \pm 1,9$	$2,7 \pm 1,2$	TOC (mg/L)	$6,2 \pm 1,9$	$7,3 \pm 2,5$

* Se indican los valores promedio y el intervalo de confianza al 95%.

Las muestras de ambas localizaciones se caracterizan por presentar una conductividad eléctrica baja y un pH ligeramente ácido, aunque próximo a la neutralidad. Las especies disueltas predominantes son los aniones bicarbonato (HCO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-) y cloruro (Cl^-), los cationes calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}), así como compuestos orgánicos cuantificados conjuntamente como carbono orgánico total (TOC). El anión Br^- , analito de interés para este estudio, está presente con concentraciones en el orden de los $\mu\text{g}/\text{L}$. Estos datos muestran una composición química muy similar para la deposición en ambas localizaciones, aunque ligeramente más salina en las Tablas de Daimiel que en Ciudad Real. Una posible explicación es que en las Tablas de Daimiel contribuye en mayor medida el aporte de polvo del entorno agrícola (deposición seca), especialmente en los meses de verano. El hecho de que las máximas diferencias en los valores de la conductividad eléctrica de ambas localizaciones se registren en verano apoya esta hipótesis.

A partir de los valores obtenidos en los sucesivos muestreos de deposición atmosférica para los parámetros concentración de Cl^- , concentración de Br^- y volumen de muestra, se han determinado las tasas de deposición de cloruro y bromuro para el período de tiempo estudiado, realizando la conversión de unidades necesaria para presentar los datos en $\text{gm}^{-2}\text{año}^{-1}$. La tasa de deposición de cloruro determinada en nuestra zona de estudio ($1,1$ y $0,9 \text{ gm}^{-2}\text{año}^{-1}$ en dTD y dCR, respectivamente) es notablemente superior a los valores bibliográficos para localizaciones no costeras en España (entre $0,2$ y $0,5 \text{ gm}^{-2}\text{año}^{-1}$) (1). Posiblemente la explicación se encuentra en las litologías evaporíticas de la región que pueden suponer un aporte significativo de cloruro al polvo atmosférico. En cuanto al bromuro, se han determinado valores de la tasa de deposición de $0,0024$ y $0,0020 \text{ gm}^{-2}\text{año}^{-1}$ en dTD y dCR, respectivamente. Estas tasas de deposición de bromuro son similares a la determinada en un entorno agrícola en la provincia de Guadalajara, unos 50 km al este de Madrid ($0,0021 \text{ gm}^{-2}\text{año}^{-1}$), aunque ligeramente superiores a las tasas medidas en otras localizaciones del interior peninsular que incluyen parajes sin afección antrópica (entre $0,0011$ y $0,0015 \text{ gm}^{-2}\text{año}^{-1}$) (8). Cabe mencionar, sin embargo, que tanto nuestras determinaciones de las tasas de deposición en dTD y dCR hasta el momento, como los datos bibliográficos citados (1,8),

deben tomarse con cautela, ya que corresponden a periodos de muestreo cortos (inferiores a dos años) y llevan por ello asociada una notable incertidumbre. Realizando el cálculo de la tasa de deposición de cloruro y bromuro en cada una de las muestras se pone de manifiesto la gran variabilidad de estos parámetros a lo largo del período estudiado (Figuras 1 y 2).

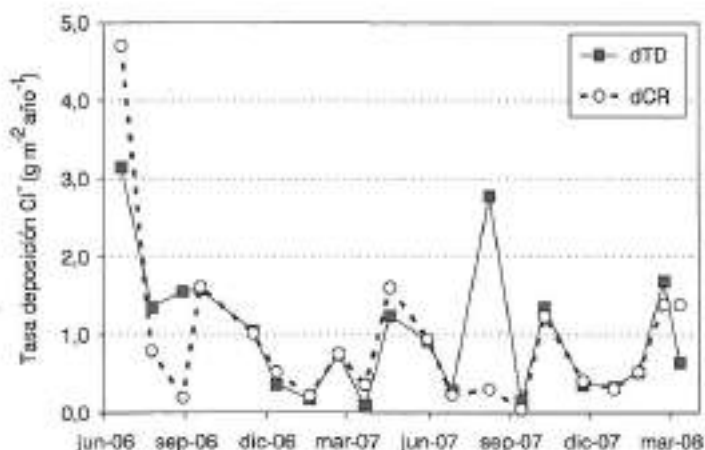


Figura 1. Variación temporal de la tasa de deposición de cloruro en las muestras de deposición atmosférica en el PNTD (dTd) y en Ciudad Real (dCR)

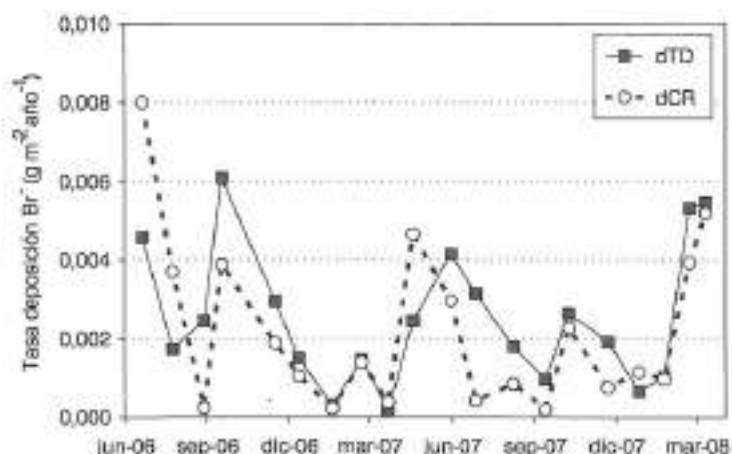


Figura 2. Variación temporal de la tasa de deposición de bromuro en las muestras de deposición atmosférica en el PNTD (dTd) y en Ciudad Real (dCR)

Por otro lado, se ha calculado el valor de la relación entre las concentraciones molares de Cl⁻ y de Br⁻ en las muestras de deposición atmosférica (relación Cl⁻/Br⁻), resultando ser 998 ± 461 en dTD y 1104 ± 329 en dCR. La gran variabilidad de este parámetro indica diferentes orígenes para Cl⁻ y Br⁻ en la deposición atmosférica. Con los datos disponibles hasta el momento no es posible identificar, sin embargo, las fuentes de cada uno de ellos, pudiendo contribuir tanto las sales superficiales de la zona (naturales o antrópicas) como otras contribuciones antrópicas de fuentes más o menos alejadas.

Finalmente, analizando los contenidos de cloruro y bromuro en las muestras de agua subterránea del Parque de Las Tablas de Dalmiel y su entorno se ha observado que la relación Cl⁻/Br⁻ es, en general, bastante estable en cada uno de los puntos de muestreo durante el período estudiado. Podemos identificar cinco tipos de agua subterránea en la zona que hemos denominado AC, T, O, AS y LS (Figura 3). En la tabla 2 se recogen los valores de las concentraciones de Cl⁻, Br⁻ y de la relación Cl⁻/Br⁻ que caracterizan a cada uno de estos tipos. Dos puntos de la red de control de agua subterránea han quedado fuera de esta clasificación.

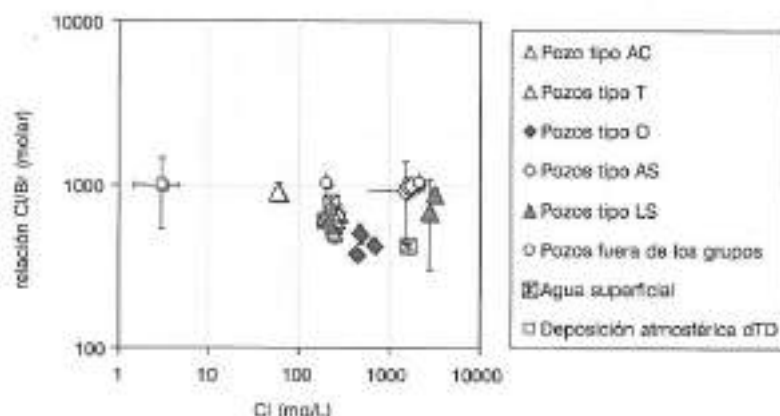


Figura 3. Gráfico de la relación Cl/Br frente a concentración de cloruro para las aguas subterráneas y superficiales, y la deposición atmosférica en la zona del PNTD.

Tabla 2. Contenidos de bromuro, cloruro y rango de la relación Cl/Br que caracteriza a los cinco tipos de agua subterránea identificados en la zona del PNTD.

Tipo*	Br ⁻ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	Relación Cl/Br (molar)
AC	< 0,2	< 100	850 - 1130
T	≈ 1	≈ 200	560 - 660
O	2 - 4	400 - 700	400 - 500
AS	≈ 4	≈ 1.600	900 - 1.050
LS	5 - 13	≈ 3.000	750 - 930

* Tipos de agua subterránea identificados: acuífero carbonático regional sin afección antrópica (AC), aguas subterráneas de transición (T), tipo asociado a la presencia de materia orgánica (O), acuífero salinizado (AS) y agua subterránea asociada a litologías salinas (LS).

El tipo AC es representativo del acuífero carbonático regional sin afección antrópica, con concentraciones muy bajas de Br⁻ y Cl⁻. En la red de muestreo empleada para este estudio sólo encontramos agua subterránea tipo AC en un pozo alejado unos 10 km al Este del perímetro del PNTD. Desde este punto hasta adentrarnos en el PNTD por el Este encontramos cuatro pozos con un contenido ligeramente más salino que hemos denominado de transición (tipo T). Las muestras de agua superficial tomadas en la proximidad de algunos pozos tipo T tiene contenidos de Cl⁻ y Br⁻ muy similares a los del agua subterránea tipo T.

El agua más salina, la de tipo LS, corresponde al agua subterránea asociada a la litología salina característica de la margen opuesta al Centro de Visitantes del Parque. Destacan en este grupo los elevados contenidos en Br⁻, que superan en todos los casos los 5 mg/L. Se registran también concentraciones elevadas de Br⁻, próximas a 4 mg/L, en las aguas tipo AS (acuífero salinizado) que se encuentra en varios puntos del interior del PNTD en la zona este próxima al Centro de Visitantes. Interpretando estos datos según los indicadores descritos por Alcalá et al. (3), el origen de la salinidad en este grupo AS correspondería a una afección antrópica de tipo urbana (relación Cl/Br entre 900 y 1400). Sin embargo, una explicación más probable para la salinización en este caso, sea la recirculación de agua que provocan los bombeos a superficie para alimentación de una de las áreas inundadas en el Parque.

En el extremo sur del Parque encontramos el agua subterránea tipo O, que va asociada a elevados contenidos en materia orgánica. La interpretación en base únicamente a la concentración de Cl⁻ y a la relación Cl/Br nos llevaría a identificar el tipo O con una afección antrópica de origen agrícola (3). Dada la complejidad puesta de manifiesto en el sistema del PNTD, esta interpretación supone una simplificación excesiva que probablemente conduce a interpretaciones erróneas.

Conclusiones

De este estudio puede concluirse que la monitorización de la deposición atmosférica puede ser una herramienta útil para cuantificar los aportes al sistema de componentes solubles que pueden infiltrarse en el terreno y llegar finalmente a las aguas subterráneas. Existe una elevada variabilidad en la tasa de deposición de Cl^- y Br^- , tanto en las localizaciones de este estudio como en otras localizaciones no costeras descritas en la bibliografía. Para una interpretación adecuada de estos datos es necesario disponer de series más largas, de varios años, y que incluyan años húmedos y secos. Por otro lado, la representación de las características químicas del agua subterránea en forma de gráficas relación Cl^-/Br^- frente a Cl^- ha resultado muy útil para identificar distintos tipos de aguas y abordar un análisis de posibles afecciones. Sin embargo, la asignación de un tipo de afección a un agua subterránea basada únicamente en los valores de su relación Cl^-/Br^- puede dar lugar a una interpretación errónea.

En resumen, la relación Cl^-/Br^- no es un indicador inequívoco de impacto antrópico, aunque sí permite analizar el agrupamiento de tipos de aguas según su origen o procesos que la han modificado.

Agradecimientos

Los estudios realizados en este trabajo han sido financiados parcialmente a partir del proyecto CICYT CGL2005-06458-C02-01/HID.

Queremos agradecer también las facilidades dadas por el personal del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel y por el personal del Centro de Investigación Agraria El Chaparrillo de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Referencias bibliográficas

1. Alcalá, F. J. y Custodio, E. (2006): Atmospheric chloride deposition in continental Spain. *Hydrol. Process.* 22, 3636-3653.
2. Neal, C.; Neal, M.; Hyghes, S.; Wickham, H.; Hill, L. y Harman, S. (2007): Bromine and bromide in rainfall, cloud, stream and groundwater in the Plynlimon area of mid-Wales. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11(1), 301-312.
3. Alcalá, F. J. y Custodio, E. (2008): Using the Cl^-/Br^- ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *Journal of Hydrology* 359, 189-207.
4. Castaño, S. (2004): Estudio metodológico para el cálculo de la infiltración en el vaso de las Tablas de Daimiel: Validación de resultados. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid. <http://www.ucm.es/eprints/5263/>
5. Castaño, S.; Martínez-Santos, P. y Martínez-Alfaro, P. E. (2008): Evaluating infiltration losses in a Mediterranean wetland: Las Tablas de Daimiel National Park, Spain. *Hydrol. Process.* 22, 5048-5053.

6. Moreno, L.; Castaño, S.; Jiménez-Hernández, M. E.; Aguilera, H.; de la Losa, A. (2007): Control del efecto de la inversión del flujo vertical (descarga a recarga) sobre la composición química del agua subterránea en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel (Ciudad Real). Póster presentado en el I Congreso Nacional sobre Cambio Global. Getafe.
7. APHA, AWWA, WPCF (1992): Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos, Madrid.
8. Alcalá, F. J. (2005): Recarga a los acuíferos españoles mediante balance hidrogeoquímico. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Cataluña.

Aplicación de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para la evaluación ambiental del cultivo de colza en Castilla y León para la producción de biocombustible

Application of the LCA methodology for the environmental evaluation of the work of oilseed rape in Castilla y León for biodiesel production

**JOSÉ FRANCISCO SANZ REQUENA
HÉCTOR FRESNEDA**

ADRIANA CORREA GUIMARAES
Universidad Europea Miguel de Cervantes, Valladolid

**ISABEL GONZÁLEZ GARCÍA
JESÚS MARTÍN GIL**

LUIS MANUEL NAVAS GRACIA
Universidad de Valladolid

REBECA DíEZ ANTOLÍNEZ
Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León

Resumen

A la hora de realizar un Ecodiseño o un diseño respetuoso con el medio ambiente de un producto o proceso es necesario poder evaluar mejoras medio-ambientales, de ahí que se requiera aplicar técnicas que permitan determinar los aspectos ambientales e impactos potenciales. Dentro de esas técnicas está el análisis del ciclo de vida. En este trabajo mostramos parte de los resultados enmarcados dentro de un proyecto de investigación donde se pretende determinar el proceso de producción de semilla para producir biodiesel con menor impacto ambiental asociado. Para ello, se resumen los resultados del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) aplicado en este caso al cultivo de la colza. Esta metodología imputa los impactos ambientales de la producción de semilla durante todo su ciclo de vida («de la cuna a la tumba»), y por tanto estima las cargas ambientales asociadas a la producción de este tipo de cultivo.

Palabras clave

Análisis de ciclo de vida, cultivo de colza, biocombustibles.

Abstract

When it comes to carrying out an Eco-design or an environmentally friendly design of a product or process it is necessary to be able to evaluate environmental improvements, for that reason, we are required to apply techniques that allow us to determine the environmental aspects and potential impacts. Among these techniques we can find the analysis of the service life. In this work we

have shown part of the results framed within a research project where we have attempted to determine the process of seed production to produce biodiesel with smaller associated environmental impact. For that purpose, the results of the Life Cycle Analysis (LCA) applied in this case to the farming of oilseed rape are summarized here. This methodology imputes the environmental impacts of the seed production throughout its service life («from the cradle to the grave»), and therefore considers the associate environmental loads to the production of this type of crop.

Key words

Life-cycle assessment, rapeseed, biofuels.

1. Introducción

En esta comunicación se incluye parte del trabajo llevado a cabo dentro de un Proyecto de Investigación sobre el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de cultivos energéticos de potencial interés en Castilla y León, utilizando la metodología de la Norma ISO 14040 [1] a partir de diferentes ensayos llevados a cabo en parcelas seleccionadas, con objeto de estimar los impactos ambientales de los cultivos a lo largo de su ciclo de vida y con el fin último de poder seleccionar su idoneidad desde un punto de vista técnico-económico y ambiental, para producir posteriormente biocombustibles.

El Análisis de Ciclo de Vida es una metodología internacionalmente aceptada y reconocida para la evaluación de cargas e impactos ambientales asociados a la elaboración de un producto o proceso, teniendo en cuenta todas las etapas de la vida del mismo. Es una herramienta que va más allá de la decisión netamente ambiental, ya que abarca todas las entradas y salidas, directas e indirectas, lo que permite manejar todos los factores ambientales. Además, la metodología es cuantitativa, y por tanto amplía de forma objetiva los elementos de juicio necesarios para la toma de decisiones, compatibilizando la preocupación por el medio ambiente y los beneficios económicos en el análisis y gestión de la contabilidad tradicional, constituyendo por lo tanto una poderosa herramienta de gestión. Por tanto, su aplicación es de un ámbito mucho mayor a otras herramientas de gestión ambiental como pueden ser la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) de un proyecto, que analiza los impactos localizados del proyecto a realizar con sus medidas correctoras y alternativas posibles, o la Auditoría Ambiental (AA) que analiza la adaptación a las normas ambientales de una empresa o instalación.

Tabla 1. Comparación del ACV con dos de las herramientas de gestión ambiental más conocidas: auditoría ambiental (AA) y estudio de impacto ambiental (EIA). [2]

Método	Objeto	Objetivo	Proceso
ACV	Producto Proceso	Evaluación y mejora del impacto ambiental	—Inventario —Evaluación de impacto —Actuaciones
AA	Empresa o instalación	Adaptación a una norma ambiental	—Análisis situacional —Puntos débiles —Propuestas
EIA	Proyecto	Decisión sobre un proyecto	—Evaluación de impacto ambiental y social —Medidas correctoras —Necesidad del proyecto

2. Metodología del ACV

De acuerdo con la metodología propuesta por la normativa ISO 14040, el estudio de ACV puede dividirse en cuatro fases: Objetivo y alcance del estudio, análisis del inventario, evaluación del impacto e interpretación. Estas cuatro fases no son simplemente secuenciales, ya que el ACV es una técnica iterativa que permite ir modificando cada una de las fases a medida que se avanza en el modelo [3, 4, 5].

En el *Objetivo y alcance del estudio* se define el tema de estudio y se incluyen los motivos que llevan a realizarlo. También en esta fase se establece la unidad funcional que describe la función principal del sistema analizado. El *Análisis de inventario* comprende la obtención de datos y los procedimientos de cálculo para identificar y cuantificar todos los efectos ambientales adversos asociados a la unidad funcional. De una forma genérica estos efectos ambientales se denominan como «carga medioambiental». Esta se define como la salida o entrada de materia o energía de un sistema causando un efecto ambiental negativo. El análisis del Inventario del Ciclo de Vida (ICV) cuantifica los consumos de materias primas y energía junto con todos los residuos sólidos, emisiones a la atmósfera y vertidos al agua (las cargas medioambientales) derivados de todos los procesos que están dentro de los límites del sistema. Los resultados de un estudio de ese tipo generan un inventario de las cargas medioambientales asociadas a la unidad funcional.

La *Evaluación del impacto* facilita la interpretación y combinación de los datos del inventario de formas más manejables y significativas para la toma de decisiones. La *Interpretación* es la fase de un ACV en la que se combinan los resultados de análisis del inventario con la evaluación del impacto. Los resultados de esta interpretación pueden adquirir la forma de conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones. Permite determinar en qué fase del ciclo de vida del producto se generan las principales cargas medioam-

bientales y, por tanto, qué puntos del sistema evaluado pueden o deben mejorarse. En los casos de comparación de distintos productos se podrá determinar cual presenta un mejor comportamiento ambiental.

3. Objetivo

El objetivo principal del Proyecto de Investigación en el que se encuadra este trabajo es efectuar un ACV de varios cultivos energéticos para la producción de semilla, y posterior producción de harina o aceite, para su uso en transporte como bioalcohol o biodiesel. Para la realización del ACV se deben llevar a cabo previamente balances de materia y energía, incorporando en ellos datos reales obtenidos en campos de ensayo. Se pretende también comparar los estudios que operan mediante técnicas de cultivo tradicionales frente a las que introducen procedimientos más respetuosos con el medio ambiente, como la agricultura ecológica, al objeto de ofrecer en ambos casos el perfil ambiental de los cultivos energéticos de potencial interés en Castilla y León.

La motivación del Proyecto nace de la publicación de la Directiva 2003/30/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la promoción del uso de los biocombustibles en el transporte, la cual ha suscitado un debate importante sobre los beneficios ambientales reales de los diferentes combustibles alternativos a los combustibles fósiles actualmente utilizados en el transporte. La propia directiva reconoce en sus considerandos que el incremento del uso de los biocombustibles debería ir acompañado de un análisis detallado de su impacto medioambiental, económico y social, para determinar la conveniencia de este incremento frente a los combustibles tradicionales. En este marco, la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental (DGCEA) del Ministerio de Medio Ambiente (MMA) ha solicitado al Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT) el apoyo técnico para la realización de ACVs de combustibles alternativos para el transporte. En una primera fase, el CIEMAT ha realizado un ACV del etanol de cereales en comparación con la gasolina, y en una segunda fase analizó el biodiesel en comparación con el diesel en relación con el consumo de energía y las emisiones de gases de efecto invernadero [6].

La presente comunicación muestra el ACV completo de la actividad agrícola de un cultivo energético de potencial interés en Castilla y León, como es la colza, al objeto de comparar entre sí los balances de materia y energía, así como los perfiles ambientales de los diferentes procesos del cultivo, para así proponer diferentes estrategias de gestión de cultivos para la generación posterior de biocombustibles.

4. Descripción de los procesos

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos en los procesos productivos de la colza para la generación de biodiesel, los cuales se han dividido en los siguientes (Figura 1):

1. Montaje de la Colza que incluye:
 - a. Semilla sembrada de origen. En él se describe la cantidad de semilla producida por hectárea sembrada. La cantidad sembrada se mezcla con arena para optimizar la distribución.
 - b. Fertilizantes. Se describe dicho proceso indicando las entradas conocidas desde la tecnosfera, como son el triple superfosfato, como producto aplicado en el proceso de siembra, así como el sulfato de potasio y la urea.
 - c. Herbicidas. Aquí se describen los herbicidas utilizados, como el Glifosato, herbicida total que se aplica en caso de no realizar siembra directa. También se describe el Diuron que controla el yugo colorado, verdolaga, quinoa y enredadera, y, por último, el Metolachlor para controlar gramíneas.
2. Siembra y recogida. En él se describen entradas desde la naturaleza, como es el agua de origen natural con datos procedentes de la precipitación media de la Cuenca del Duero en los meses de septiembre, que es cuando se realiza la siembra, y julio, que es cuando se recoge. También se incluye el uso del Diesel B300 empleado en los procesos de arado con vertedera de 4 palas, siembra y siega con tractor de 140 CV y cosechadora de 300 CV.
3. Transporte de colza. Se describen los camiones utilizados para transportar la cosecha así como el combustible utilizado.
4. Residuos. Aquí se ha incluido los residuos procedente del proceso de obtención de la colza

5. Resultados

Los resultados de la investigación en lo que respecta al análisis de impacto, y dentro de éste a la evaluación de daños, aparecen en las Tablas 1 y en la Figura 2. De la misma manera mostramos los resultados del modelo siguiendo la metodología Eco-indicador 99 (Figura 3).

El método Eco-indicador 99 se centra en el daño o efectos finales. El Eco-indicador 99 incluye un modelado del daño en las categorías de impacto en los ecosistemas, salud humana y recursos finitos. Dicho modelado está basado en las condiciones promedio europeas. El Eco-indicador 99 incluye modelos de daño y conjunto de factores de ponderación basados en tres perspectivas culturales: Individualista, jerárquica e igualitaria. Los valores estándar de los eco-indicadores se pueden considerar como cifras sin dimensión. Como base se utiliza el punto eco-indicador (Pt). En las listas de eco-indicadores se emplea normalmente la unidad de milipuntos. (mPt). El valor absoluto de los

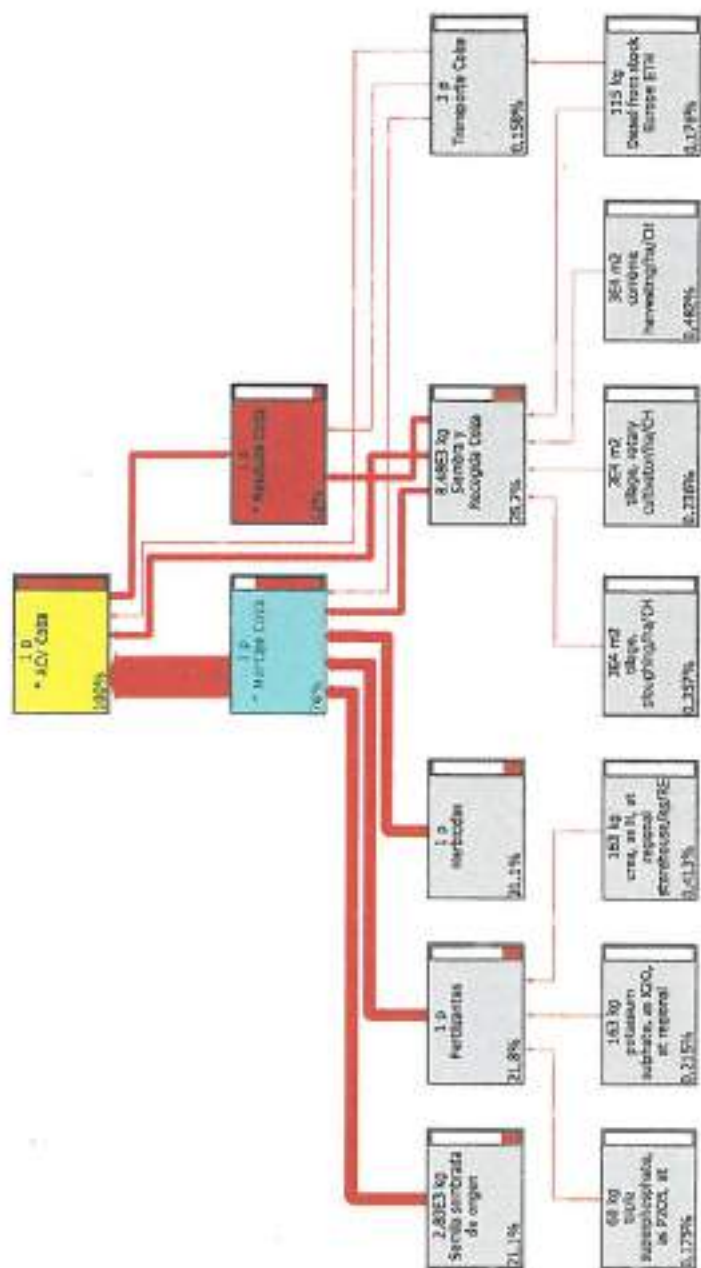


Figura 1. Diagrama de red del proceso de producción de colza

puntos no es demasiado relevante ya que el objetivo principal es el de comparar las diferencias relativas entre productos y componentes. La escala se ha elegido de tal forma que el valor de 1 Pt representa una centésima parte de la carga ambiental anual de un ciudadano europeo medio.

Como se puede ver, la mayoría de los procesos influyen más en la calidad de los ecosistemas que en los recursos o en la salud humana. Dentro del impacto sobre los ecosistemas, destaca el proceso que hemos denominado «montaje colza» que incluye las etapas de uso de fertilizantes y herbicidas. Destaca también en esta categoría el impacto producido por la siembra y recogida de la colza y de los residuos del proceso de obtención de dicha semilla. El proceso de transporte apenas tiene un impacto ambiental importante dentro del cultivo de la colza. Quedaría por ver su peso en el resto de procesos para la obtención de biocombustible.

Respecto a la evaluación de daño por categoría de impacto observamos el mayor impacto que tiene el montaje y los residuos en las diferentes categorías.

Tabla 1. Evaluación de daños de los procesos de producción de colza en %.

Dañó de categoría	Unidad	Total	Montaje Colza	Siembra y Recogida Colza	Transporte Colza	Residuos Colza
Total	%	100	76,02338	11,89252	0,052584	12,03152
Human Health	%	100	54,16109	19,04511	1,929356	24,86445
Ecosystem Quality	%	100	78,38918	11,77495	0,006081	11,82979
Resources	%	100	62,3286	16,18788	2,555282	18,92824

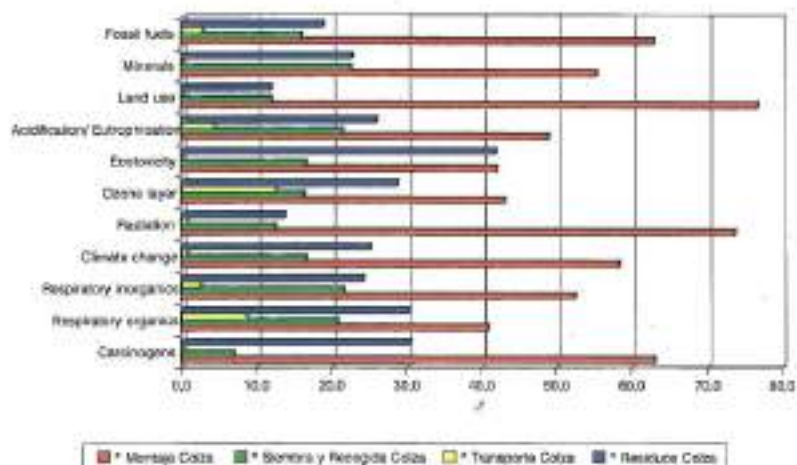


Figura 2. Evaluación de daño por categoría de impacto del proceso de producción de colza.

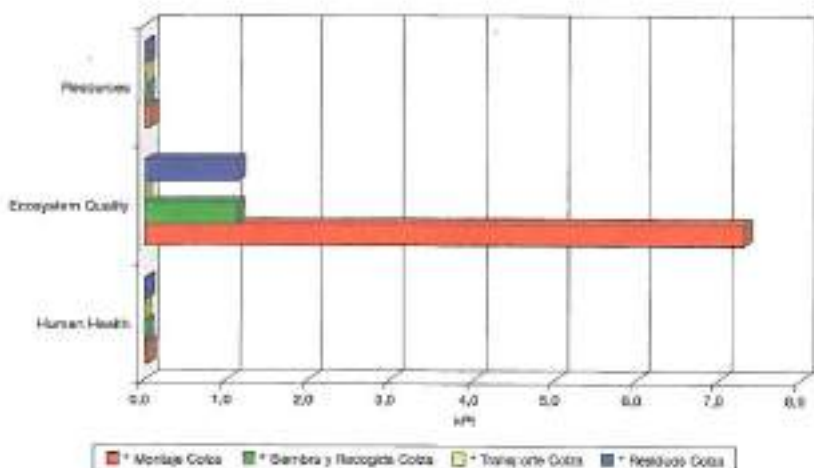


Figura 3. Resultados de la ponderación con Eco-Indicador 99.

6. Conclusiones

El mayor impacto lo produce el proceso de montaje debido fundamentalmente al uso de fertilizantes, herbicidas y la semilla sembrada de origen. También destaca el impacto producido por los residuos producidos. Es por lo tanto en estos aspectos donde se podría actuar con el objetivo de reducir el impacto ambiental. Se sugiere uso de fertilizantes y herbicidas alternativos y una buena gestión de los residuos. El impacto ambiental final lo obtendremos con la finalización del proyecto.

Según el Eco-indicador 99 la categoría de daño más afectada es la calidad de los ecosistemas siendo el proceso de montaje al que el modelo asigna un mayor impacto seguido del proceso de siembra y recogida y de residuos.

Bibliografía

- [1] Norma ISO 14040:1997 (1998). *Gestión medioambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y estructura*. European Committee for Standardization (CEN).
- [2] Fullana, P.; Puig, R. 1997. *Análisis del Ciclo de Vida*. Ed. Rubes, Barcelona.
- [3] Norma ISO 14041:1998 (1998). *Gestión medioambiental. Análisis de ciclo de vida. Definición del objetivo y alcance y el análisis de inventario*. European Committee for Standardization (CEN).
- [4] Norma ISO 14042:2000 (2000). *Gestión medioambiental. Análisis de ciclo de vida. Evaluación del impacto de ciclo de vida*. European Committee for Standardization (CEN).
- [5] Norma ISO 14043:2000 (2000). *Gestión medioambiental. Análisis de ciclo de vida. Interpretación del ciclo de vida*. European Committee for Standardization (CEN).

- [6] Lechon, Y. y col.: 2006. Análisis de Ciclo de Vida de Combustibles Alternativos para el Transporte. Ministerio de Medio Ambiente, CIEMAT, Madrid.

Agradecimientos

Los autores del trabajo quieren agradecer a la Junta de Castilla y León, a través del Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL), por su apoyo financiero con la concesión del Proyecto de Investigación titulado «Análisis del ciclo de vida de los cultivos energéticos de potencial interés en Castilla y León y estimación de sus impactos ambientales» (Ref.: VA-10-C2-1).

Algunas consideraciones metodológicas en la aplicación actual de modelos predictivos de ruido en carreteras

Some methodological considerations using predictive models of roads noise

JUAN M. MARTÍNEZ OROZCO

Departamento de Ingeniería Civil

CARLOS CASTELLOTE VARONA

Departamento de Ingeniería Electromecánica y Materiales

Universidad Europea de Madrid

Resumen

España ha incorporado al ordenamiento jurídico recientemente la normativa básica sobre ruido ambiental, adoptando paulatinamente nuevos estándares de calidad acústica y de procedimientos de evaluación del ruido escasamente conocidos en nuestro país. En consecuencia crece el interés por los diversos aspectos metodológicos implicados en los nuevos métodos de cálculo y valoración que han de aplicarse, entre ellos los referidos a la obtención y elaboración de datos de partida, a los procedimientos y configuraciones adecuadas de cálculo, o a la resolución y geometría de la vía, el terreno y el receptor. En el presente trabajo se exponen algunas evidencias relativas a la influencia que estas variables tienen en los resultados obtenidos, y la coherencia de los mismos, aplicando para ello un modelo predictivo de ruido a una carretera situada en la Comunidad de Madrid (M-506).

Palabras clave:

Carretera, mapa de ruido, predicción.

Abstract

Spain has recently transposed the basic legislation on environmental noise, and has gradually adopted new standards for acoustic quality and noise assessment procedures. Consequently a growing interest is found in the various methodological issues involved in calculation and evaluation methods to be applied, including those related in obtaining and processing data, configurations for calculation, or the resolution of the model (road geometry, detail of ground and receiver). In this paper, we present some evidence concerning the influence that these variables have on the results and their consistency, obtained by applying a predictive noise model on a highway located in the Community of Madrid (M-506).

Key words

Noise map, prediction, road.

Introducción

España ha incorporado a su ordenamiento jurídico, en tiempo bien reciente, la normativa básica sobre ruido ambiental (Ley básica de ruido y decretos que la desarrollan) (1, 2), derivada de las obligaciones establecidas por la Directiva comunitaria 2002/49 (3). Han sido años también de paulatina incorporación de nuevos estándares de calidad acústica, y de procedimientos de evaluación del ruido escasamente conocidos en nuestro país. Como consecuencia, crece el interés, en empresas y Administraciones, por conocer los aspectos metodológicos implicados en los nuevos métodos de cálculo y valoración que han de aplicarse, de manera particular en el caso del tráfico viario (4, 5, 6). Entre las cuestiones que mayor interés han suscitado se encuentran las referidas a la obtención y elaboración de datos de partida, a los procedimientos y configuraciones adecuadas de cálculo, o a la resolución y geometría de la vía, el terreno y el receptor, particularmente la información y detalle altimétrico y planimétrico.

Objetivos y metodología

En el presente trabajo se exponen algunos de los resultados preliminares de un estudio en curso relativo a la influencia de distintas variables en los resultados de predicción de ruido en el entorno de carreteras. Se ha empleado para ello el software de predicción de ruido «Cadna A» (versión 3.7), aplicado en una zona de uso residencial del entorno de la autovía M-506 a su paso por Villaviciosa de Odón (Madrid). Como modelo cartográfico de partida, se ha empleado la colección digital producida por el Servicio Cartográfico Regional de la Comunidad de Madrid a escala 1:1000 (vuelo 2007), a partir del cual se obtiene la información altimétrica y planimétrica, incluyendo las edificaciones y el trazado de la carretera. El modelo de ruido empleado es el francés NMPB-Routes 96, aplicado para obtener mapas de isofonas y resultados numéricos en todos los puntos de malla. Se han fijado asimismo 20 puntos receptores fijos, distribuidos de acuerdo con la norma DIN 45687 por todo el ámbito en estudio.

Sobre esta base, se ha procedido a evaluar la influencia de las configuraciones definidas en el cálculo, analizando, sobre el modelo cartográfico 1:1000, la bondad de distintos parámetros de configuración habituales (n.º de reflexiones, error máximo, resolución, interpolación de valores de malla, etc.) así como de distancia horizontal y vertical entre puntos de malla. Se ha resuelto el modelo para 15 configuraciones distintas de parámetros de cálculo. El cálculo anterior permite conocer los factores que mejor explican la dispersión de resultados, y constatar la variabilidad existente en el tiempo de cálculo.

De otra parte, se ha analizado la posible influencia de la resolución del modelo cartográfico sobre los resultados. Para ello, se ha realizado la generalización cartográfica del modelo 1:1000, mediante el programa «ArcGIS» (versión 9.3), empleando reglas de generalización habituales, para obtener

modelos a escala 1:5000 y 1:25000, al ser éstas las escalas más habituales en la confección de mapas de ruido. Se ha evitado, pues, recurrir a cartografías disponibles en el mercado a estas escalas, al proceder de vuelos y años diferentes, que inevitablemente impliquen diferencias en la superficie edificada. Sobre los modelos 1:5000 y 1:25000, se han fijado de nuevo los 20 receptores del mapa 1:1000, procediéndose a la comparación de las tres escalas para una misma configuración de cálculo de referencia.

La evaluación comparativa realizada pretende establecer la influencia y la relación existente entre resultados y parámetros de configuración y escalas, a fin de poder obtener conclusiones que faciliten la adecuada creación de modelos de predicción de ruido ambiental con la precisión necesaria.

Resultados y discusión

La variación en los niveles de ruido obtenidos en receptores fijos, basada en el empleo de distintos valores para 15 configuraciones de cálculo diferentes (Tabla 1), permite constatar escasas diferencias. La máxima diferencia registrada para un mismo receptor ha sido de 0,4 dB(A), apreciándose diferencias ligeramente mayores en las proximidades del trazado, respecto de otros puntos más alejados del mismo. Estas diferencias, resultan, con carácter general, modestas (en el rango 0,2-0,4 dB(A) en puntos cercanos a la autovía, y de 0-0,2 dB(A) en puntos alejados de la misma (Tabla 1 y Figura 1).

Tabla 1. Nivel de ruido L_{Aeq} obtenido en cada uno de los veinte receptores para las 15 configuraciones de parámetros de cálculo empleadas.

1	73,6	73,7	73,5	73,4	73,4	73,6	73,6	73,6	73,4	73,7	73,5	73,4	73,7	73,7
2	74,0	74,1	73,9	73,7	73,7	74,0	74,0	74,0	73,7	74,1	74,1	73,9	73,7	74,1
3	63,6	63,6	63,7	63,7	63,6	63,8	63,8	63,8	63,7	63,8	63,8	63,7	63,6	63,8
4	65,0	65,0	65,0	64,8	65,2	65,0	65,0	65,0	64,9	65,0	65,0	65,0	64,9	65,0
5	58,6	59,4	59,6	59,6	59,6	59,6	59,6	59,6	59,6	59,4	59,4	59,6	59,6	59,4
6	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8	54,8
7	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2
8	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2	51,2
10	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1	46,1
9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9	40,9
11	40,5	40,5	40,5	40,4	40,4	40,5	40,5	40,5	40,4	40,5	40,5	40,5	40,4	40,5
12	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6	46,6
13	51,1	51,1	51,0	51,0	51,0	51,1	51,1	51,1	51,0	51,1	51,1	51,0	51,0	51,1
14	52,5	52,5	52,4	52,4	52,4	52,5	52,5	52,5	52,4	52,5	52,5	52,4	52,4	52,5
15	54,7	54,7	54,6	54,5	54,5	54,7	54,7	54,7	54,6	54,7	54,7	54,6	54,5	54,7
16	52,7	52,7	52,6	52,5	52,5	52,7	52,7	52,7	52,6	52,7	52,7	52,6	52,5	52,7
18	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3	34,3
17	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9
19	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2	38,2
20	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9	41,9

Los resultados sugieren la existencia de ciertos factores, habitualmente no contemplados en la validación de modelos acústicos, para explicar algunas de las diferencias observadas (ubicación en zona de sombra, posición altimétrica del receptor respecto a la vía), si bien no cabe concluir al respecto, dado el tamaño de la muestra. El efecto, por tanto, de las distintas configuraciones de cálculo en los resultados obtenidos en nuestro estudio, se puede considerar, en general, limitado.

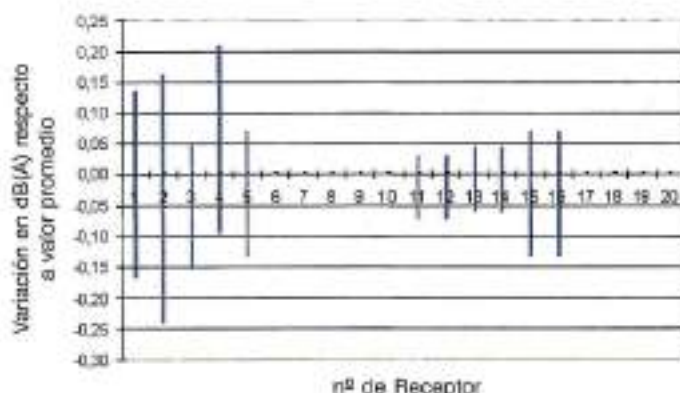


Figura 1. Desviación del nivel de ruido (dB(A)) respecto de la media para las 16 configuraciones de cálculo empleadas en los 20 receptores fijos

Respecto a la influencia de la escala empleada y definición del modelo se observa, con carácter general, que los puntos receptores más próximos a la autovía, y en ausencia de edificios u otro tipo de objetos que ejerzan de pantalla, la reducción de la escala y por tanto del nivel de detalle del modelo, implica un aumento del nivel de ruido registrado. Entre las causas se encuentra sin duda la mayor sencillez del modelo altimétrico, derivada de la progresiva pérdida de detalles topográficos y la mayor equidistancia entre curvas de nivel.

Las diferencias, en puntos cercanos a la carretera resultan variables, pero con frecuencia elevadas, oscilando entre 0,5 y casi 5 dB(A). Se constata que el modelo digital del terreno empleado a escala 1:25.000 (escala de referencia en la elaboración de mapas estratégicos de ruido), adolece de excesiva generalidad, reflejando valores de ruido sensiblemente diferentes a los confeccionados a escala 1:1000 y 1:5000 (Figura 2).

La evidencia obtenida, aunque escasa debido al momento aún temprano de desarrollo del presente estudio, indica una escasa influencia en los resultados debida a la variación de los parámetros de configuración del modelo. Incluso factores como la resolución de la malla de cálculo, a la que el tiempo de procesamiento del modelo resulta muy sensible, ofrecen sin embargo variacio-

nes muy escasas. Lo anterior indicaría que la búsqueda de la mejor configuración para aplicar el modelo de ruido, con frecuencia laboriosa y que puede implicar largos tiempos de cálculo, resulta de limitada utilidad.

Por el contrario, el nivel de detalle del modelo cartográfico muestra variaciones sustanciales en los resultados, mostrando menor fiabilidad en la relación 1:25000 que en otras escalas. En tal sentido, la escasa consideración que hasta el momento ha recibido la elección de la escala adecuada de trabajo, unido al empleo en no pocos casos de modelos digitales procedentes de diversas fuentes, y por tanto vuelos y años distintos, permite aventurar notables inconsistencias en los resultados. Lo anterior aconseja proceder en lo posible a la confección del modelo digital mediante un trabajo de generalización cartográfica, de forma que pueda controlarse el nivel de detalle de los objetos representados, en lugar de recurrir a cartografías a distintas escalas existentes en el mercado.



Figura 2. Mapas de isofonías a escala 1:1.000 (izda), 1:5.000 (centro) y 1:25.000 (dcha).

Referencias bibliográficas

- (1) RD 1513/2005, de 16 de diciembre, por el que se desarrolla la Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido, en lo referente a la evaluación y gestión del ruido ambiental.
- (2) RD 1367/2007, de 19 de octubre, por el que se desarrolla la Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido, en lo referente a zonificación acústica, objetivos de calidad y emisiones acústicas.
- (3) Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise.
- (4) European Commission (2006). *Good Practice for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure*. 2006. European Commission Working Group Assessment of Exposure to Noise. European Commission.

- (5) Tomé, R. (2008). GTACU. Contaminación acústica. NAE Acústica. 2008. Mapas de ruido, problemas y experiencias. En: 9.º Congreso Nacional de Medio Ambiente. Madrid.
- (6) Fernández, P., Jiménez, M., García, I. & Vázquez, M. (2007). *Elaboración de mapas estratégicos de ruido en las carreteras del Estado. Controlando la coherencia*. Dirección General de Carreteras del Ministerio de Fomento, Fundación Labein-Tecnalia.

Análisis de visibilidad: diseño de un modelo en un entorno SIG

Visibility analysis: design of a model in a GIS environment

ISABEL OTERO PASTOR

ELSA VARELA REDONDO

SANTIAGO MANCEBO QUINTANA

TRANSyT, Universidad Politécnica de Madrid

Resumen

El objeto de los análisis de visibilidad es determinar las áreas visibles desde cada punto o conjunto de puntos, bien simultáneamente o en secuencia, con vistas a la posterior evaluación de la medida en que cada área contribuye a la percepción del paisaje y a la obtención de ciertos parámetros globales que permitan caracterizar un territorio en términos visuales. Sus aplicaciones son múltiples: van desde la planificación ambiental, a la selección de la ubicación óptima de los puntos de vista o de las luces de referencia en la costa, a analizar el impacto de las construcciones humanas en el paisaje.

Siguiendo la línea enunciada, la comunicación que aquí se resume trata de realizar una aportación en el campo de los estudios de visibilidad, mediante el diseño de un modelo de visibilidad, posteriormente programado e implementado en SIG, que se desarrolló para la delimitación de áreas potencialmente urbanizables y propuesta de integración de criterios ambientales en el desarrollo urbanístico del Corredor del Henares de Guadalajara. La comunicación describe el proceso seguido para realizar esta tarea, centrándose en las dificultades que se presentaron y su resolución. El análisis de visibilidad desarrollado constituyó un punto importante tanto en el modelo de capacidad de acogida de la actividad como en el modelo del impacto que ésta puede producir en el medio. La construcción de un modelo de visibilidad permite valorar de forma objetiva la visibilidad del territorio desde todos los puntos de interés.

Palabras clave

Visibilidad; Planificación; SIG.

Abstract

The object of analysing visibility is to determine which areas can be seen from each point or set of points, either simultaneously or in sequence, in order to assess the degree to which each area contributes to the perception of the landscape, and to obtain certain global parameters which allow a territory to be characterised in visual terms. It has multiple applications: these range from environmental planning, through selecting the best possible location for viewing points or reference lights along the coastline, to analysing the impact of human constructions on the landscape.

Working along these lines, the aim of the work described here is to contribute to the field of visibility studies by designing a visibility model, which is subse-

quantily programmed and implemented in GIS, for the purpose of delimiting potential areas for urban development; and to propose the integration of environmental criteria into the plans for urban development along the Corredor del Henares in Guadalajara. This communication describes the process used to perform this task, with particular emphasis on the difficulties which arose and how they were resolved. The visibility analysis we developed was an important element, both in the model for the capacity of acceptance of the activity, and in the model for assessing the possible impact of the activity on the environment. The construction of a visibility model allows an objective assessment of the visibility of the territory from all the points of interest.

Key words

Visibility; planning; GIS.

Introducción y objetivos

El trabajo que se resume en la presente comunicación, se planteó como objetivo último la localización de nuevas áreas urbanas de baja densidad en el entorno del Corredor del Henares de Guadalajara (España). Los modelos de capacidad e impacto diseñados al efecto consideraron como uno de sus componentes más importantes la calidad visual del paisaje, que se basa a su vez en un estudio exhaustivo de la visibilidad del territorio (1).

La mayoría de los enfoques aplicados al análisis visual del paisaje conceden gran importancia a la determinación de las áreas de visibilidad desde los distintos puntos de vista (2); algunos autores señalan la necesidad de su establecimiento previo para determinar después las características de estas zonas o áreas vistas (3).

La conveniencia de precisar las limitaciones físicas del territorio respecto a la percepción visual ha sido puesta en manifiesto principalmente por los arquitectos paisajistas (4) y ya desde 1931 existen métodos manuales para producir mapas de visibilidad por medio de esquemas de campo (5), aunque este tipo de análisis sólo pudo enfocarse de forma sistemática a partir de los últimos años de la década de los sesenta con la utilización masiva del ordenador en los estudios de planificación.

El objeto del análisis visual del paisaje es determinar las áreas visibles desde cada punto o conjunto de puntos, bien simultáneamente o en secuencia, con vistas a la posterior evaluación de la medida en que cada área contribuye a la percepción del paisaje y a la obtención de ciertos parámetros globales que permitan caracterizar un territorio en términos visuales (6). Sus aplicaciones son múltiples: van desde la planificación ambiental, a la selección de la ubicación óptima de los puntos de vista o de las luces de referencia en la costa, a analizar el impacto de las construcciones humanas en el paisaje.

Material y métodos

El modelo de visibilidad que aquí se resume se desarrolló, como ya se ha comentado, para incluirlo en el proceso de delimitación de áreas potencialmente urbanizables y propuesta de integración de criterios ambientales en el desarrollo urbanístico del Corredor del Henares de Guadalajara (1).

Zona de estudio

Guadalajara es la provincia situada más al norte de la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha (España). El Corredor del Henares es una unidad territorial de unos 50 km de longitud por unos 25 km de ancho entre Madrid y Guadalajara, que recibe su nombre del río Henares. Se trata de una zona que no presenta obstáculos naturales a la implantación de vías de comunicación y núcleos urbanos; esto, unido a su estratégica situación como eje económico y de las comunicaciones, en la región central peninsular, motiva que haya sido la receptora de núcleos históricos importantes y que constituya hoy el área de expansión natural de los centros urbanos allí asentados.

El área incluida en este estudio abarca tanto lo que en líneas anteriores se ha denominado Corredor del Henares como algunos terrenos adyacentes que se encuentran bajo su influencia. La zona de estudio comprende un total de catorce municipios entre los que se encuentra la capital de provincia. Además de las poblaciones situadas estrictamente en el Corredor del Henares, que son las de mayor tamaño, se han incluido otros municipios colindantes, de bajas densidades de población, pero que están potencialmente sujetos a un fuerte desarrollo por su proximidad a este corredor.

Métodos

El análisis de visibilidad constituye un punto importante tanto en el modelo de capacidad de acogida de la actividad como en el modelo del impacto que ésta puede producir en el medio. La construcción de un modelo de visibilidad permite valorar de forma objetiva la visibilidad del territorio desde los puntos que puedan interesar.

El sistema de información geográfica Arc-GIS 9.2 es una herramienta útil para este fin, ya que permite realizar análisis de visibilidad a través de la extensión *Spatial Analyst* y la orden *Viewshed*. Para ello, se necesita el modelo digital de elevaciones (MDE) y los puntos del territorio para los que se quiere calcular la cuenca visual. El estudio de visibilidad es un análisis en formato ráster; la información del territorio está compartimentada en celdillas o píxeles.

Los puntos desde los que se va a realizar el análisis visual han de ser elegidos cuidadosamente. Se opta por crear una malla sistemática de puntos que cubre todo el territorio. Cada punto se sitúa en el centro de una celdilla de 250 x 250 m. Este tamaño de celda permite una buena cobertura del

territorio, ya que se obtienen 8.520 puntos de análisis, sin que el tiempo requerido por el programa para realizar este análisis sea excesivo.

El MDE, que es el otro elemento necesario para realizar este análisis, y que ya se había elaborado previamente, tiene un tamaño de píxel de $10 \times 10 \text{ m}^2$. Se aumenta el tamaño de celdilla a $50 \times 50 \text{ m}^2$ para que los cálculos sean más rápidos y sea más coherente con el área representada por cada punto. Esta transformación se hace desde Arc-Info, dentro de la extensión *Grid*, con la orden *Resample*. Esta orden realiza una interpolación para adaptar la información al nuevo tamaño de celdilla. La interpolación es de tipo cúbico, pues es la que mejor resulta, según se ha comprobado en experiencias anteriores, para este tipo de análisis.

La siguiente dificultad que se plantea es el propio análisis de visibilidad, pues la orden *Viewshed* de *Spatial Analyst* sólo puede ejecutarse para 16 puntos de forma simultánea. Como con la malla sistemática se crea un total de 8.520 puntos, sería necesario repetir la orden un número muy elevado de veces.

Por ello se opta por realizar estos análisis de visibilidad a través de Arc-Info programando en lenguaje AML (que es reconocido por Arc-Info) para que se ejecute automáticamente la visibilidad de todos los puntos. La programación realizada se puede encontrar en la web topografia.montes.upm.es.

El análisis de visibilidad se plantea inicialmente para ser empleado en el desarrollo del modelo de capacidad; en éste interesa conocer a qué unidad ambiental, de las definidas para dicho modelo, pertenece cada punto. Esta es la razón por la que el programa diseñado actúa como se explica a continuación:

En primer lugar, selecciona todos los puntos pertenecientes a la unidad ambiental 1, que de aquí en adelante se denominarán p_i .

Posteriormente, calcula la visibilidad de los puntos seleccionados. Este cálculo lo realiza analizando cuántos de los puntos que constituyen la unidad p_i pueden ser vistos desde cada punto del resto del territorio. El resultado es un mapa en formato ráster donde cada celdilla tiene un valor numérico. El valor 0 corresponde a las celdillas que no ven ningún punto de p_i ; el valor 1 corresponde a las celdillas que ven un punto de p_i . Y así sucesivamente.

Todo este proceso se repite para las 30 clases de puntos que corresponden a las 30 unidades ambientales.

Resultados

En la figura se pueden ver los resultados para los puntos de la unidad ambiental 14. Las tonalidades son más oscuras en las zonas en que se divisan mayor número de puntos p_{14} .

En el plano lejano, el campo visual aumenta, por lo que el número de píxeles que se perciben, en principio, es mayor. Sin embargo, la nitidez de lo percibido en ese plano es menor que la de lo percibido en el plano medio.

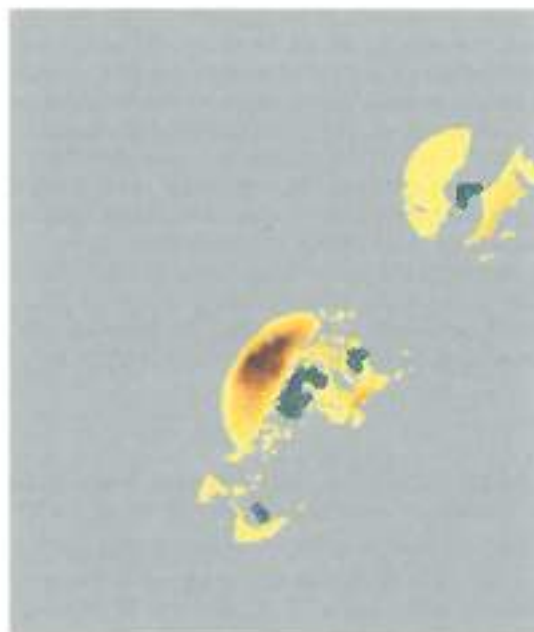


Figura. Resultados de visibilidad para p_{14} . En azul se muestran los puntos de p_{14} . Las zonas de visibilidad de tonalidad más oscura son las que divisan mayor cantidad de puntos p_{14} .

Para compensar este hecho, los resultados de visibilidad obtenidos para el plano lejano se multiplican por un factor cuyo numerador es el área del plano medio y cuyo denominador es el área del plano lejano. Los números son los siguientes:

- * Área total del plano lejano = $\pi \times (10^2 - 3^2) = 91\pi \text{ km}^2$.
- * Área total del plano medio = $\pi \times (3^2 - 1^2) = 8\pi \text{ km}^2$.
- * Factor por el que se multiplica el resultado de visibilidad del plano lejano = $8/91$.

Los resultados obtenidos para el plano medio y para el plano lejano compensado se suman, teniendo así un resultado global de visibilidad.

Conclusiones

El programa permite fijar la altura del observador y del objeto observado así como un intervalo de distancia para el que se calcula la visibilidad: distancia media (1-3 km) y de fondo (3-10 km) (se ha despreciado la distancia corta (0-1 km), por no ser significativa, al ser siempre visible el entorno inmediato (7)).

Para la altura del observador se ha escogido la que el programa toma por defecto, es decir, 1 metro. La altura del objeto observado se ha fijado en 2 metros. La razón para esto es que el análisis que nos interesa es el inverso al que hace el programa; esto es, cuánto se ve desde cada unidad ambiental. Y por eso, lo que para el programa es el observador para nosotros será el objeto observado y viceversa. Como nuestro observador está situado en una zona urbanizada y que por tanto ha tenido una explanación y cimentación previa, el terreno habrá sufrido una pequeña elevación que, unida a la altura propia del observador, se ha cifrado en dos metros.

Los valores de visibilidad van cambiando de forma suave para cada zona del territorio. Sólo hay una pequeña excepción a esto en los puntos situados en el borde del territorio, pues en el análisis se consideran las zonas dentro del territorio de estudio, pero no las de su entorno exterior.

Bibliografía

- (1) Otero, I. et al 2006. Modelo de localización de áreas potencialmente urbanizables: aplicación al Corredor del Henares. *Ciudad y Territorio*, vol. 148, pp. 331-352.
- (2) Lovejoy, D. (Ed.), 1973 *Land use and landscape planning*. Leonard Hill, London.
- (3) Zube, E. H., y col., 1974. Perception and measurement of scenic resources in the Southern Connecticut River Valley. *Inst. for Man and His Environ*, Pub. R-74-1. University of Massachusetts, Amherst, Mass.
- (4) Weddle, A. E. and Pickard, J., 1969. Landscape evaluation, and least social cost evaluation. *J.R. Town Plann. Inst.*, 55: 367-369 y Weddle, A. E., 1969. Landscape with figures. *The Town Planning Review*, 39, 4, pp 307-318.
- (5) Elsner, G. H., y Travis, M. R., 1976. The role of landscape analytics in landscape planning. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. SE US Southeast For Exp. Stn.*, 8, pp. 74-87.
- (6) Otero et al., 2004. Guía para la elaboración de estudios de medio físico: Contenido y metodología. Ministerio de Medio Ambiente.
- (7) Aramburu Maqua, M. P.; Escribano Bombín, R.; Ramos González, L.; Rubio Maroto, R., 2003. *Certografía del paisaje de la Comunidad de Madrid*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. Madrid.

Validación de tres modelos de erosión para su aplicación a zonas afectadas por movimiento de tierras

Validation of three erosion models for his application to land moving affected areas

J.M. NICOLAU IBARRA

Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias
Universidad de Alcalá, Campus Universitario
28871 Alcalá de Henares (España)

S. GONZÁLEZ UBIERNA

M. A. CASERMEIRO MARTÍNEZ

Departamento de Edafología, Facultad de Farmacia
Universidad Complutense de Madrid, Plaza Ramón y Cajal s/n,
28040 Madrid (España)

Resumen

Numerosos proyectos de obra requieren movimientos de tierra, cuyo impacto ha de ser evaluado, que generan zonas degradadas que han de ser recuperadas. En estos casos, los modelos de predicción de la erosión pueden convertirse en herramientas de gran utilidad. Sin embargo, la utilización de un modelo puede dar lugar a notables desviaciones que originen una toma de decisiones errónea. El objetivo del estudio ha sido validar y aplicar tres modelos de erosión (USLE, RUSLE1.08 y WEPP) para la estimación de las tasas de erosión presentes en laderas mineras restauradas, con el fin de orientar técnicamente la utilidad de los modelos.

La zona de estudio seleccionada ha sido una escombrera de la mina El Moral, en la ciudad de Utrillas, 60 km al norte de Teruel. Se seleccionaron tres laderas artificiales, una tratada con tierra vegetal y dos con sustrato estéril, con el fin de medir la erosión producida en un año. Finalmente estos datos se compararon con las simulaciones de cada modelo.

Los resultados muestran que tan sólo el modelo RUSLE funciona bajo las condiciones específicas de un relieve construido, si bien, sus resultados no han de tomarse como un reflejo exacto de la realidad, sino como un indicativo del intervalo de tasas de erosión en el que nos encontramos.

Palabras clave

Erosión, minería, RUSLE, USLE y WEPP.

Abstract

Many projects require land moving works, whose impact should be evaluated, and generate degraded areas that should be recovered. In these cases, erosion model predictions can become useful tools. However, the use of a model can lead to significant deviations resulting from a wrong decision. The aim of this

study was to validate and implement three erosion models (USLE, RUSLE1.06 and WEPP) to estimate erosion rates on restored mining slopes.

The study area was a dump of El Morai mine, in Utrillas town, 60 km. north of Teruel. Three artificial slopes were selected, one covered with a topsoil substrate and two sterile slopes in order to measure the erosion in a year. Finally these data were compared with models simulations.

Given the results, only the RUSLE model works well under the specific conditions of a built relief, although their results have not been taken as an accurate reflection of reality.

Key words

Erosion, USLE, RUSLE, WEPP.

Introducción

Las nuevas normativas de protección ambiental, surgidas al amparo de la Unión Europea, están generando nichos de empleo de gran importancia. A la legislación sobre restauración ambiental (RD. 2994/1982 para minería) le siguió la de Evaluación de Impacto Ambiental (CE, 1985). Los profesionales que se encuadran dentro de estas nuevas disciplinas han de contar con las herramientas técnicas adecuadas para evaluar y proyectar de manera eficaz.

Numerosos proyectos de obra requieren movimientos de tierra, cuyo impacto ha de ser evaluado, y que generan zonas degradadas que han de ser recuperadas. Dentro de estas áreas la erosión suele ser uno de los principales problemas a solventar. Para evaluar el impacto sobre el medio de un relieve proyectado el técnico carece de mediciones reales, por lo que su valoración se ha de basar en estimaciones. En estos casos, los modelos de predicción de la erosión pueden convertirse en herramientas de gran utilidad. Sin embargo, la utilización de un modelo que no está calibrado o adaptado a las condiciones particulares del proyecto puede dar lugar a notables desviaciones, que originen una toma de decisiones errónea.

El objetivo del estudio ha sido validar y aplicar tres modelos de erosión (USLE, RUSLE1.06 y WEPP) para la estimación de las tasas de erosión presentes en laderas mineras restauradas, con el fin de orientar técnicamente la utilidad de los modelos.

Material y métodos

Los procesos de erosión se describieron matemáticamente ya en los años 40 (1) y fueron representados en forma de ecuaciones útiles en la década de los 60 (2). Los avances en hidrología y en el conocimiento sobre la erosión han proporcionado los medios para desarrollar mejoras en la tecnología de predicción de la erosión basadas en la teoría de la infiltración, hidrodinámica de flujo y procesos de erosión en y entre regueros.

Durante casi cinco décadas, las ecuaciones de predicción de la erosión del suelo por el agua han sido útiles en la elaboración de planes para controlar la erosión del suelo y la sedimentación. La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) es la más ampliamente conocida y utilizada. La USLE representa una tecnología aplicada, simple y fácil de entender, de incalculable beneficio para la conservación del suelo y la ordenación del territorio. La USLE se basa en la ecuación para erosión laminar y en regueros en relación con la pendiente y la longitud de ladera (3) y posteriores modificaciones relacionadas con el clima y los cultivos (4). Sobre esta base la USLE se completó en 1965, siendo revisada y adaptada a ambientes construidos (RUSLE) en 1978 (5 y 6). Se ha afirmado (7) que «la USLE tiene muchos puntos fuertes pero también tiene sus limitaciones, una de las principales radica en que la forma de la ecuación no se basa en procesos».

En 1965 el Departamento de Agricultura de Estados Unidos desarrolla el modelo WEPP. En la práctica, la versión operativa de WEPP no se anunció hasta 1995. Se llegó a la conclusión de que con la tecnología existente, y la adición de algunos objetivos bien definidos de investigación, se podía desarrollar un modelo basado en procesos para la predicción de la erosión de los suelos.

Para la calibración de los modelos se partió de un estudio previo, realizado por el profesor Nicolau en el año 1989. En dicho trabajo se midió la producción de sedimentos en tres laderas restauradas, de una mina de carbón a cielo abierto. La zona de estudio seleccionada se sitúa en una escombrera minera en la ciudad de Utrillas, 60 km al norte de Teruel. La mina, que comenzó su actividad en 1980, se encuentra actualmente clausurada y restaurada.

La escombrera seleccionada se compone de laderas de 18 a 20% de pendiente y de 25 a 100 m. de longitud. Se pueden distinguir dos tipos de ladera en función del sustrato: las más antiguas, en las que se vertió una capa de tierra vegetal, y las más modernas, con un sustrato únicamente procedente del estéril de mina. La revegetación consistió en una hidrosiembra de herbáceas. La escasa presencia vegetal en la mayoría de laderas ha llevado a la instalación de una densa red de regueros, que potencia los procesos erosivos, significativamente mayores en aquellas laderas con menos cobertura.

En el trabajo previo (Nicolau, datos sin publicar) se seleccionaron tres laderas (tabla 1) de la mina y se estudió la erosión producida en cada una de ellas en un año. Este estudio se complementó con toma de datos de suelo, para estimar las variables necesarias en cada modelo, y con las medidas de temperatura y precipitación de la estación meteorológica de Montalbán (AE-MET), para generar el archivo climático, CLIGEN, del modelo WEPP. La erosión fue medida tras cada evento de precipitación (8), con un total de 22 eventos de relevancia erosiva. Finalmente se compararon los datos obtenidos de las simulaciones con los datos reales de campo.

Tabla 1. Características principales de las laderas seleccionadas

Ladera	Longitud (m)	Pendiente (%)	Área (m ²)	Densidad requesque (m/m ²)	Tratamiento	Cobertura		Altitud	Pedregosidad (%)
						%	Especies		
1	53	32.49	159	0.24	Tierra vegetal	35	<i>Festuca rubra</i> , <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Poa pratensis</i> y <i>Lolium perenne</i>	1140	11
2	41	34.43	102.5	1.92	Estéril	5	<i>Medicago sativa</i>	1160	6.4
3	44	34.43	110	1.21	Estéril	5	<i>Medicago sativa</i>	1160	6.4

De la comparación de las simulaciones de cada modelo con los datos reales en cada una de las tres laderas, se pretende deducir qué modelo trabaja mejor en las condiciones dadas.

Resultados y discusión

En la ladera 1 (Figura 1), el modelo que más aproxima sus resultados con las tasas de pérdida de suelo observadas en campo es el modelo WEPP en su versión anual. El modelo RUSLE ofrece una ligera sobreestimación, aunque su resultado es comparable con la realidad. Por su parte el modelo USLE ofrece una notable sobreestimación de las tasas de erosión en este caso. La mayor aproximación de los resultados WEPP frente a RUSLE ha sido ya descrito en zonas forestales (9), y en zonas agrícolas (10).

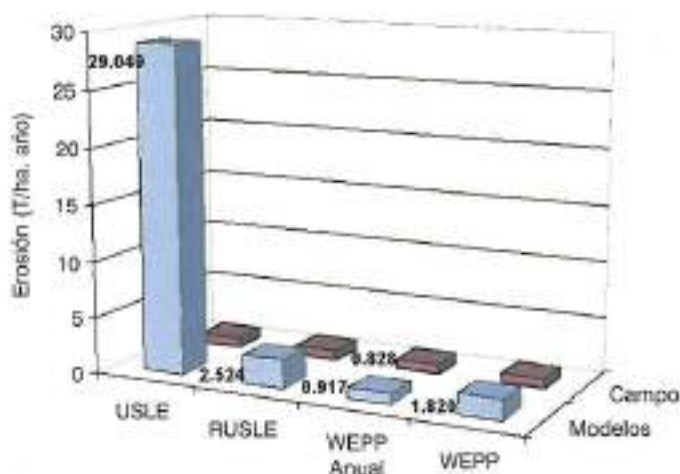


Figura 1. Comparación del resultado de los modelos con el campo. Ladera 1.

En las laderas 2 y 3 (Figuras 2 y 3), se observa una gran aproximación de los valores aportados por los modelos USLE y RUSLE, con mayor notoriedad en este último. Por su parte, el modelo WEPP produce una gran subestimación de las tasas de erosión. Cabe destacar la gran proximidad del resultado del modelo RUSLE con el modelo empírico en la ladera 2.

La mayor desviación de los resultados WEPP frente a RUSLE y USLE ha sido puesta de manifiesto anteriormente (11 y 12). Por su parte, la mayor aproximación de RUSLE frente a USLE, ha sido expresada también (13 y 14).

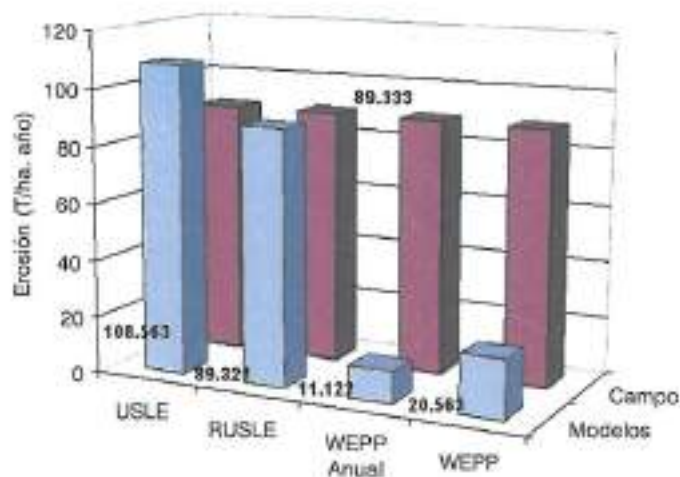


Figura 2. Comparación del resultado de los modelos con el campo. Ladera 2.

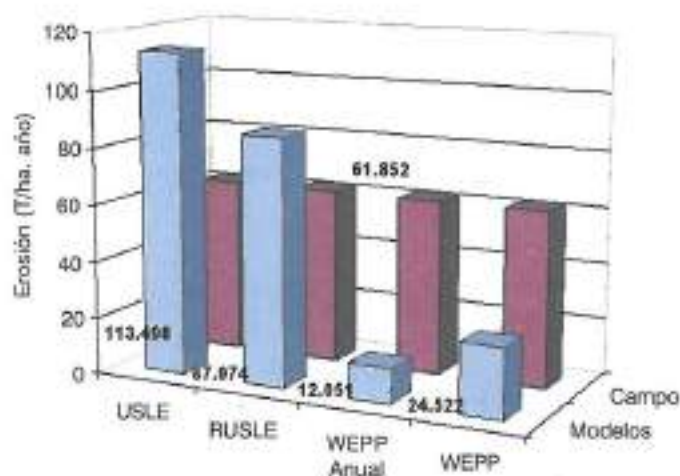


Figura 3. Comparación del resultado de los modelos con el campo. Ladera 3.

Conclusiones

A la vista de los resultados no es posible afirmar que alguno de los modelos analizados se ajuste idealmente a las mediciones hechas en campo. El modelo que ajusta mejor sus resultados, en general, es el modelo RUSLE, obteniendo resultados comparables en las tres laderas estudiadas. El modelo USLE, por su parte, no parece que ofrezca valores realistas en ninguno de los casos, viéndose superado por el modelo anterior. Por último el modelo WEPP tan sólo ofrece unos buenos resultados cuando las características de la ladera, vegetación, suelo y bajas tasas de erosión, hacen que se asemeje a las condiciones de un campo de cultivo. En este caso, el modelo WEPP en su versión anual supera al modelo RUSLE en sus predicciones.

Como conclusión final cabe citar que tan sólo el modelo RUSLE funciona bajo las condiciones específicas de un relieve construido, si bien, sus resultados no han de tomarse como un reflejo exacto de la realidad, sino que han de ser utilizados como mero referente a la hora de diseñar o evaluar el impacto de un relieve proyectado.

Referencias

1. Ellison, W. O., 1947. Soil erosion studies. *Agricultural Engineering* 28: pp. 145-146, 197-201, 245-248, 297-300, 349-351, 402-405 y 442-444.
2. Mayer, L. D., and Wischmeier, W. H., 1969. Mathematical simulation of the processes of soil erosion by water. *Trans. Am. Society of Agricultural Engineering*. 12: pp. 754-758.
3. Zingg, R. W., 1940. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. *Agricultural engineering*. 21: pp. 59-64.
4. Smith, D. D., and Whitt, D. M., 1957. Estimating soil losses from field areas of claypan soil. *Soil Science Society of America Proceedings* 12: pp. 485-490.
5. Wischmeier, W. H., and Smith, D. D., 1965. Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains. *Agriculture Handbook No 282* (USDA: Washington, DC).
6. Wischmeier, W. H., and Smith, D. D., 1978. Predicting Rainfall-Erosion Losses- A guide to Conservation Planning. US. Department of agriculture. *Agriculture Handbook No. 537.2*.
7. Lane, L. J.; Renard, K. G.; Foster, G. R.; Laflen, J. M., 1992. Development and application of modern soil-erosion prediction technology - the USDA experience. *Australian Journal of Soil Research*. 30: pp. 893-912.
8. Nicolau, J. M., 2002. Runoff generation and routing on artificial slopes in a Mediterranean-continental environment: the Teruel coalfield, Spain. *Hydrological processes*. 16: pp. 631-647.
9. Croke, J. and Nethery, M., 2006. Modelling runoff and soil erosion in logged forests: Scope and application of some existing models. *Catena*. 67: pp. 35-49.

10. Stolpe, N. B., 2006. A Comparison of the RUSLE, EPIC and WEPP erosion models as calibrated to climate and soil of south-central Chile. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant*. 55: pp. 2-8.
11. Tiwari, A. K.; Rise, L. M. and Nearing, M. A., 2000. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. *Transactions of the ASAE*. 43(5): pp. 1129-1135.
12. Reyes, M. R.; Raczkowski, C. W.; Gayle, G. A. and Reddy, G. B., 2004. Comparing the soil loss predictions of GLEAMS, RUSLE, EPIC and WEPP. *Transactions of the ASAE*. 47: pp. 489-493.
13. Toy, T. J. and Osterkamp W. R., 1995. The applicability of RUSLE to geomorphic studies. *Journal of Soil and Water Conservation*. 50(5): pp. 499-503.
14. Kinnell, P. I. A., 2003. Event erosivity factor and errors in erosion predictions by some empirical models. *Australian Journal of Soil Research*. 41(5): pp. 991-1003.
15. Foster, G. R.; Toy, E.; Renard, K. G., 2003. Comparison of the USLE, RUSLE1.06c, and RUSLE2 for application to highly disturbed lands. *Proceedings First Interagency Conference on Research in the Watersheds*, Benson, AZ. (ed), pp. 154-160.
16. Foster, G. R. (Compiler), 1987. User Requirements: USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP). *National Soil Erosion Research Laboratory Report No. 1* (USDA-ARS: W. Lafayette, IN.)

Evaluación del tiempo de contacto en la disponibilidad de metales pesados en suelos carbonatados

Aging influence in heavy metal availability in carbonated soils

**A. DE SANTIAGO
J. R. QUINTANA
A. M. MORENO
A. L. LAFUENTE
C. GONZÁLEZ**

Departamento de Edafología, F. Farmacia, UCM
Plaza de Ramón y Cajal s/n
28040 Madrid, España.

Resumen

Se evaluó la influencia del tiempo de contacto en la disponibilidad de metales en suelos de naturaleza carbonatada, observando, a su vez, la influencia de los parámetros edáficos en esta disponibilidad. Para ello, se muestrearon 10 suelos de naturaleza carbonatada en la Finca Experimental de «El Encin». Estos suelos fueron caracterizados y, posteriormente, se les contaminó con una solución de Cd y Cu en forma de nitrato a dos concentraciones diferentes. Los suelos, una vez contaminados, se mantuvieron en contacto con los metales añadidos durante 1, 7, 30, 90, 180 y 365 días. Una vez finalizados estos tiempos de contacto, se determinó la disponibilidad de Cd y Cu mediante la utilización de 3 índices diferentes: nitrato sódico 0.1 N, una solución de ácidos orgánicos de bajo peso molecular a baja molaridad (10mmol) y una solución de DTPA 0.001 M. Los resultados obtenidos indican que es necesario 1 mes como tiempo mínimo necesario para estabilizar la disponibilidad de los metales pesados añadidos en forma de sales solubles en este tipo de suelos. Además, la utilización de DTPA, muy utilizada por la comunidad científica, no es adecuada para estimar la disponibilidad de metales en este tipo de suelos.

Palabras clave

Tiempo de contacto, suelos carbonatados, metales pesados, índices de disponibilidad.

Abstract

We evaluated the influence the aging influence on availability of metals in carbonated soils, having, in turn, influence of soil parameters on this available. For this purpose, 10 calcareous soils were sampled on an experimental farm «El Encin». These soils were characterized and then they were contaminated with a solution of Cd and Cu in the form of nitrate salt at two different concentrations. The soil, once contaminated, they remained in contact with metals added

during 1, 7, 30, 90, 180 and 365 days. Once these times of contact, we determined the availability of Cd and Cu using 3 different availability index: 0.1 N sodium nitrate, a solution of organic acids of low molecular weight at low molarity (10mmol) and a solution of DTPA 0,001 M. The results indicate that first months is required as the minimum time necessary to stabilize the availability of heavy metals added in the form of soluble salts in such soils. Moreover, the use of DTPA, widely used by the scientific community is not adequate to estimate the availability of metals in these soils.

Key words

Aging, carbonated soils, heavy metals, availability index.

1. Introducción

La presión de la industrialización conduce a la adición de cantidades cada vez mayores de metales pesados a suelos agrícolas, contaminando la cadena alimentaria. Muchos de los estudios han abordado la evaluación de suelos contaminados *in situ* por acción antrópica. Sin embargo, para poder modelizar la disponibilidad de metales a dosis conocidas, es necesaria la adición de los mismos, a nivel de laboratorio, en forma de sales solubles.

La adición de sales solubles de metales sobreestiman su disponibilidad (1 y 2). Esto puede ser debido a que el tiempo de contacto, entre los metales y la fase sólida del suelo, en la mayoría de las investigaciones, no es suficiente como para alcanzar un equilibrio estable entre las dos fases (3). El objetivo de este trabajo es estudiar los efectos que tiempos de contacto, a corto y largo plazo, tienen en la disponibilidad de dos metales pesados (Cu y Cd), añadidos a diferentes dosis, en suelos agrícolas de naturaleza carbonatada.

2. Material y Métodos

2.1. Características del área de estudio

El área de estudio está situada en el centro de la Península Ibérica, concretamente en la finca experimental agraria «El Encín», perteneciente a la Comunidad de Madrid, situada en el noreste de la ciudad de Madrid. De topografía llana y sin relieves significativos está atravesada por el Río Henares. La finca está dedicada a cultivos de secano y regadío con alternancias anuales. De acuerdo con los datos disponibles en el Servicio Meteorológico Nacional, el clima del área es Mediterráneo templado. La precipitación media anual es de 447,4 mm, y la evapotranspiración potencial alcanza los 758,2 mm año⁻¹. La temperatura media anual es de 13,58 °C.

2.2. Características de las muestras de suelo

Todos los análisis se llevaron a cabo en la fracción < 2 mm, de diez suelos correspondientes a la llanura de inundación del río. Según la sistemática FAO-UNESCO (1998), han sido clasificados como Fluvisoles calcáricos.

La selección se realizó en base a los distintos usos de la finca. De ellos se muestrearon los 30 primeros centímetros sin diferenciar horizontes genéticos.

2.3. Determinaciones analíticas

El carbono orgánico fue determinado mediante el método de oxidación por vía húmeda según Walkley-Black. El nitrógeno total por el método de Kjeldhal. El pH en una suspensión suelo: agua de 1:2.5 y la CE en una suspensión suelo:agua 1:5. El CaCO_3 equivalente de acuerdo con el método del calcimetro de Bernard. La CIC fue determinada por extracción de las muestras con acetato amónico 1M (pH 7.0) y los cationes de cambio fueron medidos por EAA, Ca y Mg, y por EEA, Na y K. El análisis de tamaño de partícula fue determinado por el Método de la pipeta de Robinson. Para la determinación de los cationes totales se digirieron las muestras con HNO_3 , HClO_4 y HF, la determinación se llevó a cabo mediante EAA.

2.4. Ensayos de Contaminación e Índices de Disponibilidad

Cada uno de los suelos utilizados en este estudio se contaminó con ambos metales (Cu y Cd) a dos concentraciones diferentes. Estas concentraciones se basaron en las concentraciones permisibles para considerar a un suelo contaminado (Directiva 86/278/CEE (4)) -tratamiento 1- (140 y 3 mgkg^{-1} , respectivamente) y las concentraciones semimáximas permisibles en lodos de depuradora utilizados en la agricultura -tratamiento 2- (875 y 20 mgkg^{-1} , respectivamente), según la legislación vigente (RD 1310/90 (5)). Las soluciones de metales se realizaron con sales en las formas de $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, las cuales fueron disueltas en agua desionizada Milli-Q. #

Los experimentos de contaminación, para los dos niveles de tratamiento, se llevaron a cabo a distintos tiempos de contacto, entre la solución contaminante y el suelo, siendo estos: 1, 7, 30, 90, 180 y 365 días.

Submuestras de cada uno de los suelos contaminados fueron utilizadas para la obtención de los índices de disponibilidad de los metales en suelos. Para el presente estudio se seleccionaron tres índices de disponibilidad. Una solución de ácidos orgánicos de bajo peso molecular (6), para lo cual se empleó una mezcla de ácido acético, ácido láctico, ácido cítrico, ácido málico y ácido fórmico con una concentración total 10 mM, y una relación molar 4:2:1:1:1, respectivamente; una solución de nitrato sódico 0.1 M (7) y una solución de DTPA 0.01 M (8).

3. Resultados

3.1. Caracterización de las muestras de suelo

Las texturas son, en general, gruesas, tipo franco-arenoso. Los pH_s son básicos a ligeramente alcalinos, con valores relativamente uniformes. El contenido en carbonato es moderadamente bajo y no existe evidencia de carbonato cálcico secundario. Los valores de CE son muy bajos, poniendo de manifiesto el bajo contenido de sales solubles en estos suelos.

Los contenidos en carbono y nitrógeno orgánico no son muy elevados. Los valores de la CIC son de moderados a elevados, con similar evolución a los contenidos de materia orgánica, lo que revela que es la fracción coloidal de naturaleza orgánica la que tiene mayor influencia en esta propiedad. Cabe destacar el predominio, en todos los suelos, del catión Ca en el complejo de cambio. Este mismo hecho ocurrió al determinar el contenido de los óxidos totales.

Con objeto de determinar qué nivel de fondo de cada metal presentaban los suelos se realizó un estudio del fondo geoquímico. En ningún caso los contenidos totales, de Cu y Cd, alcanzaron los valores límites recogidos por la Directiva 86/278/CEE para suelos con $\text{pH} > 7$.

3.2. Influencia del tiempo de contacto en la disponibilidad de metales pesados

La desorción con nitrato sódico fue la que presentó, para los dos metales a ambos niveles de contaminación, los menores porcentajes (Fig 1 y 2). Los porcentajes de extracción con DTPA, para ambos metales y tratamientos, fueron los más elevados, mientras que la desorción con ácidos orgánicos tuvo valores intermedios.

El tiempo de contacto influyó decisivamente en la disponibilidad de metales extraídos con ácidos orgánicos y NaNO_3 . Por el contrario, el DTPA no mostró ninguna tendencia clara en el tiempo, ni por metal, ni por tratamiento.

El tiempo de contacto necesario para estabilizar el porcentaje de metal extraído con NaNO_3 fue de 1 mes, independientemente del metal y del tratamiento. En el caso del Cd, el porcentaje de extracción fue diferente en función del nivel de contaminación, extrayendo más en el nivel más elevado. Los porcentajes de extracción del Cu no mostraron diferencias significativas entre tratamientos.

La mezcla de ácidos orgánicos extrajo porcentajes muy diferentes dependiendo del tiempo de contacto y del metal estudiado. Los porcentajes de Cu extraído fueron diferentes en función del tratamiento, duplicando su valor en el nivel de elevada contaminación. Se alcanzó la estabilización entre 30 y 90 días de contacto, en ambos niveles. En el caso del Cd, el tratamiento no influyó en los porcentajes de extracción, mientras que el tiempo fue la variable decisiva, poniéndose de manifiesto que entre 7 y 30 días se alcanza la estabilidad.

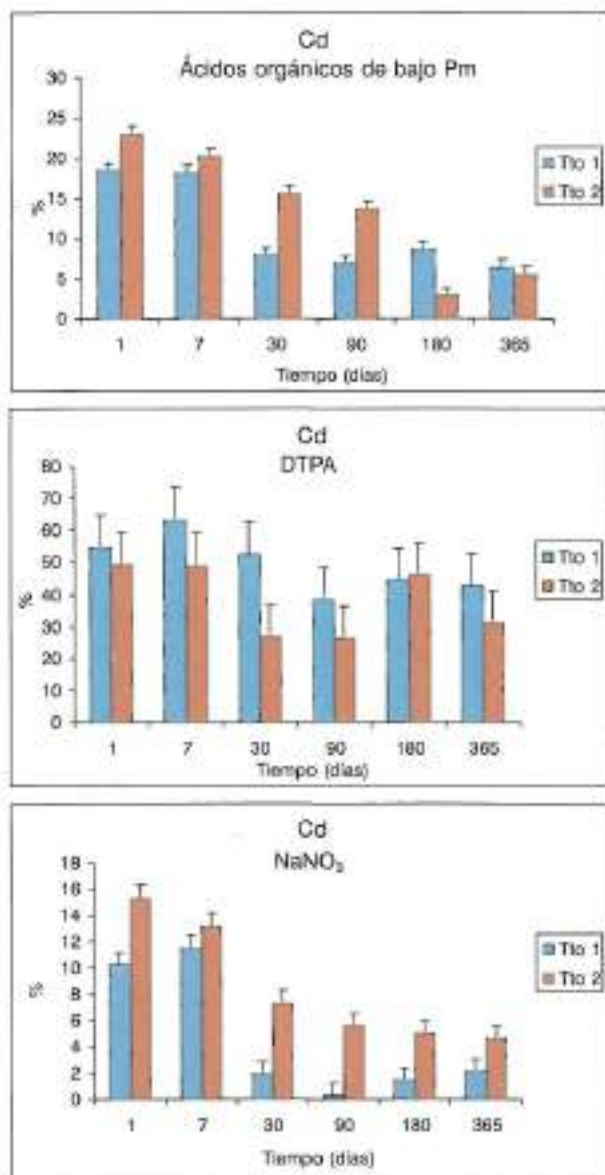


Figura 1. Extracción de Cd con ácidos orgánicos de bajo peso molecular, DTPA y nitrato sódico.

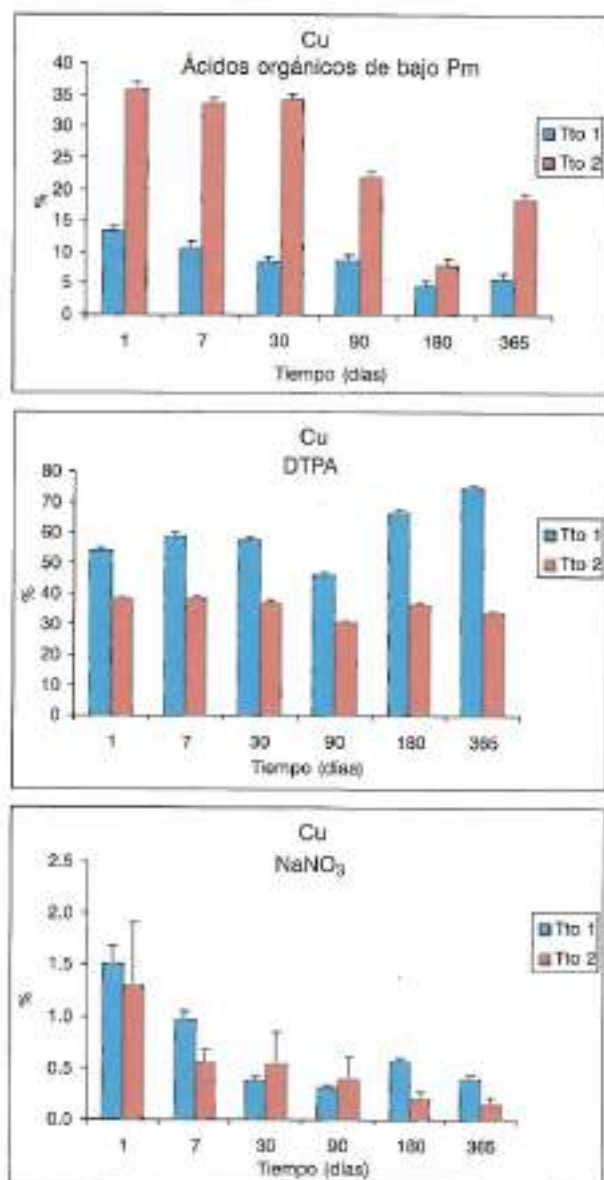


Figura 2. Extracción de Cu con ácidos orgánicos de bajo peso molecular, DTPA y nitrato sódico.

3.3. Relación entre las características edáficas y la disponibilidad de metales pesados

Los coeficientes de correlación calculados, entre los índices de disponibilidad de los metales y los parámetros del suelo fueron, en general, bajos. En el tratamiento de alta concentración, la disponibilidad de los 2 metales pesados se encuentra correlacionada positivamente con el contenido en arena gruesa del suelo.

La desorción de Cd presentó correlaciones negativas y significativas con el contenido total de Mg, para los tres índices de disponibilidad y para ambos tratamientos. El mismo comportamiento se observó para el Cu, en el nivel de elevada contaminación, para las extracciones con DTPA y nitrato sódico. Esto puede deberse a que en los suelos estudiados, el mayor contenido de Mg puede indicar un mayor contenido de dolomita, y el Mg de la dolomita puede ser sustituido por los metales. En el caso del Cu, este hecho sólo sucede en el tratamiento de alta concentración, posiblemente, por estar ya ocupadas las posiciones más específicas para este metal. Esta relación podría confirmar la formación de carbonatos metálicos muy insolubles y poco disponibles. A su vez, la desorción de Cd, en ambos tratamientos y en los tres índices, se correlacionó negativamente con el Ca, total y de cambio, por lo que este metal podría desplazar a ambos cationes (Ca y Mg) formando carbonato de Cd.

4. Conclusiones

A la vista de los resultados obtenidos en cuanto a los tiempos estudiados, sería necesario mantener en contacto el metal, añadido como sales solubles, al menos 1 mes para obtener un resultado fiable de su disponibilidad en suelos de naturaleza carbonatada. Cabe señalar que este tiempo de contacto mínimo es necesario, independientemente del nivel de contaminación (a concentraciones permitidas por la legislación), para conocer el riesgo que suponen estos metales para los ecosistemas.

La extracción realizada con DTPA no parece adecuada para estimar la disponibilidad de metales en los suelos analizados, debido a los mayores porcentajes de extracción en el nivel bajo de contaminación. Esto puede dar lugar a conclusiones erróneas a la hora de la evaluación de riesgos, por la contaminación por metales.

Bibliografía

1. Gray, C. W.; McLaren, R. G.; Roberts, A. H. C.; Condon, L. M. (1996). Sorption and desorption of cadmium from some New Zealand soils: effect of pH and contact time. *Australian Journal of Soil Research* 36: 199-216.
2. Lock, K. & Janssen, C. R. (2005). Influence of soil zinc concentrations on zinc sensitivity and functional diversity of microbial communities. *Environmental Pollution* 136: 275-281.

3. Martínez, C. E.; Motto, H. L. (2000). Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution* 107: 153-158.
4. C.E.E. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* N.º L, 12 de junio de 1986, Directiva del Consejo 86/278/CEE, p. 181/6.
5. España. Real Decreto 1310/1990. *Boletín Oficial del Estado*, 1 de noviembre de 1990, n.º 262, p. 32339.
6. Feng, M. H.; Shan, X-Q.; Zhang, S. and Wen, B. (2005). A comparison of rhizosphere method with DTPA, EDTA, CaCl_2 , and NaNO_3 extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley. *Environmental Pollution*. 137: 231-240.
7. Gupta, S. K.; Allen, C. (1983). Comparison and evaluation of extraction media and their suitability in a simple model to predict the biological relevance of heavy metal concentrations in contaminated soils. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 51: 25-46.
8. Lindsay, W. L.; Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.

Bloque IV
Restauración, Seguimiento
Ambiental y Sostenibilidad

**Empleo de un SIG para la evaluación
de los procesos de erosión hídrica
en la cuenca del Río Grande del Santiago, a
fin de valorar el impacto derivado
de una intensa actividad antropogénica**

*Use of GIS for the evaluation of the processes of hidric
erosion of the Grande Santiago River's watershed,
with the finality to value the impact derived of intensive
antropogenic activities*

FRANCISCO JAVIER NÚÑEZ SANDOVAL

*Coordinación de Suelos «Proyecto Análisis Retrospectivo del Sistema Ambiental
del Río Grande Santiago» Universidad de Guadalajara, México*

ALDEBARÁN CONTRERAS RIVERA

CRUZ NOÉ PAREDES GUAJARDO

RAFAEL ROMERO LUNA

CARLOS LECANDA TERÁN

Resumen

La importancia en México, de la Cuenca del Río Grande Santiago se debe principalmente a su potencial hídrico, con una disponibilidad natural media de 36977 Mm³ ha favorecido que en ella se sitúen 3 importantes proyectos hidroeléctricos.

No obstante, la cuenca se encuentra altamente impactada por procesos de deforestación. El empleo de un Sistema de Información Geográfico, en base a cartografía digital e imágenes satelitales, nos permitió entender la dinámica de los procesos de erosión sucintados actualmente en la cuenca.

Palabras clave

México, Cuenca Río Grande Santiago, SIG, Erosión.

Abstract

The national significance of the Grande Santiago River's watershed is mainly due to its hidric potential, with an average natural availability of 36977 millions of cubic meters. It has favored that in this place there are 3 important hydro-power dams.

Nevertheless, the watershed is highly impacted by processes of deforestation. The employment of a Geographical System of Information, on the basis of digital cartography and satellite images, allowed us to understand the dynamics of the processes of erosion presented nowadays in the watershed.

Key words

Mexico, System of the Grande Santiago River's watershed, GIS, Soil Erosion.

Introducción

La importancia en México de la Cuenca del Río Grande Santiago, se debe principalmente a su potencial hídrico, con una disponibilidad natural media de 36977 Mm³ según datos de la CONAGUA al 2005 (2), se ha convertido en una de las principales regiones del país donde operan proyectos hidroeléctricos; con 3 proyectos en operación (PH. Aguamilpa, PH. Santa Rosa, PH. El Cajón), uno en construcción (PH. La Yesca).

Actualmente la cuenca está asociada a intensos problemas de deforestación. La tala clandestina y la agricultura tradicional con la práctica de «rosa tumba y quema» en la cual se han explotado por muchos años los suelos situados en elevadas pendientes, favoreciendo una fuerte regresión de la vegetación natural hacia formaciones muy abiertas alejadas del óptimo biológico; propiciando una degradación física continua de los recursos suelo y agua, y acentuando los procesos de sedimentación sobre los embalses. De ahí la necesidad de llevar a cabo un análisis regional que establezca una base para el posterior seguimiento y evaluación, a fin de poder identificar aquellas zonas que requieran de un estudio con mayor detalle, para el establecimiento de programas de conservación y/o restauración.

Objetivos**Objetivo general**

Generar un índice ambiental a partir de la tasa de erosión hídrica estimada para el área de estudio.

Objetivos particulares

- Compilar y analizar la información topográfica, edafológica, climática, de uso del suelo y vegetación disponible para el área de estudio, con el fin de identificar tendencias de transformación dentro del área de estudio.
- Establecer una base cartográfica sobre la intensidad de los procesos erosivos que se suscitan dentro de la cuenca del río grande Santiago, con el fin de monitorear los efectos del cambio de uso de suelo de la región.

Materiales y Métodos

De acuerdo con la información tomada de archivos vectoriales del banco de datos CONABIO al 2007 (1) y que corresponde a archivos elaborados por

la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), el sistema Santiago presenta una superficie de 83548.51 Km² con 66 unidades hidrológicas identificadas a nivel de subcuencas.

Para el presente estudio se seleccionaron como área de estudio (Sistema Ambiental Regional) 19 subcuencas, consideradas como aquellas que mayor influencia tienen sobre el sistema hidrológico, con una superficie inicial de caracterización de aproximadamente 30108 Km², correspondiente al 36.038% del total que ocupa de forma natural el sistema hidrológico de la Cuenca del Río Santiago. Su connotación geográfica comprende una amplia región ecológica pues va desde las áreas costeras con manglares asociados a suelos salinos, principalmente Solonchaks, zonas tropicales húmedas y subtropicales donde predominan las Selvas Medianas caducifolia y subcaducifolia asociadas a suelos con altos contenidos de arcillas Luvisoles, Alisoles y cortezas de interperismo profundas, pasando por bosques templados como el bosque de encino, encino pino con suelos con altos contenidos de materia orgánica, culminando en comunidades asociadas a climas cálidos secos como la selva baja caducifolia y los matorrales donde predominan los suelos poco desarrollados Leptosoles, Regosoles y Cambisoles (3) (4).

Para el análisis de erosión hídrica se optó por un modelo cuyos requerimientos de entrada pudieran ser solventados con base a la disponibilidad de información para el área de estudio, el modelo seleccionado fue la ecuación universal de pérdida de suelo U.S.L.E¹ propuesta por Wischmeier y Smit 1978 (9) y cuyos componentes son descritos a continuación:

$$E = (R) (K) (T) (C) (P)$$

E = Pérdida de suelo promedio anual en [t/ha/año]

R = Factor erosividad de las lluvias en calculado mediante el EI_{30} [MJ/ha*mm/hr]

K = Factor erodabilidad del suelo en [t/ha.MJ*ha/mm*hr]

T = Factor topográfico [LS]

C = Factor cubierta vegetal [a dimensional]

P = Factor de prácticas de conservación, [a dimensional]

Con el fin de procesar la información contextual de los cambios de ocupación del suelo (tipo de cobertura, estado de conservación) en el área de es-

¹ A pesar de las limitaciones de la U.S.L.E, su utilización como herramienta de planificación tiene validez. Los parámetros se pueden estimar a partir de información primaria meteorológica, mapas cartográficos en escala 1:50.000, fotografías aéreas o para el presente caso imágenes satelitales, mapas temáticos (geológico, edafológico, morfológico, uso y cobertura de la tierra) e incluso puede ser calibrada con información directa de campo realizada en las microcuencas representativas.

La USLE permitió estimar la tasa de pérdida de suelo de tipo diluvial que se presenta en forma laminar y de microsurcos. Esa pérdida de suelos no incluye la erosión en cárcavas, barrancos y la propiciada por otros procesos morfodinámicos. Sobre estos últimos se realizó un análisis particular que permite conocer su origen, fuerzas que lo excitan y un mapeo de su ubicación en diferentes niveles.

tudio se compiló información tanto cartográfica del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) correspondientes a las Series I (1980), Serie II (1990) y Serie III (2004) de uso de suelo así como información satelital LANDSAT correspondiente a las mismas fechas. Después se realizó una estratificación basada en igualdad de valores de cobertura (C) relativos para los diferentes estratos (7). Además se hizo una recopilación de la información edafológica principalmente perfiles de suelo con datos analíticos ubicados dentro del área de estudio. Se integró una base de datos de 27 estaciones climatológicas ubicadas dentro y en los alrededores del área de influencia, con un período de la información que cubre de 1961 a 2006 la cuales forman la base para los mapas climáticos de la zona basados en el sistema de clasificación de Köppen (8). La información correspondiente al factor topográfico (grado pendiente en % y longitud de la pendiente) fueron generados mediante modelos digitales del terreno (DTM).

Resultados

La deforestación debida al cambio de uso de suelo, es un fenómeno que va de la mano con la intensificación de los procesos erosivos, la tasa de cambio estimada como pérdida de superficie arbórea es la siguiente:

Tabla 1. Valores resumidos a fin de reflejar la pérdida de vegetación arbórea

OCUPACIÓN	SUPERFICIE HA.			SUPERFICIE RELATIVA %		
	1980	1990	2004	%	%	%
Arbolado	2252468.52	2142517.78	1993808.05	74.81	71.16	66.26
No arbolado	758423.75	868,374.49	1017084.22	25.19	28.84	33.78
TOTAL	3010892.27	3010892.27	3010892.27			

Tomando como base el grado de perturbación de la vegetación se puede inferir la intensidad del problema de la erosión en el área de estudio, el cual alcanza niveles muy graves dentro de la cuenca como se muestra en la Figura 1. Constituyendo una preocupación pública, desafortunadamente la ocupación humana y el intenso proceso de deforestación muestran un claro ascenso.

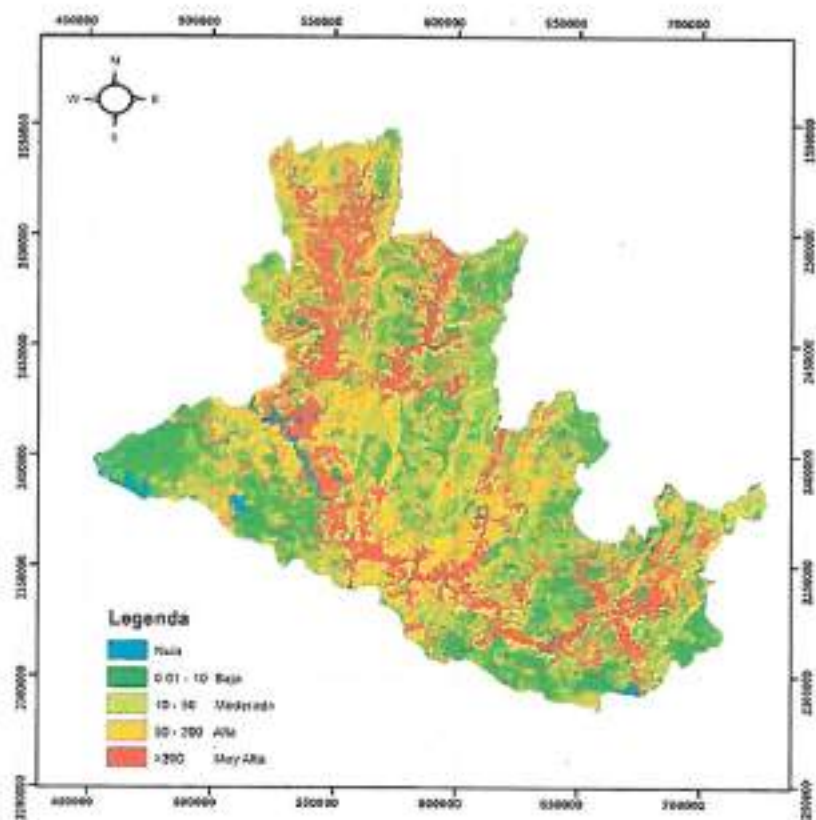
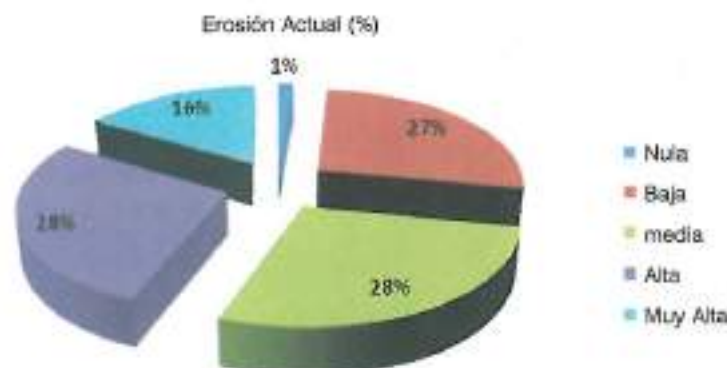


Figura 1. Mapa de erosión expresado en toneladas por hectárea correspondiente al uso de suelo actual.

Discusión

Los resultados obtenidos para el área de estudio fueron agrupados en cinco clases de intensidad de erosión, como puede verse en la figura anterior y la gráfica 1 la superficie que representan refleja un proceso avanzado de deterioro. Cabe hacer mención de la importancia de la subcuenca denominada «Huichol», ya que su alto nivel de deterioro resulta de gran significancia por la influencia directa que tienen los aportes de sedimentos arrojados al embalse de la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, penúltima de la serie de presas sobre la cuenca.



Gráfica 1. Gráfica resumen de los resultados del análisis de erosión para el SAR con una superficie 3010692.27 ha

Cabe señalar que aunque la escala de trabajo no permite separar los efectos de la presa como motor de cambio, si es posible observar que los procesos erosivos se ven intensificados en las cercanías de las presas, posiblemente por la construcción de vías de acceso a zonas que anteriormente eran inaccesibles.

Será necesario un estudio con mayor detalle para dichas áreas, que nos permita entender cuál es la dinámica de deterioro y ver si es atribuible a la construcción de esa infraestructura.

Los análisis espaciales y los resultados introducidos posteriormente en el SIG generan una herramienta para la toma de decisiones en el futuro desarrollo de la cuenca, así como un método para determinar medidas de protección a zonas donde inciden mayormente los procesos erosivos, estableciendo una base para monitorear procesos erosivos en las cercanías a las presas.

Referencias Bibliográficas

- (1) CONABIO. 2004. Carta Subcuencas de la República Mexicana, Proyecto Estadística-CONABIO. Anexo cartográfico. Edición individual cartas escala 1:1,000,000. Comisión Nacional para la Biodiversidad. México, D.F.
- (2) CONAGUA (2005). Estadísticas del Agua en México. Comisión Nacional del Agua. México D. F. México. 104 p. Disponible en el World Wide Web: <http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espanol/Directorio/Default.aspx>
- (3) INEGI (2007). Cartas edafológicas serie III F13-2, F13-5, F13-6, F13-8, F13-9, F13-11, F13-12 escala 1: 250,000.
- (4) INEGI (2004). Cartas Uso de Suelo serie III F13-2, F13-5, F13-6, F13-8, F13-9, F13-11, F13-12 escala 1: 250,000.

- (5) FAO (1979). *A provisional methodology for soil degradation assessment*, Roma, Italia.
- (6) García, E. (1986). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana*, Instituto de Geografía, UNAM, México.
- (7) Kenneth, N.; P. Folliott, H. Gregersen y J. Thames (1993). *Hydrology and the Management of Watershed*, Iowa State University Press; Iowa, USA.
- (8) Roose, E. (1977). «Use of the Universal Soil Loss Equation to predict erosion in West Africa», en *Soil erosion: prediction and control*, Proceedings of the National Conference on Soil Erosion, Soil Conservation Society of America, Ankeney, Iowa, pp. 143-161.
- (9) Wischmeier y Smit (1976). Use an misuse of the universal soil loss equation JSWC 31(1): 5-9.

Nueva perspectiva de la evaluación ambiental y la restauración de explotaciones mineras: nichos ecológicos para avifauna

*New perspective of environmental assessment and mine
rehabilitation: ecological niches for birds*

**ATOCHA RAMOS MARTÍNEZ
COSME DAMIÁN ROMAY COUSIDO**

Cámara Oficial Mineira de Galicia

JOSÉ MANUEL ÁLVAREZ-CAMPANA GALLO

Universidade da Coruña

Resumen

Los estudios de campo llevados a cabo por la Cámara Oficial Mineira de Galicia en 2008 han mostrado que la transformación morfológica del terreno como consecuencia de actividades mineras genera nuevos hábitats que son colonizados por fauna —especialmente aves— y por flora. A menudo, la ocupación de estos entornos es debida a especies que no estaban presentes antes de iniciarse las labores mineras, estando algunas de ellas amenazadas en Galicia y en España.

De acuerdo con esto, los estudios faunísticos realizados en la fase de evaluación de impacto ambiental deben mantenerse durante el desarrollo de las labores mineras, para lo cual habrá que incorporar medidas de evaluación en los programas de seguimiento y control. Es igualmente importante que el plan de restauración final sea un proceso adaptativo, en el que se integren los datos obtenidos durante la fase de explotación.

Con esta comunicación se pretende poner de manifiesto el potencial efecto positivo derivado de la actividad minera, que exige incorporar a los planes de seguimiento y control la evaluación periódica de los valores ecológicos existentes en las áreas mineras, y actualizar el plan de restauración diseñado al inicio del proyecto con los datos obtenidos a través del seguimiento y control de los valores ecológicos.

Palabras clave

Avifauna, evaluación de impacto, fauna, flora, gestión ambiental, restauración minera.

Abstract

Studies carried out by Galicia Chamber of Mines have shown that the morphologic transformation of the environment as a consequence of mining activities brings new habitats, which are colonized by fauna —especially birds— and by flora. Those spaces are often occupied by species that were not present before the mining activities took part. Some of them are considered threatened in Galicia and Spain.

According to this, the faunistic studies developed during the environmental impact assessment phase must continue during the mining activities phase. This makes necessary to incorporate assessment techniques into the monitoring and control programmes. It is also important that the final rehabilitation programme incorporates the data obtained during the monitoring and control programmes in the exploitation phase.

With this paper, we intend to highlight the potential positive effect that mining activities have for some species, which makes necessary to incorporate the periodical assessment of the ecological values in mining activities into the monitoring and control programmes. It is also essential to update the rehabilitation plan designed before mining started with the data gathered through the assessment and control of the ecological values.

Key words

Birds, fauna, flora, impact assessment, environmental management, mine rehabilitation.

Introducción

La normativa en vigor en Galicia (1) y en España reconoce la evaluación de impacto ambiental de proyectos como instrumento más adecuado para la preservación de los recursos naturales y la defensa del medio, ya que introduce la variable ambiental en la toma de decisiones sobre proyectos con incidencia importante en el medio. En lo que respecta a la minería, todos los proyectos de aprovechamiento de recursos mineros tienen obligación de presentar un estudio de impacto ambiental que incluya como mínimo la descripción del proyecto y de las posibles alternativas, un inventario ambiental y descripción de las interacciones ecológicas claves, la identificación y valoración de impactos (tanto del proyecto como de las alternativas) y el establecimiento de medidas protectoras, correctoras y de un programa de vigilancia ambiental. Asimismo, está recogido en la legislación vigente (2) que quienes desarrollen trabajos de investigación o aprovechamiento de recursos mineros quedan obligados a realizar trabajos de restauración del espacio natural afectado por dichas labores. Previamente al otorgamiento de una autorización de aprovechamiento o de una concesión de explotación, deberán presentar un Plan de Restauración del espacio natural, que contendrá información detallada sobre la zona de explotación y su entorno, así como las medidas previstas para la restauración del espacio natural afectado por la explotación e instalaciones anejas. Estas actuaciones, cuando se realizan de forma adecuada, suponen un beneficio para las comunidades faunísticas y florísticas del entorno, ya que facilitan la colonización de los nuevos nichos creados durante la explotación.

Objetivos

Esta comunicación pretende: a) poner de manifiesto el potencial efecto positivo derivado de la actividad minera sobre la fauna, b) incidir en la importancia de incorporar la evaluación periódica de los valores ecológicos de las áreas mineras a los planes de seguimiento y control, y de actualizar el plan de restauración diseñado al inicio del proyecto con los datos obtenidos a través del seguimiento y control de estos valores ecológicos; y c) esbozar líneas maestras para llevar a cabo esa incorporación.

Materiales y métodos

La base de esta comunicación es el estudio promovido por la Cámara Oficial Mineira de Galicia sobre Aves en canteras del litoral gallego, dentro del cual se censó la avifauna presente en 11 canteras próximas a la costa en las provincias de A Coruña, Lugo y Pontevedra del 15 de mayo al 17 de diciembre de 2008. Cada cantera fue visitada cuatro veces en este período de tiempo y se estimó la densidad de aves realizando transectos a pie de 15 minutos en los que se anotaron las aves vistas u oídas dentro de una banda de 25 m de anchura a los dos lados de la línea de avances [método del «transecto finlandés» (3)]. Todos los avistamientos se ubicaron en cuadrículas UTM de 0,25x0,25 km para cada una de las canteras. También se anotó la presencia o vestigios de anfibios, reptiles, mamíferos, mariposas y libélulas.

Complementariamente, se ha llevado a cabo una revisión bibliográfica para recopilar datos de colonización de explotaciones mineras en activo y abandonadas por especies de flora y fauna. También se ha recabado información sobre el procedimiento de evaluación de impacto ambiental y los planes de restauración de explotaciones mineras gallegas.

Resultados y discusión

Existen numerosos ejemplos de especies que se ven beneficiadas por la existencia de áreas mineras, especialmente aquellas en las que ya no se llevan a cabo labores de explotación. Como indican Moore y otros (4), una décima parte de la población británica de halcón peregrino *Falco peregrinus* nidificaba en canteras en 1991 (123 canteras ocupadas) y un 23% de las 453 parejas de esta especie en Irlanda lo hacía en canteras, con una mayor incidencia en la mitad oriental. Quelenec (5) ha constatado que el cuervo *Corvus corax* ha ido colonizando progresivamente canteras del interior de Francia, de modo que en 2003, el 45% de la población francesa nidificaba en este tipo de hábitats. También la expansión del búho real *Bubo bubo* en Bélgica, Luxemburgo y Holanda se ha visto favorecida por la existencia de canteras (6, 7). En lo referente a España, Castillo y otros (8) han constatado el uso de canteras de Bizkaia, tanto abandonadas como en explotación, por parte de 12 especies de aves, entre las que destaca el alimoche común *Neophron*

perucoerterus por estar en peligro de extinción en España (9). Cabe señalar que ninguna de las canteras visitadas en Bizkaia estaba desocupada. Pero no sólo las aves recolonizan espacios mineros abandonados: Remacle (6) indica la importancia de canteras calizas en el sur de Bélgica para ciertos grupos de insectos como libélulas, saltamontes, mariposas diurnas y escarabajos. En Galicia también podemos encontrar algunos ejemplos de fauna para la cual los entornos mineros representan una buena alternativa. Según el estudio realizado en 2008 por la Cámara Oficial Mineira de Galicia en 11 canteras del litoral gallego, se ha detectado la nidificación de 45 especies de aves, destacando halcón peregrino *Falco peregrinus*, cornicalo vulgar *Falco tinnunculus*, cuervo *Corvus corax*, cárabo *Strix aluco* y zampullín común *Tachybaptus ruficollis*. Por otra parte, las galerías y minas subterráneas acogen frecuentemente especies de murciélagos: en Galicia se han registrado 15 especies en estos hábitats, lo que supone un 65% de las especies de quirópteros detectadas alguna vez en esta comunidad, comprobándose la reproducción en minas de 5 de ellas (10). También algunas explotaciones de arenas y arcillas de la comarca de A Limia (Ourense) sirven de lugar de cría para el somormujo lavanco *Podiceps cristatus*, chorlito chico *Charadrius dubius* y avión zapador *Riparia riparia*, poco comunes en Galicia (11). Varias areneras gallegas se han convertido en humedales en los que crían especies consideradas Vulnerables en esta comunidad, como el avetorillo común *Ixobrychus minutus* o ranita de San Antón *Hyla arborea* (12).

La experiencia acumulada sobre evaluación ambiental en Europa ha puesto de manifiesto la necesidad de mejora para ser una herramienta útil, cuestión particularmente relevante en las actividades mineras por la magnitud, importancia y duración de los impactos ambientales, y por su repercusión socioeconómica. Concretamente, en España se ha detectado que tanto los Estudios de Impacto Ambiental de proyectos mineros como el proceso de evaluación ambiental son insatisfactorios (13, 14). En Galicia, entre 1990 y 2008, más de 1.400 proyectos han concluido el procedimiento de evaluación ambiental, de los cuales el 31% eran proyectos mineros. Estos son la principal categoría de proyectos sometidos a evaluación ambiental, seguidos en importancia por los hidroeléctricos con un 17%. Es de destacar que el 10,4% de los proyectos mineros se declaran ambientalmente inviables, algo poco frecuente en otros proyectos sometidos a evaluación ambiental (14).

Del estudio sobre evaluación ambiental de proyectos mineros en Galicia llevado a cabo por Montalvo y Pérez (14) se desprende que en las declaraciones ambientales de proyectos mineros viables existe un mayor número de medidas correctoras frente a las preventivas; cuando debería ocurrir precisamente lo contrario, dotarlos de un enfoque más preventivo que corrector. También existe una visión excesivamente generalista, ya que en el 90-100% de las declaraciones ambientales se repiten más de la mitad de las condiciones generales, con idéntica redacción. Además, las condiciones particulares son escasas e irregulares, y ninguna medida general o específica está orientada a la conservación y restauración de los ecosistemas del área de explo-

tación. La vigilancia ambiental también contiene puntos débiles, como la inclusión de medidas que son propias de otros apartados, ausencia de indicadores ambientales o la baja frecuencia de seguimiento de impactos. La calidad de los Estudios de Impacto Ambiental y de los planes de restauración es insatisfactoria. En estos últimos, algunas medidas como el respeto a la vegetación existente, son sistemáticamente ignoradas. También destaca la baja cohesión entre los Estudios de Impacto Ambiental y los planes de restauración, que difieren en unas 10 medidas por proyecto. Esto sugiere que hay una independencia en la aplicación de criterios y enfoques en la elaboración de ambos documentos. Los planes de restauración no incorporan los principios de restauración ecológica, y por lo tanto no son un instrumento útil para aplicar estos principios a la recuperación de ecosistemas y paisajes; plantean obras de ingeniería convencional con deficiencias conceptuales en el diseño, técnicas, planificación y resultados perseguidos.

Por todo lo mencionado anteriormente, se hace necesario no sólo realizar un estudio faunístico en la fase de evaluación de impacto ambiental previa a la iniciación de la explotación, sino llevar a cabo un seguimiento periódico de los nuevos valores ecológicos que vayan incorporándose al espacio minero como consecuencia de la transformación morfológica del terreno durante el desarrollo de las labores mineras, que proporciona nuevos nichos ecológicos. Para realizar este seguimiento periódico habrá que incorporar medidas de evaluación de la flora y la fauna (censos) en los programas de seguimiento y control. Es igualmente importante y necesario que el plan de restauración final, que se elabora antes de iniciar la explotación, sea un plan adaptativo, que vaya mejorando gracias a la integración de los datos obtenidos del seguimiento ambiental desarrollado durante la fase de explotación.

A continuación se exponen de modo resumido las actuaciones básicas a desarrollar durante las fases de explotación y de restauración:

1. Seguimiento en fase de explotación

- Realizar inventarios de flora (herbáceas y leñosas; líquenes) y de fauna (aves, anfibios, reptiles, mamíferos y peces) presentes en la explotación minera y su entorno inmediato, siguiendo metodologías de censos estandarizadas con grados de cobertura para plantas (15), transectos lineales con ancho de banda conocido para aves (3), muestreos estratificados en charcas y cursos de agua para anfibios y peces, o búsqueda de rastros o individuos vivos en itinerarios de longitud conocida para mamíferos y reptiles (M. Cabana, *com. pers.*)
- Es prioritaria la localización, acotamiento y protección efectiva de lugares en los que exista alguna especie animal o vegetal considerada en peligro o vulnerable en Galicia (12) o en España (9, 16, 17, 18); o de aquellos lugares que sirvan como espacio de cría para cualquier especie de ave, anfibio, reptil o mamífero.

- Es imprescindible evitar la introducción y/o la proliferación especies de fauna o flora no autóctonas en la zona activa y su entorno.

2- Actuaciones durante la fase de restauración

- Es imprescindible que el plan de restauración no afecte a las especies de fauna ya asentadas de manera natural en la zona de explotación o su entorno.
- Es conveniente continuar con los censos anuales durante un periodo de al menos 5 años, controlando especialmente aquellas especies más escasas o amenazadas.
- Es conveniente llevar un control dilatado en el tiempo de las especies exóticas, evitando la aparición de nuevas especies o rebrotes de las ya eliminadas.
- Debe ser prioritaria la conservación en buen estado de masas y cursos de agua, tanto permanentes como estacionales.
- En el caso de planificarse la reforestación de alguna zona concreta, este se debe realizar con especies autóctonas del área.
- Para favorecer el asentamiento de aves en arenas o graveras se recomienda el suavizado de taludes en zonas acuáticas y la creación de «penínsulas» e islotes de poca altura sobre el nivel máximo de la charca o laguna. En el caso de canteras, es interesante crear oquedades y grietas en aquellas paredes rocosas lisas de más de 5 m de altura.
- Para favorecer la presencia de mamíferos y reptiles es conveniente construir «majanos» o montoneras de piedras en zonas llanas y abiertas.

Conclusiones

Las actividades mineras conllevan una transformación fundamentalmente morfológica del terreno donde se desarrollan, pero esa transformación no está ligada exclusivamente a efectos secundarios negativos. La nueva conformación del medio puede tener efectos positivos para determinadas especies de flora y fauna, ya que proporciona nuevos hábitats con frecuencia inexistentes o escasos en el medio natural, como entornos rupícolas en el caso de las canteras, cavidades y cuevas en minas subterráneas, o humedales derivados de explotaciones de arenas y arcillas. Así, estos hábitats derivados de la actividad minera pueden constituir una alternativa y suplir carencias, como es el caso de las canteras en las llanuras del noroeste de Europa (4, 6, 7). En estos países, los ambientes rupícolas —paredones rocosos— son bastante escasos en el medio natural, por lo que las canteras constituyen una buena alternativa para las especies ligadas a esos ambientes.

Es necesario evitar una concepción simplista de la restauración/rehabilitación de espacios mineros: no debe consistir únicamente en dar estabilidad geotécnica a los terrenos y revegetarlos, sino que hay que adecuar las actuaciones al entorno y a los valores ecológicos intrínsecos de la explotación.

También conviene elevar el umbral de objetivos de la restauración: su fin último, lejos de dejar el entorno como estaba, deberá ser dejarlo mejor de lo que estaba.

Para restaurar espacios mineros de una forma sencilla y efectiva es fundamental integrar los principios de protección ambiental ya en la fase de diseño del proyecto minero, puesto que así se reducirán tanto el impacto durante la explotación como los costes de restauración, y se alcanzarán antes los objetivos deseados (19).

Bibliografía

- (1) Consellería de Presidencia y Administración Pública. Decreto 442/1990, de 13 de septiembre, sobre evaluación del impacto ambiental para Galicia. DOG 188, de 25 de septiembre de 1990.
- (2) Ministerio de la Presidencia. Real Decreto 976/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. BOE 143, de 13 de junio de 2009.
- (3) Tellería, J. L., 1987. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Gredos, Madrid.
- (4) Moore, N.; Kelly, P.; Lang, F.; Lynch, M. & Langton, S., 1997. The Peregrine Falco peregrinus in quarries: current status and factors influencing occupancy in the Republic of Ireland. *Bird Study* 44, 176-181.
- (5) Quelennec, T. 2004. Status du Grand Corbeau (*Corvus corvus corax*) Dans l'Ouest de la France-Bretagne et Normandie. *Ornithos* 11:1-4.
- (6) Remacle, A., 2005. L' inventaire des carrières de Wallonie (Belgique): présentation générale et aspects entomologiques. *Notes fauniques de Glembloux* 57: 73-79.
- (7) Van den Berg, A. & Lafontaine, D., 1996. *Where to watch birds in Holland, Belgium and Northern France*. Hamlyn Birdwatching Guides, London.
- (8) Castillo, I.; Elorriaga, J.; Zuberogaitia, I.; Azkona, A.; Hidalgo, S.; Astorkia, L.; Iraeta, A. & Ruiz, F., 2009. Importancia de las canteras sobre las aves rupícolas y problemas derivados de su gestión. *Ardeola* 55(1), 103-110.
- (9) Madroño, A.; González, C. & Alienza, J. C. (eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- (10) Álvarez Graña, D.; Rial, S.; Cerqueira, F.; Seage, R.; Arzúa, M.; Lamas, F. J. & Hermida, R. J., 2009. Importancia de las minas de galería en la conservación de los murciélagos de Galicia. *Actas de la Conferencia Internacional de Minería Sostenible*. Cámara Oficial Mineira de Galicia, A Coruña. URL: <<http://www.cims2009.com/images/11.PR.pdf>> con acceso: septiembre 2009.
- (11) Villarino, A.; González, S. & Bárcena, F., 2002. *Vertebrados de Limia. Volume 1: Gavilanes-Picidae*. Limia Edicións, Sandiás.
- (12) Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible de la Xunta de Galicia, 2007. Decreto 88/2007 de 19 de abril, por el que se regula el Catálogo gallego de especies amenazadas. *Diario Oficial de Galicia* 88: 7409-7423.

- (13) Hernández, S., 2000. *La legislación de evaluación de impacto ambiental en España*. FUNGESMA-Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- (14) Montalvo, J. & Pérez, M. J., 2009. Evaluación ambiental de proyectos mineros y restauración. Revisión estratégica en Galicia. *Actas de la Conferencia Internacional de Minería Sostenible*. Cámara Oficial Mineira de Galicia, A Coruña.
- (15) Braun-Blanquet, J., 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ed. Blume, Barcelona. 820 pp.
- (16) Bañares, Á.; Blanca, G.; Güemes, J.; Moreno, J.C. & Ortiz, S. (Ed.). 2004. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid. URL: <http://www.mma.es/secciones/biodiversidad/inventarios/inb/flora_vascular/index.htm> con acceso: septiembre 2009.
- (17) Pleguezuelos, J. M.; Márquez, R. & Lizana, M. (Ed.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid. URL: <http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/inventarios/inb/anfibios_reptiles/index.htm> con acceso: septiembre 2009.
- (18) Palomo, J.; Gisbert, J. & Blanco, J. C. (Ed.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española para el Estudio y Conservación y Estudio de los Mamíferos, Madrid.
- (19) Álvarez-Campana, J. M. & Ramos, A., 2007. Restauración de minas de lignito. Los casos de As Pontes y Mairama (A Coruña, España). *VIII Congreso Internacional sobre Patrimonio Geológico y Minero. Nuevas perspectivas para la protección y desarrollo del legado minero y geológico. Mieres (Asturias), 13-16 de septiembre de 2007*.

Metodología para la Evaluación Ex-post del Impacto de las Medidas de Mitigación Ambiental en el Proyecto Hidroeléctrico Porce II (Colombia)

Ex-post Impact Evaluation Methodology of the Environmental Mitigation Measures in the Hydroelectric Project Porce II (Colombia)

**VERÓNICA GONZÁLEZ-DÍEZ
MÓNICA LOMENA
MARÍA ELENA CORRALES
ALEJANDRO PARDO
LOURDES ÁLVAREZ
YURI SOARES**

Institución: Banco Interamericano de Desarrollo (BID)
Oficina de Evaluación y Supervisión (OVE)

Resumen

Este estudio presenta una metodología innovadora de evaluación ex-post de las medidas de mitigación ambiental propuestas en el marco de proyectos de infraestructura de gran envergadura en el sector energético, realizado por la Oficina de Evaluación y Supervisión (OVE) del Banco Interamericano de Desarrollo (BID). Tomando como estudio de caso el Proyecto Hidroeléctrico Porce II, Colombia, se ofrecen lineamientos metodológicos para evaluar la Efectividad de las medidas de mitigación, así como el cálculo de la Calidad Ambiental resultante y el Efecto de Mitigación Ambiental conseguido. También se discuten los criterios evaluativos de relevancia, eficiencia e institucionalización y algunos resultados preliminares obtenidos para alguna de las medidas de mitigación ambiental del proyecto Porce II.

Palabras clave

Metodologías de Evaluación Ex-post de Impacto Ambiental; medidas de mitigación ambiental; proyecto hidroeléctrico; Efectividad; Calidad Ambiental; Efecto de Mitigación Ambiental.

Abstract

This study presents an innovative methodology for the ex-post evaluation of some of the environmental mitigation measures proposed for big energy projects, conducted by the Office of Evaluation and Supervision (OVE) of the Inter American Development Bank (IADB). Considering as a case study the Hydroelectric Project Porce II in Colombia, it explores methodological guidelines to assess the Effectiveness of the mitigation measures, the resulting Environmental Quality and the achieved Environmental Mitigation Effect. It also discusses other evaluative criteria such as the relevance, efficiency and institutionalization of some of the environmental mitigation measures of the project Porce II.

Key words

Ex-post Environmental Impact Evaluation Methodologies; Environmental Mitigation Measures; hydroelectric project; Effectiveness; Environmental Quality; Environmental Mitigation Effect.

Introducción

Las alteraciones en el ecosistema asociadas a los proyectos de grandes represas son incontables¹. La complejidad de las relaciones interesistémicas del medio natural y humano y los grados de incertidumbre vinculados a los impactos ambientales de estas obras de infraestructura dificultan la evaluación del impacto de las medidas de mitigación implementadas en el marco de estos proyectos. Así, en la evaluación ambiental de grandes proyectos hidroeléctricos es inevitable realizar un ejercicio de simplificación a través de la elección de algunos indicadores para poder priorizar ciertos impactos considerados «relevantes» y tomar decisiones de manejo al respecto.

La literatura resalta la gran concentración de la experiencia en Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) en el análisis de prefactibilidad de los proyectos, mientras que el seguimiento, una vez aprobado el proyecto, es el punto más débil del proceso. Así, existe un vacío en los procesos de EIA que dificulta el vínculo entre las predicciones ex-ante y el desempeño ambiental real de los proyectos ex-post (2). Las mismas conclusiones son arrojadas por diferentes estudios sobre la práctica en EIA de las principales instituciones de Banca Multilateral, que reconocen que el conocimiento sobre los impactos ambientales reales y sobre el desempeño de las medidas de mitigación de los proyectos que financian es frecuentemente incompleto (3, 4, 5, 6).

Este estudio presenta una metodología innovadora de evaluación ex-post de las medidas de mitigación de proyectos de infraestructura de gran envergadura, tomando como piloto la evaluación realizada al Plan de Mitigación Ambiental del Proyecto Hidroeléctrico Porce II, localizado en el departamento de Antioquia, Colombia². Se realiza un ejercicio de evaluación ex-post para medir la Efectividad de las medidas de mitigación implementadas en el marco

¹ Entre los posibles impactos ambientales (físico-bióticos) negativos asociados a las represas se destacan el impacto sobre la calidad y disponibilidad de los recursos de agua dulce, la fragmentación del ecosistema acuático, la destrucción de manglares, la pérdida de humedales, el cierre de desembocaduras, la pérdida de biodiversidad acuática y terrestre, el aumento de vulnerabilidad frente a cambios climáticos, la intrusión de sal, la emisión de gases efecto invernadero por la formación del embalse, la disminución de la amortiguación natural de los ríos, el aumento de la reproducción de vectores transmisores de enfermedades y parásitos, entre otros (1).

² El Proyecto Hidroeléctrico Porce II recibió un financiamiento por US\$328 millones por parte del BID en julio de 1994, y finalizó en 2001 con la puesta en operación de la planta hidroeléctrica. Porce II se compone de un embalse que inunda un área de 880 hectáreas y cuenta con una capacidad eléctrica instalada de 392 MW.

de proyectos de infraestructura de gran envergadura en el sector energético, así como el cálculo de la Calidad Ambiental resultante y el Efecto de Mitigación Ambiental conseguido. También se analizan otros criterios evaluativos para la evaluación ex-post de las medidas de mitigación ambiental como su relevancia, eficiencia e institucionalización.

Objetivo

El objetivo de esta evaluación es ofrecer lineamientos metodológicos innovadores para la evaluación de la Efectividad, Relevancia, Eficiencia e Institucionalización de las medidas de mitigación ambiental implementadas en el marco de proyectos de infraestructuras de gran envergadura en el sector energético.

Resultados y discusión

Tal como recomienda la literatura sobre Seguimiento en la Evaluación de Impacto Ambiental (7), se utilizaron los datos de los diferentes monitoreos realizados durante los últimos diez años por la empresa gestora del proyecto hidroeléctrico, sin realizar nuevas mediciones ex-post³. En base a la información ambiental del proyecto se realizó una priorización de cinco aspectos ambientales considerados «más relevantes» y que requerían un estudio en profundidad en la evaluación ex-post (*scoping ex-post*), considerando las tendencias de los siguientes once indicadores relacionados con los aspectos ambientales seleccionados:

Tabla 1: Aspectos ambientales e indicadores priorizados en la evaluación ex-post

Aspectos ambientales		Indicadores Ambientales
1. Calidad del agua	Calidad del agua del río antes del embalse	DBO ₅
	Calidad del agua en el embalse	Coliformos Totales
	Calidad del agua turbinada a la descarga	Fósforo Total Sólidos suspendidos totales
2. Vegetación Acuática		Cobertura de plantas macrófitas
3. Vegetación Terrestre		Diversidad (Índice de Shannon)
		Número de especies
4. Fauna Terrestre		Diversidad (Índice de Shannon)
		Número de especies
5. Paisaje		% Superficie cubierta
		Superficies por uso ponderadas

³ Para aplicar la metodología desarrollada en esta evaluación, OVE seleccionó el Proyecto Hidroeléctrico Porco II entre una muestra de 22 proyectos del sector energía que fueron revisados, por ofrecer mayor nivel de calidad de información ambiental en los reportes de validación de los EIA y los reportes de monitoreo.

Los aspectos ambientales recibieron una calificación cualitativa (de insatisfactorio a muy satisfactorio) para los criterios evaluativos de relevancia, eficiencia e institucionalización, y también cuantitativa para el criterio de Efectividad.

La relevancia de las medidas de mitigación se evalúa comparando la identificación de los posibles impactos del proyecto y las medidas de mitigación propuestas con relación a las medidas recomendadas por la literatura para proyectos de similares características. Así, este criterio evalúa el grado de conocimiento de la empresa gestora del proyecto sobre los impactos que podría causar el proyecto hidroeléctrico y la adecuación de las acciones propuestas para mitigarlos respecto al estado del arte y la experiencia de proyectos similares.

La eficiencia en la implementación de las medidas de mitigación se mide a través de la comparación del tiempo y recursos económicos utilizados para implementarlas respecto a los previstos en la Declaración de Impacto Ambiental inicial y sus posteriores actualizaciones.

La institucionalización de las medidas de mitigación se evalúa a través de la evaluación de la capacidad institucional de la empresa gestora en las diferentes fases que engloba su gestión ambiental (planeación; ejecución; evaluación y control; coordinación y comunicación). Además, se realiza un análisis de la capacidad de monitoreo y control por parte de las autoridades ambientales competentes. Este criterio evaluativo asume que una adecuada gestión ambiental por parte de la empresa y una buena capacidad institucional de las autoridades ambientales son aspectos clave para la sostenibilidad futura de las medidas de mitigación y la protección ambiental.

La efectividad de las medidas de mitigación se mide a través de comparación de valores de tendencia de los Indicadores ambientales desde la línea base de los estudios hasta el valor del último informe de monitoreo con valores de referencia de la normativa o valor deseado, previa consideración de los métodos de muestreo para asegurar la comparabilidad entre periodos de medición.

El estudio ofrece como innovación metodológica el cálculo de la Calidad Ambiental ex-post y del Efecto de Mitigación Ambiental conseguido. De esta manera, OVE propone adaptar la metodología de EIA ex-ante de Battelle-Columbus (8, 9) para medir impacto ex-post, así como adaptar las metodologías de «efecto tratamiento» utilizadas en experimentos sociales en el marco de proyectos de gran envergadura en el sector energético. Para estimar la Calidad Ambiental se identificó el rango numérico de variación posible de cada indicador seleccionado (Índice de Calidad Ambiental) y se generaron una serie de curvas tipo Battelle para transformar estos valores en términos de calidad ambiental, normalizados en una escala de 0 a 1, donde 0 es la peor calidad y 1 es la mejor calidad⁴. Para valorar el Efecto de Mitigación

⁴ Así por ejemplo, para los indicadores variables de diversidad de especies y riqueza de especies (de los aspectos ambientales fauna y vegetación terrestre) se adaptó una función Beta acumulada por su forma sigmoide. Este tipo de curvas se emplean para poblaciones cuyo

Ambiental (EMM) se realiza la comparación de los valores de calidad ambiental (Unidades de Impacto Ambiental) para cada aspecto ambiental seleccionado con proyecto (situación real ex-post) con el escenario si no se hubieran implementado dichas medidas de mitigación (con proyecto y sin mitigación), calculado a partir de la extrapolación del escenario sin proyecto (1989-1994) hasta el año 2007.

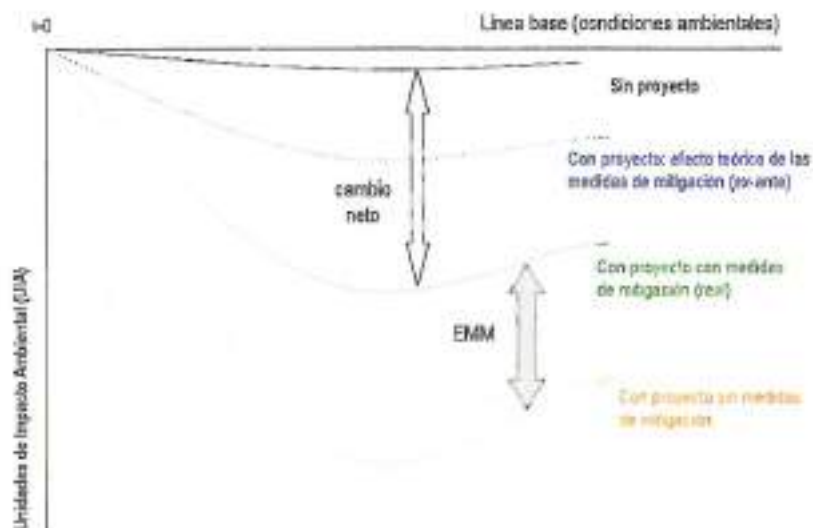


Figura 1. Efecto de Mitigación y Cambio Neto en la Calidad Ambiental

Por ejemplo, en el caso del aspecto ambiental Vegetación Acuática, para calcular el Índice de Calidad Ambiental (ICA) se construyeron las funciones de valor en base a Thomaz et al. bajo el supuesto que «a mayor cobertura de macrófitos en el embalse, menor es la calidad ambiental»⁶. Los datos de

crecimiento puede estar limitado por la disponibilidad de recursos. Para las demás variables se buscaron las funciones de calidad ambiental, usando tres tipos de funciones: logarítmica de la forma $K(x)=a+b*\ln(x)$ (para los indicadores DBO, coliformes totales y vegetación acuática), lineal (para los indicadores fósforo total y sólidos suspendidos totales), y cuadrática (para los indicadores relacionados con el aspecto ambiental paisaje) (10, 11, 12).

⁶ Es de resaltar que la empresa gestora del proyecto se encuentra realizando estudios para determinar el área «óptima» de cobertura de macrófitos en el embalse que puede considerarse como el mayor valor de Índice de Calidad Ambiental, considerando los estudios que indican que un área cubierta moderada y controlada favorece la calidad del agua en el embalse por su acción como biofiltro.

monitoreos de estos dos indicadores desde la construcción del embalse en 2001 hasta 2007 muestran que la tendencia de calidad de este aspecto mejora desde la línea de base (ICA: 0,43) hasta 2004 y 2005 (0,67 y 0,62), mientras que en los últimos dos años comienza a disminuir hasta un valor ICA de 0,26, por debajo de la línea de base.

Tabla 1. ICA cobertura relativa de acuerdo al espejo de agua (%) y el área cubierta (ha) para macrófitos

ICA	Cobertura (%)	Área cubierta (ha)
0,0	100	890
0,1	64	570
0,2	32	285
0,3	16	142
0,4	8	71
0,5	4	36
0,6	2	18
0,7	1	9
0,8	0,5	4
0,9	0,25	2
1,0	0	0

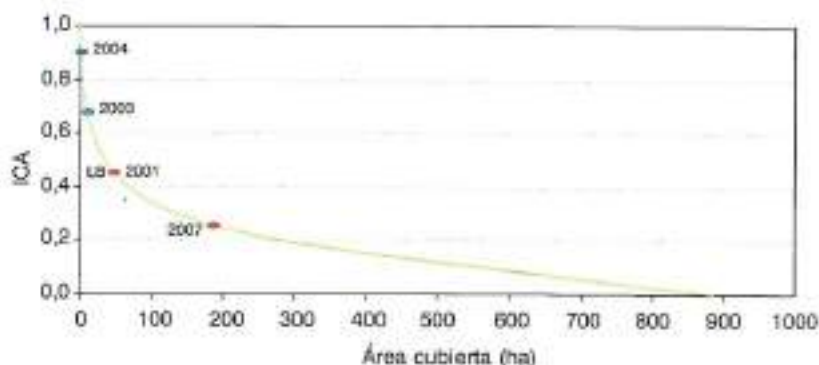


Figura 2. Función de valor asociada al ICA para la macrófita *Eichhornia crassipes* en Porcía II, en la Línea Base (LB) y en años de comportamiento extremo.

Respecto al Efecto de las Medidas de Mitigación (EMM), los resultados del análisis de los tres escenarios («sin proyecto», «con proyecto y con medidas de mitigación» y «con proyecto sin medidas de mitigación») muestran que, si bien el cambio neto de las Unidades de Impacto Ambiental es negativo, el efecto de las medidas de mitigación indica un resultado positivo, puesto que el deterioro de la calidad de la zona en relación a este aspecto ambiental sería mucho mayor (44,92%) si no se hubieran implementado las medidas de mitigación⁶.

Tabla 2. Efectos de las medidas de mitigación para el aspecto Vegetación Acuática Invasiva

Aspecto ambiental	Indicador ambiental	(1) UIA Sin Proj.	(2) UIA Con Proj. Con MM	Cambio Neto (2)-(1)	(3) UIA Con Proj. Sin MM	EMM (3)-(2)
Vegetación Acuática Invasiva	Área cubierta	1.0044	0.4834	-0.5211	0.0342	-0.4492

Notas: UIA: Unidades de Impacto Ambiental.

Cambio neto: diferencia entre los valores con proyecto (1994-2007) y sin proyecto (1989-1994).

EMM: Efecto Medidas de Mitigación, diferencia entre los valores del proyecto con y sin medidas de mitigación.

Fuente: elaboración propia.

Como conclusión general, la metodología propuesta en este estudio permite evaluar la relevancia, eficiencia e institucionalización de algunas de las medidas de mitigación implementadas en el marco de un proyecto de infraestructura de gran envergadura en el sector energético. El ejercicio de evaluación permitió comprobar la aplicabilidad y potencial utilidad de la propuesta metodológica para la evaluación de la Efectividad de las Medidas de Mitigación, la Calidad Ambiental y el Efecto de Mitigación Ambiental sobre datos reales. Sin embargo, estos cálculos ex-post toman a valor facial las proyecciones de impacto ambiental de los estudios ex-ante, y no capturan en su integridad las alteraciones en los ecosistemas producidas por proyectos de gran envergadura.

Por último, cabe destacar el aporte innovador de la metodología de Evaluación Ex-post de la Calidad Ambiental y el Efecto de Mitigación al trascender la práctica habitual de comprobación del mero cumplimiento de los informes de monitoreo ambiental. Este tipo de ejercicios evaluativos permiten mejorar

⁶ Estos no son valores numéricos concluyentes debido a problemas metodológicos de muestreo, aunque sí reflejan una situación prevista en la DIA (2003) realizada por la empresa gestora, así como en otros proyectos de similares características.

el sistema de información asociado a la implementación de las medidas de mitigación en los procesos de Evaluación Ambiental, así como realizar un análisis global *ex-post* de la información ambiental generada a lo largo del ciclo de proyectos de infraestructura de gran envergadura.

Referencias bibliográficas

- (1) Dams and development: a new framework for decision-making. The Report of the World Commission on Dams. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA, 2000.
- (2) Arts, J., and Morrison-Saunders, A. Environmental impact assessment follow-up: good practice and future directions-findings from a workshop at the IAIA 2000 Conference. *Impact Assessment Project Appraisal*, 193, 2001.
- (3) Banco Interamericano de Desarrollo, 1991; Banco Mundial, 1993; Banco Mundial, 1997; Kennedy, W.V., 1989 (en base a los procesos de EIA realizados en el Banco Mundial, Banco Africano de Desarrollo, y Banco Asiático de Desarrollo).
- (4) Annual Review of Environmental Assessment. Environment Department; World Bank, Washington DC, 1993.
- (5) The impact of Environmental Evaluation. A Review of World Bank experience, *World Bank Technical Paper* núm. 363. Environment Department; World Bank, Washington DC, 1997.
- (6) Kennedy W. Environmental Impact Assessment and Multilateral Financial Institutions in Petts J (ed.) *Handbook of Environmental Impact Assessment* (Volume 2), pp. 97-120. Blackwell Science Ltd. Oxford, UK, 1999.
- (7) Morrison-Saunders, A., y Arts, J. *Assessing Impact: Handbook of EIA and SEA Follow-up*. Ed. Earthscan, 2004.
- (8) Dee, N. et al. An environmental evaluation system for water resource planning. *Water Resources Research*, vol. 9, no. 3, 1973.
- (9) Conesa Fdez-Vitoria, V. Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. 3.ª ed. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 1997.
- (10) Ramírez, G. A. y Viña V. *Limnología Colombiana: aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Bogotá, 1988.
- (11) Thomaz, S. M.; Binl, L. M. y Pagioro, T. A. *Métodos en Limnología: macrófitas acuáticas*. Em: BICUDO, C.E.M. & D. BICUDO. *Amostragem em limnologia*. São Carlos: RIM, 2004.
- (12) *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales*. Centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias del ambiente (CEPIS). Organización Panamericana de Salud (OPS), 2001.

Caracterización de la evolución hidroquímica de las aguas del Zanjón del Cigüela desde el punto de vista del impacto ambiental por aporte de nutrientes al sistema hídrico del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel

Hydrochemistry evolution of the Zanjón Cigüela's water in terms of environmental impact by providing nutrients to the water system of the National Park of Tables Daimiel

LUIS MORENO MERINO
SILVINO CASTAÑO CASTAÑO
HÉCTOR AGUILERA ALONSO
ALMUDENA DE LA LOSA ROMÁN
M.^a EMILIA JIMÉNEZ HERNÁNDEZ

Instituto Geológico y Minero de España (IGME)
C/ Ríos Rosas, 23 - 28003 Madrid

Resumen

El Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel constituye en la actualidad una estructura de carácter esencialmente endorreica en la cual se concentran los efluentes hídricos de una extensa cuenca vertiente. Este estudio demuestra que una parte significativa de los nutrientes que entran en el sistema proceden de los aportes que la depuradora de la población de Villanueva de los Ojos realiza directamente sobre el Zanjón del Cigüela, así como del drenaje que hace él mismo de las formaciones superficiales que atraviesa. Los datos analizados proceden de un muestreo de 19 puntos a lo largo del Zanjón, y su comparación con las aguas superficiales y subterráneas circundantes, observándose que, a pesar de las elevadas tasas de eliminación de turbidez, el aporte de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio y boro) al sistema es significativo.

Palabras clave

Tablas de Daimiel, agua residual urbana, nutrientes.

Abstract

Nowadays, the National Park of «Las Tablas de Daimiel» is essentially a structure of endorheic nature, which collects water inputs from a wide catchment area. This study shows that a significant proportion of the nutrients entering the system comes through the drainage channel of Cigüela river. This drainage channel, called «Zanjón», is fed both by the sewage treatment plant settled in Villanueva de los Ojos, and the drainage of the superficial formations which it crosses. Water samples from 19 monitoring points along the «Zanjón» have been analyzed. Although a high rates of turbidity removal is observed, from the

comparison of chemical analysis of these samples with those of surrounding surface and groundwater, it can be concluded that the input of nutrients to the system (nitrogen, phosphorus, potassium and boron) is significant.

Key words

Tablas de Daimiel, urban waste water, nutrients.

Introducción y objetivos

La inadecuada gestión hídrica de las explotaciones de aguas subterráneas y superficiales, unidos a la sucesión de varios años de pluviometría escasa, ha producido la completa desecación de las zonas normalmente encharcadas del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel. Una de las zonas húmedas más relevantes de la Península Ibérica. Para poder recuperar el humedal es necesario comprender y cuantificar la influencia que la antropización ha tenido sobre el flujo hídrico y de nutrientes en el Parque.

Un aspecto importante, aunque escasamente estudiado, del fenómeno de antropización son los zanjones de drenaje, estructuras construidas con el objetivo de combatir el paludismo (García y Almagro, 2004) a través de la desecación de las zonas húmedas y que en la actualidad actúan como elementos que canalizan el flujo y distribución de agua en el Parque, especialmente cuando se producen trasvases o avenidas extraordinarias ligadas a eventos de elevada precipitación.

El Zanjón del Cigüela es especialmente relevante pues es la entrada del río Cigüela en el Parque y está permanentemente inundado canalizando las aguas residuales depuradas de la población de Villarrubia de los Ojos hacia la zona de descarga en plena zona inundable.

En este trabajo se presentan el análisis de los datos procedentes de un muestreo del Zanjón a lo largo de su trazado, 19 puntos de control, así como de varios puntos de agua subterránea y superficial que permiten caracterizar los diversos orígenes del agua.

Materiales y métodos

En la figura 1 se muestra un mapa de situación de la zona en estudio y de los puntos de control. Se han tomado 19 muestras de agua a lo largo de 8.280 m del Zanjón, desde 900 m aguas arriba del vertido de la depuradora hasta cerca de la isla de Algeciras en el interior del Parque. Además se presentan datos de aguas subterráneas en los puntos: P06, representativo del acuífero carbonatado profundo, P03 que capta las aguas salinas del norte, P15 próximo al Zanjón y que muestra aguas de transición, y P14, representativo de aguas de niveles superiores más salinizadas. La campaña de muestreo tuvo lugar a lo largo de la primera semana del mes de abril de 2008. El método de muestreo y las técnicas analíticas corresponden al protocolo habitual en el IGME (López Geta et al., 1997).

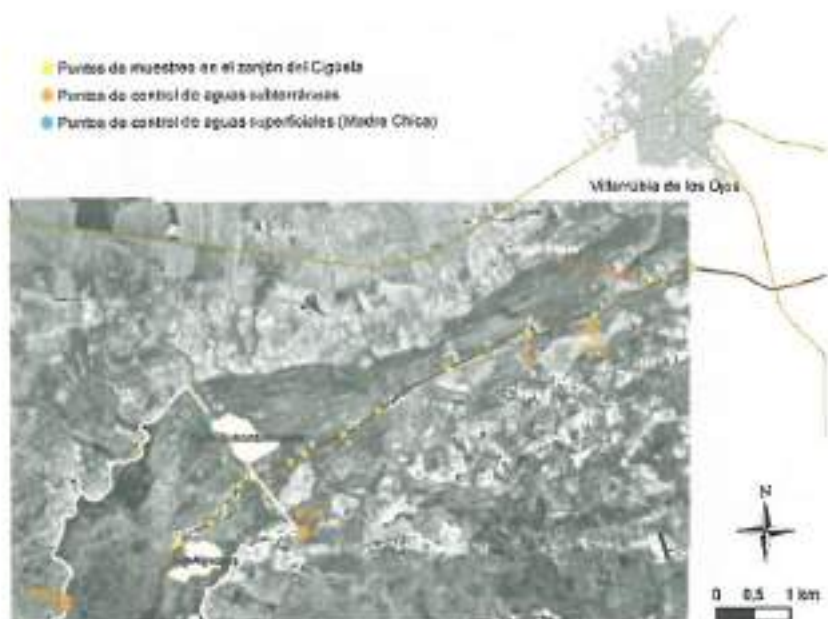


Figura 1. Localización de la zona de estudio y puntos de muestreo.

Resultados y discusión

En la figura 2 se comparan las facies principales de los seis grupos de aguas muestreados que representan los posibles aportes a la composición final del agua captada en el Zanjón. Básicamente se pueden diferenciar: las aguas procedentes del acuífero carbonático profundo de baja mineralización (P06 - 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$), el agua aportada por la depuradora que es similar a la del acuífero profundo, las aguas subterráneas de elevada salinidad natural por disolución de evaporitas (P03 - 14.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), las facies carbonáticas salinizadas de transición (P15 - 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y las aguas de transición de elevada mineralización representadas por el punto P14 (9.000 μS).

El comportamiento de la turbidez, figura 3a, es el esperado, muestra un notable aumento, a lo largo de los primeros 3000 m de recorrido del agua, ligado al vertido de agua residual y al desarrollo explosivo consiguiente de algas y biomasa bacteriana y una posterior disminución hasta valores muy próximos a los del agua subterránea a partir de los 4000 m de recorrido del agua. Hay que tener en cuenta que la baja energía del agua, casi estancada, favorece una sedimentación muy rápida.

La evolución de la C.E. (figura 3b) va ligada, no sólo al proceso evaporativo, sino que como se puede deducir de la evolución del contenido en boro (figura 3e), existe un aporte externo de sales que puede corresponder

Gráfico de Langelier Ludwig

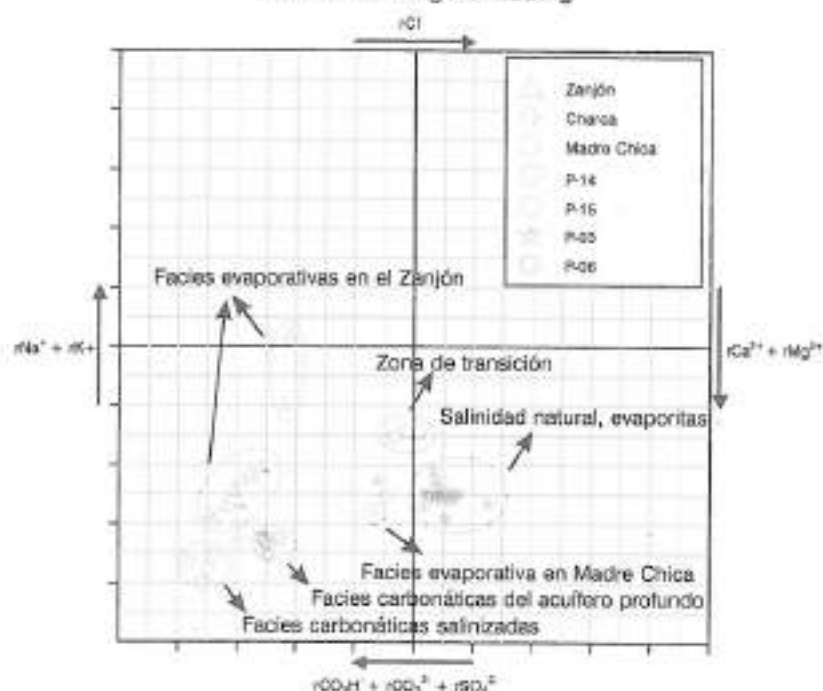


Figura 2. Gráfico de Langelier Ludwig en el que se observan los diferentes grupos de aguas estudiados y sus facies características.

al drenaje que hace el Zanjón de las formaciones superficiales que le rodean.

El contenido en carbono orgánico total (figura 3c) se mantiene dentro de unos límites relativamente estrechos, entre 4 y 6 mg/l, y no disminuye como cabría esperar. La producción de biomasa compensa la degradación bacteriana y al menos en el tramo monitorizado no se produce una disminución de la carga orgánica del agua.

La evolución del nitrógeno nitrato (figura 4d) sigue un comportamiento, ligado en una primera etapa a la degradación de la materia orgánica y posteriormente a la inmovilización en la biomasa aunque el pico tan pronunciado que se produce en los puntos P7 y P8 ha de tener su origen en la actividad agrícola de las fincas próximas. Así, de forma similar a lo que sucede con el resto de los nutrientes mayoritarios (nitrógeno orgánico, fósforo y potasio), aunque en estos casos de manera muy amortiguada, tras el aumento ligero que se produce inmediatamente aguas abajo del vertido, se mantiene estable para subir bruscamente a una distancia de entre 2.000 y 3.000 m y posterior-

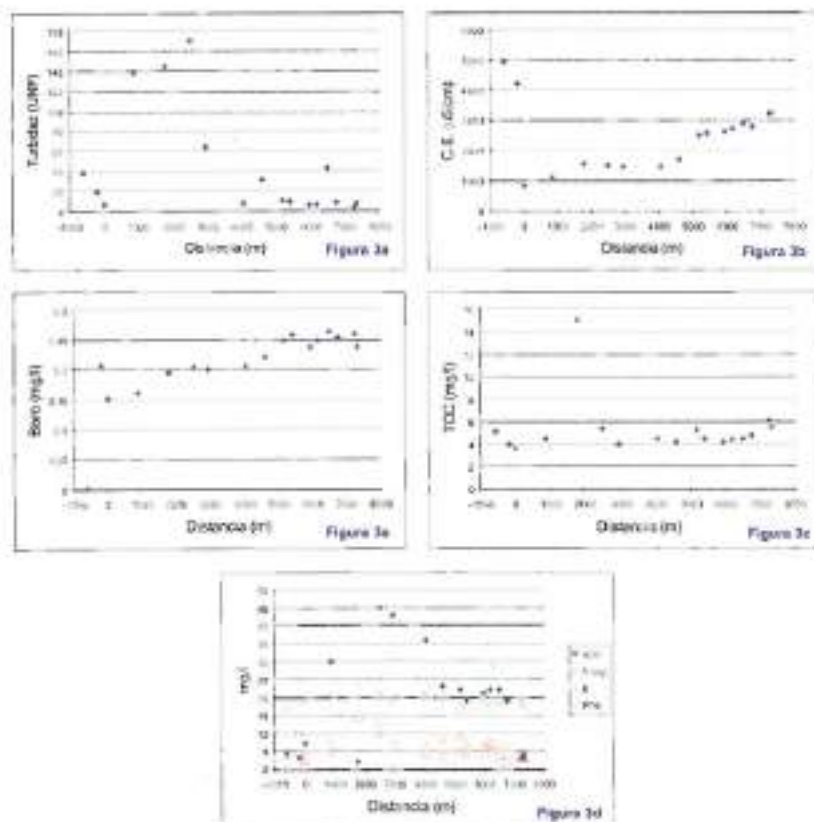


Figura 3. Evolución con la distancia de la concentración de nutrientes e indicadores principales a lo largo de la traza del Zanjón del Cigüela.

mente disminuir a valores sensiblemente superiores a los del agua antes del vertido.

Conclusiones

El Zanjón del Cigüela supone una entrada de solutos al PNTD que integra, cuando la pluviosidad lo permite, aguas de escorrentía de la cuenca del Cigüela, el drenaje de las formaciones circundantes que le confieren una salinidad relativamente elevada y la aguas vertidas por la depuradora de Villarrubia de los Ojos (mucho menos mineralizadas y cuya composición se corresponde con el acuífero carbonático profundo más los solutos aportados por los vertidos urbanos).

El agua a lo largo de su recorrido por el Zanjón hasta llegar al Parque, a pesar del vertido de las aguas de la depuradora poco mineralizadas, aumenta su salinidad total debido no sólo a los procesos de evaporación, sino que la interacción con los materiales del mismo y el drenaje de aguas mucho más salinas tienen un fuerte impacto. La evolución observada en la concentración del carbono orgánico total y de los nutrientes mayoritarios (N, P y K) permite afirmar que no se produce un proceso eficaz de depuración a lo largo del cauce y que prácticamente todos los nutrientes vertidos llegan al parque.

Agradecimientos

El presente trabajo se encuentra enmarcado dentro del proyecto CICYT CGL2005-06458-C02-01, que tiene como título: Influencia del clima y la actividad humana en la degradación de zonas húmedas protegidas (Parque Nacional de las Tablas de Daimiel). Queremos agradecer su colaboración y apoyo a los gestores y guardas del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.

Referencias

- López Geta, J. A.; Moreno Merino, L.; Navarrete Martínez P. (1997). Guía operativa para la recogida, almacenamiento y transporte de muestras de aguas subterráneas destinadas al análisis químico y bacteriológico. ISBN: 84-7480-307-8.
- García Rodríguez, M.; Almagro Costa, J. (2004). Las Tablas de Daimiel y los Ojos del Guadiana: geología y evolución piezométrica, Tecnología y Desarrollo, Revista de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. Vol III.

Cooperación intersectorial para la protección del suelo mediante sostenibilidad de las estaciones de servicio

Cooperation between sectors for the protection of de ground through the sustainability of the petrol stations

JORGE GONZÁLEZ SALGUERO

Licenciado en Química
Jefe de Garantía y Control de Calidad
TECNOtank HIDROCARBUROS S.L.

JOSÉ LUIS PEÑA GÓMEZ

Ingeniero Técnico Industrial
Consejero Delegado
TECNOtank HIDROCARBUROS S.L.

Resumen

Existen más de 30.000 tanques, que, cerca del 10% están fugando combustible al suelo. La solución pasa por la instalación de tanques de doble pared. El Proyecto TANK propone un producto que unido a la financiación a largo plazo a cargo de una SGR, una disminución del Seguro de Responsabilidad Medioambiental obligatorio a partir del año 2010 y a la eliminación de las pruebas periódicas obligatorias para simple pared resulte «coste cero».

Palabras clave:

Contaminación, cooperación, sostenibilidad, financiación, gestión de riesgos, sistemas de detección de fugas, doble pared, sistema TTH-GNS, Proyecto TANK.

Abstract

The existence of more than 30.000 tanks, that, around 10% of these tanks are leaking fuel to the ground. The solution is to install double side tanks. The TANK Project propose a product that linked to the long-term financing that propose a SGR company, the reduction of de obligatory environmental insurance from year 2010, and the elimination of the obligatory periodical test for simple side tanks cause a «zero cost» price.

Key words

Contaminación, cooperación, sustainability, financing, management risks, leaking detection systems, double side tanks, TTH-GNS System, TANK Project.

Descripción de la problemática

Sinopsis histórica

- 1) Por Real Decreto de 28 de junio de 1927 se estableció el Monopolio del Estado sobre la Importación, manipulación industrial, almacenaje distribución y venta de los combustibles minerales líquidos. El propio decreto estableció que la administración del monopolio correspondería a la compañía que resultase adjudicataria del Concurso Público que habría de celebrarse. La compañía resultante, CAMPSA, fue una empresa mixta en la que el Estado tenía un 30% pero se reservó su control mediante la Delegación del Gobierno en esta.
- 2) Por R.D. de 17 de octubre de 1927, adjudicó la administración del monopolio a un consorcio de los bancos más importantes de la nación.
- 3) Por la Real Orden del 17 de noviembre de 1925 se aprueba el Reglamento de Establecimientos Clasificados por el Ministerio de la Gobernación que constituye el primer ordenamiento técnico de los surtidores de carburantes.
Sucesivas Reales Órdenes y Disposiciones continúan la regulación de los aparatos surtidores, hasta el Real Decreto de 28 de junio de 1927.
- 4) En plena guerra civil, se promulga el Decreto de 25 de enero de 1936, por el que se aprueba el Reglamento a que han de someterse las instalaciones de la Industria Petrolífera y, consecuentemente, los criterios para realizar las instalaciones del monopolio (CAMPSA).
- 5) La Carta Europea del Suelo de 1972: «El suelo es uno de los bienes más preciados de la humanidad. Permite la vida de los vegetales, de los animales y del hombre en la superficie de la tierra».
- 6) En 1985 comienza la entrada de «contingentes» y el monopolio ya no lo es pero sigue funcionando hasta 1992, año en el que oficialmente desaparece y pasa a ser una «marca» de Repsol.
- 7) En 1992 se promueve el Inventario Nacional de Suelos Contaminados por el Ministerio de Fomento y Medioambiente. Está basado en la identificación de las actividades potencialmente contaminantes.
En 1995 el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados prevé acciones hasta el año 2005. Por último la Ley 10/1998, de Residuos, y el R.D. 9/2005, de Prevención de la Contaminación en Suelos, vuelven a entrar en ello.
- 8) El nuevo reglamento, el RIPE de 1995, solicita que los tanques en el futuro no han de contaminar y propone o Doble Pared o Cubeto con tubo buzo.
- 9) En el 2000 empieza aplicarse esta exigencia con malos tanques y malos cubetos porque a los afectados les parece una exigencia estúpida.
- 10) Cuando a partir de 1999 se empiezan a pedir Pruebas de Estanquidad, las petroleras se decantan por las Sondas de Nivel como Eximentes de la Prueba de Estanquidad, dado que con ellas controlan también a sus abanderados y el MICYT las acepta «provisionalmente»

- 11) En diciembre del 2003 sale la UNE EN 13160 que viene a poner orden en la UE en la materia y descarta las sondas y los cubetos pasándoles a un 2.º lugar en seguridad medioambiental.
- 12) En octubre 2007 se publica la Ley 26/2007 de Responsabilidad Medioambiental - LRM que traslada las responsabilidades «sin limitaciones» a los titulares de estas instalaciones. Esta ley además de promulgar el «Quién Contamina Paga», establece la Obligatoriedad de un Seguro de Responsabilidad Medioambiental a partir de 2010.

Los Actores del Mercado

Por orden de importancia:

—La Administración Central. Hay 2 participantes, desde nuestro punto de vista:

El MITYC a través de Seguridad Industrial que es el que ha elaborado la Reglamentación e impulsa la normativa técnica. Para ello siempre ha convocado a las empresas más relevantes y a sus asociaciones. Una parte importante de los defectos que hay se deben a las posiciones de las empresas petrolíferas que han cuidado con exceso sus intereses en lugar de buscar una mayor armonía con los demás países de la UE.

El MMA, que empieza a incidir con el RD 9/2005 sobre actividades potencialmente contaminantes del subsuelo y más recientemente con la LRM.

—Las Administraciones Autonómicas.

Están encargadas de la vigilancia y cumplimiento reglamentarios. Desde nuestro punto de vista existe mucha dispersión entre sus actuaciones en la materia aunque parece que está emergiendo una voluntad de coordinación entre todas ellas.

—Las Compañías Operadoras.

Fundamentalmente Repsol y Cepsa ya que controlan más del 60% del mercado, por lo que las demás van a su rebufo.

—Las Empresas Instaladoras/Reparadoras de PPL's.

Son menos de 100 en toda España, aunque realmente significativas no más de 20 ya que el resto son microempresas. Su cometido son las nuevas instalaciones, las reparaciones de las existentes y su mantenimiento. Las más importantes son las que derivan de algún equipo con gran implantación como los surtidores, los programas informáticos u otros.

—Los Organismos de Control

Algunos han visto la oportunidad de negocio y se han comprado sus sondas para realizar las pruebas. En el año 2001 una OCA con 2 Ingenieros junior y sus respectivas sondas facturó 125 MMptas.

Cuantificación

El número de tanques de combustible enterrados en España es un valor desconocido. Se puede realizar una división de situaciones:

- Tanques de titulares particulares o comunidades de vecinos destinados a calefacción. Su número es incalculable.
- Tanques de las diferentes Administraciones Públicas, situados en Colegios, Polideportivos, Edificios Públicos, Ministerios, Instalaciones Militares. Muchos de estos tanques escapan del control administrativo.
- Tanques pertenecientes a empresa de todo tipo con uso de combustible de calefacción o procesos de producción y tanques de carburante para empresas de transporte o con un importante número de vehículos.

Entre estos tres grupos podrían existir más de 1 millón de tanques, de los cuales un alto porcentaje no poseen ni siquiera la Inscripción Reglamentaria Obligatoria.

- Tanques en las 8.500 Estaciones de Servicio existentes. Estas presentan una media de 4-5 tanques con volúmenes medios comprendidos entre 20.000 y 30.000 litros. Ya que la inmensa mayoría son anteriores al año 2000, estos tanques son de simple pared.

Resumen de la problemática

- 1.º) El subsuelo forma parte del medioambiente y, además, es de dominio público, por tanto está protegido por el Estado y este, siguiendo exigencias de la UE, lo protege con el RD 9/2005, y la Ley de Responsabilidad Medioambiental.
- 2.º) Aunque la reglamentación industrial admita, preventivamente, los controles y las pruebas para el funcionamiento de las instalaciones, la administración y el control medioambiental están empezando a actuar con tal rigor que más vale protegerse y considerar la seguridad intrínseca como elemento fundamental.
- 3.º) Las Administraciones Autonómicas al tener las competencias de vigilancia ambiental, ya saben que el subsuelo es probablemente el medio más accesible que tienen que controlar ya que no ocurre lo mismo con el agua y el aire, por tanto van a ser imposibles de sorbar.
- 4.º) La actual sensibilidad medioambiental ciudadana no va a ser capaz de comprender que los titulares, algunos de los cuales que destacan por sus grandes beneficios, no estén adoptando todas las garantías necesarias para evitar posibles contaminaciones.

En definitiva, las Instalaciones Petrolíferas pasan de estar condicionados únicamente por la Reglamentación de Seguridad Industrial a ser objetivo director de la Normativa Medioambiental.

Situación de la técnica

Tanques de Doble Pared y Sistemas de Detección de Fugas

Desde el año 2000 aproximadamente, en España se están instalando tanques de doble pared en instalaciones nuevas. Este tipo de tanques presenta dos características fundamentales:

- Existen dos paredes de contención entre el líquido contaminante y el medio.
- Disponen de un espacio intersticial donde el líquido se contiene y se puede detectar la fuga.

Estas características dotan a este tipo de tanques de Seguridad Intrínseca. Es importante indicar que cuando se detecta una fuga, realmente no es una inmersión en el medio, en contra de lo que ocurre con los tanques de simple pared.

En el año 2003 se publica la Norma UNE EN 13160, cuyo objeto y alcance son los tanques y tuberías que contienen productos contaminantes del agua. Esta serie normativa deriva de la Directiva de la Construcción y está realizada por un grupo de trabajo dedicado a equipos a utilizar en las Estaciones de Servicio.

Esta norma es importante, porque por primera vez se establece una categoría de detectores de fugas según su seguridad frente a los riesgos de contaminación, es decir de protección de medioambiente.

Existen 5 posibilidades:

- I. Presión o vacío en la cámara intersticial.
- II. Nivel de líquido en la cámara intersticial.
- III. Sensor de líquido o gas en la cámara intersticial.
- IV. Detección de líquido por variación de nivel de producto.
- V. Pozos de vigilancia.

Evidentemente los 3 primeros hacen referencia a detección de fugas en tanques de doble pared donde la fuga se detecta antes de salir al medioambiente, y los 2 últimos son detecciones en tanques de simple pared, por lo que el líquido penetra en el medio.

Con esta clasificación y la técnica disponible ya podemos realizar una instalación de líquidos contaminantes del agua que presenta respeto medioambiental y en el que el riesgo de posible contaminación esté minimizado.

Pero cuando hablamos de sustituir los tanques de simple a doble pared en una Estación de Servicio, nos encontramos con los siguientes factores.

- Los tanques pueden estar situados debajo de los pilares de los edificios
- Los tanques pueden estar situados en el subsuelo de vías públicas con importante densidad de tráfico
- El coste de esta sustitución puede alcanzar los 200.000 € y un tiempo de parada de la Estación de Servicio

Esto lleva a que ciertos titulares podrían llevar a la decisión de cerrar antes que acometer tal reforma, lo que lleva a una situación delicada. Es interesan-

te el ejemplo de algunos países europeos que ya han marcado fechas de prohibición de la simple pared.

Tanques Existentes - Norma UNE EN 13160-7

Pero la Serie Normativa 13160, también ha pensado en esa dificultad. La parte número 7 además de definirnos los requisitos de los espacios intersticiales, también nos describe dos posibilidades distintas, el realizar recubrimientos interiores o envolventes protectoras con lo que se consigue transformar el tanque existente en un tanque de doble pared con su correspondiente detección de fugas de nivel I, II o III.

El Sistema TTH-GNS está diseñado bajo esta norma, y consiste en la transformación de un tanque de simple pared a doble pared a base de aplicación de diversos materiales de reciente introducción en España.

El Sistema TTH-GNS parte de las tareas propias de inspección de la pared simple. El tanque debe ser vaciado, abierto, limpiado y degasificado antes de realizar una revisión, visual, medición de espesores y una prueba de estanquidad si fuese preciso.

Una vez analizado que el tanque es apto para continuar en servicio, se procede a una impermeabilización de la pared a base de poliurea. Esta aplicación evita la corrosión interna que se produce tal como vemos en las fotos adjuntas.



Fotos de interior de tanque en uso donde se aprecia la corrosión interna



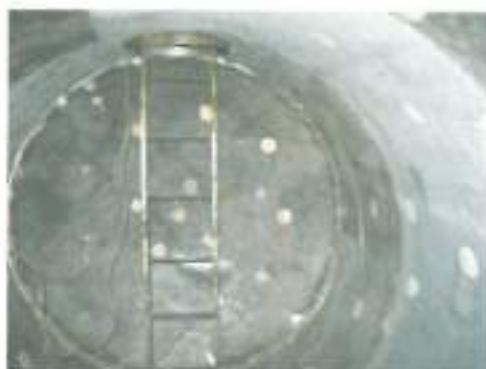
Foto de un revestimiento de PRPV tradicional

En la siguiente fase, se colocan unas planchas prefabricadas de PRFV cuyo diseño abotonado va a permitir dos paredes con un espacio intersticial interior por el que circula libremente el aire y el líquido permitiendo la rápida detección de fugas en caso de deterioro de una de las dos paredes.

Finalmente, este germen de la nueva pared se impermeabiliza y recrece nuevamente a base de poliurea, obteniendo el tanque de doble pared.

Algunas de las ventajas de este sistema son:

- Durabilidad ya que se emplean materiales elastómeros tanto para la impermeabilización como para el sellado.
- Disminución de tiempo de aplicación debido a la proyección de poliurea, además de evitar el empleo de disolventes. Este factor es el que determina el bajo coste respecto a otros procedimientos.



Vista final de la doble pared



Colocación de planchas de PRFV

Cooperación y sostenibilidad - el Proyecto TANK

Pero el Sistema TTH-GNS no es un producto aislado. De su aplicación nace el Proyecto TANK, que busca la cooperación entre empresas de distintos sectores para conseguir que la Transformación de Tanques de Simple Pared a Doble Pared sea Sostenible para los titulares de las Estaciones de Servicio.

El coste de una transformación de tanques, al no conllevar obra civil, tiene un coste inferior a 50.000 €, permitiendo en la mayoría de los casos seguir con la gasolinera abierta con un par de productos (gasóleo A y gasolina sin plomo 95), por lo que no se producen prácticamente pérdidas.

La implicación del proyecto TANK lleva a dos factores importantes:

- Sufragar parte del coste del Seguro de Responsabilidad Medioambiental.
- Facilidad de Financiación a través de SGRs, tales como Avalmadrid, Suravai, etc.

Estos factores, unidos a la no necesidad de realización de pruebas de estanqueidad hacen que esta transformación de tanques a simple pared sea realmente COSTE CERO.



www.tecnotank.com

El oso de Trabadelo: un caso para el estudio de la fragmentación de hábitats causada por las infraestructuras de transporte

Trabadelo's brown bear: a case for analysing habitat fragmentation caused by transport infrastructures

IGLESIAS MERCHÁN, C.

ECOPÁS

Apdo. Correos n.º 150,
28760 Tres Cantos (Madrid)

Resumen

La fragmentación de hábitats causada por las infraestructuras de transporte constituye una amenaza directa para la conservación de la Biodiversidad en numerosos escenarios, y así es ampliamente admitido a nivel nacional e internacional.

En esta comunicación se analiza el fenómeno de la fragmentación de hábitats y su difícil corrección a través del caso del primer atropello mortal documentado de un oso pardo (*Ursus arctos*) en una autovía en España. Sucedió a finales del mes de octubre del año 2008, en un tramo de la Autovía del Noroeste (autovía A-6) a su paso por el municipio de Trabadelo (León). El caso del Oso de Trabadelo, constituye un hecho de notable trascendencia en materia de fragmentación de hábitats y accidentes de tráfico. Además el atropello se produjo en un tramo que se supone de elevada permeabilidad faunística para una autovía con limitaciones de acceso.

Este caso evidencia que la caracterización de la zona de estudio y análisis de la permeabilidad faunística de un tramo de autovía requiere la intervención de técnicos cualificados en la interpretación de indicadores ambientales. Se constata la importancia que adquiere la necesidad de ampliar y facilitar su intervención constante a lo largo de todas las fases de los procedimientos de Evaluación Ambiental. Además, este caso ilustra nitidamente la complementariedad de los enfoques cualitativos y las metodologías cuantitativas, frente a la repetición sistemática de estas últimas en los procedimientos de EIA, que no suelen estimar la eficacia previsible de las medidas correctoras relacionadas con la fauna silvestre. Limitando drásticamente el papel del técnico especialista en el diseño y localización de estas medidas correctoras.

Palabras clave

Oso pardo, paso de fauna, fragmentación de hábitats.

Abstract

Habitat fragmentation caused by transport infrastructure threatens Biodiversity conservation, and so it is world wide recognized.

This communication analyses habitats fragmentation phenomenon and its difficult mitigation through the case of the first documented brown bear (*Ursus*

arcos) killed on a highway in Spain. A young brown bear, three or five years old, was hit in the early morning of October 28, 2008, on a bridge of North-Western Highway (Highway A-6) in the municipality of Trabadelo (León), in North-Western Spain. The case of the Trabadelo's Bear, occurred on a stretch that is supposed to be high permeability for wildlife in a fenced highway, what represents an important qualitative data.

Wildlife analysis and permeability studies require the intervention of skilled technicians in the interpretation of environmental indicators. It notices the importance of acquiring the need to expand and facilitate their continued involvement throughout all the environmental assessment procedure phases. Moreover, this case clearly illustrates the qualitative approaches and quantitative methodologies complementarity. As opposed to repetitive procedures in the EIA procedures, where mitigation measures effectiveness are rarely estimated, and specialist technician criteria play a very poor and limited role on mitigation measures designing and location.

Key words

Brown bear, wildlife crossing, habitat fragmentation.

Introducción y objetivos

El pasado día 28 de octubre de 2008, tuvo lugar la primera muerte por atropello de un oso pardo, documentada, en una autovía española. Es decir, el primer oso muerto en España en una infraestructura de transporte con limitación de accesos, vallada.

El accidente se produjo en el km 417 de la Autovía del Noroeste (autovía A-6) y fue causado por la irrupción en la calzada de un joven macho de oso pardo alrededor de las 05:45 horas de la mañana, en el término municipal de Trabadelo (Bierzo leonés). Un camión colisionó con el oso en el viaducto de Puente Trévada sobre el cauce del río Valcarlos, casi en el límite de la provincia de León con Lugo (1) y, afortunadamente, el conductor del camión salió ileso del percance.

El ejemplar atropellado era un joven macho de entre 3 y 5 años de edad. Se supone procedente de la zona del Alto Sil o Los Ancares (figura 1), probablemente explorando nuevos territorios. No en vano existe un claro corredor biológico de dispersión de esta especie hacia Galicia por el Alto Bierzo, fragmentado por la autovía A-6.

El accidente atrajo inmediatamente la atención de los medios de comunicación, presentándose en los titulares de algunos de ellos como el primer oso pardo muerto por atropello en España (figura 2). Sin embargo, se conoce al menos la cita de otros tres atropellos anteriores de fatales consecuencias para el plantigrado: Una osa fue atropellada por otro camión en la carretera de la Florida-Cornellana en el año 1957. Un oso resultó atropellado en junio de 1977 en el alto de Pandorado (Riello), y un tercero en Faedo (Cudillero), cerca de la costa asturiana, hacia 1975 (2).



Figura 1. Tras la señal de Los Ancares se aprecia la señal del viaducto de Puente Tréveda (km 417)



Figura 2. La noticia del atropello en las versiones digitales de varios periódicos

Por otro lado, entre los últimos datos publicados se contempló el posible envenenamiento del animal (3) como explicación al extraño comportamiento que lo condujo a internarse en una infraestructura vallada, quizás aturdido o desorientado. Sin que por ello pudieran descartarse otras hipótesis que permitieran comprender porqué accedió a la autovía, en vez de utilizar otras opciones de paso disponibles en la misma zona como viaductos, obras de drenaje e incluso túneles.

Independientemente de lo complejo que se antoja llegar a conocer si el oso huía de una situación de acoso o si tenía sus facultades mermadas por algún veneno, el hecho representa un contratiempo excepcional en la conservación de esta especie. Puesto que la muerte por atropello no se contempla como una de sus amenazas actuales, este atropello no debería quedar como mera anécdota estadística, porque la especie podría protagonizar otros accidentes similares si sus planes de conservación fueran exitosos.

El análisis del suceso con una perspectiva espacio-temporal amplia, permite comprender que la localización del fatal accidente no es fruto de la casualidad. La concentración de infraestructuras, la distribución de usos y los movimientos naturales, locales o de expansión de la especie, en particular de los individuos jóvenes, son factores elementales a la hora de pronosticar posibles lugares de conflicto. En la zona de Trabadelo todos estos factores, junto a las particulares características del trazado de la autovía A-6 y el mantenimiento de algunos elementos como el cerramiento perimetral, desvelan la lógica de este suceso en el lugar donde se produjo.

Análisis

El atropello del oso se produjo en el kilómetro 417 de la autovía A-6 (calzada en sentido A Coruña), en un tramo de unos 4 km de longitud situado entre los enlaces de Trabadelo y Vega de Valcarlos. Por las características de la autovía en este tramo, se podría suponer que es una infraestructura de elevada permeabilidad faunística. En un tramo de 4 km de autovía, entre ambos enlaces, se pueden contabilizar hasta 6 viaductos y un falso túnel que, en total, suman una longitud de aproximadamente 900 m (tabla 1). Es decir, en un hipotético procedimiento de evaluación de impacto ambiental, no sería descabellado destacar que el tramo de autovía posee un 22,5 % de su longitud permeable para la fauna, incluso para las especies de mayor tamaño. Pero este valor bruto no refleja la situación real, debe analizarse cualitativamente.

Un análisis a diferente escala, con el detalle que ofrece el trabajo de campo, revela que la Autovía del Noroeste discurre aquí por el fondo de un estrecho valle, del río Valcarlos, en el que se han ejecutado enormes desmontes en sus laderas y el trazado de la autovía zigzaguea continuamente con la carretera nacional N-VI. Además, algunos tramos de la carretera nacional N-VI coinciden con el Camino de Santiago y, lógicamente, posee medidas adicionales para la protección de los peregrinos que, a su vez, contribuyen a incrementar el número de barreras artificiales para la fauna (figura 3).

Tabla 1. Longitud de las estructuras de paso y un falso túnel

ESTRUCTURA	LONGITUD (m)
Viaducto de Toucelro	90
Viaducto de Trevecela	90
Viaducto de Puente Tréveda	90
Viaducto de Teso Mundin	90
Viaducto de San Fiz do Seo	201
Falso túnel de La Escrita	170
Viaducto del Fuerte	161
Longitud total	892



Figura 3. El trazado de la carretera nacional N-11 impide la función de paso de fauna de los viaductos de la autovía A-6.

La potencial permeabilidad faunística de este tramo de la autovía A-6 se ve drásticamente reducida por la confluencia de diversos factores: la concentración de infraestructuras, las actuaciones de canalización en el río Valcarlos, la actividad humana, etc. El propio trazado de la autovía A-6 inutiliza casi todos los corredores biológicos que podrían ser adecuados para favorecer la dispersión del oso pardo desde los núcleos reproductores de la población

cantábrica occidental hacia el oeste. Aún así, se puede encontrar alguna vía natural de dispersión desde los núcleos reproductores de Los Ancares y el Alto Sil en condiciones muy favorables de conservación, como son los valles del rego de Valdelobos y el rego de Paradela. Ambos confluyen aproximadamente en la misma zona del atropello. Donde se ha identificado como potencial lugar de paso una estrecha franja del territorio de apenas 150 m de ancho, en el que se sitúa parte del viaducto de Puente Trévada, lugar exacto del atropello del oso de Trabadelo (figura 4).



Figura 4. Localización del atropello del oso de Trabadelo con ayuda de Google Earth.

En esta zona se identifican dos lugares propicios para cruzar: la orilla del estribo sur del viaducto de Teso Mundín y la orilla del estribo norte del viaducto de Puente Trévada, en cuyo tablero se produjo el atropello (figura 5). A menos de 800 m hacia el norte del lugar del accidente, se encuentra construido un falso túnel de 170 m de longitud. Una obra que, por su coste, difícilmente se introduce en los proyectos de autovías para reducir la fragmentación de hábitats, pese a admitirse como la medida correctora más eficaz, sobre todo en el caso de especies como el oso pardo.

Sin embargo, el falso túnel de La Escrita tiene una razón de ser muy distinta, tiene la misión de impedir que los posibles desprendimientos de materiales de este desmonte caigan sobre los vehículos. Motivo por el que posee un diseño y ubicación que impiden su función como paso de fauna, su objetivo es otro. El desmonte de La Escrita ya ocupó la atención de los medios de comunicación hacia el año 2001 por sus problemas de estabilidad, los retrasos en su inauguración y el sobre coste de las obras finales.

Este desmonte posee unas dimensiones difíciles de encontrar en otra infraestructura española. Posee 600 m de longitud en su base, 150 m de diferencia de cota entre la base y la coronación y ocupa 220 m de ancho en



Figura 5. La zona del atropello ($42^{\circ}39'11''N$, $6^{\circ}53'26''O$) vista en Google Earth.

planta. Los problemas geotécnicos y de trazado convirtieron a este tramo de autovía en uno de los más caros de España, casi 12 millones de euros por kilómetro (4), y provocaron numerosos retrasos en su construcción. Ahora, tres meses después del atropello del oso de Trabadelo, la autovía A-6 se encuentra cortada al tráfico por nuevos derrumbes en el desmonte de La Escrita que amenazan la integridad de los usuarios de esta infraestructura. Un nuevo incidente que aún no se sabe cuánto tiempo se tardará en solucionar (5). Mientras tanto, más de 11.000 vehículos diarios vuelven a circular por la carretera nacional N-VI en este tramo, convirtiéndose en una barrera completamente infranqueable para el oso pardo.

Conclusión

El atropello del primer oso pardo en una autovía española revela la presión de las infraestructuras de comunicación sobre las zonas oseras, y la permanencia en el tiempo de sus impactos más graves. En un país en el que sólo la Administración Central ha puesto en servicio una media de 408 km de autopistas y autovías por año durante la última legislatura (6).

El joven macho de oso pardo atropellado en Trabadelo, en una zona de dispersión para la especie, no es casual. A corto o medio plazo podría convertirse en el primer caso de una cifra mayor de osos fallecidos por atropello. Sobre todo si se mantiene el actual ritmo de densificación de la red de infraestructuras de transporte, ya sea en zonas de distribución o dispersión de la especie.

Referencias Bibliográficas

- (1) http://www.lavozdeg Galicia.com/sociedad/2008/10/29/0003_7288820.htm
- (2) Palomero, G. 1993. El oso pardo (*Ursus arctos*) en España. http://www.mma.es/portal/secciones/biodiversidad/especies_amenazadas/vertebrados/mamiferos/carnivoros/oso_pardo_espana.htm
- (3) http://www.lavozdeg Galicia.com/sociedad/2008/12/24/0003_7419461.htm
- (4) http://www.lavozdeg Galicia.es/galicia/2009/02/22/0003_7546553.htm
- (5) <http://www.diariodeleon.es/noticias/noticia.asp?pkid=442926>
- (6) http://www.fomento.es/mfom/lang_castellano/_especiales/portufuturohoy/balance/3/red_de_gran_capacidad.htm

Bancos de mitigación como medida compensatoria

Mitigation banks such compensatory measure

NEREA AIZPURUA GIRALDEZ
ROSA M.^a ARCE RUIZ

E.T.S.I Caminos Canales y Puertos
UPM, Madrid

Resumen

En los últimos años, la aplicación de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestre (Directiva Hábitats) ha generado la necesidad de plantear medidas compensatorias en un buen número de proyectos. Algunas de ellas generan problemas en la aplicación y dudas sobre lo que es y lo que no es una medida compensatoria, en determinados casos. En esta comunicación se comenta el concepto de «bancos de mitigación», utilizado en EEUU, como posible ejemplo de «compensación» por afecciones al medio natural.

Los bancos de mitigación son espacios que tienen como objetivo proporcionar remplazamiento para las funciones ecológicas de humedales y otros recursos acuáticos que han sido afectados por la construcción de determinados proyectos en EEUU. Los hábitats de estos bancos son cuantificados en «créditos de mitigación» que están disponibles para ser usados en compensación los impactos adversos «débitos» generados por los proyectos en otros hábitats similares.

El concepto de los bancos de mitigación podría dar respuesta a la aplicación de las medidas compensatorias en España. Su creación proporcionaría soluciones rápidas, legal y ambientalmente viables y compensar los impactos de proyectos antes de que sean generados, tal como establece la normativa.

Palabras clave

Compensación, medidas, banco, mitigación, impacto.

Abstract

In recent years, the implementation of Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (Habitats Directive) has generated the need for raising measures in a number of projects. Some of them cause problems and doubts in the implementation about what is and what is not a measure, in some cases. This communication discusses the concept of «mitigation banks» in the U.S. as a possible example of «compensation» due to the natural environment.

Mitigation banks are spaces that are intended to provide replacements for the ecological functions of wetlands and other aquatic resources that have been affected by the construction of certain projects in the U.S. The habitats of these banks are quantified in «mitigation credits» that are available for use in off-

setting the adverse impacts «debites» generated by projects in other similar habitats.

The concept of mitigation banks may respond to the application of countervailing measures in Spain. Its creation would provide quick solutions, legal and environmentally viable and offset the impacts of projects before they are generated, as required by law.

Key words

Compensation, measures, bank, mitigation, impact.

1. Introducción

El concepto de mitigación fue introducido en los EE.UU. mediante la promulgación de la Ley Nacional de Medio Ambiente (NEPA) en 1969. Esta ley considera prioritaria la prevención, minimización y compensación de los impactos sobre el medio ambiente, cuando se llevan a cabo proyectos como el de una carretera. Bajo la ley NEPA, la Evaluación del Impacto Ambiental (EIA) de proyectos establece si es necesaria la ejecución de medidas de mitigación. Además, la Ley de Agua Limpia (Clean Water Act, sección 404) de 1972 requiere la aplicación de planes de mitigación como parte del EIA. Los planes de mitigación incluyen la compensación como última medida para crear, restaurar y / o mejorar el medio ambiente con el fin de mantener las condiciones naturales del medio. Los promotores deben pagar las medidas compensatorias de aquellos proyectos que destruyen el medio natural.

Sin embargo, la aplicación de estas medidas por parte de los promotores en EE.UU. ha supuesto, en la práctica, muchos problemas tales como: un elevado coste, mala praxis en la creación y conservación de ecosistemas, etc. (1). Para resolver estos problemas, muchos Estados, tales como Minnesota, Wisconsin y Florida han establecido el Sistema de Bancos de Mitigación (MBS). El MBS se refiere a un sistema en el que la restauración, la creación, mejora, la preservación del medio ambiente es reconocida por un organismo regulador mediante la generación de créditos que pueden utilizarse para compensar los múltiples impactos ambientales a través de un mecanismo de comercialización. El MBS no se ha establecido en otros países además de EE.UU.

El MBS principalmente se ha aplicado para la conservación de diversos humedales en proyectos como carreteras, puertos o construcciones de zonas residenciales, etc., en muchos estados de EE.UU. Estos han mostrado que el MBS tiene un gran potencial para la restauración y conservación de los sistemas ecológicos y ambientes naturales.

Este concepto podría servir de inspiración a los planificadores españoles para proteger la Red Natura 2000 que sído y será dañada por el desarrollo de infraestructuras. La posible aplicación de este sistema debe evaluarse desde muchos puntos de vista, tales como políticos, económicos, aspectos técnicos, etc.

2. Funcionamiento de los bancos de mitigación

Los bancos de mitigación surgen de la necesidad de reconciliar dos grupos de interés: los promotores, privados o públicos, cuyas actividades tendrán un impacto ambiental sobre humedales que se encuentran protegidos bajo alguna ley, y los organismos encargados de la protección de los humedales. De manera que cada programa de MBS tiene, al menos, dos partes interesadas, aunque la mayoría suelen ser más complejas.

Normalmente, el MBS se define como un sistema en el que la creación, la mejora, restauración o conservación de la naturaleza, son reconocidas como la generación de una compensación en forma de créditos (mediante una agencia reguladora) que permitan el futuro desarrollo de otros lugares de conservación. Para la compensación, el crédito es la unidad de valor ambiental, reconocida como la base de comparación de la destrucción de la naturaleza, que los bancos de naturaleza ofrecen como concepto de indemnización. Por ejemplo, en el caso de los humedales los créditos pueden ser expresados en unidades, tales como hectáreas, unidades o número de hábitat.

Los bancos de mitigación varían de estructura, pero cualquier programa incluye seis elementos: (1) cliente (usa los créditos), (2) permisos, (3) producción de créditos, (4) propiedad a largo plazo, (5) evaluación de créditos y (6) gestión del banco.

1. La razón de ser de los bancos depende de la existencia de un cliente, la entidad o entidades cuyas actividades generarán impactos en humedales cuya mitigación se busca a través del banco. Un cliente, por lo tanto, es un aspirante a un permiso del título de un banco y puede ser cualquier entidad pública o privada cuyos proyectos activan los requerimientos de permisos. Mientras que estas entidades suelen desempeñar varios papeles en el proceso de la banca, en su papel de cliente, representan, en este mercado, la demanda de créditos de compensación y mitigación y no será necesario que participen en los trabajos de mitigación o tengan otra responsabilidad que no sea la buena voluntad de pagar por los créditos de mitigación.
2. La función de los permisos supone decidir si un proyecto que afecta a un humedal y por el que se requiera mitigación obtendrá permiso. Normalmente, es responsabilidad de las agencias estatales, federales, locales, etc. con jurisdicción sobre los humedales afectados. Varias de ellas pueden tener competencias sobre el mismo espacio, formándose entonces comités para la toma de decisiones. Existen determinados requerimientos de la legislación para determinar si el banco será apropiado para la mitigación. Las agencias crearán un mercado efectivo de mitigación y ejercerán un control sobre el entorno reglamentario en el que se genere la banca.
3. La tercera función esencial es la creación de los créditos de mitigación, la mercancía física de los humedales cuyo valor es vendido por el banco. La función de producción de créditos supone la creación de créditos

de humedales viables en un determinado lugar o lugares mediante uno de los métodos aceptados; restauración, creación, mejora y, en algunos casos, preservación. De manera más concreta, generalmente, el productor de créditos es el principal proponente del plan de mitigación, adquiriendo la titularidad inicial u otros derechos llevando a cabo los trabajos de mitigación. Mientras algunas de estas tareas pueden ser subcontratadas o delegadas a algún agente, los productores de créditos llevan principalmente la viabilidad legal y financiera para la creación y construcción del lugar de mitigación, así como el mantenimiento y la vigilancia.

4. Dado el atractivo de crear mecanismos legales ejecutables que aseguren el mantenimiento de las medidas de mitigación, así como las funciones ecológicas, durante un período de tiempo, es importante identificar y definir las funciones de la propiedad a largo plazo. Mientras que los productores de créditos poseen los títulos de pago, una servidumbre de conservación u otros derechos de entrada al sitio de mitigación, la propiedad de estos derechos es una función separada que puede ser transferida o ejercida por otras partes no implicadas en el proceso de la banca.

Es común que los productores de créditos transfieran sus derechos de propiedad al estado o a agencias de medio ambiente u ONG, durante la vida del banco o una vez que todos sus créditos han sido vendidos.

5. Una vez que los créditos de los humedales se han creado, éstos y los impactos que mitigarán deben ser cuantificados, ajustándose al comercio del banco. Mientras que los productores de créditos buscan maximizar el valor de los créditos, los clientes tratan de minimizar el valor de los impactos. Esta evaluación la hacen normalmente las agencias autorizadas o partes externas o consultoras independientes.
6. La gestión del banco es el proceso para determinar si los créditos producidos y los débitos propuestos por el proyecto cumplen las condiciones establecidas para el uso de los bancos de mitigación. En los bancos de «clientes únicos» esta función es pequeña e inseparable del proceso de permisos: el cliente y las agencias que dan el permiso han acordado previamente el sitio o los sitios donde serán ejercidas las funciones.

El nivel de las consideraciones ambientales que deben cumplir estos espacios está regulado por requerimientos mínimos mediante legislación, los planes de mitigación deberán cumplir el nivel de conservación necesario para conseguir la aceptación. El gobierno desempeña el papel de comprobar los planes de mitigación elaborados por los promotores, si estos planes se han contemplado con cuidado del medio ambiente o no, para poder conceder el permiso a los promotores.

De acuerdo con la normativa, sólo se puede usar este sistema de créditos para impactos inevitables o, en algunas ocasiones, cuando la compensación «in situ» no es abordable o es mejor hacerla «ex situ».

Las principales características del sistema de los bancos de mitigación son:

- Los promotores del proyecto pueden adquirir o proporcionar un hábitat similar al que planean afectar.
- A menudo, se requiere que los promotores adquieran más de una hectárea de mitigación por cada hectárea de hábitat que va a ser afectado por el proyecto.
- Los bancos de mitigación sólo pueden vender créditos aprobados que satisfagan los criterios convenidos, de acuerdo con la legislación establecida.
- Los créditos de mitigación sólo pueden utilizarse una vez y los hábitats que se utilizan para la mitigación deben conservarse a perpetuidad.
- El precio de los créditos de mitigación incluye los costes de la adquisición de la tierra, la rehabilitación ambiental y la creación de un fondo fiduciario para el manejo a largo plazo.

3. Beneficios de los bancos de mitigación

Los bancos de mitigación y conservación tienen diversos beneficios económicos y ecológicos. Algunos de ellos son:

- El banco de mitigación asume toda la responsabilidad del éxito de los hábitats restaurados, el cliente (promotor) es liberado de esta responsabilidad.
- Los bancos deben estar estabilizados antes de que se genere el impacto, permitiendo que el tiempo y lo costes se reduzcan, y en algunos casos la cantidad de compensación requerida es reducida.
- Los bancos de mitigación son de mayor tamaño que los que se generan de manera individual, mejorando la economía de escala para ahorrar dinero para el cliente.
- Permiten que cuando el cliente compra los créditos, la mitigación ya esté aprobada legalmente, lo que supone una ventaja frente a los permisos necesarios para la creación de uno nuevo.
- El restaurar o proteger el hábitat antes de generar el impacto reduce la pérdida de función de hábitat con el tiempo.
- Los beneficios ecológicos incluyen preservar grandes espacios y estabilizar hábitats.

En el año 2005 existían en EEUU 450 bancos aprobados, de los cuales 59 estaban vendidos y 200 pendientes de aprobación.

El concepto de los bancos de mitigación podría dar respuesta a los problemas que la aplicación de las medidas compensatorias tiene en España. La aplicación de estas medidas surge de la Directiva Hábitats¹, que las impone

¹ Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo, relativa a la conservación de los Hábitats Naturales y de la Fauna y la Flora Silvestres.

como instrumento para compensar aquellas afecciones sobre hábitats o especies de la Red Natura 2000 que se han visto afectadas por un proyecto.

Un ejemplo de estas afecciones serán las actuaciones previstas en el Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte 2005-2020 (PEIT), con el que según el análisis realizado por las entidades conservacionistas, las infraestructuras proyectadas pueden afectar a 327 espacios protegidos de la Red Natura 2000 (ZEPA y LIC).

Actualmente países como Japón está analizando la posibilidad de instaurar estos sistemas.

4. Conclusiones

Los bancos de mitigación son una medida ambiental y legalmente viable para las afecciones de determinados proyectos sobre el medio ambiente y que permitirían una solución aceptable al problema de la aplicación de medidas compensatorias que existe actualmente en España.

Bibliografía

- (1) Tanaka, A. (2000). *Comparative study on compensatory mitigation measures in environment* Journal of the Eastern Asia Society for Transportation Studies, Vol. 6, pp. 3090-3104, 2005. 3103 impact assessment systems in various countries, Journal of the Japanese Institute of Landscape Architecture, vol. 64 (2), 170-177.
- De Grove, J. (1996). *Mitigation Banking: Theory And Practice*. Island Press.
- Hideyuki, I.; Atsushi, F. (2005). *Benefit incidence analysis of mitigation banking system on road project*. Journal of the Eastern Asia Society for Transportation Studies, vol. 6, pp. 3090-3104, 2005.
- Joseph P. Roise and Kevin W. Gainey. *Analysis of road locations in wetlands and mitigation bank development*.
- Khalid, S. (2004). *Designing an environmental mitigation banking institution for linking the size of human activity to environmental capacity*. Journal of Economic Issues. Dic 2004.

Direcciones de Internet

- <http://www.epa.gov/owow/wetlands/facts/fact16.html>
<http://www.mitigationbanking.org/>
<http://www.ecy.wa.gov/programs/sea/wetlands/mitigation/banking/>

Medidas ambientales en las instalaciones auxiliares de obra

Environmental measures at the auxiliary installation

MANUEL DÍAZ MARTÍN

Director General de G5 Expertos Ambientales, S.L.

Resumen

Las instalaciones auxiliares ligadas a las obras de construcción son aquellos espacios destinados a albergar los parques de maquinaria, talleres de reparación, plantas de hormigonado, oficinas, etc. Las instalaciones auxiliares son muy variadas, y su extensión y potencialidad de impacto depende de la magnitud de la obra a la que esté asociada. No obstante, todas ellas tienen una serie de variables comunes cuya incidencia en el medio ambiente también es común. En esta comunicación, se pretende dar una visión general de los principales impactos asociados a las instalaciones auxiliares de obra y la forma de resolverlos. Asimismo, se pretende aportar una serie de soluciones novedosas adoptadas en distintas obras de construcción. Las principales actuaciones se pueden resumir en los siguientes puntos: Ocupación de suelo; Contaminación del suelo; Impacto acústico; Impacto visual. Entre las soluciones novedosas para resolver determinados problemas se pueden citar las siguientes actuaciones: Localización de las instalaciones en base a criterios ambientales; Instalación de recicladores de agua y áridos en las plantas de hormigón; Implantación de sistemas de depuración del agua residual procedente de la zona de lavado de maquinaria; Disposición de capas de aglomerado en caliente en determinadas zonas; Adquisición de kit para emergencias medioambientales; Instalación en los vehículos pesados de dispositivos para reducir las emisiones contaminantes; Recogida selectiva de residuos y la concienciación del personal para la misma; Mediciones periódicas de los niveles de ruido; Utilización de neumáticos fuera de usos en rellenos, etc.

Palabras clave

Instalaciones auxiliares, impacto, medidas protectoras y correctoras.

Abstract

Auxiliary installations are a wide variety of places, which include: offices, concrete portable mixer, parking areas, repair boxes,.... These installations impact on the environment in different ways depending of their size and activity. Nevertheless, most of them present similar behaviour in relation to their environmental impact. This paper focus on the assessment of the impacts caused by these installations. The main issues regarding to environmental impact provoked by auxiliary installations are: land reclamation, soil pollution, landscape effects and increase in noise levels. There are many options in order to minimised the environmental impact of these installations. Several actions had been proved and among others, it is possible to highlights the following ones: selec-

tion of location of the installations based in environmental criteria, use of portable water treatment plants in wash machinery areas, disposal of tarmac in auxiliary roads, monitoring of noise level, use of environmental emergency kits, implementation of selective waste collection...

Key works

Auxiliary installation, impact, protective and corrective measures.

Introducción

Las instalaciones auxiliares constituyen los lugares destinados a alojar durante el período de obras los parques de maquinaria, los talleres de reparación de vehículos y maquinaria, las plantas de hormigonado, las oficinas, los almacenes, las zonas de acopio de materiales, los puntos limpios, etc.

La variabilidad de estas instalaciones es muy elevada, así como su extensión y potencialidad de impacto. No obstante, todas ellas tienen una serie de aspectos comunes cuya incidencia en el medio ambiente también es común.

Objetivos

El objetivo fundamental de esta comunicación consiste en dar una visión general de los principales impactos asociados a las instalaciones auxiliares de obra y la forma de corregirlos. Asimismo, se pretende aportar una serie de soluciones novedosas adoptadas en las distintas obras analizadas.

Resultados y discusión

Las alteraciones más significativas asociadas a una zona de instalaciones auxiliares están relacionadas fundamentalmente con la ocupación temporal del suelo y con las acciones que se desempeñan en estas áreas, las cuales generan ruidos, residuos, emisiones gaseosas, etc. En consecuencia, los principales impactos se pueden concretar en los siguientes puntos: Ocupación de suelo; Contaminación del suelo y de las aguas; Impacto acústico; Impacto visual.

Entre las soluciones novedosas aportadas en las obras analizadas para resolver determinados problemas se pueden citar las siguientes actuaciones (1):

- Ubicación de las instalaciones en base a criterios ambientales.
- Instalación de recicladores de agua y áridos en las plantas de hormigón.
- Implantación de sistemas de depuración del agua residual procedente de la zona de lavado de maquinaria.
- Disposición de capas de aglomerado en caliente.

- Adquisición de kit para emergencias medioambientales.
- Recogida selectiva de residuos.

A continuación, se hace una breve descripción de cada una de estas soluciones ambientales:

Ubicación de las instalaciones en base a criterios ambientales

Es fundamental localizar las zonas de instalaciones en áreas donde no exista peligro potencial de alteración de los recursos hídricos, no existan espacios naturales protegidos ni comunidades vegetales o faunísticas de interés y no se altere el patrimonio cultural. Asimismo, es recomendable que el subsuelo sea lo más impermeable posible.

Posteriormente, en la fase de replanteo, se ajustarán los emplazamientos intentando minimizar las afecciones ambientales sobre el terreno. Por otra parte, con el fin de proteger lo máximo posible el territorio adyacente, se vallará el perímetro de la zona de instalaciones, evitando la afección a los espacios limítrofes.

Es conveniente que se agrupen el mayor número de instalaciones posible en una zona determinada, concentrando así las afecciones de carácter negativo, para facilitar su posterior restauración ecológica y paisajística.

Recicladores de agua y áridos

Este sistema permite reutilizar parte del agua de lavado de las canaletas de las hormigoneras, recuperando asimismo los áridos residuales. El reciclador se compone de una tolva de alimentación, una cuba rotatoria de lavado y extracción de áridos (1), con una espiral en su interior, un mando SPS (2), un depósito de acopio del árido extraído (3), y diversos elementos complementarios para el proceso de reciclado: balsa de aguas residuales (5), sistema agitador (6), ducha para el lavado de hormigoneras (8), etc. (ver figura 1).

Se puede reutilizar hasta el 70 por ciento del agua empleada en el lavado. Este agua con finos procedentes de las partículas del cemento ya fraguado,



Figura 1. Esquema del reciclador de agua y áridos.

puede ser empleada de nuevo en la propia fabricación de hormigones, consiguiendo una mejora en las características del hormigón fresco, tanto de la tixotropía (homogeneidad y cohesividad de la masa) como del bombeo. Asimismo, se minimizan los residuos, ya que todo el material de rechazo puede ser reutilizado para la fabricación de hormigones de menor calidad.

Sistemas de depuración del agua residual

Las aguas que proceden del lavado de los elementos de fabricación del hormigón (amasadora y cubas de transporte principalmente), tienen un alto contenido en finos (áridos y cemento), que hace que los parámetros de sólidos en suspensión y pH, necesiten tratamiento de corrección antes del vertido a cauces o colectores, para cumplir con lo establecido en las correspondientes autorizaciones de vertido y en la legislación vigente. Lo habitual en estos casos es realizar un tratamiento de decantación, física directa o bien con floculación, una separación de grasas y una corrección de pH.

Las balsas de decantación pueden ser excavadas en el propio terreno, con revestimiento, o construidas como pequeñas presas de tierra (2). Las presas o diques deben ejecutarse con materiales limpios (sin raíces, restos de vegetación o gravas muy permeables). En este caso los taludes máximos deben ser de 2:1 y la suma aritmética de los taludes aguas abajo y aguas arriba no debe ser menor de 5:1. Antes de construir el dique, es necesario limpiar la base de suelo y vegetación, así como excavar una zanja de al menos medio metro de ancho a todo lo largo de la presa y con taludes laterales de aproximadamente 1:1.

La ubicación de las balsas debe hacerse aguas abajo y cerca de las zonas de instalaciones y donde pudiera preverse agua de escorrentía con un gran cúmulo de sedimentos o con materiales contaminantes por vertido accidental.

Hay que prever las correspondientes labores de mantenimiento de las balsas. Estas labores han de incluir la extracción, transporte y el depósito de los lodos. Deben tenerse en cuenta también las posibles propiedades físico-químicas de estos lodos (por su posible contaminación) y las zonas posibles para su acopio. Es necesario asegurar el acceso a las balsas para permitir su limpieza y mantenimiento.

La corrección de pH con CO_2 en vez de ácido (habitualmente se utiliza clorhídrico o sulfúrico), aporta bastantes ventajas, es más económico y tiene menos riesgo ambiental. Al ser un ácido débil, en caso de sobredosificación, nunca da lugar a pH menores de 5,8, con lo que de producirse una fuga por avería, siempre se vertería dentro de los límites legales.

Capas de aglomerado en caliente

Con el objeto de disminuir el polvo generado en determinadas áreas de las instalaciones auxiliares y con ello la reducción del riesgo de contaminación

atmosférica y del suelo por vertidos accidentales, es conveniente implantar una capa de aglomerado en caliente.

Estas capas deberán conectarse con un sistema de drenaje superficial de modo que los líquidos circulen por gravedad y se pueda recoger y reconducir hasta las balsas de tratamiento cualquier derrame accidental antes de su infiltración en el suelo.

Kit para emergencias medioambientales

Es importante contar en obra con kits para emergencias medioambientales, consistente en una bolsa que contiene absorbentes de hidrocarburos en diferentes medios (sólido y líquido). Es de fácil manejo y debe distribuirse a los encargados y capataces de la obra para que puedan hacer frente a cualquier vertido accidental de productos contaminantes.

Recogida selectiva de residuos

La gestión de productos residuales (aceites, combustibles, cementos y otros sólidos procedentes de las zonas de instalaciones) debe estar de acuerdo con la normativa aplicable en cada caso (residuos sólidos, residuos tóxicos y peligrosos, residuos inertes, etc.).

Las instalaciones auxiliares deberán poseer un sistema de puntos limpios, con objeto de un almacenamiento selectivo y seguro de los materiales que se generen. En el caso de residuos sólidos se dispondrá de un conjunto de contenedores con diversos distintivos visuales tanto escritos como de colorido, según el tipo de residuo.

Los contenedores que tengan por objeto el almacenamiento de residuos potencialmente contaminantes deberán situarse sobre terrenos impermeabilizados. La composición del material de cada contenedor estará de acuerdo a la clase, volumen y peso esperado de almacenamiento, así como las condiciones de aislamiento necesarias.

Como mínimo, se establecerá un punto limpio en las inmediaciones de las instalaciones generales de obra con los siguientes contenedores: Contenedor estanco para recipientes de vidrio; Contenedor estanco para embalajes de papel y cartón; Contenedor estanco para envases y recipientes de plástico; Contenedor abierto para maderas; Contenedor abierto para residuos orgánicos; Depósitos estancos espaciales para residuos tóxicos; Contenedor estanco sobre terreno adecuado para inertes.

Los puntos limpios se dispondrán sobre una superficie que estará impermeabilizada. Su recogida será periódica y selectiva por gestores autorizados.

Protección de cauces y riberas

En las cercanías de algunos de los sistemas fluviales y en previsión de arrastres de sólidos en determinados puntos durante la realización de las obras se considera necesaria la instalación de barreras de sedimentos (3 y 4).

Las barreras de sedimentos son obras provisionales construidas de distintas formas y materiales, láminas filtrantes, sacos terreros, balas de paja, etc. El objetivo de estas barreras es contener los sedimentos excesivos en lugares establecidos antes de que el agua pase a las vías de drenaje natural o artificial, y reducir la energía erosiva de las aguas de escorrentía que las atraviesan. Se utilizan cuando las áreas a proteger son pequeñas y cuando no se produce una elevada cantidad de sedimentos.

Una de las barreras de sedimentos más empleada consiste en la colocación de balas de paja, por su efectividad, mayor economía y facilidad de colocación y posterior restitución.

Dichas barreras deben presentar las siguientes características mínimas:

- Cada bala debe fijarse al terreno previamente compactado en toda la longitud de instalación de la barrera con dos estacas de madera.
- Las balas deben estar enterradas en una profundidad de, al menos, 10 cm.
- La vida efectiva de estas barreras es inferior a 3 meses.
- Por cada 0,1 ha de terreno afectado deben emplearse unos 30 m de longitud de barrera.

Las barreras de contención de sedimentos se situarán en torno a las zonas de instalaciones auxiliares y donde pudiera verse agua de escorrentía con un gran cúmulo de sedimentos o con materiales contaminantes por vertido accidental.

Referencias bibliográficas

- (1) AA.VV. *Proyectos de construcción y anejos de integración ambiental de diferentes proyectos de ACCIONA*. ACCIONA, Madrid, 2005-2008.
- (2) AYALA, F. J. y RODRÍGUEZ, J. M. *Manual para el diseño y construcción de escombreras y presas de residuos*. IGME, Madrid, 1986.
- (3) FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (eds.). *Foundations of restoration ecology*. Island Press, Washington, 2006.
- (4) LÓPEZ JIMENO, C. et al., *Manual de Restauración de terrenos y Evaluación de Impactos Ambientales en minería*. Serie: Ingeniería Ambiental. 2.ª edición. ITGE, Madrid, 1989.

Sanidad ambiental de suelos agrícolas mediterráneos tratados con lodos de depuradora urbana: un estudio a corto plazo

Health issues derived from urban sludge application in Mediterranean crop soils: a short-term study

CLARISSA GONDIM-PORTO
FEDERICO NAVARRO-GARCÍA

Departamento de Microbiología II,
Facultad de Farmacia,
Universidad Complutense de Madrid,
Plaza de Ramón y Cajal s/n,
E-28040 Madrid, España

Resumen

Uno de los aspectos más controvertidos en la utilización de los lodos de depuradoras urbanas como enmiendas en terrenos agrícolas o forestales es la bioseguridad. Existe un reciente interés en comprobar cómo afecta este uso de los lodos a los ecosistemas tanto desde el punto de vista de la salud humana como el de la salud ambiental y su relación con el cambio climático. Por esta razón, hemos evaluado las modificaciones en la microbiota presente en suelos agrícolas tratados con diferentes cantidades de lodos urbanos aerobios o anaerobios desde el punto de vista de los microorganismos patógenos para la salud humana. Tras un año de estudio hemos podido comprobar que el número total de microorganismos oligotróficos se incrementa, mientras que el número de microorganismos patógenos presentes en los suelos tratados con esos lodos desciende con el tiempo. Por tanto, podemos indicar que, aunque se trata de un breve período de tiempo de estudio, la adición de lodos urbanos modifica el ecosistema microbiano y repercute notablemente en la salubridad ambiental de dichos suelos.

Palabras clave

Impacto ambiental, suelo, patógenos, bioseguridad, cambio climático.

Abstract

One of the most controversial aspects in the long-term use of urban sludge in crop or forest land application is biohazard. Public concern about how the use of urban sludge can influence the human or environmental health and the climatic change issue has risen in recent years. As a result of that, we have devised an experiment to evaluate the alteration of the soil microbiota upon amendment of a Mediterranean crop soil with different amounts of aerobic or anaerobic urban sludge. After one year of study, the microbial population of oligotrophic microorganisms increased, while pathogenic microorganism num-

bers (namely coliforms and enterococci) lowered upon time from the beginning of the experiment. Thus, although being a short period of time, the addition of biosolids to Mediterranean crop soil modified microbial communities and affected the soil health.

Key words

Environmental impact, soil, pathogen, biosecurity, climatic change.

Introducción

Las sociedades modernas industrializadas se caracterizan por altos niveles de vida. Sin embargo, detrás de esta ventaja, existen contrapartidas que suponen un problema importante. Uno de ellos es la generación de gran cantidad de residuos, algunos de los cuales, son difícilmente reutilizables, contribuyendo a la contaminación y degradación del medio ambiente.

Los lodos de depuradora de aguas residuales (LDAR) suponen un problema para las sociedades industrializadas por dos razones primordiales: en primer lugar, porque su producción se incrementa con el aumento de la población urbana y la mejora de las circunstancias sanitarias, y en segundo lugar, porque se precisa darles una utilidad apropiada. Según el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) 2007-2015 (II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (PNLD)), en España en 1998 se generaron 800000 toneladas de LDAR (materia seca), mientras que en el año 2006 se producen 1064972 toneladas (1). Respecto a su utilización, en ese documento se indica que la opción más sostenible y más frecuentemente utilizada es la aplicación de estos lodos al suelo. Así, en el año 2006, el 65% es usado con fines agrícolas (687037 t) mientras que sólo un 15% se elimina en vertederos. Este Plan (PNLD) tiene entre sus objetivos el asegurar la correcta gestión ambiental de los LDAR y promover la valorización agrícola de los LDAR cuando se den ciertas condiciones ecológicas y tecnológicas, teniendo ese destino un 70% del total de ellos. Para este Plan, los LDAR suponen un problema grave para la contaminación del agua, aire y suelos así como para la biodiversidad y la salud humana (2).

El aspecto más estudiado por su influencia en la salud pública han sido la contaminación con metales pesados o xenobióticos (3, 4) y, recientemente, la liberación de agentes patógenos capaces de contaminar acuíferos o cultivos. Respecto a este último aspecto, aunque se suponen eliminados de los LDAR por el tratamiento de adecuación que sufren, existen datos contradictorios acerca de la transferencia de estos microorganismos autóctonos al suelo (5, 6). En este trabajo hemos querido comprobar qué ocurre con microorganismos considerados como indicadores de la contaminación fecal (como los coliformes totales y fecales, enterococos y clostridios).

Aunque la mayoría de estos lodos son destinados a suelos agrícolas, es escaso el número de estudios sobre el efecto que éstos tienen a largo plazo en suelos de climas mediterráneos (7). Junto con el grupo de Biodiversidad

y Cambio Climático del Departamento de Edafología de la Facultad de Farmacia pretendemos describir la modificación de las poblaciones microbianas de estos suelos agrícolas tras la aplicación de LDAR.

Objetivos

El objetivo de este trabajo es determinar la evolución durante un año de la microbiota del suelo tras la aplicación de dos tipos distintos de lodos de depuradora urbana a tres dosis diferentes. Para ello se determinará la presencia de microorganismos totales y microorganismos patógenos (coliformes, enterococos y clostridios) mediante técnicas de siembra.

Resultados y discusión

Se prepararon tres bloques de 8 parcelas con una distribución aleatorizada de lodos aerobios y anaerobios de acuerdo a metodología previamente descrita (8). A tres parcelas se les aplicaron lodos aerobios en cantidades de 40 Tm/ha, 80 Tm/ha y 160 Tm/ha, respectivamente, y a otras tres parcelas se les aplicaron lodos anaerobios en las mismas cantidades. Además, en cada uno de los tres bloques se incluyeron dos parcelas blanco de suelo sin tratar (9). Se muestrearon los primeros 20 cm de cada una de las parcelas (3 parcelas de cada tratamiento, en total 24 parcelas) con un muestreador Eijkkamp en junio de 2007 (tiempo 0), octubre de 2007 (tiempo 1), febrero de 2008 (tiempo 2) y junio de 2008 (tiempo 3). Las muestras se almacenaron a 4.°C y se analizaron por cultivo en las 24 horas inmediatamente posteriores a la recolección.

La adición de lodos de depuradora en parcelas agrícolas provocó un incremento en el número de microorganismos oligotróficos (analizados mediante siembra por triplicado en un medio oligotrófico, R2A) a lo largo del tiempo (Figura 1). El número de microorganismos detectado fue superior en las parcelas tratadas con LDAR que en el suelo sin enmendar y este incremento fue mayor cuanto mayor fue la dosis de lodos añadidos, sin existir diferencias apreciables entre el uso de un lodo con tratamiento aerobio o anaerobio, de forma similar a datos previamente publicados (10). Dos de las principales causas que pueden explicar este cambio, según diversos autores, son la humedad y el incremento en la concentración de nutrientes en el suelo tratado (11, 12). Así, pudimos constatar que aquellas parcelas con mayores concentraciones de lodos presentaban valores de humedad superiores a las del suelo control (AE160, 25-30%, o ANAE160, 50-73% superiores, datos no mostrados), lo que habla a favor de una mayor capacidad de retención de agua de las parcelas (13). Respecto de la concentración de nutrientes, el incremento en la cantidad de materia orgánica en las parcelas con altas dosis de lodos de depuradora desde el comienzo del ensayo (Valverde I, González-Ubierna S, de la Cruz Caravaca MT y Casermeiro MA, en esta misma publicación) puede explicar el incremento de los microorganismos en las parcelas tratadas con lodos de depuradora respecto del suelo sin modificar.

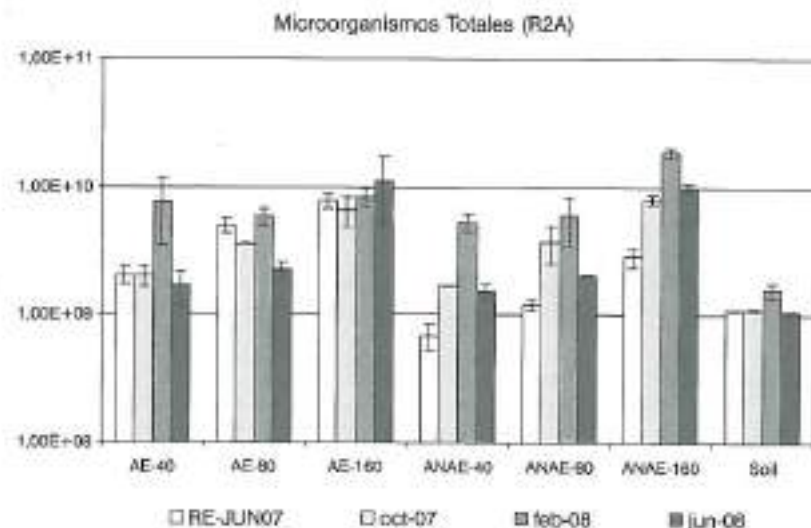


Figura 7. Evolución del número de microorganismos oligotróficos en cada una de las parcelas y muestreos. Los ensayos se llevaron a cabo por triplicado mediante siembra de diversas diluciones en el medio R2A y recuento tras 7 días de incubación a 30 °C. AE, lodo aerobio; ANAE, lodo anaerobio; 40, 80 y 160 significan el número de toneladas por hectárea aplicadas a las parcelas experimentales. Soil, suelo control sin tratar.

Los patógenos que analizamos son los indicados en la legislación para aguas potables para el ser humano (BOE de 21 de febrero de 2003, Real Decreto 140/2003). El análisis de coliformes, enterococos y clostridios se realizó mediante variaciones de los métodos oficiales para aguas de consumo humano (UNE-EN ISO 9308-1:2000, UNE-EN ISO 7899-2: 2001 y UNE-EN ISO 6461-2: 1996, respectivamente).

En los datos obtenidos del análisis de los coliformes fecales en los suelos, hemos podido detectar un incremento en éstos en el momento posterior a la aplicación de los LDAH. A continuación, hemos podido comprobar como a lo largo del tiempo va disminuyendo (Figura 14). Así, los índices de coliformes disminuyen en todas las parcelas y en algunas, incluso, desaparecen (en AE-40 y en Soil) (Figura 2). El número de coliformes fecales en junio de 2007 es muy similar en las parcelas con distintas cantidades de lodo y por esta razón no se puede correlacionar la cantidad de coliformes encontrados con la dosis de lodo aplicada en cada suelo. Sin embargo, en las parcelas con lodos anaerobios el nivel de estos patógenos es mucho mayor que el encontrado en las parcelas con lodos aerobios. Analizando los lodos utilizados en el ensayo pudimos detectar la existencia de mayores cantidades de coliformes en lodos anaerobios que en los lodos aerobios (datos no mostrados) y por ello, ésta podría ser la razón de que los suelos que contienen

enmiendas de lodos anaerobios presentan niveles más altos de coliformes fecales.

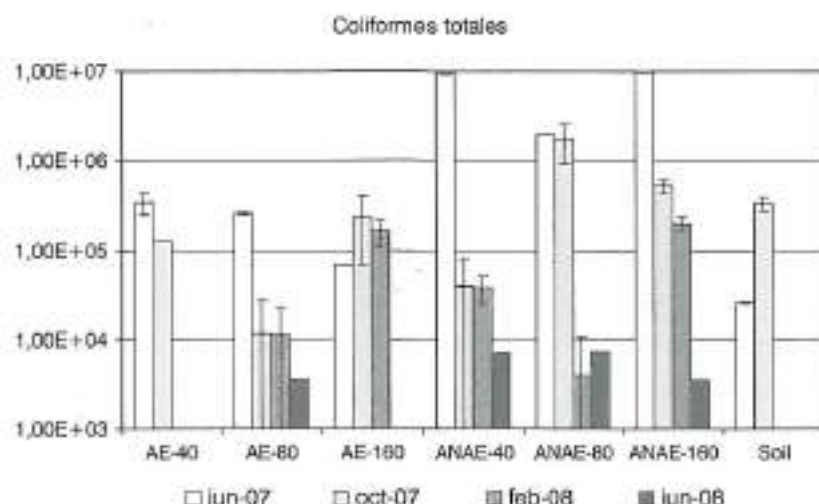


Figura 2. Evolución de los coliformes fecales detectados en cada una de las parcelas y muestreos. AE, lodo aerobio; ANAE, lodo anaerobio; 40, 80 y 160 significan el número de toneladas por hectárea aplicadas a las parcelas experimentales. Soil, suelo control sin tratar.

Analizando los datos de los niveles de enterococos (Figura 3), hemos comprobado que estos patógenos se comportan de forma similar a los coliformes en los suelos analizados, disminuyendo con el tiempo y en algunas parcelas, incluso, desapareciendo (AE-40). El uso de los LDAR en suelos agrícolas incrementa la cantidad inicial de estas bacterias, pero, al contrario que en el caso de los coliformes, no hay diferencias en los niveles de estos patógenos con relación a la dosis de lodo aplicada a cada suelo y tampoco con el tipo de LDAR aplicado.

Los clostridios sulfito-reductores se incrementan tras la aplicación de los LDAR en los suelos en casi todas las parcelas con lodo, pero estas bacterias no estaban presentes en el suelo sin lodo (datos no mostrados). Sin embargo, y a diferencia de coliformes y enterococos, el número de clostridios se incrementa a lo largo del tiempo, inclusive en el suelo control aunque ligeramente en mayor cantidad en las parcelas tratadas con lodos anaerobios (datos no mostrados). Este resultado nos hace plantearnos si este análisis tiene utilidad en el contexto de la evaluación de la salubridad de los suelos.

Existen diversos trabajos que se centran en el análisis de la presencia y persistencia de patógenos humanos en suelos tras la adición de lodos de

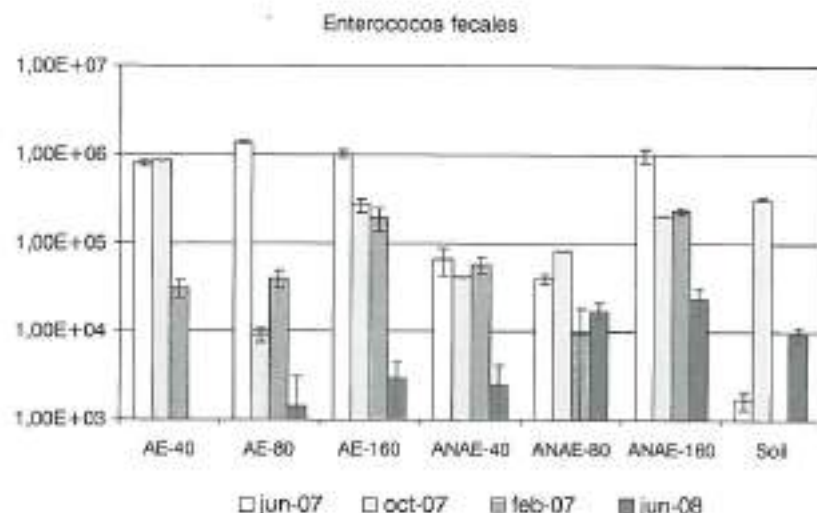


Figura 3. Evolución de los enterococos fecales detectados en cada una de las parcelas y muestras. AE, todo aerobio; ANAE, todo anaerobio; 40, 80 y 160 significan el número de toneladas por hectárea aplicadas a las parcelas experimentales. Soil, suelo control sin tratar.

depuradora. Sin embargo, presentan diferencias respecto del trabajo que presentamos. Así, en un ensayo en el que se aplicaron lodos a dosis de 20, 40 y 60 t/ha por año durante dos años y 60, 80 y 100 t/ha en el siguiente año, se detectaron niveles elevados de coliformes totales, fecales y *Salmonella*, especialmente en las parcelas con mayor cantidad de LDAR. Sin embargo, pasados 90 días desde cada aplicación, disminuyó el número de la mayoría de estas bacterias, pero que todavía podían ser encontradas (10). Si bien las primeras aplicaciones son menores en cantidad que la de nuestro ensayo, la aplicada en el tercer año se parece más a las de nuestro experimento, pero nuestros resultados son notablemente distintos. En un experimento similar, pero realizado a escala de laboratorio, Sun y cols. observaron en las muestras de suelo con enmiendas de LDAR una disminución de la presencia de coliformes fecales 56 días después de la aplicación de los LDAR al suelo, y en algunas muestras, aún detectaron coliformes fecales después de 84 días de la aplicación de los LDAR (16). En otro ensayo similar, se pudo comprobar que la disminución de coliformes fecales tras la aplicación de los LDAR en los suelos era constante e independiente de las condiciones ambientales que predominaban en el momento, desapareciendo 90 días después de la aplicación (8).

Por tanto, los patógenos entéricos introducidos en el suelo durante la aplicación de LDAR pueden mantenerse viables durante 2 meses o más, pero

no suelen sobrepasar los tres meses (1, 6, 10, 16) y su supervivencia puede depender de diversos factores como la temperatura, pH, humedad, composición y la presencia de otros microorganismos en el suelo (11, 15). En nuestro ensayo hemos podido comprobar que las poblaciones de coliformes fecales y enterococos también disminuyen con el tiempo, pero, a diferencia de esos estudios, no desaparecen totalmente del suelo tras 365 días de análisis, con la salvedad de que los coliformes y los enterococos desaparecen en el último análisis (junio de 2008) en una de las muestras con menor cantidad de lodo (AE-40).

La presencia de mayor cantidad de bacterias patógenas en aquellas parcelas con mayor dosis de lodos sugiere una contaminación de los suelos agrícolas por estos lodos. La diferencia de nuestros datos con anteriores trabajos podría residir en el uso de distintos lodos (aerobios y anaerobios), distintas cantidades de lodo (entre 2 y 16 veces superior en comparación con los otros trabajos) y en la frecuencia de la aplicación de estos a los suelos (una sola vez). De esta manera, en nuestras muestras, principalmente en aquellas donde se utilizaron dosis más altas, todavía se detectó la presencia de bacterias entéricas en el último análisis (un año después de la aplicación).

Agradecimientos

Clarissa Gondim-Porto es becaria del programa MAEC/AECI.

Este trabajo está financiado gracias al proyecto CICYT CGL2006-13915/CLI.

Agradecemos al Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural y Agrario (IMIDRA) la utilización de la Finca «La Isla» y, especialmente, a la Dra. Cristina Rubio.

Los autores también desean agradecer a Pilar de Lucas y Sara Gómez-Abecia su colaboración durante la realización de los análisis.

Referencias bibliográficas

1. Secretaría de Estado de Cambio Climático (2009): Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) 2007-2015. BOE, 49: 19893-20016.
2. Singh, R. P. y Agrawal, M. (2006): Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 26: 347-358.
3. Barajas-Aceves, M. y Dendooven, L. (2001): Nitrogen, carbon and phosphorus mineralization in soils from semi-arid highlands of central Mexico amended with tannery sludge. *Bioresour Technol*, 77: 121-130.
4. Mantovi, P., Baldoni, G. y Toderi, G. (2005): Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. *Water Res*, 39: 289-296.
5. Brooks, J. P., Maxwell, S. L., Rensing, C., Gerba, C. P. y Pepper, I. L. (2007): Occurrence of antibiotic-resistant bacteria and endotoxin associated with the land application of biosolids. *Can J Microbiol*, 53: 616-622.

6. Lang, N. L. y Smith, S. R. (2007): Influence of soil type, moisture content and bio-solids application on the fate of *Escherichia coli* in agricultural soil under controlled laboratory conditions. *J Appl Microbiol*, 103: 2122-2131.
7. Bastida, F.; Kandeler, E.; Moreno, J. L.; Ros, M.; García, C. y Hernández, T. (2008): Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Appl Soil Ecol*, 40: 318-329.
8. Paetz, A. y Wilke, B.-M. (2005): Soil sampling and storage. En Margesin, R. and Schinner, F. (eds.), *Manual for soil analysis: monitoring and assessing soil bioremediation*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 1-45.
9. Casermeiro, M. Á.; Castaño, S.; de la Cruz, MTG-MLG.; Hernando, M. I., y Navarro-García, F. (2007): Metodología para estudiar el impacto sobre el cambio climático de la aplicación de lodos de depuradora al suelo. Efectos en el secuestro de carbono. En Asociación Española de Evaluación del Impacto Ambiental-Ministerio de Medio Ambiente (Ed.), *Actas del IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental*, Madrid, pp. 29-34.
10. De las Heras, J.; Manas, P. y Labrador, J. (2005): Effects of several applications of digested sewage sludge on soil and plants. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 40: 437-451.
11. Austin, A. T.; Yehdjian, L.; Stark, J. M.; Beinap, J.; Porporato, A.; Norton, U.; Ravetta, D. A. y Schaeffer, S. M. (2004): Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 141: 221-235.
12. Bell, C.; McIntyre, N.; Cox, S.; Tissue, D. y Zak, J. (2008): Soil microbial responses to temporal variations of moisture and temperature in a chihuahuan desert grassland. *Microb Ecol*, 56: 153-167.
13. Wallace, B. M.; Krzic, M.; Forge, T. A.; Broersma, K. y Newman, R. F. (2009): Biosolids increase soil aggregation and protection of soil carbon five years after application on a created wheatgrass pasture. *J Environ Qual*, 38: 291-298.
14. United States Environmental Protection Agency (1985): *Land application of sewage sludge and domestic septage: process design manual*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory Center for Environmental Research Information (Ed.) Cincinnati, OH.
15. Garrec, N.; Picard-Bonnaud, F. y Pourcher, A. M. (2003): Occurrence of *Listeria* sp and *L. monocytogenes* in sewage sludge used for land application: effect of dewatering, liming and storage in tank on survival of *Listeria* species. *FEMS Immunol Med Microbiol*, 35: 275-283.
16. Sun, Y. H.; Luo, Y. M.; Wu, L. H.; Li, Z. G.; Song, J., y Christie, P. (2006): Survival of faecal coliforms and hygiene risks in soils treated with municipal sawage sludges. *Environ Geochem Health*, 28: 97-101.

Medidas de respiración del suelo tras la aplicación de lodos de depuradora. Impacto en el cambio climático

Soil respiration measurements alter the application of urban sludge in soils. Impact on the climatic change

M. T. CRUZ CARAVACA
I. VALVERDE
S. GONZÁLEZ
L. G. GARCÍA-MONTERO
M. A. CASERMEIRO

Departamento de Edafología, Facultad de Farmacia
Universidad Complutense de Madrid
Piazza Ramón y Cajal s/n
28040 Madrid (España).

Resumen

La producción de lodos de depuradora es uno de los principales problemas derivados de la utilización de estaciones depuradoras de aguas residuales. En el año 2006 se produjeron 1.064.972 T y esta cantidad tiene previsto un crecimiento creciente según el Plan Nacional de Lodos de Depuradora (PNLD). La principal salida de este producto es la aplicación al suelo como enmienda tanto con fines agrícolas como forestales. Los problemas ambientales derivados de esta aplicación son múltiples, aunque este trabajo se centra en el posible impacto sobre el cambio climático por la mineralización (producción de CO_2) del lodo aplicado al suelo. Se ha diseñado un experimento en el cual se aplican dosis crecientes de lodos aeróbicos y se ha procedido a monitorizar la respiración de los mismos bimensualmente durante un período anual. Los datos muestran relaciones estadísticamente significativas entre los valores de carbono orgánico en el suelo y la tasa de mineralización, a dosis elevadas (80 y 160 T/ha) y especialmente durante los periodos primaverales y otoñales. Mientras que a dosis menores (40 T/ha) no se han encontrado relaciones estadísticamente significativas.

Palabras clave

Cambio climático, lodo de depuradora, suelos, mineralización de carbono.

Abstract

Urban sludge production is one of the main problems of the water treatment plants. In 2006 the total amount of urban sludge produced in Spain was 1.064.972 T, and this figure will increased in the futures years as is noted in the Spanish National Urban Sludge Management Plan. The main use of this sludge is its application to the soil for agricultural and forestry use. Although several environmental issues regarding the soil application exist, this paper focus in

the impact on the climate change derived from the mineralisation of the applied organic carbon. Results shows a significative statistical relationships between organic carbon and soil respiration at higher doses (80 and 160 T/ha) mainly in spring and autumn, while lower doses (40 T/ha) showed not significative statistical relationships.

Key words

Climatic change, urban sludge, soils, carbon mineralisation.

Introducción

La aplicación de lodos de depuradora al suelo con fines agrícolas o forestales es la principal salida contemplada en el Plan Nacional de Lodos de Depuradora (PNLD) del Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino. Además, el Plan supone un fuerte incremento en la producción de Lodos de depuradora de aguas residuales (LDAR) que deben ser tratados con el objetivo de cumplir las necesidades de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero propuestas en el protocolo de Kyoto. Para ello es necesario tener datos objetivos que ayuden a la toma de decisiones por parte de las autoridades pertinentes.

En el suelo, el lodo sufre una serie de procesos entre los que destaca la humificación y la mineralización. La mineralización o transformación de la materia orgánica aplicada al suelo en CO_2 puede ser considerada un indicador para la evaluación del PNLD sobre el cambio climático. En líneas generales, a mayor temperatura se produce mayor respiración por parte del suelo. Sin embargo, la humedad del suelo en climas mediterráneos o semiáridos es muy importante y condiciona la tasa de respiración (1). Hasta el momento existen pocas experiencias en climas mediterráneos (2) donde el secuestro de carbono en forma inorgánica permitiría la eliminación de ingentes cantidades de carbono, evitando así su emisión a la atmósfera (3).

En cuanto al ciclo del carbono, existen algunas referencias que indican que los suelos tras el tratamiento con LDAR incrementan sus concentraciones en materia orgánica, en especial en las fracciones húmicas que son las más persistentes y difíciles de degradar (4, 5, 6, 7). Sin embargo, la probabilidad de que esto ocurra es baja a juzgar por nuestros propios resultados: el porcentaje de materia orgánica que se depositaba en las balsas de decantación de un sistema de eliminación de aguas residuales urbanas era muy superior al encontrado en los suelos inundados tras su análisis (8). Este resultado sugiere que la mayor parte de la materia orgánica aportada es eliminada en forma de CO_2 a la atmósfera, incrementando el efecto invernadero. Es decir, que con el actual uso agrícola, los LDAR constituyen una fuente no controlada de producción de gases que favorecen el efecto invernadero.

Objetivos

El objetivo principal de esta investigación es analizar las variaciones estacionales en la emisión de CO_2 después de la aplicación al suelo de lodos aerobios de depuradora, así como las variaciones en los contenidos en carbono orgánico en el suelo y, posteriormente, identificar relaciones estadísticamente significativas entre la dosis de aplicación y las tasas de emisión de CO_2 , y entre éstas y los contenidos de carbono orgánico en los horizontes superficiales de los suelos.

Material y métodos

El área de estudio se sitúa en una finca experimental del IMIDRA, en el municipio de Arganda del Rey, situado al sureste de la Comunidad de Madrid (Figura 1). Geomorfológicamente, se corresponde con una terraza aluvial de la cuenca del río Jarama, en su margen izquierda.

Los suelos son Fluvisoles calcáreos, de la vega del río Jarama, con pH moderadamente básico y conductividad eléctrica baja (0,13 dS/m). Los valores iniciales de carbono se sitúan en torno al 1%.

Se han diseñado 3 bloques de 8 parcelas de 12,5 m² (Figura 1) a los cuales se les ha aplicado lodos de depuradora aerobios en concentraciones crecientes (40, 80 y 160 Tn/ha), cuya composición se detalla en la tabla 1.

Tras la aplicación de los lodos no se han practicado, sobre las parcelas, labores de mantenimiento, riego o corta de vegetación. La medida de las emisiones de CO_2 se ha realizado mediante un muestreo bimensual en tres lugares de cada parcela, utilizando un detector de Infrarrojos de CO_2 , Li-Cor 8100.



Figuras 1 y 2. Mapa de localización y distribución de parcelas en área de estudio

Tabla 1. Composición del fodo aplicado

EDAR	ms (%)	M.O. (%)	N. Org. (%)	P (mg/l)	pH	Fa tot (%)	K (mg/l)	Ca (mg/l)
Campo Real Aerobio	14.2	74.5	4.2	1.7	8.2	0.44	0.54	3.5
EDAR	Cd (mg/l)	Cr (mg/l)	Cu (mg/l)	Hg (mg/l)	Ni (mg/l)	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	Mg (mg/l)
Campo Real Aerobio	0.78	17	91	0.1	21	28	237	0.3

Resultados y discusión

Los datos experimentales de respiración, emisión de CO_2 del suelo se presentan en la Figura 3. Se aprecian diferencias significativas en la variación interanual en función de la dosis. Los datos parecen indicar un muy ligero incremento en la producción de CO_2 en aquellas parcelas que presentan las mayores concentraciones de lodos. Los valores registrados coinciden con la variación climática interanual, con máximos en mayo, coincidiendo con la mayor mineralización y mínimos invernales en noviembre de 2007 y 2008.

La respiración del suelo ($\%\text{CO}_2$) adopta valores inferiores a los que previsiblemente cabría esperar, quizás debido a que el invierno ha sido muy seco y con bajas temperaturas, lo que reduce notablemente la actividad biológica.

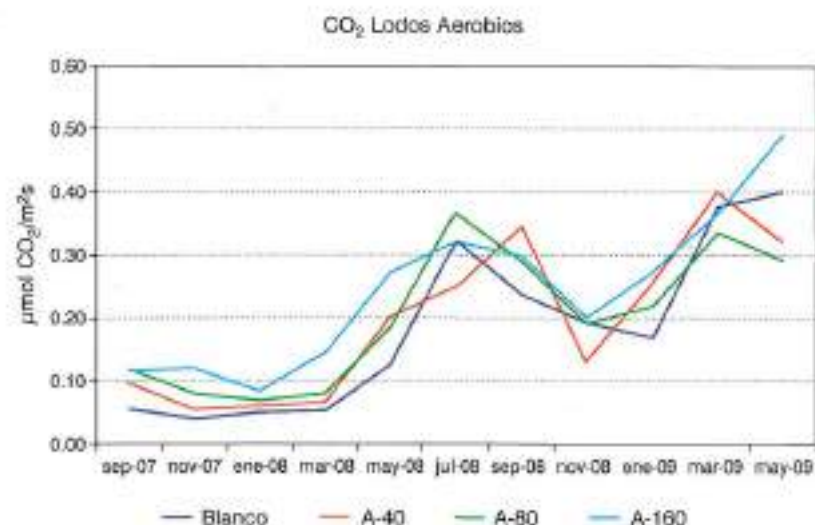


Figura 3. Tratamientos, variación mensual
Medias Bloques I, II y III

Las diferencias significativas en la emisión de CO_2 se producen a partir del sexto mes de aplicación del lodo en dosis de 80 y 160 T/ha (Tabla 2). Estas diferencias se mantienen independientemente de la estacionalidad, sin embargo a partir del primer año las diferencias no son estadísticamente significativas, seguramente debido a variaciones de temperatura y humedad, unido al descenso de las reservas de carbono fácilmente mineralizable.

Los datos de evolución temporal del contenido de carbono orgánico en las muestras superficiales (Figura 4), ponen de manifiesto una diferente incorporación del carbono en función de la dosis de aplicación. La escasa evolución temporal en las muestras en blanco (sin lodo) contrasta con la gran variabilidad observada en las parcelas donde se ha aplicado el lodo (8) lo que sugiere que la aplicación de lodos supone un aumento de la biomasa microbiana total, que es la precursora de la materia orgánica estable del suelo. Sin embargo, la evolución temporal del carbono en el suelo registra un ligero descenso desde el momento de la aplicación del lodo aerobio a todas las dosis. El lodo aerobio parece mineralizarse rápidamente. La variabilidad, puede estar relacionada con la influencia de la climatología, con temperaturas moderadas y abundantes precipitaciones en esa época del año.

Tabla 2. ANOVA entre respiración y contenido en carbono orgánico (SPSS 12.0) (* $p < 0.01$ ** $p < 0.005$).

	Significación estadística	
	C. orgánico	CO_2
jun - 07	0,183	Sin datos
sept - 07	0,370	0,562
nov - 07	0,005**	0,008**
ener - 08	0,185	0,476
marz - 08	0,062	0,023
may - 08	0,000**	0,001**
jul - 08	0,000**	0,024
oct - 08	0,015*	0,954
nov - 08	0,009**	0,933

No obstante se encuentran diferencias estadísticamente significativas en el contenido en carbono (%C) 6 meses después de la aplicación del lodo (Tabla 2). Estas diferencias se acentúan a dosis más elevadas (sobre todo 160 T/ha (A160) Sin embargo, la dosis de 40 T/ha (A 40), no presenta diferencias significativas respecto del blanco (Bm) (suelo sin lodo), en ninguna época del año, lo que nos indica que esta dosis no afecta a la variación del contenido en carbono del suelo.

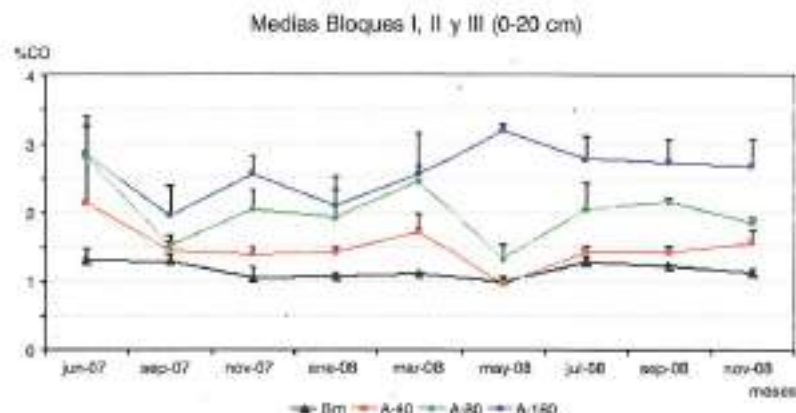


Figura 4. Tratamientos, variación mensual
Medias Bloques I, II y III (0-20 cm)

Agradecimientos

Este proyecto ha sido financiado por la CICYT (CGL 2006-13915/CL). Agradecemos la colaboración prestada por el personal del IMIDRA, especialmente a la Dra. Cristina Rubio.

Referencias bibliográficas

- (1) Conant, R. T.; P. Della-Betta, et al. (2004). Control on soil respiration in semiarid soils. *Soil Biol. Biochem.* 36: 945-951.
- (2) Maestre, F. T. and J. Cortina (2003). Small-scale spatial variation in soil CO₂ efflux in a Mediterranean semiarid steppe. *Applied Soil Ecology* 23: 199-209.
- (3) Mermut, A. R. (2003). Carbon Sequestration and its importance in semiarid and Desert Environments. *Sustainable use and management of soil in arid and semiarid regions*. A. Faz, R. Ortiz and A. Mermut. Murcia.
- (4) Albiach, R.; Canet, R.; Pomares, F., and Ingelmo, F. (2001b). Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresour. Technol.* 76: 125-129.
- (5) Albiach, R.; Canet, R.; Pomares, F., and Ingelmo, F. (2001a). Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresour. Technol.* 77: 109-114.
- (6) Zinati, G. M.; Li, Y. C., and Bryan, H. H. (2001). Utilization of compost increases organic carbon and its humin, humic and fulvic acid fractions in calcareous soil. *Compost Science & Utilization*, 9: 156-162.

- (7) De las Heras, J.; Manas, P., and Labrador, J. (2005). Effects of several applications of digested sewage sludge on soil and plants, *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.*, **40**, 437-451.
- (8) Casermeiro, M. A.; Q. J. R., et al. (2006). Short and long term impact on the soil of the wastewaters treatment using direct infiltration in a semiarid climate under low permeability conditions. Enviado para su publicación a *Journal of Environmental Geology*.

Vigilancia ambiental y valoración de daños en zonas verdes afectadas por el soterramiento de líneas eléctricas

Follow-up and impact valuation in green areas affected by burying electric lines

ALBERTO JIMÉNEZ RAYADO
IÑIGO M. SOBRINI
ICMA SL

Resumen

Esta comunicación describe la metodología que ICMA y la Dirección General de Patrimonio Verde del Ayuntamiento de Madrid llevan a cabo para la vigilancia ambiental de las afecciones producidas en parques y zonas verdes por diversas obras promovidas por la empresa Iberdrola S.A.U. en el marco del Plan Madrid de Soterramiento de Líneas Eléctricas. Los impactos visual y faunístico ocasionados por los tendidos eléctricos aéreos están más que documentados. Sin embargo, poco se ha escrito sobre el impacto ambiental y social que el desmantelamiento de este tipo de infraestructuras tiene dentro de las zonas verdes de nuestras ciudades.

El valor estético intrínseco de una zona verde o parque dentro de una gran urbe, los parques como herramienta esencial en la educación ambiental de los más jóvenes, y la función casi terapéutica que los parques suponen para gran parte de nuestros mayores, exponen motivos suficientes como para maximizar los esfuerzos en la protección de cada uno de estos tesoros verdes urbanos. Por otro lado, la magnitud que conlleva el desmantelamiento de la totalidad de las líneas aéreas hace indispensable la colaboración entre administraciones, empresas eléctricas y empresas especializadas en medio ambiente. Paseos por los parques madrileños de la Dehesa de La Villa o la misma Casa de Campo dan una idea de la magnitud de estas infraestructuras y el daño que conllevaría una falta de vigilancia durante las actuaciones de soterramiento y desmantelamiento de las mismas.

La vigilancia ambiental durante la totalidad de la obra civil tiene un doble objetivo: minimizar las afecciones potenciales y realizar una valoración económica de aquellas afecciones consideradas inevitables, para sufragar con ello la ejecución de posteriores medidas compensatorias consecuentes con los daños producidos.

Palabras clave

Vigilancia Ambiental, Madrid, valoración, Soterramiento Líneas Eléctricas.

Abstract

This paper describes the methodology developed by ICMA SL and the Dirección General de Patrimonio Verde (Ayuntamiento de Madrid) to carry out the Environmental Monitoring of the green parks affected by the Plan Madrid of burying

electric wiring lead by Iberdrola S.A.U. The visual and faunistic impacts caused by the aerial electric wiring are well documented and described. However, not much has been reported about environmental and social impacts that the dismantling of these infrastructures suppose within the green areas of our cities. The esthetic self value of a green zone or park within a huge metropolis, even the parks as an essential tool in the environmental education of the youngest, and the therapeutic role that parks pose for a large part of our seniors, suppose enough reasons to maximize the efforts protecting each of these green urban treasures. On the other hand, the huge magnitude that carries the dismantling process of each aerial electric power line remarks the collaboration among administrations, electric companies and environmental specialized firms as essential. Walking through any of the typical parks of Madrid, such as Dehesa de La Villa or Casa de Campo provides an idea about the magnitude of such infrastructures and the damage that a lack of monitoring would occur during the burying and dismantling proceedings.

The environmental monitoring during the whole civil works has a dual target: minimizing the potential impacts and making an economic evaluation for those unavoidable effects, which allows further compensatory measures according with the damage done.

Key words

Environmental Monitoring; ICMA, Madrid, valuation, burying electric wiring.

Introducción

El incremento en la demanda de energía eléctrica en las grandes ciudades lleva consigo un aumento en la necesidad de infraestructuras de suministro tanto en el medio natural como en el medio urbano. La reticencia de la sociedad a la existencia de este tipo de infraestructuras en su entorno habitual agrava el impacto intrínseco de estas infraestructuras en las ciudades y núcleos de población. Esta presión social causa un efecto indirecto sobre la imagen de las propias compañías, lo que ha llevado a muchas de ellas a promover grandes planes de medidas que minimicen en la manera de lo posible, el impacto que estas infraestructuras conllevan sobre su población y potencial clientela.

Dentro de este contexto, uno de los planes más ambiciosos y costosos que está teniendo lugar en nuestro país es el Plan Madrid de Soterramiento de Líneas Eléctricas firmado entre la eléctrica Iberdrola S.A.U y la Dirección General de Zonas Verdes y Arbolado Urbano del Ayuntamiento de Madrid. Este plan tiene como principal objetivo soterrar la totalidad de las líneas aéreas propiedad de Iberdrola dentro en el municipio de Madrid en un plazo estimado de no más de quince años.

El soterramiento de las líneas eléctricas aéreas en una ciudad como Madrid supone tal magnitud de obra que resulta impensable abordarla sin un seguimiento ambiental pormenorizado. La inexistencia de un plan de vigilancia ambiental o un Programa de Seguimiento de Obras especialmente diseñado podría suponer que la ejecución del Plan Madrid supusiera un impacto am-

biental y social incluso mayor que el impacto derivado de la existencia de la propia infraestructura eléctrica como la conocemos hoy en día.

Objetivos

Con la premisa de minimizar las perturbaciones originadas en las ejecuciones de soterramiento de líneas eléctricas y compactación de subestaciones propiedad de Iberdrola en las zonas verdes del municipio de Madrid, la consultora ICMA S.L. y el Departamento General de Patrimonio Verde desarrollan una metodología en la vigilancia de obras que hasta la fecha se ha mostrado eficaz en todos los ámbitos en los que se ha ejecutado.

Discusión y conclusiones

El soterramiento de una línea eléctrica se realiza básicamente en tres fases: fase de acometida, tendido de cable, y desmontaje de la línea en desuso. Cada una de estas fases tiene ligada una serie de impactos específicos que son considerados a la hora de planificar el plan de vigilancia y la posterior valoración de las afecciones detectadas. En líneas generales, los impactos más significativos que tiene este tipo de ejecución dentro de una zona verde se pueden resumir en los siguientes:

- *Fase de Acometida:* supone la apertura de zanja y la construcción de la canalización, sistema de arquetas y/o cámaras de empalme que sustituirá al tendido aéreo. Los impactos característicos asociados a esta fase son: ocupación temporal de superficie, destrucción de suelo (por retirada y/o compactación), movimiento de tierras, ruidos y vibraciones, destrucción y/o lesiones a vegetación, daños a infraestructuras existentes (viales, alumbrado, riego, telecomunicaciones, etc.), derrames y vertidos accidentales al suelo y drenaje del parque, riesgo de accidentes a los usuarios del parque y riesgo de incendios.
- *Tendido:* supone el tendido de cable por la canalización ya construida, calibrado y verificación del tramo soterrado. En esta etapa, la magnitud espacial y temporal de la ejecución depende de la tipología del cable dependiendo del tipo de cable a impactos asociados: ocupación espacial temporal, daños a vegetación, derrames y vertidos accidentales, compactación del suelo, daños a infraestructuras (hundimientos en terreno debido a maquinaria).
- *Desmontaje de la línea aérea:* suponen los trabajos de corte y retirada de los apoyos y cable aéreos en desuso. Impactos asociados: ocupación temporal espacial, Compactación del suelo debido a la maquinaria de transporte y alzado; daños a vegetación, peligro de incendios (debido al corte de los apoyos).

En el caso de la compactación de subestaciones estas tres fases se reducen a una única etapa. Los impactos principales asociados durante su ejecu-

ción son básicamente el movimiento de tierras, generación de ruidos y vibraciones y riesgo de incendios. Sin embargo, cuando la compactación de la subestación precisa de una superficie mayor que la planta original, supone impactos adicionales como son la destrucción de suelo, eliminación y lesiones en la vegetación.

Mediante la vigilancia ambiental de todas estas actuaciones, a cada uno de los impactos identificados y potenciales afecciones sobre las zonas verdes se diseña una serie de medidas preventivas, correctoras o compensatorias que configuran un elaborado condicionado ambiental a cumplir por parte de Iberdrola en cada una de las ejecuciones que configuran el Plan Madrid.

Metodología propuesta:

Independientemente de la ejecución solicitada por Iberdrola, la metodología diseñada para la vigilancia ambiental de la actuación es básicamente la misma. Una vez que la solicitud de autorización es recibida por escrito y oficialmente, se procede a un estudio previo de la documentación técnica facilitada por Iberdrola y la Administración. Tras este estudio previo, el cuerpo técnico de ICMA SL contacta con el departamento de Iberdrola implicado en la actuación (líneas, fibra óptica, etc.) y establece una fecha para una primera visita que determine un diagnóstico del estado previo de la zona afectada. Un reportaje fotográfico exhaustivo en esta visita se ha revelado como esencial a la hora de detectar y valorar de manera inequívoca los daños detectados durante la ejecución de las obras. En esta fase, se establecen además los puntos básicos de la planificación ambiental de la obra. A este respecto se fijan los accesos a la zona, se establecen las medidas de protección específicas a la vegetación anexa, se determinan las medidas y la zona más adecuada para el depósito de residuos y el acopio de material, además de la tipología y localización de la señalización, vallado y balizamiento que la normativa establece para este tipo de actuaciones.

Como apartado clave en la vigilancia ambiental de cualquier ejecución se considera imprescindible definir, describir y cuantificar de una manera tangible las afecciones directas que conllevará la actuación sobre la vegetación de la zona verde afectada. Se procede a una valoración económica de la totalidad de la vegetación afectada, ya se trate de la destrucción total de ejemplares arbóreos (si la tala o trasplante se considerase imprescindible), o bien se trate de la destrucción parcial de una formación vegetal o ajardinada específica (superficie de pradera cespitosa, jardinerías, etc.).

La valoración económica utilizada es el método ICONA (López Lillo, 1975). Este método proporciona un valor económico específico e individualizado a cada ejemplar arbóreo, teniendo en cuenta una serie de índices preestablecidos relacionados con especie-variedad, valor estético-funcional, estado fitosanitario, situación, rareza-singularidad y relación edad/diámetro.

Figura 1. Tabla ejemplo de valoración según el Método ICONA, el valor económico (V) resulta del producto de $A \times B \times C \times D \times E \times F$ convertido a euros, donde A= valor de la especie o variedad; B=valor estético y funcional y estado fitosanitario; C=situación, D=Rareza; E= Singularidad y F=relación edad/diámetro.

UDS	Especie	Perímetro (cm)	A	B	C	D	E	F	Valor en €
1	<i>Populus nigra</i>	57,00	1,00	7,00	10,00	4,00	1,00	181,44	305,33
1	<i>Cupressus sempervirens</i>	47,00	1,50	10,50	10,00	2,00	1,00	148,61	283,23
1	<i>Cupressus macrocarpa</i>	44,00	1,50	10,50	10,00	2,00	1,00	140,06	265,15
1	<i>Cupressus macrocarpa</i>	41,00	1,50	10,50	10,00	2,00	1,00	130,51	247,07
1	<i>Cupressus macrocarpa</i>	42,00	1,50	10,50	10,00	2,00	1,00	133,69	253,10
1	<i>Cupressus macrocarpa</i>	44,00	1,50	10,50	10,00	2,00	1,00	140,06	265,15

A continuación se redacta un informe de afección, que recoge además una serie de condicionantes ambientales y de seguridad a seguir por Iberdrola durante la ejecución de la obra. Este informe es remitido a la Dirección General de Patrimonio Verde, la cual decide si procede o no a la autorización de la ejecución solicitada.

Este organismo, mediante el escrito de autorización, complementa el condicionado ambiental con las medidas específicas que estima oportunas. La autorización firmada es entonces emitida y puesta en conocimiento a Iberdrola, que dispone de un plazo de dos meses para el inicio de las obras, período tras el cual se considera necesaria una nueva solicitud.

Una vez iniciada las obras se llevan a cabo una serie de visitas de inspección en obra con el fin de comprobar el cumplimiento total de los puntos reflejados en el condicionado ambiental descrito en la autorización, además de comprobar cualquier posible afección no contemplada. En el caso particular de detectar cualquier tipo de daños sobre la vegetación o infraestructuras no contemplados, el equipo técnico de ICMA SL elabora y emite un informe extraordinario que recoge la descripción y valoración económica de la afección detectada.

En los casos particulares con afección a arbolado, se recurre de nuevo al método ICONA. Este método considera también el caso en que no se produce la pérdida total de un ejemplar arbóreo, es decir cuando se producen daños en alguna de sus partes que afecten a su valor estético o pongan en peligro su pervivencia: mutilaciones en copa y ramas, heridas en el tronco con destrucción de la corteza y el consiguiente peligro de infecciones, daños en el sistema radicular del individuo que le restan vigor y ponen en peligro su desarrollo, etc. El cálculo de la indemnización en estos casos se hace en función del valor correspondiente a la pérdida total del ejemplar afectado; es decir, se calcula como un tanto por ciento del valor total y viene definida por la magnitud de los daños causados.

Figura 2. Tabla de valores establecidos por el método ICONA para el cálculo del valor económico de daños parciales en árboles. Un daño superior al 50% en cualquier parte de la morfología del árbol equivale a una indemnización económica del ejemplar entero (100%)

	% DE INDEMNIZACIONES							
	20	25	35	45	60	75	80	100
DAÑOS EN TRONCO (%)	20	25	30	35	40	45	50	>50
DAÑOS EN RAÍZ (%)	25	30	35	45	50	60	70	>50
DAÑOS EN COPA (%)	30	35	40	50	60	70	80	>50

En función de la gravedad y reversibilidad del daño producido, la administración tiene la potestad de abrir un régimen sancionador, medida disuasoria que generalmente supone un mayor control ambiental y la ejecución de una serie de medidas compensatorias en las actuaciones solicitadas con posterioridad.

Tras recibir la comunicación de fin de obras por parte de Iberdrola, el equipo técnico de ICMA e Iberdrola realizan una nueva visita de inspección a la zona de actuación con el fin de comprobar que se ha realizado la correcta restauración de las infraestructuras y vegetación afectadas, se ha procedido a la limpieza de la zona y a la retirada de la totalidad del material de obra y residuos originados por la actuación. De dicha visita se redacta un acta final a partir del cual la Dirección General de Patrimonio Verde considera cerrada la actuación.

Posteriormente a la certificación de las obras, técnicos de ICMA llevan a cabo un seguimiento de la evolución en la efectividad de las medidas adoptadas durante la actuación: seguimiento del estado fitosanitario de los ejemplares trasplantados o de nueva plantación: consultas al personal de mantenimiento en relación al funcionamiento posterior de las infraestructuras afectadas. Con la información recopilada se elaboran informes de vigilancia y seguimiento posteriores al cierre de la actuación.

El Plan Madrid contempla también la compactación de parte de las subestaciones que Iberdrola posee en el municipio de Madrid. La solicitud para este tipo de actuación por lo general supone la ocupación extraordinaria de terreno propiedad municipal que por lo general albergan ejemplares arbóreos que configuran la pantalla vegetal de la subestación a compactar. Este arbolado, se somete a una valoración económica similar a la ya descrita y siempre siguiendo el principio de máxima conservación, donde primará la conservación del ejemplar mediante el trasplante. La tala se considera únicamente justificable si el ejemplar padece de un mal estado fitosanitario o posee un tamaño tal que haría inviable la operación del trasplante. Como ya se ha comentado, cada tala de un ejemplar conlleva una reposición inmediata de tantos individuos de la misma especie como número de años (edad estimada) posea el

ejemplar en cuestión. Los ejemplares jóvenes siempre serán adquiridos en viveros autorizados, plantados en la zona que la Dirección General de Patrimonio Verde estime oportuno y serán sometidos a reposición de marras si los servicios técnicos de la administración lo consideran necesario.

Conclusiones

En los cuatro años en los que ICMA y la Dirección General de Patrimonio Verde llevan colaborando conjuntamente en el seguimiento ambiental del Plan Madrid de Soterramiento de Líneas Eléctricas, la metodología de vigilancia ambiental y valoración económica de las afecciones se ha demostrado eficaz en prácticamente la totalidad de los casos. Es cierto que la magnitud y la sincronía entre muchas de estas actuaciones han supuesto, en ocasiones puntuales, ciertas dificultades para las distintas partes implicadas. Sin embargo, estas dificultades han servido para ir ajustando y aumentando la eficacia del modelo y metodología de vigilancia que, cuatro años después de iniciarse el trabajo, continúa llevándose a cabo.

El ajuste en el diseño espacial y temporal de las nuevas actuaciones, con unas afecciones progresivamente menores y más controladas; la coordinación y entendimiento cada vez mayor entre las entidades y administraciones implicadas; y, por último, el innegable beneficio estético, ambiental y social que conlleva un parque sin la presencia de tendidos aéreos son algunos de los factores que empujan a continuar con la ejecución del Plan Madrid. Hoy en día, iniciativas similares a ésta, son muy bien consideradas por parte de una sociedad concienciada con el medio ambiente y que valora cada vez más nuestro patrimonio verde. Pensemos que los beneficiarios finales de estos oasis verdes en la inmensidad de cemento y hormigón somos todos nosotros, ciudadanos de las grandes urbes, presentes y futuros.

Bibliografía

- López Lillo, M. y Del Álamo, C., 1975. El cálculo de indemnizaciones derivadas de la pérdida de árboles ornamentales, ICONA.
- Monográfico: Ejecución de Programas de Vigilancia Ambiental. Fundación biodiversidad. Madrid 2007.
- La Práctica de las Estimaciones de Impactos Ambientales. Fundación Conde del Valle de Salazar. E.T.S.I.M. Madrid 1991.

Anexo

Gestión, autorización y restauración de zonas de préstamo y vertedero en obras civiles

*Management, authorization and restoration of soils
extraction and landfill areas in civil works*

ÁLVARO ENRÍQUEZ DE SALAMANCA SÁNCHEZ-CÁMARA

DRABA Ingeniería y Consultoría Medioambiental, S.L.
Avda. de la Iglesia, 5 Esc-2 Bajo
28230 Las Rozas de Madrid (Madrid)

MARÍA JOSÉ CARRASCO GARCÍA

DRABA Ingeniería y Consultoría Medioambiental, S.L.
Avda. de la Iglesia, 5 Esc-2 Bajo
28230 Las Rozas de Madrid (Madrid)

JUAN MANUEL VARELA NIETO

Centro de Experimentación de Obras Públicas (CEDEX)
Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas (CETA)
Área de Ingeniería Ambiental
c/ Alfonso XII, 3 y 5. 28014 Madrid

Resumen

Se presenta el manual de gestión y restauración de préstamos y vertederos, publicado por el CEDEX. En un primer capítulo se analizan los factores que dan lugar a una descompensación de tierras. A continuación se proponen medidas para optimizar los balances de tierras. Cuando sean inevitables los préstamos y vertederos, se analiza la forma de seleccionar sus ubicaciones, y una vez establecidas, su análisis ambiental. Se analiza la situación actual respecto a la tramitación ambiental de estas áreas y la problemática generada, y se incluyen propuestas de actuación. Para las zonas seleccionadas, y autorizadas, el proceso de utilización debe partir con una definición previa del destino final de las zonas y el desarrollo de un proyecto concreto de explotación, que integre también la restauración ambiental. Durante la fase de obras, es preciso realizar labores de vigilancia ambiental.

Palabras clave

Préstamos, vertederos, obra civil.

Abstract

On this paper is presented the handbook of management and restoration of soil extraction and landfill areas, published by the CEDEX. In a first chapter discusses the factors leading to decompensation on soils. In the following chapter are proposed measures to optimize the balance of soils. When extraction and landfill areas are unavoidable, discusses how to select their locations,

and once established, its environmental analysis. Next chapter analyzes the current situation of environmental procedures for these areas and the existing problems, including proposals for action. For selected and authorized areas, the exploitation process must start with a prior definition of the final destination of the zones, and the development of a concrete working project, which also integrates environmental restoration. During the works is necessary the environmental monitoring.

Key words

Soils extractions, soil landfills, civil works.

Presentación

El Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) es un organismo autónomo, adscrito funcionalmente a los Ministerios de Fomento y de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, cuyo objeto es proveer apoyo multidisciplinar en las tecnologías de la ingeniería civil, la edificación y el medio ambiente a administraciones, instituciones públicas y empresas privadas.

Dentro del CEDEX se integra el Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas (CETA), que incluye el Área de Ingeniería Ambiental, con intensa actividad investigadora y de asistencia técnica, por medio de diferentes convenios con diversos organismos, entre ellos las Direcciones Generales de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, del Agua o de Calidad y Evaluación Ambiental todas ellas del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Con la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental se mantiene una activa línea de trabajo en temas relacionados con la evaluación y el seguimiento ambiental, fruto de la cual se han elaborado estudios sobre efectividad de pasos de fauna, balsas de decantación y retención de contaminantes, seguimiento de la revegetación de taludes, o directrices y protocolos para la evaluación ambiental. Entre los temas tratados se consideró interesante la inclusión de los préstamos y vertederos asociados a obras civiles, su problemática, gestión y restauración. Fruto de estos trabajos es el «Manual de gestión y restauración de préstamos y vertederos en obras civiles», que se presenta en esta comunicación.

Introducción

Las obras civiles forman parte de nuestra cultura, de nuestro paisaje y de nuestra economía. Nos acompañan desde tiempos inmemoriales, y de su existencia e importancia dependen en gran medida nuestro nivel de desarrollo y bienestar.

Durante siglos, la ejecución de las obras civiles se basó en el trabajo físico; aunque la mano de obra pudiera ser abundante, la capacidad humana de trabajo, y de transformación del medio, la energía disponible para su trans-

formación, era limitada. Las obras civiles buscaban lograr sus objetivos con una mínima transformación del medio y un mínimo gasto energético.

El descubrimiento de nuevas fuentes de energía, permitió el desarrollo de maquinaria, que dio lugar a la revolución industrial. A lo largo del siglo XX se fue desarrollando la maquinaria de obras públicas, que se fue generalizando, alcanzando un enorme desarrollo y pasando a estar al alcance de todas las obras. La demanda social de mejores infraestructuras, el desarrollo urbano y la fuerte inversión pública permite generalizar el empleo de esta maquinaria, con una gran capacidad energética y de transformación. Ya no se prima adaptar las obras al medio, sino a las necesidades de los usuarios, cada día más exigentes.

Las nuevas infraestructuras cada día son más sofisticadas, y también más exigentes en sus requisitos constructivos. Además, ya no es preciso adaptar las obras al terreno, se puede adaptar el terreno a las obras. Como consecuencia de estos cambios, la descompensación en las tierras pasa a ser frecuente, y la necesidad de zonas de préstamo y vertedero se convierte en un elemento común en la mayoría de las obras civiles.

Factores condicionantes del déficit o exceso de tierras

Las necesidades de préstamos y vertederos de una obra están determinadas por el balance de tierras de la obra, definido por las necesidades de tierras o materiales y los sobrantes generados. Son diversos los factores que influyen en el balance de tierras de una obra, técnicos, económicos, políticos o ambientales, pudiendo tener todos ellos un peso determinante. Entre los principales aspectos que pueden condicionar el balance de tierras en una actuación se cuentan:

- Tipo de actuación y criterios de diseño
- Aspectos económicos
- Naturaleza y características del sustrato
- Tramitación de las obras
- Reposición de caminos y servicios
- Disponibilidad de ubicaciones próximas para préstamos y vertederos
- Normativa ambiental aplicable
- Sensibilidad respecto al medio ambiente

Optimización de los balances de tierras

Recurrir al empleo de préstamos y vertederos en una obra debería ser la última solución, una vez descartadas otras opciones menos impactantes. Como primer paso, se debería acometer una labor de optimización de los balances de tierras, de manera que las necesidades finales de materiales externos y la generación de sobrantes fuera mínima. Existen diversas actuaciones y medidas que pueden ayudar a optimizar los balances de

tierras, y con ello a reducir las necesidades de zonas de préstamos y vertederos:

- Planificación ajustada a la ejecución de las obras
- Tramitación tendiente a la compensación
- Organización en adjudicación y gestión de obras
- Ajuste de los parámetros de diseño
- Ajustes en planta
- Ajustes en alzado
- Ajustes en las secciones transversales
- Diseño de túneles, falsos túneles o viaductos
- Adecuación de materiales excavados
- Reciclado de firmes, zahorras y áridos para hormigones
- Valoración de costes indirectos y externos

Selección de ubicaciones

Antes de prever préstamos o vertederos, se deben optimizar los balances de tierras, de manera que las necesidades de materiales externos, y los sobrantes, sean mínimos. Una vez determinadas esas necesidades, se puede pasar a la búsqueda de zonas concretas de extracción o vertido. En la práctica, este esquema teórico no se cumple, ya que la ubicación de las zonas de préstamo y vertedero condiciona la optimización de los balances de tierras, y viceversa, en un proceso que se retroalimenta constantemente.

La ubicación de las posibles zonas de préstamo y vertedero influye en los costes de la obra, sobre todo por el precio del transporte de los materiales, y puede obligar a actuaciones destinadas a reducir los volúmenes deficitarios o excedentarios. Los procesos de optimización de balances y de búsqueda de ubicaciones para préstamos y vertederos avanzan en paralelo, y se condicionan mutuamente, sobre todo por el excesivo peso de los factores económicos en la toma de decisiones con influencia sobre los volúmenes de tierras sobrantes o deficitarias.

Existen varios factores condicionantes de la posible ubicación de préstamos y vertederos:

- Distancia a la obra
- Características geotécnicas de los terrenos
- Estabilidad de los terrenos
- Riesgo de contaminación
- Valores ambientales
- Forma de explotación
- Viabilidad de los itinerarios
- Limitaciones legales

De igual manera que existen factores que pueden limitar la ubicación de préstamos y vertederos, hay zonas que resultan especialmente adecua-

das para su empleo, es decir zonas preferentes de origen y destino, que serán aquellas áreas donde la extracción o vertido supone unos efectos ambientales mínimos, o incluso positivos, por lo que su selección será preferente a la de cualquier otro territorio aunque su capacidad de acogida sea alta.

Para la selección de zonas posibles de préstamo y vertedero se debe seguir un proceso operativo que considere:

- Definición del área de estudio
- Determinación de la capacidad de acogida del territorio
- Inventario de zonas preferentes de origen y destino
- Propuesta preliminar de zonas de préstamos y vertederos
- Itinerarios de transporte y otras limitaciones
- Reconocimiento geotécnico
- Propuesta de ubicación

Análisis ambiental

Una adecuada selección de ubicaciones es un paso necesario pero no suficiente. Tras esa etapa, es preciso un análisis ambiental detallado de los préstamos y vertederos.

Si están sometidos a procedimiento de evaluación de impacto ambiental, el análisis tomará forma de estudio de impacto ambiental. Lo ideal es que este análisis se integre en la evaluación de impacto ambiental de la obra civil que genera los préstamos y vertederos.

Tramitación ambiental

Puede entenderse como tramitación ambiental el procedimiento administrativo que lleva a la autorización, a los efectos ambientales, de un préstamo o de un vertedero asociado a una obra civil. Los pasos para completar esta tramitación se encuentran confusos al no existir, por lo general, líneas de actuación o criterios comunes en las propias Administraciones que han de autorizar ambientalmente estas actuaciones, ni tampoco en la manera de enfocar la inclusión de las mismas en los documentos de planificación por parte de los promotores.

En algunos casos, los promotores definen préstamos y vertederos y realizan su evaluación ambiental junto a la propia obra civil, sobre todo cuando un determinado proyecto se encuentra sometido a procedimiento reglado de evaluación de impacto ambiental. La tramitación ambiental culmina con una declaración de impacto ambiental, que abarcaría tanto la actuación principal como las zonas de préstamo y vertedero. No obstante, en ocasiones estas zonas no se incluyen en los estudios de impacto ambiental, o bien con posterioridad a la publicación de la declaración de impacto ambiental surge la necesidad de nuevos o distintos emplazamientos. En estos casos, será pre-

cisa una nueva autorización ambiental, cuyo procedimiento operativo y tramitación puede resultar confusa e incluso conflictiva.

En algunos casos, es el mismo promotor de la obra civil quien solicita la autorización ambiental de préstamos y vertederos, manteniéndose el mismo órgano sustantivo y ambiental; se trataría de una modificación sobre el proyecto original sometido a evaluación ambiental. En el extremo opuesto, puede delegarse en el contratista su búsqueda y tramitación, modificándose el órgano sustantivo, e incluso el ambiental, y fragmentando la evaluación ambiental de la obra civil, una solución muy poco deseable.

Destino final de las zonas

Antes de acometer la explotación y restauración de una zona de extracción o vertido, debería determinarse su destino final, ya que todas las obras y medidas a ejecutar estarán condicionadas por ese objetivo. Lo más deseable es conocer el destino de los terrenos desde un principio, ya que puede condicionar la forma de explotación y restauración. En la práctica, lo más frecuente es que el destino de los terrenos se plantee en función del resultado de la explotación, en lugar de, como sería deseable, ajustar la explotación al destino buscado. Los posibles destinos a que se puede dedicar una zona de extracción o un vertedero son múltiples:

- Uso primario y secundario productivo
- Uso urbano
- Protección contra el ruido o frente a colisiones de aves
- Vertederos de residuos sólidos urbanos
- Uso público
- Restauración y mejora ambiental

Explotación

De la forma de explotar las zonas de préstamo y vertedero dependerán en gran medida las posibilidades de restauración. Su explotación debe ser una actividad planificada, que cuente con un proyecto previo donde se establezcan los límites de las zonas de actuación, la manera de llevar a cabo la explotación, la forma final que deberán adoptar los terrenos, las medidas de protección a aplicar en la explotación, y la forma de restauración.

Con frecuencia las zonas de préstamo y vertedero se explotan de forma intuitiva, según van avanzando los trabajos y las demandas, sin una idea clara y predeterminada del resultado topográfico final que se debe lograr. El resultado de una explotación no planificada es imprevisible, el destino de los terrenos vendrá condicionado por el resultado de la actividad, y las medidas de restauración serán sobrevenidas; es justamente lo contrario de lo deseable. La medida más adecuada en préstamos y vertederos será simultanear en una misma zona extracción y vertido, de manera que se compense la detracción

de materiales con la adición de otros, logrando una mínima afección al relieve y permitiendo una restauración más efectiva.

La planificación de la actividad extractiva o de vertido permite también el establecimiento de una serie de medidas protectoras que se deberán aplicar durante las obras, como:

- Limitación espacial de las zonas de extracción o vertido
- Limitaciones temporales a la explotación
- Protección del patrimonio arqueológico y paleontológico
- Protección de vegetación singular
- Reposición de caminos y servicios
- Retirada de tierra vegetal
- Medidas para control de polvo y partículas
- Condiciones de la maquinaria
- Protección frente a incendios forestales
- Barreras de retención de sedimentos
- Balsas de decantación y cunetas
- Gestión de residuos

La planificación debe comprender la restauración, como parte inherente de la explotación. Entender la restauración como una etapa más en la utilización de préstamos y vertederos permitirá una explotación respetuosa con el entorno, y sobre todo enfocada a la restauración. Es importante avanzar hacia criterios más sostenibles en el empleo de préstamos y vertederos. No se deberían gestionar las explotaciones con el único criterio de maximizar los beneficios económicos; esta visión suele llevar aparejados grandes problemas de restauración que puede ser incompatible con el objetivo de maximizar los beneficios monetarios. Integrar de forma eficiente la restauración y la explotación, y repercutir adecuadamente los costes de ambas fases en el precio final del producto permitirá una optimización de ambos procesos.

Dentro de la explotación de préstamos, en el manual se analizan las peculiaridades de las excavaciones bajo el nivel freático, en laderas, formando huecos, los decapados o las excavaciones en cerros y promontorios. En los vertederos, se analiza el relleno de zonas de extracción, de vasos lagunares por afloramiento del nivel freático, los vertederos en zonas llanas, en laderas, en cabeceras de vaguadas, en isletas, el sellado de vertederos existentes, la nivelación de terrenos o los vertidos en depresiones kársticas naturales.

Restauración ambiental

Debe lograrse una íntima vinculación entre la explotación de préstamos y vertederos y su posterior restauración, y romper con la indeseable disociación entre la explotación, basada en criterios únicamente de rentabilidad, y la restauración, a menudo entendida como una imposición o un gasto adicional a evitar o minimizar. En la actualidad se vive una situación de respeto a la legalidad pero escasa conciencia ambiental; los aspectos ambientales

se van integrando en las obras civiles, pero de forma demasiado superficial. El objetivo de futuro es lograr una verdadera integración de los aspectos ambientales en la evaluación, diseño, construcción y gestión de las obras civiles; asumir la protección del medio ambiente con normalidad, no como una imposición legal. Para el caso de préstamos y vertederos, esto pasaría por ajustar los balances de tierras, minimizando las necesidades de materiales externos y los sobrantes, cuidar la búsqueda de ubicaciones, integrar el análisis y evaluación ambiental de estas zonas en la evaluación ambiental general del proyecto u obra que los genera, y diseñar adecuadamente los proyectos de explotación y restauración, integrando íntimamente ambos aspectos.

Los aspectos a considerar en la restauración de préstamos y vertederos son:

- Restauración morfológica (Rellenos, frentes de excavación, taludes, lagunas).
- Restauración del suelo (Descompactación del suelo, aporte de suelos disgregados, reutilización de la tierra vegetal, fertilización).
- Drenaje.
- Restauración de la cubierta vegetal (Siembras e hidrosiembras, plantaciones, conservación y mantenimiento de la vegetación).
- Restauración del uso agrícola (Siembras y plantaciones).
- Técnicas y materiales especiales (Mantas orgánicas, mantas con vegetales, mallas orgánicas, mallas sintéticas, mallas volumétricas, geoceldas, rollos de fibras, colorantes de roca, gunitado vegetal).
- Fomento de la fauna (Forma de lagunas, aguas someras y playas, islas, cortados rocosos o arenosos, refugios y nidales artificiales, problemas generados por la fauna).
- Uso público (Embarcaderos, puestos de pesca y zonas de baño, parques y zonas verdes, senda, interpretación ambiental, equipamiento, otros usos).

Vigilancia ambiental

La vigilancia ambiental es una extensión del procedimiento de evaluación de impacto ambiental para las fases de obra y explotación. Es una práctica obligatoria en los proyectos sometidos a evaluación ambiental, o a consulta sobre su necesidad, puede exigirse expresamente en otros tipos de autorizaciones ambientales, y es, en cualquier caso, muy recomendable en todas las obras que impliquen la explotación de préstamos y vertederos.

La vigilancia ambiental tiene por objeto verificar la ejecución de las medidas protectoras y correctoras establecidas en la declaración de impacto ambiental o autorización ambiental, y que deberían estar contempladas en el proyecto. El aseguramiento de la calidad debe verificar la adecuada ejecución de las unidades de obra definidas en el proyecto, y la calidad de los

materiales empleados. Existe una confusión y solapamiento en las labores de vigilancia ambiental y calidad, hasta el punto de no quedar claro el alcance que tiene cada actividad e, incluso, quien o quienes son los responsables.

Bibliografía

ENRÍQUEZ DE SALAMANCA, A. & M. J. CARRASCO (2008). *Manual de gestión y restauración de préstamos y vertederos en obras civiles*. CEDEX [En prensa].

- Abad García, Jorge, 95.
 Aguilera Alonso, Héctor, 237, 311.
 Aizpurua Giraldez, Nerea, 333.
 Álvarez, Lourdes, 303.
 Álvarez-Campana Gallo, José Manuel, 143, 295.
 Andrés, M., 119.
 Arce Ruiz, Rosa M., 61, 333.
 Baldasano, José M., 179.
 Ballester Sabater, Ramón, 219.
 Barrios, Luis, 159.
 Batista Santana, C., 27.
 Carrasco García, María José, 371.
 Casemiro Martínez, M. A., 69, 269, 353.
 Castaño Castaño, Silvino, 237, 311.
 Castellote Varona, Carlos, 257.
 Castro Valencia, Alejandra, 61.
 Contreras Rivera, Aldebarán, 287.
 Contreras, Sergio H., 53.
 Corrales, María Elena, 303.
 Correa Guimaraes, Adriana, 195, 247.
 Cruz Caravaca, M. T., 353.
 Cuervo Uría, Patricia, 89.
 De la Losa Román, Almudena, 169, 237, 311.
 De Lucas, Manuela, 159.
 De Santiago, A., 277.
 De Torres, Damián, 127, 207.
 Del Cerro, A., 119.
 Desdentado, L., 69.
 Díaz, M., 69.
 Díaz-Fernández, P. M., 111.
 Díaz Martín, Manuel, 339.
 Díez Antolínez, Rebeca, 247.
 Díez de Revenga Martínez, Emilio, 219.
 Doncel Moratilla, A., 229.
 Engelmo Guinaldo, Saray, 195.
 Enríquez de Salamanca Sánchez-Cámara, Álvaro, 371.
 Espluga, A. P., 69.
 Etxeberria Etxeberria, N., 27.
 Ferrer, Miguel, 159.

- Fresneda, Héctor, 195, 247.
 García, F. A., 119.
 García Laureano, Raquel, 135.
 García-Montero, L. G., 353.
 García Rodríguez, Justo, 219.
 García Sánchez-Colomer, M., 229.
 Garrido Fernández, Francisco, 149.
 Garrido Vegara, M.^a Encarnación, 149.
 Garrido Vegara, Pedro Antonio, 149.
 Gondim-Porto, Clarissa, 345.
 González, C., 277.
 González, S., 353.
 González del Campo, Ainhoa, 101.
 González-Díez, Verónica, 303.
 González García, Isabel, 247.
 González Moreno, Alberto, 127, 207.
 González Pérez, Manuel, 207.
 González Salguero, Jorge, 317.
 González Ubierna, S., 69, 269.
 Iglesias Merchán, C., 187, 325.
 Iglesias Pérez, L., 229.
 Janss, Guyonne, 159.
 Jiménez Hernández, M.^a Emilia, 169, 237, 311.
 Jiménez Rayado, Alberto, 361.
 Jorba, Oriol, 179.
 Lafuente, A. L., 277.
 Lecanda Terán, Carlos, 287.
 Lomeña, Mónica, 303.
 López, Eugeni, 179.
 López, F. R., 119.
 Lozano Valero, I., 229.
 Lucas-Borja, M. E., 119.
 Malo Arrázola, J. E., 187.
 Mancebo Quintana, Santiago, 263.
 Marín Ibarra, María Huertas, 219.
 Márquez Moreno, Francisco Javier, 149.
 Martín Gil, Jesús, 195, 247.
 Martínez, E., 119.
 Martínez Orozco, Juan M., 43, 257.
 Mata Estacio, C., 187.
 Medina Varo, M. V., 111.
 Méndez Martínez, Gonzalo, 79.
 Mingot, David, 127, 207.
 Moreno, A. M., 277.

- Moreno Merino, Luis, 169, 237, 311.
 Moreno Pérez, J., 35, 135.
 Navarro-García, Federico, 345.
 Navas Gracia, Luis Manuel, 195, 247.
 Nicolau Ibarra, J. M., 269.
 Núñez Sandoval, Francisco Javier, 287.
 Ortega Santos, L., 27, 229.
 Otero Pastor, Isabel, 263.
 Palacios García de la Rosa, D., 229.
 Pardo, Alejandro, 303.
 Paredes Guajardo, Cruz Noé, 287.
 Payán Pérez, Melania, 79.
 Peña Gómez, José Luis, 317.
 Pérez Fernández, M. A., 35, 135.
 Pérez Gulín, Juan Marcos, 79.
 Quintana, J. R., 277.
 Ramírez Santigosa, Inmaculada, 219.
 Ramos Martínez, Atocha, 143, 295.
 Ramos Miras, J. J., 111.
 Rebolada Casado, E., 35, 135.
 Rebollo Blázquez, I., 111.
 Rodríguez Álvarez, Dionisio, 79.
 Rodríguez Lara, L., 35.
 Romay Cousido, Cosme Damián, 295.
 Romero Luna, Rafael, 287.
 San José Wery, A. M.^a, 111.
 Sanz Requena, José Francisco, 195, 247.
 Silverio Núñez, Antonio, 127, 207.
 Soares, Yuri, 303.
 Sobrini, I. M., 69, 361.
 Sobrino Vesperinas, Eduardo, 127, 207.
 Soret, Albert, 179.
 Soriano Páez, José Miguel, 127.
 Valenzuela Varela, María Basilia, 53.
 Valverde, I., 353.
 Varela Nieto, Juan Manuel, 371.
 Varela Redondo, Elsa, 263.
 Verduzco Chávez, Basilio, 53.

ISSN 936-84-495-1030-2



9 768447 112014 0



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO