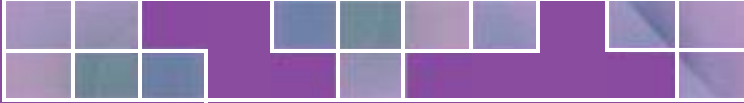




LIBRO DE ACTAS

www.eia.es



9

IX CONGRESO NACIONAL DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

ÉXITOS Y DESAFÍOS DE LA EVALUACIÓN AMBIENTAL



ZARAGOZA
29, 30 y 31 marzo
2017



Organizadores: _____



Patrocinadores especiales: _____



Patrocinadores: _____



Colaboradores: _____



**Congreso Nacional de Evaluación de
Impacto Ambiental**
Éxitos y Desafíos de la Evaluación Ambiental
Zaragoza, 29, 30 y 31 de marzo de 2017

Libro de Actas
(IX CONEIA)



Publicación incluida en el programa editorial del suprimido Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente y editada por el Ministerio para la Transición Ecológica (de acuerdo con la reestructuración ministerial establecida por Real Decreto 355/2018, de 6 de junio).



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Edita:

© Ministerio para la Transición Ecológica
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta:

Paseo de la Infanta Isabel, 1
28014 Madrid
Teléfono: 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Maquetación, impresión y encuadernación:

Solana e hijos, A.G., S.A.U.

NIPO (CD): 013-18-062-5
D. L.: M-8210-2018
NIPO (línea): 013-18-061-X

Tienda virtual: www.magrama.es
centropublicaciones@magrama.es

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

Datos técnicos: Formato: 17x24 cm. Caja de texto: 13x19,7 cm. Composición: Una columna. Tipografía: Helvética a cuerpo 10,5 al 12,6.

Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental

Éxitos y Desafíos de la Evaluación Ambiental

Libro de Actas del IX CONEIA
Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental
Zaragoza, marzo de 2017

Coordinadores

D. Miguel Ángel Casermeiro Martínez

Universidad Complutense de Madrid. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

Dña. Ana Vázquez Valverde

Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

Comité Científico

D. Jorge Abad García

Ecología y Ordenación del Territorio. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

Dña. Manuela Andrés Abellán

Universidad de Castilla La Mancha. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

Dña. Rosa Arce Ruiz

Universidad Politécnica de Madrid.

D. Javier Cachón de Mesa

Director General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural de MAPAMA.

D. Miguel Ángel Casermeiro Martínez

Universidad Complutense de Madrid. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

Dña. María Teresa de la Cruz Caravaca

Universidad Complutense de Madrid.

D. Damián de Torres Domínguez

Universidad de La Laguna. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

D. Luis Adolfo Desdentado Gómez

Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

D. Manuel Díaz Martín

Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

D. Eugenio Domínguez Collado

Subdirector General de Evaluación Ambiental del MAPAMA.

Dña. Ana Pilar Espluga González de la Peña

Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

Dña. Alejandra Ezquerro Canalejo

Universidad Politécnica de Madrid.

Dña. Ainhoa González del Campo

Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

D. Javier Granero Castro

TAXUS MEDIO AMBIENTE. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

D. Juan M. Martínez Orozco

Universidad Europea de Madrid. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

D. Manuel Menéndez Prieto

Subdirector General de Evaluación Ambiental. MAPAMA.

D. Luis Moreno Merino

Instituto Geológico y Minero de España.

D. José Manuel Nicolau Ibarra

Escuela Politécnica Superior de Huesca.

Dña. Isabel Otero Pastor

Universidad Politécnica de Madrid.

D. Íñigo Sobrini Sagasetta de Ilurdoz

Ingenieros Consultores en Medio Ambiente, S.L. Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

Introducción

Presentación	13
Comité de Honor	15

Acto de Apertura

Intervención de D. Iñigo Sobrini	19
--	----

Acto de Clausura

Conclusiones	25
--------------------	----

COMUNICACIONES

Nuevas metodologías para la evaluación de los impactos del cambio climático mediante técnicas de adaptación y mitigación	29
<i>Martín Ramos, P.; Sánchez Báscones, M.; García González, M.C.; Martín Gil, J.</i>	
Recomendaciones y herramientas para vigilancia ambiental de proyectos de regadío	37
<i>San Sebastián Sauto, J.; Sánchez Sánchez, M. P.; Valle Vila, B.; Hidalgo García, M.</i>	
Docencia universitaria de la evaluación ambiental con la metodología de aprendizaje basado en proyectos	53
<i>Peña-Rodríguez, C.; Marzo, F.F.</i>	
Repercusiones del impacto ambiental edáfico de diferentes gestiones agrícolas sobre el eje producción-rentabilidad-conservación del sistema de olivar de estepa (Andalucía, España)	61
<i>Rodríguez Sousa, A.A.; Rescia Perazzo, A.J.; Barandica Fernández, J.M.</i>	
Estudio de impacto ambiental y social de la planta desaladora central de Gaza: un paso más en la lucha contra la crisis del agua	71
<i>Adam Fresno, A.; Fernández-Mellado R.</i>	

La evaluación ambiental estratégica en la región de Murcia: cifras, avances y retos	79
<i>Díez de Revenga Martínez, E.; Ballester Sabater, R.; Baraza Martínez, F.</i>	
Evaluación ambiental del paisaje. <i>Not in my backyard</i>	85
<i>García Sánchez-Colomer, M.R.; Estirado Oliet, M.; Recuero García, E.; González Garrido, M.; Esteras González, S.; Gutiérrez Muñoz, A.M.</i>	
La significatividad del impacto transfronterizo: ¿una apreciación discrecional?	93
<i>Vicente Davila, F.; Méndez Martínez, G.</i>	
Sistemas distribuidos y ciencia de datos en evaluación ambiental estratégica	107
<i>Segade Castro, M.; Paz Cornes, M.C.; Alvite Díaz, R.</i>	
Evaluación de la presencia de las impurezas CO y SO ₂ en la tecnología CCS	119
<i>Gimeno Gasca, B.; García Peiró, VM.; Giménez Ingalaturre, A.C.; Fernández López, J.; Blanco Ariño, S.T.; Velasco Albillos, M.I.</i>	
Cálculo del índice CFR (calidad Fondos Rocosos) en la zona submareal del Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia mediante dos metodologías: <i>line-point intercept</i> y estimación visual por filmación submarina	131
<i>Granero, J.; Gómez, V.; Escudero, A.; Puente, A.; Rodríguez, J.; Pérez, G.; Hernández J.; Amengual, P.; Fernández, J.A.</i>	
Elaboración de la cartografía bionómica hasta la isóbata de 10 metros en el entorno de la central térmica de Aboño	141
<i>Gómez de la Torre, V.; Rodríguez García, J.; Granero Castro, J.; Blanco Murcia, S.; García Marinas, J.C.</i>	
Caso práctico. Medidas preventivas implementadas para la protección de la fauna piscícola durante el vaciado del canal de la central hidroeléctrica de Camarmeña	151
<i>Montes Cabrero, E.; Cordón Ezquerro, J.; Escudero Marina, A.; Ferrando Sánchez, M.; Reviriego Vasallo, I.; Granero Castro, J.</i>	
Estudio de la dinámica sedimentaria y de la evolución de la línea de costa del proyecto de ampliación de la rampa de botadura de Iso astilleros del puerto de Figueras	159
<i>Montes Cabrero, E.; Rodríguez García, J.; Granero Castro, J.; Cotarelo L.</i>	
Propuesta de un índice multiparamétrico para evaluar impactos ambientales en suelos forestales del este de Castilla-La Mancha	167
<i>Wic-Baena, C.; Andrés-Abellán, M.; López-Serrano, F.R.; García-Morote, F.A.; Martínez-García, E.; Picazo-Córdoba M.I.; Rubio-Caballero, E.M.; Moreno-Ortego, J.L.; Bastida-López, J.L.; García-Izquierdo, C.</i>	

Impactos en suelo del senderismo en el Parque Natural de los Calares del Mundo y de la Sima (Sureste de España)	177
<i>Andrés Abellán, M.; López Yeste, A.B.; Rubio Caballero, E.; Wic Baena, C.; Picazo Córdoba, M.I.; García Morote, F.A.; Martínez García, E.; López Serrano, F.R.; Miettinen, H.</i>	
Valoración del riesgo para la avifauna y quiroptero fauna en grandes proyectos eólicos.....	185
<i>Castellanos Díez, M.; González Martín, J.M.; González Rodríguez, S.</i>	
Evaluación de la contaminación lumínica de Parques eólicos	193
<i>Galiana Carballo, C.; González Martín, J.M.</i>	
Impactos de la carga ganadera sobre las actividades microbiológicas en suelos forestales	201
<i>Andrés Abellán, M.; Martínez García, E.; Wic Baena, C.; Picazo Córdoba, M.I.; García Morote, F.A.; Rubio Caballero, E.; López Serrano, F.R.; Moreno Ortega, J.L.; Bastida López, F.; García Izquierdo, C.</i>	
Cambio climático y litoral: aproximaciones para la evaluación de la subida del nivel del mar y de su impacto en los usos de la costa	211
<i>Martínez-Orozco, J.M.; Esteban Perez, M.D.</i>	
La evaluación ambiental en grandes proyectos limitaciones, y propuestas de adaptación	223
<i>Pueyo Anchuela, Ó.; Revuelto Gimeno, C.; Ramajo Cordero, J.; Casas Sainz, A.M.; Gracia Pérez, J.C.; Attar Santolaya, Á.; Galindo Barrera, G.; Andrés Ros, J.V.</i>	
La evaluación de impacto ambiental en docencia universitaria española.....	233
<i>De Luis Calabuig, E.; Pérez Ramos, B.</i>	
Análisis social de los conflictos ambientales frente a proyectos mineros	247
<i>Varela Fagúndez, L.; De Luis Calabuig, E.</i>	
Seguimiento ambiental de obras: aplicación de buenas prácticas hacia un menor impacto ambiental	259
<i>Vázquez Espí M.F.; Díez Cadavid A.; Cuenca Lozano J.</i>	
Resturación ambiental: algunos puntos clave para el éxito	267
<i>Díez Cadavid A.; Vázquez Espí M.; Cuenca Lozano J.</i>	
Seguimiento ambiental de obras: análisis de los actores implicados en la reposición de servicios afectados.....	277
<i>Cuenca Lozano, J.; Díez Cadavid, A.; Vazquez Espí, M.</i>	
La tecnología fotocatalítica	285
<i>Thomas Becker</i>	

Optimización del proceso de EIA en espacios de Red Natura 2000 para proyectos públicos. La coordinación con los gestores territoriales.....	293
<i>Parra Prado, J.</i>	
Análisis espacial de la vulnerabilidad ambiental.....	301
<i>González Del Campo, A.</i>	
Tramitación conjunta de evaluaciones ambientales estratégicas de planes y programas, y de impacto de proyectos.....	311
<i>Rodríguez Martín, B.; Sobrini Sagaseta de Ilúrdoz, I.</i>	
Efectividad de los estudios de afección de la Red Natura 2000 en el panorama actual de la evaluación ambiental.....	319
<i>Jiménez Rayado, A.; Sobrini Sagaseta de Ilúrdoz, I.</i>	
Herramientas para el cálculo de emisiones de CO ₂ del planteamiento urbanístico general y derivado en Cataluña.....	327
<i>Torrents Abad, J.M.; Agell Mas, E.; Iraegui Navarro, J.</i>	
La evaluación ambiental estratégica en Aragón	335
<i>Abad García, J.</i>	
Nuevas herramientas para la evaluación de los impactos ambientales: el análisis de riesgos ambientales de suelos contaminados.....	343
<i>Martín Ramos, P.; Espinosa, S.; Sánchez Báscones, M.; Hernández Navarro, S.; Martín Gil, J.</i>	
Evaluación ambiental del paisaje de un parque eólico: análisis, integración y valoración sociológica.....	351
<i>Roldan Arroyo, J.M.; Monteagudo Martínez, L.A.</i>	
Nuevos enfoques para la EIA: los impactos ambientales de la ausencia de actividad.....	363
<i>Del Romero Renau, L.</i>	
¿Cómo evaluamos el impacto ambiental de las nanopartículas?.....	371
<i>López Fernández, A.; García-Díaz, I.; Casermeiro, M.A.</i>	
Evolución de la restauración de una antigua cantera en un espacio natural protegido	381
<i>Díaz Martín, M.; De la Peña Leiva R.; Roberto; Carchano García, F.J.</i>	

Introducción



Los pasados días 29, 30 y 31 de marzo se celebró el **IX CONEIA – Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental**, principal foro de debates y propuestas técnicas de revisión crítica del sector en España. Como en todas sus ediciones anteriores, fue organizada por la **Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental (AEEIA)** y contó con la asistencia de más de 300 profesionales. Esta vez Zaragoza fue la sede seleccionada para la organización de este congreso, en concreto la Facultad de Ciencias de la Universidad de Zaragoza, con el apoyo de todas las instituciones que tienen relación con la evaluación ambiental.

Desde sus inicios, el planteamiento de estos congresos es que el CONEIA se constituya en el principal punto de encuentro entre todas aquellas personas que trabajan y que se interesan en la evaluación ambiental, desde distintas perspectivas y sensibilidades. Se pretende que el CONEIA permita conocer los avances que cada equipo de trabajo ha desarrollado en sus respectivas materias, intercambiar experiencias, preocupaciones, objetivos y nuevas formas de acercamiento y mejora de esta disciplina. Se ofrece una ocasión única de reunir a todos los agentes implicados, y hablar de lo que les une, les preocupa, les desasosiega, les anima a seguir adelante... .

Se abordó especialmente el tema de **Los Éxitos y Desafíos de la Evaluación Ambiental**, configurando un programa adaptado a las expectativas que se venían detectando entre los profesionales del mundo de la evaluación ambiental y a los objetivos que se pretendían cumplir desde la AEEIA. En esta ocasión se trataron asuntos de absoluta vigencia y actualidad, como el estado de la aplicación de la nueva normativa sobre evaluación ambiental, los desafíos a los que se enfrenta la vigilancia ambiental para incrementar su efectividad, el incremento necesario de la calidad en la formación sobre evaluación ambiental, la evaluación ambiental estratégica, o cómo integrar el cambio climático y la evaluación ambiental. Se procuró que estos temas se trabajasen con profundidad y rigor científico-técnico, gracias a la calidad y relevancia profesional e institucional de los ponentes y participantes en las diferentes actividades programadas, y que sin duda enriquecieron la experiencia de todos los asistentes al CONEIA.

Presidido por Su Majestad el Rey Don Felipe VI

Miembros:

Dña. Soledad Becerril.

Defensora del Pueblo.

D. Francisco Javier Lambán Montañés.

Presidente del Gobierno de Aragón.

Dña. Isabel García Tejerina.

Ministra de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

D. Iñigo de la Serna Hernáiz.

Ministro de Fomento.

Dña. Violeta Barba Borderías.

Presidenta de las Cortes de Aragón.

D. Pedro Santísteve Roche.

Alcalde de Zaragoza.

D. José Gregorio Fiscal López.

Consejero de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía.

D. Joaquín Olona Blasco.

Consejero de Desarrollo Rural y Sostenibilidad de Aragón.

D. José Luis Soro Domingo.

Consejero de Vertebración Territorial, Movilidad y Vivienda de Aragón.

Dña. Belén Fernández González.

Consejera de Infraestructuras, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente de Asturias.

D. Vicenç Vidal i Matas.

Consejero de Medio Ambiente, Agricultura y Pesca de Baleares.

D. Francisco Martínez Arroyo.

Consejero de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural de Castilla La Mancha.

D. Juan Carlos Suárez-Quiñones Fernández.

Consejero de Fomento y Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.

D. Josep Rull i Andreu.

Conseller Territori i Sostenibilitat de Catalunya.

Dña. Meritxell Serret i Aleu.

Consellera d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació de Catalunya.

Dña. Begoña García Bernal.

Consejera de Medio Ambiente y Rural, Políticas Agrarias y Territorio de Extremadura.

D. Iñigo Nagore Ferrer.

Consejería de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de La Rioja.

D. Jaime González Taboada.

Consejero de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de Madrid.

Dña. Adela Martínez-Cachá Martínez.

Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de Murcia.

D. José Antonio Mayoral Murillo.

Rector de la Universidad de Zaragoza.

D. Luis Teodoro Oriol Langa.

Decano de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Zaragoza.

Dña. Ana María Esteves.

Presidenta de la IAIA - International Association of Impact Assessment.

Acto de apertura



Intervención de D. Iñigo Sobrini

Presidente de la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental

Sr. Rector Magnífico de la Universidad de Zaragoza; Sr. Consejero de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón; Sr. Director General de Calidad y Evaluación Ambiental y del Medio Natural del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente; Sra. Concejala de Medio Ambiente y Movilidad del Ayuntamiento de Zaragoza; Presidenta de la International Association of Impact Assessment; Asociados de la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental; Señoras y Señores,

Permítanme que empiece dando las gracias a todos los que han hecho posible esta novena edición del CONEIA:

En primer lugar a la Universidad de Zaragoza, que nos ha honrado con su colaboración y especialmente a la Facultad de Ciencias, que nos brinda sus instalaciones y en la que desde el principio nos hemos sentido como en casa. Muchas gracias Rector. Permíteme Jose Antonio que extienda este agradecimiento especialmente a Luis Oriol, y a todo su equipo, que nos han dado todo tipo de facilidades. Gracias Decano.

- Doy las gracias también al Gobierno de Aragón, que desde el Departamento de Medio Ambiente y Sostenibilidad han colaborado activamente para el buen fin de este CONEIA. Por eso gracias, Consejero, y gracias a la Dirección General de Sostenibilidad y al Instituto Aragonés de Gestión Ambiental.
- Doy también las gracias al Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, que siempre colabora con nosotros para este congreso, en todas sus ediciones y para otras iniciativas de nuestra Asociación. Gracias Director.
- Muchas gracias también a la Ciudad de Zaragoza, por acogernos, agradecimiento que concretamos en su Ayuntamiento, y que personalizo en su Concejala de Medio Ambiente que nos acompaña, por su colaboración.
- Doy las gracias muy especialmente a todos los patrocinadores que con su apoyo renuevan su apuesta decidida por la evaluación ambiental. Este agradecimiento es si cabe más sentido porque en estos tiempos que corren, de estrecheces a todos los niveles, su ayuda es una muestra

inequívoca de una manera de hacer las cosas que les honra. Gracias por tanto a Red Eléctrica de España, a Endesa, a Acciona, a Iberdrola, al Grupo Tragsa, a la Generalitat de Catalunya, a Gil Family Estates, a Ecoembes, y a Photocat. Pero gracias sobre todo a las personas que desde estas empresas e instituciones confían en nosotros y consiguen materializar estos patrocinios.

En cada comienzo de un CONEIA recordamos lo realizado desde la anterior edición, que ahora nos parece tan lejana, y no podemos pasar por alto el esfuerzo que supone la organización de cada Congreso. Afortunadamente contamos con Ana Vazquez, que con su labor minuciosa es capaz de sacar esto adelante, gracias Ana; gracias también al Comité Organizador y al Comité Científico; y en esta ocasión además, hemos contado con Jorge Abad, delegado de la Asociación en Aragón, que desde que asumió el reto de organizar este CONEIA y traerlo a tierras aragonesas, se ha dedicado en cuerpo y alma a la tarea; sumando a este proyecto al pujante Colegio Profesional de Biólogos de Aragón, del que además es Decano. Agradezco sinceramente a toda la Junta de Gobierno la colaboración del Colegio en este CONEIA. Muchas gracias Jorge.

En este CONEIA nos fijamos especialmente en los retos y desafíos a los que se enfrenta la EA. Al volver la vista atrás vemos que es mucho lo que hemos conseguido, pero yo me pregunto, y comparto con vosotros esta inquietud, si no caeremos en el dicho popular de que *“plaza conquistada, pierde valor”*. Hemos conquistado mucho, pero de ninguna manera debemos consentir que lo conquistado pierda valor. En un sector tan joven como el de la EA, tan vivo como lo demuestra el éxito de convocatoria de este CONEIA, podemos afirmar sin riesgo a equivocarnos, y sin caer en falsas soberbias, que gracias a la EA se aprueban planes y programas, y se autorizan proyectos mejores que los que hubieran sido si no hubieran sido sometidos a EA. **Y eso tiene mucho valor.**

Corremos el peligro de fijarnos siempre en lo que nos queda por hacer, en lo que tenemos por delante, y olvidarnos de lo conseguido. Y sin embargo, para ser justos y sobre todo agradecidos con todos los que nos han precedido, debemos reivindicar los frutos conseguidos, los avances logrados, y por qué no, **estar orgullosos de ello**. Todos los que estamos aquí, cada uno aportando su granito de arena en su labor diaria, debemos sentirnos orgullosos del alcance e importancia que ha logrado la EA como herramienta, hoy imprescindible, de protección. Quiero recordar aquí que ese es precisamente el fin de nuestra Asociación: trabajar para el mejor desarrollo de la Evaluación de Impactos como herramienta de protección ambiental al servicio de la sociedad. Pero que no sirva este mirar atrás para caer en la

auto complacencia. Eso nunca. Pero sí para tomar impulso y afrontar los retos y desafíos que nos esperan con mayor empuje si cabe. Yo me quería hoy dirigir especialmente a todos aquellos que en algún momento podéis caer en el desánimo, en la rutina, que sentís –que sentimos– hastío por una labor que muchas veces parece inútil, sin sentido, un mero trámite, una traba burocrática... y encima supone un riesgo incluso personal de acabar teniendo que dar explicaciones en un Juzgado por la acción de algún denunciante empeñado en llevar al terreno judicial lo que debería ser un simple procedimiento administrativo en el que cada uno lo hace lo mejor que sabe, o puede. Todos los que aquí estamos remamos en el mismo barco, y creo que todos hemos sentido en algún momento esa cuesta arriba a la que nos enfrentamos y a la que a veces no le vemos el sentido, en una disciplina como es la EA en plena efervescencia, y que exige de nosotros una dedicación y una exigencia no siempre reconocidas. Ya sabemos que se nos van muchas veces los plazos, o que no se hacen los estudios como sería idóneo, que no contamos con suficientes medios, que en ocasiones nos falta apoyo institucional, y que los promotores no siempre comprenden la utilidad del dinero que invierten en EA, pero eso no significa que nada funcione. Al contrario, significa que tenemos el reto de mejorar las cosas. Cada nuevo plan, programa o proyecto que se somete a EA es un papel en blanco que debemos escribir. Cada informe ambiental, cada estudio de impacto, cada declaración de impacto ambiental es una página en blanco. Y por tanto, es una oportunidad nada más y nada menos que para evitar un impacto, o para mitigarlo, o al menos para compensarlo. De tanto oír estas palabras nos resultan ya casi inexpresivas, pero reivindicemos su significado. Para el encinar que consigamos preservar supone su supervivencia, y para el lagarto que consigamos salvar supone su supervivencia, y para el pueblo que consigamos salvaguardar, supone su supervivencia. Cambiemos la mirada, para ver en cada expediente una oportunidad, la ocasión para escribir en esa página en blanco algo valioso en la vida de los que nos rodean, de los que dependen de nuestros éxitos, de los que sufren nuestros fracasos. Es nuestro compromiso, el que adquirimos al dedicarnos a este sector de la evaluación ambiental. El compromiso social no escrito, pero que nos obliga ante la sociedad: conseguir que tras pasar por nosotros los planes, programas y proyectos que se adopten o autoricen sean mejores que lo que hubieran sido de no haber pasado por nosotros. Mejores en términos de sostenibilidad en su acepción más amplia: ecológica, económica y social.

Para ayudarnos en esa tarea disponemos de una magnífica ocasión estos tres días que tenemos por delante. Porque el CONEIA no deja de ser una herramienta para que todos aprendamos, que sigamos aprendiendo de nuestros compañeros, de lo que aquí expongan unos y otros, de sus

experiencias, de sus ideas, de sus aciertos y de sus equivocaciones. Por eso os animo a provechar las más de 60 comunicaciones que van a exponerse, en formato oral o poster, de los talleres, de las conferencias, de los debates, del seminario sobre cambio climático. De lo que aportemos todos los que aquí nos reunimos dependerá el fruto que obtengamos del CONEIA.

Con este ánimo termino, no sin antes reiterar mis agradecimientos a todos los colaboradores y patrocinadores, y especialmente a todos vosotros por renovar con vuestra asistencia la confianza en la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental.

Muchas gracias.

Acto de Clausura



En el **IX CONEIA – Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental** el lema ha sido **Éxitos y desafíos de la Evaluación Ambiental**. Se han constatado los múltiples **éxitos** conseguidos, como la tramitación electrónica, que aunque incipiente facilita la presentación de documentos y el intercambio de información, así como que de forma indiscutible la evaluación ambiental mejora los planes, y programas.

Por su parte, los éxitos del **CONEIA** pueden resumirse en los siguientes:

- Posibilita un foro de encuentro de todos los agentes implicados: Administración (en todos sus niveles), consultores, docentes, investigadores, promotores y público interesado.
- Constituye el motor de dinamización de la evaluación ambiental en España.
- Debates intensos, por momentos apasionados, exponiendo los problemas y aportando soluciones.
- Alto nivel científico-técnico de las comunicaciones que posibilitan el intercambio de conocimiento.
- *Networking* efectivo entre los asistentes.
- Refrendo internacional del CONEIA concretándose en la invitación por parte de la *International Association of Impact Assessment* para celebrar la Conferencia IAIA-2020.
- La creación de un grupo de trabajo de docencia e investigación para analizar la situación de la enseñanza de estas materias.

En cuanto a los **desafíos**, como en eventos anteriores se ha podido constatar que aún siguen vigentes algunos retos como la mejora de la eficacia del seguimiento ambiental, la solidez de los mecanismos de participación pública, la calidad de los estudios de evaluación ambiental, el cumplimiento de plazos o el análisis de los impactos acumulativos y sinérgicos.

El principal desafío actual es la necesaria modificación de la Ley 21/2013 para trasponer la Directiva 2014/52/UE, que supone una oportunidad para mejorar la definición jurídica del marco conceptual y procedimental, la coordinación entre Administraciones, la integración y/o coordinación de tramitaciones de planes y proyectos, así como para subsanar las disfuncionalidades que se han observado en el tiempo de aplicación de esta Ley.

Además, durante los debates y las diferentes ponencias y actividades que se han desarrollado en el IX CONEIA, se pusieron de manifiesto los siguientes desafíos todavía pendientes:

- Analizar la eficacia de las medidas correctoras que se vienen implementando para su aplicación a expedientes futuros.
- Asignar recursos suficientes para el seguimiento ambiental desde el inicio de la aprobación de los planes y la autorización de los proyectos.
- Integrar de manera efectiva del análisis de impactos sociales y sobre la salud.
- Actualizar el material docente para la impartición de las enseñanzas superiores.
- Homogeneizar las competencias y contenidos en las asignaturas de evaluación de impactos.
- Consolidar las herramientas existentes y desarrollo de otras nuevas para la consideración del cambio climático en las evaluaciones ambientales.

Por otro lado, en su continua búsqueda de la mejora de la evaluación ambiental, como herramienta de protección al servicio de la sociedad, la **AEEIA** propone las siguientes iniciativas, que pondrá en marcha a largo del próximo año:

- Continuar con la celebración de las Mesas Técnicas de Trabajo entre Comunidades Autónomas y Administración General del Estado, ya que son muy bien valoradas y se consideran un punto de encuentro fundamental para el avance en la regulación de la evaluación ambiental en España.
- Potenciar las acciones de Docencia e Investigación mediante la estabilización y fortalecimiento de esta sección dentro de la AEEIA.
- Consolidar la web de cambio climático y evaluación ambiental, con el objetivo de incrementar su eficacia.
- Incrementar el número de socios de la AEEIA, con el objetivo de incrementar su fortaleza y asegurar su sostenibilidad.
- Mayor implicación de las empresas en la asociación.
- Presentar una candidatura sólida para la organización del Congreso Internacional de Evaluación Ambiental de la IAIA en 2020.

COMUNICACIONES



NUEVAS METODOLOGÍAS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO MEDIANTE TÉCNICAS DE ADAPTACIÓN Y MITIGACIÓN

MARTÍN RAMOS, P¹; SÁNCHEZ BÁSCONES, M²;
GARCÍA GONZÁLEZ, MC³; MARTÍN GIL, J⁴

¹ Dpto. CC. Agrarias y del Medio Natural, EPS, Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA), Universidad de Zaragoza.

² Dpto. CC. Agroforestales, ETSIIAA, Universidad de Valladolid, Palencia.

³ Instituto Tecnológico Agrario de Castilla and León (ITACyL), Valladolid.

⁴ Dpto. Ing^a Agroforestal, ETSIIAA, Universidad de Valladolid, Palencia.

Palabras clave: Amoniaco, purines, tecnología de membranas permeables, gases de efecto invernadero.

Resumen

La evaluación de los impactos del cambio climático sobre los recursos precisa no sólo de la identificación de las áreas críticas, sino también de una metodología idónea para evaluar los impactos en escenarios relacionados con el ciclo del agua o del aire. En la actual comunicación presentamos un modelo de tratamiento (ejemplificado en un caso de gestión de gases de efecto invernadero procedentes de explotaciones ganaderas, presentado como clase práctica al alumnado de Grado de nuestras Universidades), en el que se hace uso de técnicas de adaptación y mitigación en concordancia con la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental y el 5º informe IPCC de cambio climático 2014.

Introducción

En la presente comunicación se presenta un caso práctico sobre el tema: “*Medidas de adaptación y mitigación de los gases de efecto invernadero (o análogos) producidos en la gestión de purines y gallinaza en Castilla y León*” en el que se ilustra el procedimiento idóneo para la evaluación y gestión de impactos a través de un estudio para la recuperación del nitrógeno de instalaciones ganaderas con criterios de adaptación y mitigación.

De acuerdo con la Ley 5/2013 de prevención y control integrados de la contaminación (Ley IPPC), las tecnologías susceptibles de aplicación en

nuestro caso son: ósmosis inversa utilizando membranas hidrófilas de alta presión (1); nanofiltración (2); extracción de aire usando torres de extracción y absorción de ácido (3); adsorción en zeolitas mediante intercambio iónico (4); coprecipitación con fosfato y magnesio para formar estruvitas (5); y utilización de membranas permeables a gas y agua (6). Esta última metodología, aplicada para la recuperación de amonio de purines y gallinaza, ha sido desarrollada dentro del marco del proyecto LIFE “*Ammonia Trapping*” (LIFE15 ENV/ES/000284), con el propósito de adoptarla como mejor tecnología disponible (MTD).

Material y Métodos

La metodología sobre el empleo de las técnicas de adaptación y mitigación para la evaluación ambiental aparece recogida tanto en el 5º informe IPCC de cambio climático 2014 (sobre impactos, adaptación y vulnerabilidad) como en las Leyes 21/2013 de evaluación ambiental y 5/2013 de prevención y control integrados de la contaminación (uso de las mejores tecnologías disponibles).

El contenido de un estudio típico debe incluir las siguientes fases: (1) selección de dos efectos significativos sobre el cambio climático producido por una determinada actividad en la zona objeto de estudio; (2) explicación de cómo una comunidad concreta se puede adaptar a esos cambios; (3) selección de una estrategia de mitigación que pueda proporcionar un cambio significativo en su huella de carbono; (4) selección de una economía o industria a gran escala que sea baja en carbono; y (5) papel que tiene la ciencia y la tecnología en el desarrollo de tal tipo de economía y análisis crítico de las tecnologías disponibles. Aparte, el estudio debe venir acompañado de una propuesta de la mejor tecnología disponible (MTD). En nuestro caso, tal propuesta se ha concretado en la utilización de membranas permeables de baja presión para la retención de gases (Figura 1), como resultado de las investigaciones llevadas a cabo por uno de nosotros (M. Sánchez Báscones) en los laboratorios de la USDA-ARS (Florence, SC, EE.UU.).

El dispositivo ensayado constaba de dos compartimentos con la misma cantidad de estiércol (repartido en dos recipientes) para evaluar la cantidad de amoníaco que era posible recuperar. Para fijar el amoníaco desprendido por el estiércol, y que atravesaba la membrana, se utilizó una disolución ácida (H_2SO_4 1N) en una de las cámaras y en la otra un control con agua. Ambas disoluciones se mantuvieron en continua recirculación impulsadas por sendas bombas. Se colocaron 500 g de estiércol de pavo en cuatro compartimentos de PVC, a los que se añadieron 100 g de agua, necesaria para conseguir una humedad adecuada para el proceso (peso total 600 g). En dos botellas de

vidrio se dispuso 1 litro de disolución de ácido sulfúrico 1N y 1 litro de agua destilada. Se cerraron herméticamente los compartimentos y se conectó la bomba que permitió la recirculación de las disoluciones en contacto con la atmósfera que contenía el amoníaco a través de la membrana. Diariamente se tomaron 2 mL de muestra líquida, por triplicado, de ambos líquidos durante 21 días, tras lo cual se añadieron 10,52 g de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ al 95% para observar la influencia del pH en la recuperación de amoníaco. Se continuó con la toma de muestras líquidas hasta el día 29, en que se dio por finalizado el experimento. El pH de la solución ácida fue medido usando un pHmetro marca OAKTON ION 2700. El amonio contenido en las muestras líquidas se analizó mediante Standard Method 4500-NH₃ G (APHA, 1998). Posteriormente, se repitió la experiencia utilizando como residuo estiércol de pollo, y se analizó el contenido de bicarbonatos en la disolución recirculante.



Figura 1. Prototipo utilizado en la recuperación de amonio y colocación del estiércol y la solución ácida en el interior del compartimento.

Resultados

Caso práctico: Medidas de adaptación y mitigación de los gases que provocan calentamiento de la atmósfera producidos en la gestión de purines y gallinaza en Castilla y León: recuperación de amoníaco y su uso como fertilizante.

1. Impactos objeto de estudio seleccionados:

- (i) Emisiones a la atmósfera de amoníaco.
- (ii) Impactos de los purines y de la gestión del estiércol en zonas vulnerables o con alta concentración ganadera.

En España, en 2005, se emitieron a la atmósfera 406,5 kt de NH_3 , procedentes de la agricultura (90,9%), de procesos industriales sin

combustión (3,7%) y del tratamiento y eliminación de residuos (2,0%) (MAGRAMA, 2006). La volatilización del nitrógeno amoniacal a la atmósfera produce acidificación, eutrofización y pérdida de la biodiversidad y, por otra parte, estas pérdidas de nitrógeno de las excretas producen más nutrientes que la capacidad que tienen las tierras para asimilarlos en sus cultivos. Los residuos ganaderos originan problemas de olores, patógenos, contaminación de las aguas, emisiones de amoniaco y gases de efecto invernadero, y el exceso de fósforo y metales pesados constituye uno de los mayores desafíos de la agricultura. En EE.UU., la mayor fuente de emisiones de NH₃ procede de la ganadería, que aporta 2,5 MMT/año (EPA, 2014). En España, la cabaña ganadera genera unos 50 MM de metros cúbicos de purines, de los que unos 7 MM no pueden destinarse como fertilizantes al no tener tierras de labor cercanas. Las elevadas concentraciones de amoníaco en las naves de producción ganadera intensiva son un inconveniente para el rendimiento, suponen un riesgo para los trabajadores de la granja, presentan un impacto negativo para el medioambiente y dan lugar a la pérdida de un valioso nutriente esencial para el crecimiento de las plantas. En la Tabla 1 se ofrece una ficha de seguridad del NH₃ al objeto de poder realizar un análisis de riesgos ambientales=vulnerabilidad × peligro.

Tabla 1. Ficha de seguridad del amoniaco, NH₃: relaciones dosis-respuesta (OMS, 2000), valores límites de inmisión, valores límites de exposición por inhalación y propiedades físicas en una planta de tratamiento de aguas residuales, PTAR.

Concentración de NH ₃	Efecto
< 150 ppm	Irritación leve
500 ppm	Tos, irritación marcada
<1000 ppm	Lesión ocular
10000 ppm	Muerte en minutos
Valores límite de inmisión de NH ₃	100 µg·m ⁻³
Valores límites de exposición por inhalación de NH ₃	
LOAEL:	50 ppm
NOAEL (ADJ):	4,9 mg·m ⁻³
RfC:	0,5 mg·m ⁻³
TLV (valor límite umbral)- TWA (media ponderada en el tiempo):	25 ppm
TLV- STEL (límite de exposición de corta duración):	35 ppm
Propiedades físicas del NH ₃ en una PTAR	
Umbral de detección:	5 ppm
Composición en el aire:	10-50 ppm
Composición en el agua:	35-60 ppm
Solubilidad en agua:	0,899 g·mL ⁻¹
Constante de Henry:	0,000328 atm·m ³ ·g ⁻¹ ·mol ⁻¹

Es necesario reducir las emisiones a la atmósfera de gases de efecto invernadero o análogos y, de acuerdo con el Real Decreto 949/2009, las

empresas deben adherirse al Plan de Biodigestión de Purines, mediante la aplicación de tecnologías complementarias a la biodigestión anaeróbica, para mejorar la gestión del nitrógeno en aquellas zonas declaradas como vulnerables afectadas por las instalaciones de alta concentración ganadera. Según el Grupo Intergubernamental de Expertos de Cambio Climático (IPCC), el calentamiento global es inequívoco y se atribuye a la acción del hombre con una certidumbre superior al noventa por ciento. Es imprescindible adoptar medidas de gran calado de modo urgente, pero la solución está al alcance de una voluntad conjunta decidida.

2. *Medidas de adaptación.* Se trata de implementar medidas que reduzcan las emisiones de NH_3 y a la vez lo recuperen como nutriente. De forma indirecta, se puede reducir la contaminación si se adapta la carga ganadera al máximo razonable que admita la instalación y si se garantiza en todo momento que la granja posee una adecuada gestión de la calidad del aire interior (tasas de ventilación). Para ello, debe hacer inversiones en tecnologías e infraestructuras y se debe conocer y orientar sobre los principales riesgos asociados a las explotaciones pecuarias y las zoonosis más habituales, y establecer las rutinas higiénicas y las medidas de protección para el bienestar animal y prevención necesarias en las explotaciones ganaderas.

Como medidas de mejora de la capacidad de adaptación, se propone adoptar las mejores prácticas para reducir la exposición a los contaminantes, y así reducir la vulnerabilidad, evitar la mala-adaptación y mejorar la resiliencia del sistema para absorber las perturbaciones.

3. *Medidas de mitigación.* En el marco del Plan Nacional de Asignación (PNA) de derechos de emisión de gases de efecto invernadero y de asignaciones gratuitas para el periodo 2013-2020, y en aplicación del Real Decreto 1370/2006 sobre medidas urgentes para la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero o análogos, existe un Plan de Biodigestión de Purines que aborda su problemática específica. En la gestión sostenible del purín, se pueden adoptar diferentes medidas de mitigación como las que derivan de la aplicación de nuevos sistemas de extracción del purín o del manejo del estiércol para reducir las emisiones contaminantes y/o de su tratamiento y gestión en suelos, pero la clave radica en la selección de la MTD. En nuestro caso, se ha seleccionado como medida preferente de mitigación la reducción del contenido de NH_3 en los purines mediante membranas a baja presión.

4. *Seleccionar una economía o industria a gran escala que sea baja en carbono (u otra especie química contaminante).* Una economía baja en carbono tradicional en la recuperación de los purines es aquella que, a partir

de procesos de digestión anaeróbica, trata de recuperar los gases de efecto invernadero (principalmente CH_4) para su aprovechamiento energético en sistemas de cogeneración y mejora de la eficiencia energética de las instalaciones. No obstante, y en el caso que nos ocupa, dentro del proyecto LIFE “*Ammonia Trapping*”, se han considerado como prioritarias la recuperación del NH_3 y su revalorización como fertilizante.

5. *Papel de la ciencia y la tecnología en el desarrollo de una economía de bajas emisiones de contaminantes.* Como resultados de las investigaciones iniciales del proyecto LIFE “*Ammonia Trapping*” y al cabo de los primeros 21 días, se lograron recoger 132 y 57 mg de sales amónicas en las botellas que contenían H_2SO_4 y H_2O respectivamente. Tras la adición de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y únicamente en 24 horas, pasaron a recogerse 285 y 82 mg en ambas botellas, pero transcurridos 9 días desde la adición de cal se recogieron 449 y 317 mg de sales amónicas. Aunque la utilización de agua estaba prevista como simple control, se observó que su capacidad de recuperación de amonio era alta. De la evolución del pH en ambas soluciones se observó que, mientras la disolución ácida siempre se mantuvo en valores inferiores a 1,0 (salvo un valor máximo de 1,4 tras la adición de cal), el control acuoso pasó de valores de pH próximos a la neutralidad a valores que oscilaron entre 2,5 y 3,5 durante los 10 primeros días, tras los cuales el pH comenzó a elevarse hasta alcanzar valores entre 7,3 y 7,5. Con la adición de cal se produjo un repunte lógico del pH hasta 9,54, consecuencia del desprendimiento repentino de amoníaco procedente del estiércol que fue capaz de atravesar la membrana y disolverse en las disoluciones.

Tabla 2. Recuperación de amonio desprendido por estiércol de pavo mediante membranas permeables de gas usando para la recogida una disolución acidificada en ácido sulfúrico o agua no acidificada.

Días	Sal amónica (mg) recuperada en H_2SO_4	Sal amónica (mg) recuperada en H_2O
21	132	57
	Adición de $\text{Ca}(\text{OH})_2$	Adición de $\text{Ca}(\text{OH})_2$
22	285	82
23	309	208
24	338	231
27	406	278
28	421	308
29	449	317

Los resultados obtenidos en la primera experiencia fueron los esperados para el amonio recuperado mediante la disolución ácida. Sin embargo, sorprendieron los obtenidos para el agua, que también fue eficaz en la

recuperación de amonio. Estos resultados volvieron a obtenerse en una segunda experiencia similar a la anterior.

La repetición de la experiencia, partiendo de estiércol de pollo y pavo, mostró nuevamente que el amoníaco gaseoso se recuperaba como sal en forma de bicarbonato de amonio (Figura 2), lo cual indica que el dióxido de carbono también penetró a través de la membrana y condujo a la fijación del amoníaco con agua. Insistimos en la relevancia de este resultado, toda vez que la posibilidad de sustituir el ácido sulfúrico por agua como solución de recogida haría que los sistemas de recuperación de amoniaco resultasen más económicos en el futuro.

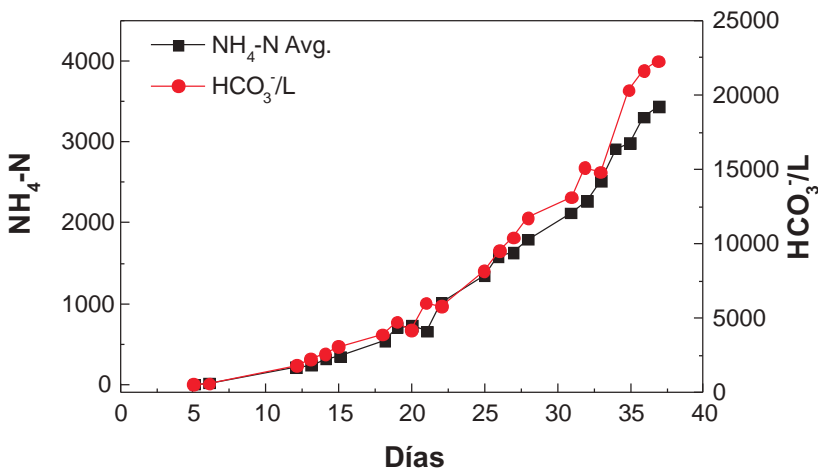


Figura 2. Recuperación de amonio desprendido por estiércol de pollo, usando membranas permeables de gas y agua. Los datos muestran la fijación de amonio como bicarbonato amónico.

Discusión y Conclusiones

Se ofrece un estudio o caso práctico de aplicación de las metodologías de adaptación y mitigación de las emisiones de NH₃ y su recuperación de los purines líquidos, así como del aire de las instalaciones o establos. Estos métodos usan tecnologías o módulos de membranas permeables a los gases y operan a baja presión. Con esta tecnología es posible recuperar y concentrar el 99% del amoniaco volatilizado, lo que crea, aparte de un producto con valor, un ambiente más limpio en las instalaciones pecuarias.

La cantidad de amonio recogido por la disolución de ácido sulfúrico, o sea, en forma de sulfato amónico, fue 2,3 veces superior a la recogida por el agua destilada. Se observó un aumento del amonio recogido tras la adición de lechada de cal, y este aumento fue mayor en la disolución acuosa no

acidificada (con un valor medio de 30 mg/día) que en la disolución ácida en sulfúrico (20,5 mg/día). El análisis de la concentración en bicarbonato confirma que la membrana permite, además, el paso de CO₂, lo que propicia la fijación de amonio en la solución control (agua no acidificada) por formación de bicarbonato amónico.

Referencias / Bibliografía:

- (1) Masse L, Masse DI, Pellerin Y, Dubreuil J, 2010, Osmotic pressure and substrate resistance during the concentration of manure nutrients by reverse osmosis membranes. *J. Membr. Sci.* 348, 28-33.
- (2) Kertesz S, Beszedes S, Laszlo Zs, Szabo G, Hodúr C, 2010, Nanofiltration and reverse osmosis of pig manure: comparison of results from vibratory and classical modules. *Desalination Water Treat.* 14 (1-3), 233-238.
- (3) Bonmati A, Flotats X, 2003, Air stripping of ammonia from pig slurry: characterization and feasibility as a pre-or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Manag.* 23, 261-272.
- (4) Milan Z, Sanchez E, Weiland P, de Las Pozas C, Borja R, Mayari R, Rovirosa N, 1997, Ammonia removal from anaerobically treated piggery manure by ion exchange in columns packed with homoionic zeolite. *Chem. Eng. J.* 66 (1), 65-71.
- (5) Uludag-Demirer S, Demirer GN, Chen S, 2005, Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. *Process Biochem.* 40, 3667-3674.
- (6) Garcia-González MC, Vanotti MB, 2015, Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: effect of waste strength and pH. *Waste Manag.* 38, 455-461.

RECOMENDACIONES Y HERRAMIENTAS PARA VIGILANCIA AMBIENTAL DE PROYECTOS DE REGADÍO

SAN SEBASTIÁN SAUTO; J. SÁNCHEZ SÁNCHEZ, M. P., VALLE VILA B.;
HIDALGO GARCÍA, M.

Grupo TRAGSA-SEPI. Madrid

Palabras clave: Regadíos, Evaluación de Impacto Ambiental, Programa de Vigilancia Ambiental, Ley 21/2013.

Resumen

La evaluación ambiental de los planes y proyectos de regadío, ya sean de ámbito estatal o autonómico, se ve afectada por su complejidad intrínseca de competencias e infraestructuras y la confusión de las funciones entre los actores implicados. En el artículo se proponen 22 recomendaciones para mejorar el proceso de evaluación de impacto ambiental (EIA) de las obras de riego, en especial en cuanto al seguimiento ambiental por parte de las administraciones públicas. Éstas se subdividen en cinco grupos: seguimiento de proyectos, mejora del procedimiento de EIA, aplicación práctica de los (Planes de Vigilancia Ambientales) PVAs, fases previas del PVA y vigilancia en explotación. Las herramientas incluidas abarcan desde aplicaciones informáticas a sistemas de trabajo, pasando por plantillas de informes, diseño de indicadores o metodologías más novedosas como la teledetección o los biomarcadores.

Introducción

Según el Real Decreto 401/2012, la Subdirección General de Regadíos y Economía del Agua (SGREA) del MAPAMA ejerce las competencias en regadío.

Por otro lado, el seguimiento del PVA de un proyecto sometido a EIA es un requerimiento de obligado cumplimiento contemplado en el art. 52 de la Ley 21/2013 (1).

De este modo, la Dirección General de Regadíos y Economía del Agua es la responsable del seguimiento de los proyectos de riego a nivel estatal. A nivel autonómico estaríamos hablando de Direcciones Generales incluidas en Consejerías de Agricultura con competencias análogas (2).

Materiales y Métodos

Para la elaboración de este artículo se ha utilizado la experiencia del Dpto. de Estudios y Consultoría acumulada en 53 proyectos de obras de regadío públicos (estatales y autonómicos). Son 20 años de experiencia basada en trabajos realizados entre 1997 y 2016. (Ver tabla 1).

Tabla 1. Proyectos y planes de regadío por CCAA y Organismos Estatales en los que Tragsatec ha participado desde 1997 a 2016. En blanco los PVA, en naranja los EsIA y en rojo PVA y EsIA

CCAA/ Admón	Proyecto	CCAA/ Admón	Proyecto /Plan
Andalucía	Benamargosa	Castilla -La Mancha	Castrejón
Andalucía	Carive	Castilla -La Mancha	Illana -Leganiel
Andalucía	Genil-Cabra	Castilla -La Mancha	Ampliación ZR de Priego (Cuenca)
Andalucía	Níjar	Castilla -La Mancha	Cáncarix Hellin
Andalucía	Entorno de Doñana	Castilla -La Mancha	Vega del Picazo
Andalucía	Poniente Almeriense	Castilla y León	Río Rojo -Berantevilla
Aragón	Canal del Cinca (3ª parte) y el Tormillo	Castilla y León	Canal de Tordesillas
Aragón	Monegros I (4º tramo)	Castilla y León	Riaño (Porma)
Aragón	Bárdenas II	Castilla y León	Riaño (Payuelos)
Aragón	Canal de Calanda -Alcañiz	Castilla y León	Las Cogotas -Río Adaja
Aragón	Monegros II	Castilla y León	La Armuña
Aragón	Canal del Flumen	Castilla y León	Riaza
Aragón	Canal de Aragón y Cataluña	Castilla y León	Presa sobre río Boedo
Aragón	Poleñino	Castilla y León	Presa sobre río Aranzuelo
Baleares	Artá	Castilla y León	Presas sobre el río Valdavia
Baleares	Capdepera	Castilla y León	Villafáfila
Baleares	Peguera	Extremadura	Centro de Extremadura
Baleares	San Francisco	Navarra	Canal de Navarra
Baleares	Santa Eulalia	La Rioja	Najerilla y Quel
Canarias	Capellán	La Rioja	Río Alhama
Canarias	Gran Rey	Murcia	San Víctor
Canarias	La Frontera	Valencia	Acequia Real del Júcar
Castilla -La Mancha	La Grajuela	Murcia	Plan Regadíos Murcia
Castilla -La Mancha	Barajas de Melo	MAPAMA	PNR H2008
Castilla -La Mancha	Balazote La Herrera	MAPAMA	PNR H2020
Castilla -La Mancha	Fuente Álamo	CH Guadiana	PEAG
Castilla -La Mancha	Río Calvache		

Resultados

Recomendaciones y herramientas

Se recogen aquí las 22 recomendaciones para incrementar la eficacia de la aplicación de la EIA a los proyectos públicos de riego. Se hace especial hincapié en los efectos de un PVA integral que sea capaz de aprovechar las sinergias de una buena coordinación entre instituciones, donde las competencias se complementen y los recursos se optimicen. Las propuestas se subdividen en cinco grupos: El esquema propuesto es el de plantear, ante un problema recurrente detectado en la EIA de regadíos, una recomendación práctica. Ésta se acompaña con un ejemplo de una herramienta que muchas veces ya está implementada o lo ha estado.

A) Seguimiento de proyectos

1. Sede electrónica en el Órgano Sustantivo.

Problema

Falta de fluidez en traslado de información y comunicación entre los actores implicados que agilice el procedimiento de EIA.

Recomendación

Facilitar el traslado de documentos técnicos adecuados declaración de impacto ambiental (DIA), diarios y cuadernos ambientales, pliegos, proyectos y presupuestos entre Subdirección General de Evaluación Ambiental (SGEA), órgano ambiental (OA), y Comunidades Autónomas (órgano sustantivo y promotores), SEIASA (promotor), TRAGSA (promotor y constructor), contratas (constructores) y comunidades de regantes (explotadores).

Herramienta

Centralización documental. Acceso a una aplicación en el OS correspondiente mediante claves y usuarios por actuaciones. Aplicación CEReS (Control y Evaluación de Regadíos Sostenibles).

2. EIA de proyectos reformados

Problema

Las DIAs/RIAs se corresponden con un proyecto definido tal y como se expuso en información pública (Convenio Aarhus). La ley contempla la aplicación de EIA al reformado si los cambios son significativos.

Recomendación

Los reformados de proyectos deben venir acompañados de un documento técnico ambiental que justifique que los cambios sufridos no implican nueva EIA, su envío al OA a través del OS y el visto bueno del OA (artículo 44 de Ley 21/2013).

Herramienta

Actualización de Seguimiento de Obras e Inversiones (SOI) (; bases de datos (BD) de seguimiento técnico económico de la SGREA y reformados mediante documentación accesible en la BD del PVA del OS.

3. Proyectos Ejecutados

Problema

Los proyectos dentro del Plan Nacional de Regadíos (3) evolucionan en el tiempo independientemente de su Declaración mediante reformados, complementarios, divisiones por fases, presupuestos y/o competencias dando lugar a indefiniciones de inversión y/o localización.

Recomendación

Aclaración en SOI del conjunto de fases e inversiones totales junto con publicación de perímetros y proyectos en formato SIG. Actualización de los diseñados a los ejecutados mediante Pliego de Condiciones Técnicas (PCT) antes de la entrega de la obra finalizada.

Herramienta

Incorporación de planta general (mapa) digital de actuaciones ejecutadas a CEReS y vinculado a SOI / SIGA (4) / BD similar en CCAA (5).



Figura 1. Reuniones de coordinación (Ej. CTM Comisión Técnica Mixta de Zona Regable Centro de Extremadura).



Figura 2. Remisión de información complementaria del EsIA antes de DIA.

B) Mejora del procedimiento de EIA

4. Coordinación entre Promotor, Órgano Sustantivo y Órgano Ambiental

Problema

Se solapan procedimientos administrativos repetitivos y redundantes.

Recomendación

Es necesario establecer un foro y un cronograma de procedimientos administrativos para regadíos que disminuyan solapes y agilicen fases.

Herramienta

Reuniones de coordinación entre Promotor-OS (SGREA/CCAA) y OA (SGCEA).

5. Actualización antes de DIA

Problema

Atención al exceso de estudios e informes previos en DIA.

Recomendación

No deberán emitirse declaraciones sin la información previa recogida en EsIAs y documentos ambientales (DAs) como para contar con los elementos de juicio suficientes (artículo 40.4). La realización de estudios previos suele quedar en un limbo de responsabilidad entre la DIA y el inicio de obra. Inclusión de respuestas a alegaciones en EsIA/DA finales y de éstas en proyecto definitivo (6) en SOI y SABIA.

Herramienta

Solicitud de información complementaria necesaria en la fase de evaluación correspondiente y nunca fuera de ella. Reducción al mínimo de estudios previos a fase de obras en DIAs.

6. PVA vs. Buenas Prácticas

Problema

Se incluyen en las DIAs/RIAs/IAs procedimientos ya reglados suficientemente por leyes ajenas a la EIA como residuos, patrimonio, buenas prácticas, Seguridad y Salud...

Recomendación

Vaciar los EsiA/DAs de información no vinculante con el proyecto concreto o medio ambiente local, refiriendo en las Declaraciones las leyes vigentes y vinculantes o los procedimientos reglados habituales por tipo de actuación (UNE, ISO 9000, 14000, guías).

Herramienta

Formación sobre sistemática de contenidos entre Responsables de diseño, obra, EIA y PVA. Conocimiento integral del procedimiento por parte de evaluadores, técnicos y regantes (7).

- **ACTUACIONES DE REGADÍO:** 339 actuaciones asociadas a 196 CCRR (176 de ellas con código). Sólo 38 actuaciones no tienen expediente en SABIA (anteriores a SABIA)
- **OFICIOS RELACIONADOS CON TRÁMITES AMBIENTALES:** Escaneadas 11.600 páginas correspondientes a 2.584 registros, de ellos 308 son BOEs, y los restantes 2.276 son oficios. Están asociadas a 347 actuaciones
- **BOLETINES DEL ESTADO:** Suman 269 registros

Procedimiento Ambiental	Nº de expediente SABIA
DIA	40
RIA	178
NP	15
Total finalizados	233
Pte DIA/Pte RIA	36
TOTAL	269

Figura 3. Registro documental SOI+CEReS +SABIA.

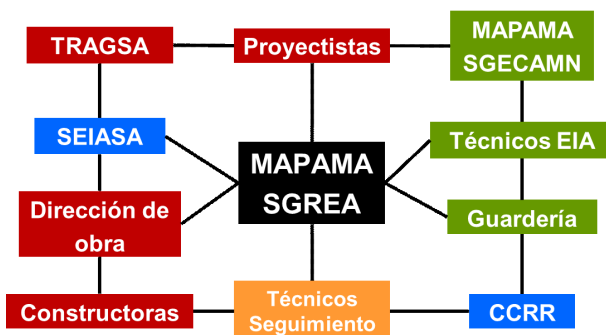


Figura 4. Apoyo directo a dirección de obras como dirección ambiental durante todo el procedimiento.

7. Coordinación documental OA-OS: SABIA-SOI

Problema

El Órgano Sustantivo es el responsable del cumplimiento del condicionado de la RIA/DIA/IA.

Recomendación

El OS debe contar con un sistema de control y evaluación de las actuaciones bajo su responsabilidad directa, compartida o delegada..

Herramienta

Aplicación con información de actuaciones propias de la SGREA y SEIASAs. Reflejo en SGCEA y en CCAA.

8. Coordinación desde el Órgano Sustantivo

Problema

La SGREA incorpora técnicos en diferentes fases y niveles de las actuaciones de regadío sin coordinación suficiente entre todos ellos.

Recomendación

Existen equipos dedicados al regadío en diseño, EIA, PVA, expropiaciones, transformación, mantenimiento, evaluación de ZR, Calidad y MA (8).

Herramienta

Coordinación integral desde la SGREA.

9. Apoyo de principio a fin de procedimiento

Problema

Las obras de regadío implican diferentes actores con atribuciones específicas según la fase y elemento de obra: promotores públicos y privados, OA y/o OS, ejecutores de obra y explotadores.

Recomendación

Las responsabilidades tienen que encontrarse claramente definidas por fases, responsables y partidas presupuestarias (9). Las Comisiones Técnicas Mixtas deberían ser puntos de referencia para Zonas Regables a largo plazo.

Herramienta

Dirección ambiental desde la emisión de DIA/RIA/IIA hasta fin de explotación.

10. Material de divulgación

Problema

Existe toda una serie de documentos y procedimientos reglados para ciertas medidas que no requieren de otras medidas o vigilancias paralelas a las legales vigentes y preexistentes (Redes de calidad agua, aire, residuos, guardería fluvial, forestal...).

Recomendación

Formación e información sobre procedimientos y documentación acreditativa para medidas y vigilancia específicas como vías pecuarias, arqueología, descuajes, expropiaciones, líneas eléctricas...

Herramienta

Divulgación mediante publicación de cursos, artículos y guías (10, 11) sobre medio ambiente y regadíos.

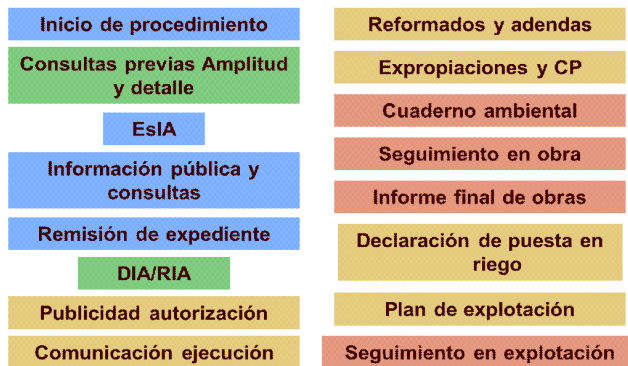


Figura 5. Dirección ambiental obra en OS-OA y en explotación (actuaciones) en OS-Medio Natural (Factores del medio).



Figura 6. Divulgación: Cursos, Artículos y guías del PVA.

C) Fases previas del PVA

11. PVA completo: EsIA+DIA / DA+IIA

Problema

Las DIAs/RIAs/IIAs son resúmenes de documentos técnicos (EsIA/DA) de índole ambiental y sobre proyectos. No pueden constituir el documento guía pero suelen contener medidas adicionales.

Recomendación

Del mismo modo que no se ejecuta el proyecto a partir de la información resumida de la DIA/RIA/IIA, es preciso de forma análoga contar con un EsIA/DA como documento técnico de ejecución. Si no se redacta un reformado de proyecto o EsIA tras la DIA, sí se debe repasar esta última para comprobar esas posibles medidas adicionales.

Herramienta

Redacción de fichas con todas las medidas.

12. Desglose por fases, elementos y actuación

Problema

Los EsIA se plantean con criterios de base ambiental (medidas preventivas, correctoras, compensatorias), mientras que los proyectos se desarrollan por fases y actuaciones constructivas.

Recomendación

Los contenidos de los DIAs/RIAs/IIAs deben traducirse en forma de medidas ambientales y de vigilancia (12) a desarrollar en la actuación por cada responsable en el tiempo y tipo de tarea que ejecuta y no por sus efectos ecológicos ajenos al constructor.

Herramienta

Fichas con fases, elementos y actuaciones adaptadas al responsable de cada actuación.

13. Presupuesto y cronograma del PVA

Problema

El promotor debe ejecutar el PVA y por tanto financiarlo. Las medidas se dividen en presupuestables y no presupuestables.

Recomendación

Las primeras deben ir especificadas en presupuesto del proyecto y las segundas en Pliegos de Prescripciones Técnicas, Planes de Seguridad y Salud, Gestión de residuos, Cronograma... (13).

Herramienta

Comprobación del traslado de medidas de la DIA/RIA a presupuesto, prescripciones y cronograma.



Figura 7. Recopilación de información técnica y ambiental para ejecutar el PVA.

Proyecto	Equipos	Frecuencia
PVA (2004-2009)	4*2 técnicos	Semestral/anual
Riaza (2010-2011)	1*2 técnicos	Mensual
Valdavia (2011-2012)	2*2 técnicos	Bisemanal

Figura 7. Equipos de PVA con diferente frecuencia.R

14. Adjudicación de responsabilidades

Problema

Ciertos temas no están definidos en proyecto, pero antes de iniciarse la obra han de solucionarse. Además, gestores y responsables de obra acusan de ciertos incumplimientos a contratistas y subcontratistas.

Recomendación

Las responsabilidades ambientales durante las obras se diluyen entre directores, jefes, capataces y técnicos según fases y escalas sin conocimiento preciso de las primeras (14). Consideración de la fase pre-operativa: expropiaciones, Concentración Parcelaria, instalaciones auxiliares.

Herramienta

Entrega de requisitos ambientales en Cuaderno Ambiental (15) a todos los responsables de obras y procedimientos. Informe del PVA previo sobre instalaciones auxiliares y áreas de exclusión.

D) Aplicación práctica de PVA

15. Equipos técnicos y frecuencias de muestreo

Problema

Las DIA/RIA/IIA contemplan medidas que implican seguimiento continuo independientemente de la actuación o de la escala del proyecto.

Recomendación

La dirección ambiental debe incorporarse como unidad a los grandes proyectos de transformación, pero no son asumibles por pequeñas obras, sobre todo de Consolidación y Mejora (16).

Herramienta

Equipos volantes de Seguimiento ambiental del promotor público.

16. Cumplimiento y valoración contrastable

Problema

Las DIAs son vinculantes. Todo lo que se incluye en un EsIA/DA es una obligación legal de la autorización.

Recomendación

No deben existir recomendaciones, ni tiempos condicionales, ni indefiniciones. Se deben completar con el qué, quién, cuándo, dónde, cuánto y cómo (17). Artículo 52.

Herramienta

Fichas con medida, responsable, frecuencia, lugar, presupuesto, umbrales y metodología definida.

17. Certificación documental.

Problema

No existen evidencias objetivas del cumplimiento de ciertas medidas no físicas, temporales, revisiones e inspecciones visuales o cronogramas.

Recomendación

Frente a declaraciones juradas de jefes de obra es preferible contar con documentación objetiva que, aunque no pueda verificar un cumplimiento, si pueda certificar la inexistencia de impactos residuales (18).

Herramienta

Certificación mediante fotos fechadas y georreferenciadas.

E) PVA de explotación

18. Fichas tipo para explotación

Problema

Insuficiencia o desequilibrio en el contenido de las medidas y PVA de explotación de actuaciones de regadío de diferentes DIAs/RIAs/IIAs.

Recomendación

Inclusión mínima de sistemas de control de cantidad y calidad de las aguas y suelos, gestión de residuos, mantenimiento de exclusiones y cumplimiento de Convenios y Directivas (19).

Herramienta

Diseño de fichas-tipo para PVA en explotación.

19. Coordinación de actores

Problema

Las CCRR son las explotadoras de las actuaciones pese a la carencia de técnicos, presupuestos y controles por parte de las autoridades.

Recomendación

Necesidad de un Programa de Vigilancia Ambiental para grandes zonas regables demasiado antiguas para EIA (20). Artículo 41 (Comisiones de seguimiento).

Herramienta

Programa de seguimiento de explotación a nivel estatal coordinado con las CCAA.

20. Auditorías Ambientales durante explotación

Problema

Las SEIASAs incluyen en sus estatutos que las infraestructuras son de su propiedad y responsabilidad durante 50 años.

Recomendación

Inclusión de las medidas ambientales y PVA de explotación en los convenios con CCRR y en los Planes de Explotación (21).

Herramienta

Auditorías ambientales anuales sistemáticas a CCRR modernizadas.

21. Biomarcadores y biomarcadores del regadío

Problema

Problema de impactos graves a largo plazo por evolución de las transformaciones del suelo y bioacumulación de agroquímicos.

Recomendación

Seguimiento de efectos a largo plazo y otros complejos y difusos en un medio abierto con implicaciones en el propio regadío y en el entorno .

Herramienta

Teledetección (22) y biomarcadores (23) en grandes zonas regables.

22. Indicadores de sostenibilidad del regadío

Problema

Existe una inmensa cantidad de proyectos con DIA sin vigilancia efectiva, finalizados y ya en explotación, superando el ámbito de la vigente ley EIA.

Recomendación

Establecimiento de criterios de sostenibilidad de las actuaciones basados en objetivos estratégicos y datos existentes a nivel estatal (24).

Herramienta

Evaluación de regadíos mediante indicadores de sostenibilidad.

Conclusiones

Los hechos demuestran que las herramientas y propuestas son sólidas y viables pero requieren fundamentalmente de coordinación e información pública.

Referencias / Bibliografía

- (1) Lozano B, 2013. Ley 21/2013, de evaluación ambiental: visión general y esquema de las novedades procedimentales. *Noticias Breves*. Diciembre. Gómez-Acebo & Pombo.
- (2) MAGRAMA, 2015. Encuesta sobre Superficies y rendimientos (ESYRCE). Secretaría General técnica. Subdirección General de Estadística N.I.P.O.: 280-15-015-2 (http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/novedades/regadios2015_tcm7-404816.pdf)
- (3) MAPA, 2001a. Plan Nacional de Regadíos H-2008. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid <http://www.mapa.es/es/desarrollo/pags/pnr/principal.htm>.
- (4) MAPAMA, 2017. Sistema de Información Geográfica de Datos Agrarios (SIGA). <http://sig.mapama.es/siga/>
- (5) Junta de Andalucía, 2008. Inventario y Caracterización de los Regadíos de Andalucía. Distritos Mediterráneos y Atlánticos. Consejería Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Sevilla.
- (6) Calvo López E, 2001. Proyecto modificado de precios e incorporación de las condiciones impuestas por la declaración de impacto ambiental del proyecto de azud de derivación y conducción principal de la zona regable del Río Adaja (Ávila). Eyser Estudios y Servicios SA, Valladolid.
- (7) Hidalgo M et al, 2008. Formación e información al agricultor: Una propuesta metodológica. XXVI Congreso Nacional de Riego. AERYD-CERYD, Huesca (Aragón).
- (8) MAPA, 2001b Programa de Vigilancia Ambiental del Plan Nacional de Regadíos Horizonte-2008. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

- (9) Abadía P, 2007. Vigilancia ambiental en Aragón. Comunicación en las III Jornadas Técnicas sobre Evaluación de Impacto Ambiental en los Regadíos Públicos (CENTER). San Fernando de Henares, Madrid.
- (10) Ajo MJ et al, 2004. “Guía sobre documentación Ambiental para proyectos de modernización y mejora de Regadíos. Dirección: A. Barbero. MAPA, Secretaría Gral. Técnica, Madrid.
- (11) San Sebastián J et al (2007) “Guía sobre Evaluación de Impacto Ambiental de Proyectos de Regadío. Dirección: A. Barbero. MAPA, Secretaría Gral. Técnica. Madrid ISBN. 978-84-491-0742-9.
- (12) Ideas Medioambientales, 2007. Instalación de riego de apoyo para cultivos leñosos en el término municipal de Fuente Álamo (Albacete): informe de situación. Promotor SAT Las Colleras, Albacete.
- (13) Camazón V, 2006. Plan de seguimiento y vigilancia ambiental. SAT 162 CM La Risquilla, Pozoamargo, Cuenca.
- (14) Artiz I, 2007. Informe Vigilancia Ambiental Fase 1 Zona Regable del Canal de Navarra Sector II-1. AGUACANAL, Pamplona.
- (15) Sanz A, 2007. Seguimiento ambiental de obras de regadío en Navarra. Comunicación en XXV Congreso Nacional de Riegos. AERYD-CERYD, Pamplona.
- (16) San Sebastián J, 2008. Los programas de seguimiento ambiental como herramienta para la sostenibilidad del regadío. *Ecosostenible*, Nº. 41, pags. 4-14 ISSN 1699-3942.
- (17) San Sebastián J et al, 2008. Documentación para seguimiento ambiental de proyectos de regadíos con DIA en fase de diseño y transformación. XXVI Congreso Nacional de Regadíos. AERYD-CERYD, Huesca.
- (18) San Sebastián J et al, 2004. Diseño de seguimiento ambiental en la ejecución de proyectos de regadío. XXII Congreso Nacional de Regadíos. AERYD-CERYD, Logroño.
- (19) Valdés I et al 2006. Seguimiento y vigilancia de las Zonas Regables contra la contaminación por nitratos de origen agrario. XXIV Congreso Nacional de Regadíos. AERYD-CERYD, Lugo.
- (20) Aguilar M et al 2005. Ejecución de programas de vigilancia ambiental en espacios protegidos y ámbitos de especial fragilidad. III Congreso Nacional de EIA, Pamplona.
- (21) L’Auca, 2005. Control y Seguimiento de fauna del plan de vigilancia ambiental del plan coordinado de obras del modificado del a 1ª parte, 2ª fase (sectores VIII-A y IX-A), y de la 2ª parte, 1ª fase (sectores XI-A y

XIII-A) y del plan coordinado de obras de a 3ª parte-1ª fase (sectores VI, VII, XVII, XVIII, XIX, XX, XXI Y XXII) de la zona regable de Monegros II. Fase construcción. SIRASA, Gobierno de Aragón, Zaragoza.

- (22) Valdés I et al 2006b. Desarrollo de un servicio experimental de teledetección en los riegos del Porma (León) para el cálculo ajustado de necesidades hídricas y mejora en la gestión del regadío. XXXIV Congreso Nacional de Riegos AERYD-CERYD, Sevilla.
- (23) Rodríguez Gillet J al, 2013. Development of cost-effective strategies for environmental monitoring of irrigated areas in Mediterranean regions: Traditional and new approaches in a changing world. *Agriculture, Ecosystems and Environment* N. 1, 181:41-49.
- (24) San Sebastián J et al, 2006. La gestión del agua en el regadío: indicadores agroambientales del agua en el PVA. Comunicación en Jornadas Técnicas sobre Gestión integral de los recursos y los servicios del ciclo del agua. VIII Congreso Nacional de Medio Ambiente, Madrid.

DOCENCIA UNIVERSITARIA DE LA EVALUACIÓN AMBIENTAL CON LA METODOLOGÍA DE APRENDIZAJE BASADO EN PROYECTOS

PEÑA-RODRIGUEZ, C; MARZO F.F.

*Dpto. Ingeniería Química y del Medio Ambiente. Escuela de Ingeniería de Gipuzkoa.
Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU)
Pza. Europa 1, 20018 Donostia-San Sebastián*

Palabras clave: Estudio de impacto ambiental, Aprendizaje basado en proyectos, Ingeniería Ambiental, Ingeniería Civil.

Resumen

La asignatura de Ingeniería Ambiental que se imparte en el Grado de Ingeniería Civil de la Escuela de Ingeniería de Gipuzkoa (Universidad del País Vasco), tiene como competencia específica “la capacidad para aplicar metodologías de estudios y evaluaciones de impacto ambiental”. Para ello, se ha diseñado dicha asignatura utilizando la metodología de Aprendizaje Basado en Proyectos. Al comienzo del curso, los estudiantes definen un proyecto de obra civil, incluyendo la ubicación y las acciones relativas a la obra. Ese es precisamente el proyecto objeto del estudio de impacto ambiental que desarrollan a lo largo de las 15 semanas en las que se imparte la asignatura, y que además es el hilo conductor para el desarrollo de otras competencias relativas a los impactos que el proyecto pueda generar sobre la atmósfera, agua, suelo, así como su impacto acústico. El estudio de impacto ambiental se va desarrollando en distintas fases que resultan en entregables que son revisados por el docente, y que permiten hacer un seguimiento tanto del desarrollo del proyecto como de los conceptos que deben ser revisados en el aula. Los docentes van guiando al estudiante en cada una de las fases del estudio a través de actividades que incluyen el análisis de textos técnicos y normativa medioambiental, conferencias de expertos y la realización de un juego de rol para analizar el procedimiento administrativo que recoge la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental, entre otras.

Tanto los resultados académicos como las encuestas que los estudiantes realizan para evaluar la docencia, indican que este método es adecuado para el desarrollo de los objetivos de aprendizaje relativos a la misma,

favoreciendo el trabajo en equipo y el pensamiento crítico en la toma de decisiones, fundamentales en su futuro profesional.

Introducción

La UPV/EHU ha desarrollado un modelo educativo propio IKD (*Ikaskuntza Kooperatibo eta Dinamikoa*, Educación Cooperativa y Dinámica), en el que los estudiantes son los dueños de su aprendizaje y son formados de una forma integral, flexible y adaptada a las necesidades de la sociedad, desarrollando actividades de manera cooperativa e inclusiva (1). En este sentido, además de las actividades de formación de profesorado en metodologías que permitan alcanzar dichos objetivos, desde diversos Vicerrectorados de la UPV/EHU se están impulsando otros programas (Campus Bizia Lab, IKD Gazte, Plataforma Innovación *Ocean*) (2-4) en los que se desarrollan diversas actividades inter- y trans-disciplinares con expertos de Personal de Administración y Servicios de la UPV/EHU o profesionales del sector correspondiente al caso en el que trabajan. De esta forma la alumna o el alumno se acerca al mundo profesional, desarrollando además de competencias específicas del grado que cursan, competencias transversales como la autonomía para aprender, tomar decisiones en torno a una situación real, establecer relaciones entre teoría y práctica y la capacidad de argumentar los contenidos teóricos.

Con el objetivo de adaptar los contenidos curriculares a este nuevo contexto, los autores de este trabajo participaron durante los cursos lectivos 2012-2013 y 2013-2014 en el programa ERAGIN de la UPV-EHU, orientado a la formación del profesorado en metodologías activas. Como resultado de este proceso de aprendizaje, se aplicó la metodología de Aprendizaje Basada en Proyectos a la asignatura de Ingeniería Ambiental, que se imparte en el Grado de Ingeniería Civil de la Escuela de Ingeniería de Gipuzkoa. En torno a la competencia específica de esta signatura, “la capacidad para aplicar metodologías de estudios y evaluaciones de impacto ambiental”, se estructuró un proyecto docente, que se puso en marcha en el curso lectivo 2014-2015, lo que supone un total de 80 estudiantes. En este trabajo se presentan las líneas generales de actuación de dicho proyecto.

Material y Métodos

Para el desarrollo de los objetivos de aprendizaje, la asignatura se ha diseñado utilizando como eje central el desarrollo de un proyecto que incluye las características que engloba el Aprendizaje Basado en Proyectos (5). Los docentes han diseñado un cuaderno docente y un cuaderno del estudiante

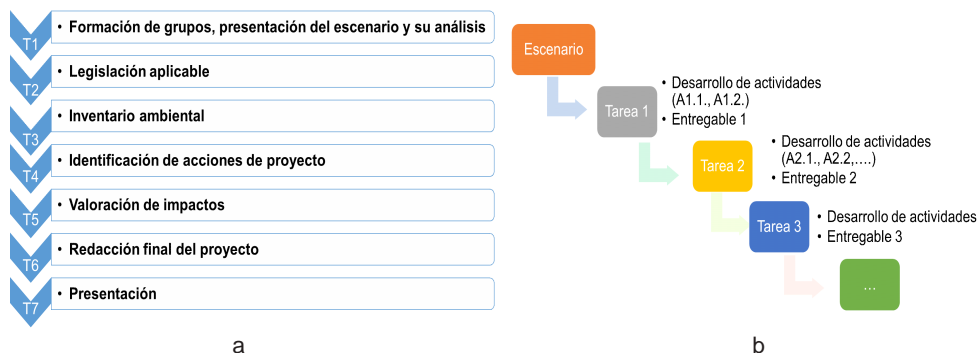
que les sirve de guía para la asignatura (6). En dichos documentos se incluyen las preguntas guía que van a permitir al estudiantado acercarse al tema a tratar en esa fase, además de tareas que se van desarrollando para que tengan las capacidades necesarias para cumplir los objetivos fijados para dicha parte. Se han definido igualmente rúbricas para la evaluación de los entregables que van desarrollando a lo largo de la asignatura y que conformarán finalmente un Estudio de Impacto Ambiental. Para el desarrollo del proyecto, la asignatura arranca con una lectura realizada con la técnica de puzle de textos relativos a la Ingeniería Civil y el medio ambiente y la sostenibilidad (7-9). Tras el análisis de dichos textos se les presenta el escenario del proyecto que desarrollarán durante las 15 semanas de duración del curso y supone un 80 % del total de horas de la asignatura (tanto presencial como no presencial). Concretamente el escenario es el siguiente:

¿Qué impacto ambiental tiene la ejecución, explotación y derribo de una obra?

Selecciona una obra de Ingeniería Civil y desarrolla en 15 semanas el Estudio de Impacto Ambiental necesario (lo tendrás que comprobar en la ley relativa a Evaluación ambiental Ley 21/2013).

*Trabajas en una empresa de servicios técnicos de ingeniería y has ganado el concurso público para **la construcción de una infraestructura**. La planificación conjunta que habéis diseñado para la preparación de la documentación indica que es responsabilidad de tu equipo preparar un informe preliminar que debes enviar al asesor dentro de **15 semanas**. En dicho **informe se debe incluir el estudio de impacto ambiental de la infraestructura en función de la localización de la misma**. **Corresponderá a tu equipo determinar dicha localización y el tipo de infraestructura a construir**. Teniendo en cuenta la experiencia del equipo humano de tu consultoría, se ha previsto que trabajéis **tres personas** en el proyecto para que os distribuyáis el trabajo y seáis más eficientes.*

A partir de dicho momento se van desarrollando distintas tareas (esquema 1a) realizando para ello distintas actividades que van acercando al alumnado al objetivo de aprendizaje asignado a cada una de las tareas (esquema 2a). Al finalizar cada una de las tareas se realiza el *feedback* a través de la revisión de los entregables realizados por el alumnado, además de las actividades y exámenes de mínimos que realizan. El cuaderno del estudiante se va entregando por etapas, según van desarrollando las diferentes partes que incluye el estudio de impacto ambiental que desarrollan.



Esquema 1. Desarrollo del proyecto. a) Tareas que incluye el proyecto; b) Resumen de la metodología.

Para analizar la opinión del estudiantado sobre la metodología y su proceso de aprendizaje se han utilizado las Encuestas de Opinión al alumnado que el Vicerrectorado de Innovación y Calidad Docente de la UPV/EHU realiza en todos los grupos de estudiantes para que indiquen valorando de 0 a 5 diversos 25 ítems sobre cómo perciben la relación con el desempeño docente en el aula (10). Los informes se remiten a los docentes, lo que permite ir adaptando la asignatura teniendo en cuenta también la percepción del estudiantado. Esta encuesta es un instrumento reconocido en todos los ámbitos de la docencia universitaria como necesario, válido y acreditado a nivel nacional e internacional. Los valores obtenidos deben ser analizados con una serie de variables contextuales (tipo de asignatura, número de alumnos/as, motivación de los alumnos/as, etc.), situacionales, personales y organizativas que inciden en la actuación docente de cada profesor y profesora. Los resultados de esta encuesta de opinión se incluyen en los procesos internos de calidad de los centros así como en la renovación de la acreditación de las titulaciones.

Resultados

El proyecto es el hilo conductor del temario y los objetivos de aprendizaje se van desarrollando a medida que dichos conocimientos son requeridos para resolver los entregables, resultado de cada una de las tareas. Además, los estudiantes de este grado tienen incluidas en su plan de estudios diversas asignaturas que pueden estar relacionadas con el proyecto a realizar en función de la selección que realicen los grupos de trabajo: Abastecimiento y Saneamiento de aguas Hidrología superficial y subterránea, Procedimientos de construcción, Puertos y obras marítimas, Servicios urbanos. En el caso

de que la obra elegida fuera por ejemplo la construcción de una Estación depuradora de aguas residuales, dado que la asignatura de Abastecimiento y Saneamiento de aguas la cursan el primer parcial del tercer curso, al empezar con la asignatura de Ingeniería Ambiental, objeto de este proyecto, tienen nociones sobre la necesidad de depuración de aguas residuales, aunque desde el punto de vista del transporte de dicho agua. Con la asignatura de Ingeniería Ambiental analizan, entre otros contenidos, las características físico-químicas del agua y el proceso de depuración en sí mismo, así como la legislación en materia de calidad de agua de vertidos. En el curso 2015/2016 por ejemplo, uno de los grupos seleccionó como objeto del proyecto la obra de construcción del Puerto de Pasajes, basándose para toda la parte de construcción en los conocimientos adquiridos en la asignatura de Puertos y Obras marítimas.

Durante el desarrollo del proyecto el estudiante está constantemente frente a una situación real, favoreciendo así un aprendizaje más cercano a su futuro profesional, y alcanzando los objetivos de aprendizaje de manera más global y menos fragmentada. La consecuencia directa en el aula es que las clases magistrales se reducen en un 70% y los y las estudiantes pasan a ser actores activos (imagen 1) y responsables de su formación, lo que se ve reflejado en su asistencia diaria a las clases presenciales.



Imagen 1. Estudiantes desarrollando distintas actividades. a) Actividad tipo puzle, puesta en común de textos para la contextualización de la asignatura. b) Identificación de los objetivos de aprendizaje implícitos en el proyecto; c) Juego de Rol enmarcado en la aplicación del proceso de Ley 21/2013 de Impacto Ambiental.

Las encuestas de opinión realizadas indican que la metodología utilizada favorece el desarrollo de la asignatura. En la figura 1 se puede observar que las encuestas relativas a la asignatura obtuvo en el curso 2015/2016 valoraciones 1 punto por encima del valor medio de las asignaturas del curso, que ya se encuentran en valores superiores a 3. Este resultado es similar para otros cursos académicos y en comparaciones con el grado. Se puede destacar que los estudiantes valoran muy positivamente la relación entre la

modalidad de enseñanza-aprendizaje y la naturaleza de la asignatura (ítem 2.3a), así como que las actividades prácticas propuestas facilitan el aprendizaje de los contenidos teóricos y viceversa (ítem 2.5), y destacan que favorece el trabajo en equipo (ítem 2.8).

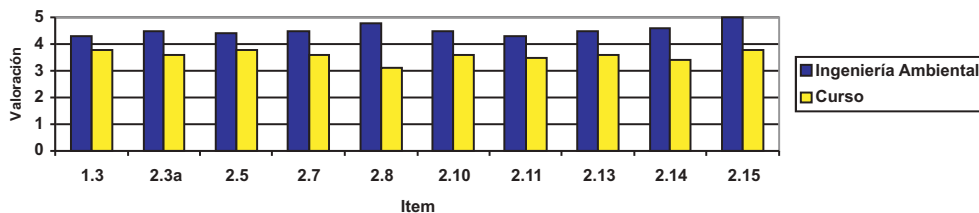


Figura 1. Comparativa de la valoración del estudiantado sobre la docencia de la asignatura de Ingeniería Ambiental y la media de todas las asignaturas del curso. Los números de los ítems presentados corresponden a los utilizados en la encuesta [10].

Discusión y Conclusiones

El desarrollo de la asignatura a través de estos proyectos abiertos permite a los estudiantes trabajar integrando los conocimientos de Ingeniería Ambiental a los adquiridos en otras asignaturas, alcanzando por tanto un desarrollo de competencias más interconectado.

La estrategia planteada permite a los estudiantes adquirir competencias relacionadas con la planificación, el desarrollo de estrategias y la resolución de problemas. Esta forma de desarrollar la asignatura resulta más atractiva para el estudiantado ya que analizan una obra que seleccionan en el grupo de trabajo, lo que hace que se impliquen más en el proyecto y traten de resolverlo por interés propio. Al plantearles la pregunta guía: ¿cuál es el impacto ambiental de una obra? habitualmente lo relacionan con obras civiles del entorno que generan polémica social, como la construcción del tren de alta velocidad en el País Vasco o la planta de valorización energética (Zubieta, Gipuzkoa). En el caso de obras reales, es habitual que utilicen como documento de consulta el estudio de impacto ambiental oficial, en cuyo caso deberán analizarlo y contrastar con otras fuentes. La metodología de aprendizaje basado en proyectos es una herramienta muy adecuada para que el estudiantado adquiera las competencias relativas a los estudios de impacto ambiental. En el caso de los estudiantes del Grado de Ingeniería Civil, dichos estudios se trabajan desde el punto de vista de la obra civil siendo aplicados a proyectos habitualmente incluidos en el anexo I de la Ley

21/2013. Además, dado que se trata de proyectos, y no planes o programas, la asignatura analiza fundamentalmente la Evaluación de Impacto Ambiental, descrita en el Capítulo II de la citada Ley.

Al finalizar el proyecto el estudiantado presenta identifica aquellas obras que requieren evaluación de impacto ambiental, conoce los distintos procedimientos administrativos que se incluyen en la Ley 21/2013 (evaluación ambiental de proyectos, planes y programas). Realizan el inventario ambiental, lo que les permite identificar los vectores que pueden verse afectados por una intervención, y que por tanto deben tener en cuenta en su futuro profesional. Utilizan además distintos métodos de evaluación de los impactos a partir de las acciones del proyecto. Por ello, están capacitados para participar en el desarrollo de Estudios de Impacto Ambiental, además de comprender su necesidad para el desarrollo sostenible que se espera sea pilar fundamental en su futuro profesional.

Agradecimientos: Vicerrectorado de Estudiantes, Empleo y Responsabilidad Social de la UPV/EHU y Gobierno Vasco / Eusko Jaurlaritza.

Referencias / Bibliografía

- (1) UPV/EHU, S. d. (s.f.). Servicio de Asesoramiento Educativo UPV/EHU. IKD Aprendizaje Cooperativo y Dinámico. <http://www.ehu.es/es/web/sae-helaz/ikd>.
- (2) UPV/EHU. Campus Bizia Lab <http://www.ehu.es/es/web/iraunkortasuna/campus-bizia-lab>
- (3) UPV/EHU. IKD Gazte <https://ikdgazte.wordpress.com/>
- (4) EHU. Euskampus. <http://euskampus.ehu.es/plataforma-innovacion-oceano/>
- (5) Jonassen D. H., Hung W. 2008 “All Problems are Not Equal: Implications for Problem-Based Learning”. *The Interdisciplinary Journal of Problem-based Learning*, 2.2): 6-28 <http://dx.doi.org/10.7771/1541-5015.1080>
- (6) C. Peña-Rodríguez, Florencio Fernández. ¿Qué impacto ambiental tiene el tratamiento del agua residual de una localidad?. IKD baliabideak. Vicerrectorado de Grados e Innovación (UPV/EHU). UPV/EHU. ISBN: 2254-9153 (2014) <http://cvb.ehu.es/ikd-baliabideak/pena-08-2014.htm>
- (7) Pellicer Armiñana, E., Serón Gáñez J.B. 2002. El Proyecto de Ingeniería Civil y el Medio Ambiente. I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Madrid. 1379-1390

- (8) García de Durango. 2002. Contribución de la Ingeniería Civil al Desarrollo Sostenible. Presente y futuro. I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Madrid. 103-113.
- (9) Boletín Informativo del Instituto Nacional de Estadística. Medio Ambiente. Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2/2012
- (10) UPV/EHU. Servicio de Asesoramiento Educativo. http://www.ehu.es/documents/1882427/1952726/cuestionario_grado_es.pdf

REPERCUSIONES DEL IMPACTO AMBIENTAL EDÁFICO DE DIFERENTES GESTIONES AGRÍCOLAS SOBRE EL EJE PRODUCCIÓN-RENTABILIDAD-CONSERVACIÓN DEL SISTEMA DE OLIVAR DE ESTEPA (ANDALUCÍA, ESPAÑA)

RODRÍGUEZ SOUSA, A.A.¹; RESCIA PERAZZO¹, A.J.;
BARANDICA FERNÁNDEZ, J.M.¹

¹ *Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid, C/ José Antonio Nováis 2, 28040 Madrid, España.*

Palabras clave: Erosión, Impacto socio-ambiental, Modelización.

Resumen

Los sistemas de olivar conforman uno de los sistemas agrícolas más importantes en España, principalmente en Andalucía, donde su multifuncionalidad les confiere una alta prioridad para su conservación. Estos sistemas han presentado, tradicionalmente, una gestión extensiva con bajo impacto ambiental, no obstante, en las últimas décadas, debido al éxodo rural y a la entrada en vigor de la Política Agraria Común, se han visto inmersos en una situación de escasa rentabilidad, optándose por su abandono o la intensificación de sus prácticas agrícolas. Ambas medidas conllevan impactos socio-ambientales notorios, particularmente la intensificación agraria da lugar a una mayor erosión edáfica, lo que provoca una pérdida progresiva de suelo que afecta negativamente a la producción olivarera y a su rentabilidad. En el presente trabajo se emplearon modelizaciones simuladas para analizar la sostenibilidad de la Denominación de Origen Protegida Estepa, en Andalucía, en función de la olivicultura empleada, considerando a la erosión como factor condicionante de la producción. Los resultados mostraron que las prácticas de intensificación presentaban una menor sostenibilidad a largo plazo que otras gestiones, al ocasionar una mayor erosión con pérdida de la capa fértil del suelo, provocando esto un mayor abandono de hectáreas cultivadas por su escasa rentabilidad. En cambio, la correcta combinación de prácticas agrícolas intensivas, integradas y ecológicas supuso una opción sostenible por la reducción del impacto ambiental y por hacer posible la rentabilidad de la explotación. Los modelos evaluados representan los perjuicios ambientales derivados de la

intensificación agrícola, poniendo de manifiesto la importancia de emplear alternativas de gestión de tipo conservacionista en la Comarca de Estepa para garantizar su sostenibilidad a largo plazo.

Introducción

En las últimas décadas, el desplazamiento de la población rural al medio urbano debido al proceso de industrialización junto a la entrada en vigor en 1962 de la Política Agraria Común (PAC) con la finalidad de incrementar la productividad agrícola han conducido a las economías rurales a una situación vulnerable por su escasa rentabilidad (1). En la Península Ibérica esta situación afectó particularmente a los sistemas multifuncionales de olivar debido a su amplia superficie y su relevancia socioeconómica y cultural (2), cuyas prácticas agrícolas se vieron intensificadas para incrementar los beneficios o se abandonaron produciéndose el cese de los cultivos (3). Ambas medidas presentan efectos multidimensionales, afectando la estabilidad de los olivares como sistemas socio-ecológicos y causando impactos tanto de carácter ambiental como social (4). Mientras que el abandono ocasiona un aumento de biomasa y matorralización del territorio incrementando el riesgo de incendios y altera el régimen de ingresos y la estabilidad social de los agricultores (4, 5), la intensificación de las gestiones olivareras incrementan la productividad agrícola aumentando los ingresos a costa de perjuicios ambientales, tales como el incremento de contaminación difusa y la erosión edáfica causando la pérdida del horizonte fértil del suelo (6), factor que a largo plazo merma la rentabilidad agraria ocasionando un abandono a gran escala del territorio. Estos hechos manifiestan la necesidad de un análisis cuantitativo de los agrosistemas de olivar para establecer alternativas de gestión que minimicen las consecuencias de los impactos ambientales y sociales derivados del abandono y la intensificación, garantizando su sostenibilidad.

Material y Métodos

Se estudió como caso particular la explotación olivarera de Estepa, en Andalucía, España, bajo la Denominación de Origen Protegida (DOP) del mismo nombre (7), mediante el diseño e implementación de un modelo de simulación dinámico construido a través del software Stella versión 9.1.4. Dicha comarca cuenta con casi 40.000 hectáreas de olivar más otras 20.000 hectáreas correspondientes a otros usos agrícolas y relictos de vegetación (8).

Supuestos principales del modelo sobre la dinámica de gestión del olivar:

Las consideraciones principales del modelo dinámico para la generación de escenarios fueron:

- ❖ Se consideraron las oliviculturas integrada, con empleo de riego y fertilizantes de forma regulada, intensiva y superintensiva, diferenciándose en la densidad de plantación y presentando ambas tiempos de vida útil de 40 y 12 años, tiempo en el cual se pierde por completo la fertilidad del suelo siendo inviable su cultivo (9), y ecológica, en la que se emplean compuestos de tipo orgánico aprobados por la Comisión Europea.
- ❖ Los datos implementados en el modelo son los documentados en la bibliografía, y se mantendrán invariables durante la simulación.
- ❖ El rendimiento medio de una hectárea de olivar tradicional de secano se sitúa entre 1500-4000 kg de aceitunas/año (10), abandonándose el cultivo por debajo de éste.
- ❖ Por efecto de la erosión la productividad del cultivo decae de forma exponencial en el tiempo a causa de una relación lineal entre la pérdida de suelo y el nivel de producción (11).
- ❖ Al inicio de la simulación el estado erosivo de las parcelas es 0 (supuesto conservativo).
- ❖ No se encuentra documentada ninguna actividad de recuperación de hectáreas abandonadas para la DOP Estepa, por lo que se asume un abandono permanente. Las vecerías en dicha Comarca han sido eliminadas por factores como la recogida temprana y la gestión integrada.
- ❖ Se asumió que la PAC subvencionaría actualmente cualquier tipo de olivicultura a raíz de sus últimas modificaciones en las que se considera al olivar como cultivo leñoso ancestral (12). Esto se mantendrá constante durante el periodo simulado.
- ❖ El tiempo de simulación empleado fue de 50 años, período muy amplio pero necesario para evaluar los impactos de las distintas oliviculturas y sus repercusiones sociales y económicas.

Calibración del modelo:

Partiendo de las 39.643 hectáreas olivareras correspondientes a la Comarca de Estepa se caracterizaron diferentes oliviculturas evaluando sus impactos económicos y ambientales (6). Cabe destacar que para la obtención de un litro de aceite de oliva son necesarios cinco kilogramos de aceituna. Por otra

parte, la cuantía de la subvención de la PAC manejada en el modelo es de 1,05€/litro de aceite. Los datos en cuanto a producción, gastos por explotación y precio de venta del aceite de las distintas gestiones planteadas se obtuvieron a partir de informes técnicos (9; 13):

Tabla 1. Producción (kg aceituna/año), precio de venta del aceite (€/litro) y gastos anuales (€/hectárea cultivada) de las gestiones olivareras integrada, intensiva, superintensiva y ecológica.

	Gestión integrada	Gestión intensiva	Gestión superintensiva	Gestión ecológica
Producción	3.500	5.000	10.000	3.500
Precio venta aceite	2,64	2,00	1,58	4,19
Gastos anuales	1.785,30	1.893,88	2.366,20	1057,20

Por otra parte, se procedió a la clasificación de las hectáreas cultivadas en función de su estado erosivo, al ser la erosión una variable que determina la producción y el abandono olivarero (14), mediante datos bibliográficos (12):

Tabla 2. Clasificación de hectáreas según su estado erosivo, representando su porcentaje respecto al total, su número absoluto, y la tasa de erosión anual de cada nivel (porcentaje suelo erosionado/año).

Estado erosivo hectáreas	Porcentaje	Cantidad de hectáreas	Tasa de erosión (a⁻¹)
Nulo	57,00	22.493,91	0,0000
Leve	21,20	08.366,15	0,0030
Moderado	09,70	03.827,91	0,0289
Grave	12,10	04.775,03	0,1300

Escenarios diseñados:

Se analizó, en primer lugar, la situación actual de la Comarca olivarera de Estepa, basada en una olivicultura integrada. Por otro lado se analizaron diversos escenarios para obtener un modelo equilibrado en cuanto a beneficios, nivel de producción y conservación del paisaje. Estos escenarios,

cuya tasa de conversión de hectáreas fue del 10% respecto de las iniciales, se basaron en una posible transición hacia un cultivo intensivo, superintensivo y ecológico, para finalmente proponer una gestión mixta resultante de la combinación de las oliviculturas integrada, intensiva y ecológica.

Resultados

Para observar el efecto de las distintas oliviculturas sobre las dimensiones social y ambiental se analizó el nivel de producción, los beneficios (sin y con PAC), y el porcentaje de hectáreas abandonadas en cada escenario propuesto.

En cuanto al nivel productivo de los escenarios destaca el hecho de que la elevada producción esperable por parte de las prácticas de intensificación presenta un carácter transitorio, mientras que es el escenario propuesto de gestión mixta el de mayor nivel productivo (**Fig. 1**).

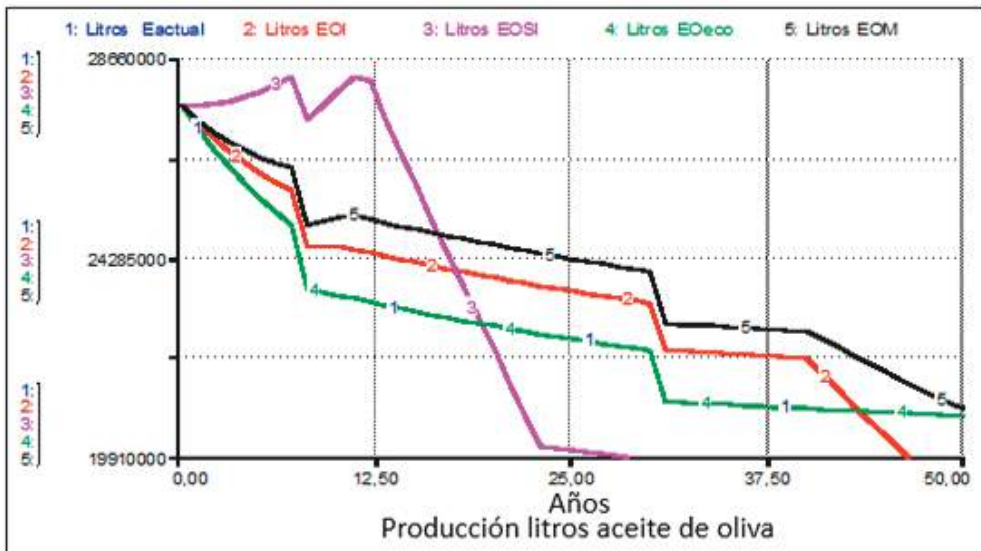


Figura 1. Producción, en litros de aceite anuales, del escenario actual de gestión integrada (Eactual), transición a cultivo intensivo (EOI), superintensivo (EOSI), ecológico (EOeco) y de gestión mixta (EOM).

En el ámbito económico destaca la no rentabilidad de los escenarios sin la PAC, a excepción del olivar ecológico y el de gestión mixta (**Fig. 2 A**), mientras que incorporando la subvención (**Fig. 2 B**) es el escenario ecológico el de mayores beneficios a largo plazo.

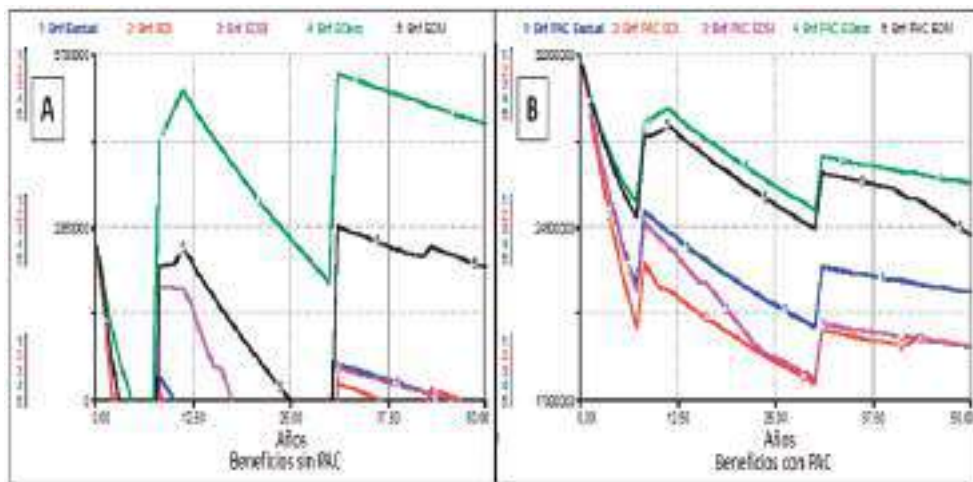


Figura 2. Beneficios, sin PAC (A) y con PAC (B), del escenario actual de gestión integrada (Eactual), transición a cultivo intensivo (EOI), superintensivo (EOSI), ecológico (EOeco) y de gestión mixta (EOM).

Finalmente, como medida de impacto ambiental de las diversas oliviculturas, se evaluó el abandono de hectáreas cultivadas de cada escenario, siendo las gestiones de intensificación las de mayor abandono, en contraposición al cultivo ecológico (**Fig. 3**):

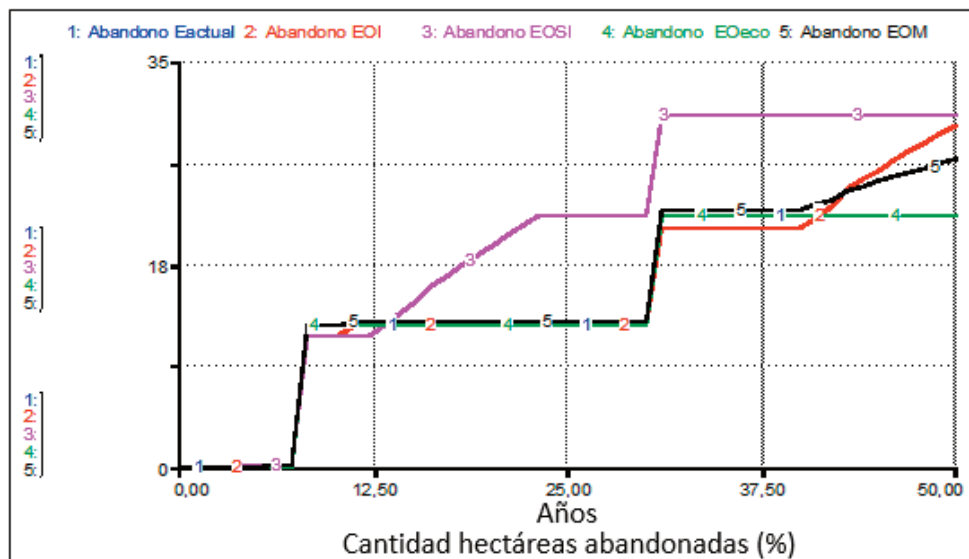


Figura 3. Abandono de hectáreas, en porcentaje, en el escenario actual de gestión integrada (Eactual), transición a cultivo intensivo (EOI), superintensivo (EOSI), ecológico (EOeco) y de gestión mixta (EOM).

Discusión y Conclusiones

La olivicultura integrada propia de la Comarca de Estepa, basada en la obtención de productos optimizando los recursos naturales (15), no supone una opción económica sostenible, presentando una rentabilidad media ligada a las subvenciones de la PAC. En cambio, sus impactos ambientales son mínimos, presentando poco abandono de terreno cultivable, debido al empleo de cubiertas vegetales de protección frente a los procesos erosivos del suelo, minimizando así la pérdida del horizonte fértil edáfico (16), permitiendo que los olivares presenten un nivel de producción suficiente como para evitar su abandono.

Respecto al análisis de los escenarios propuestos vemos que, mientras que desde el punto de vista ambiental en la olivicultura ecológica se atenúan los impactos provocando un mínimo abandono de hectáreas siendo una opción bastante conservacionista debido al empleo de medidas de protección edáficas frente a la erosión y a la exclusión respecto al uso de compuestos de síntesis química (17), en los cultivos intensivo y superintensivo, pese a producirse un incremento de la productividad agrícola al inicio de la simulación, tienen lugar notorios impactos ambientales derivados del empleo masivo de maquinaria y de prácticas de laboreo indiscriminadas, causándose así un incremento de la erosión edáfica con pérdida de la fertilidad del territorio (3), lo que deriva en la necesidad de un abandono, prácticamente total, de las hectáreas cultivadas de esta forma por su mínima productividad. Desde el punto de vista socio-económico cabe destacar que en la gestión ecológica, al promoverse un desarrollo agrario sostenible y la obtención de alimentos de máxima calidad (18), se maximizan los beneficios, debido al elevado precio de venta del aceite, presentando dicha olivicultura una rentabilidad económica muy marcada sin necesidad de depender de la PAC. Por el contrario, en los cultivos intensivo y superintensivo los beneficios son muy inferiores, incluso teniendo en cuenta la PAC, a los de otras oliviculturas, lo que sumado al abandono agrario producido, hace que se altere el régimen de ingresos de los agricultores, traduciéndose esto en una merma de la renta agraria (4), siendo por tanto las prácticas de intensificación no sostenibles debido a sus elevados impactos de carácter multifuncional.

Finalmente, el escenario de gestión mixta muestra grandes beneficios en el tiempo, lo que junto a su elevada productividad, que responde a la preferencia de los agricultores de obtener una mayor producción anual, y su nivel intermedio de abandono, que contribuye a la conservación del paisaje rural, hacen de esta propuesta una gestión equilibrada y sostenible a largo plazo, pudiendo ser una alternativa viable al manejo olivarero actual.

Referencias / Bibliografía

- (1) Taguas, E. V., & Gómez, J. A. (2015). Vulnerability of olive orchards under the current CAP (Common Agricultural Policy) regulations on soil erosion: a study case in Southern Spain. *Land Use Policy*, 42, 683-694.
- (2) Alonso Mielgo, A. M., Sevilla Guzmán, E., Jimenez Romera, M., Guzmán Casado, G. (2001). Rural development and ecological management of endogenous resources: the case of mountain olive groves in Los Pedroches comarca (Spain). *Journal of Environmental Policy and Planning*, 3 (2), 163-175.
- (3) Sánchez, J. D., Araque, E., Gallego, V. J. (2011). El olivar en la España del sur: dinámicas y perspectivas de un monocultivo extremo. *Lurralde. Investigación y espacio*, (34), 273-299.
- (4) Duarte, F., Jones, N., Fleskens, L. (2008). Traditional olive orchards on sloping land: Sustainability or abandonment?. *Journal of environmental management*, 89 (2), 86-98.
- (5) Mann, S., & Wüstemann, H. (2008). Multifunctionality and a new focus on externalities. *The Journal of Socio-Economics*, 37 (1), 293-307.
- (6) Martínez, J. R. F., Zuazo, V. H. D., Raya, A. M. (2006). Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 358 (1), 46-60.
- (7) Pérez y Pérez, L., & Egea Román, M. P. (2013). Valoración de externalidades territoriales en denominaciones de origen de aceite de oliva mediante técnicas de Proceso Analítico de Red. *Información Técnica Económica Agraria*, 109 (2), 239-262.
- (8) Guerrero, M. C. (2012). La cultura del olivo: aspectos distintivos en el cultivo del olivar entre la región de Umbría (Italia) y la provincia de Sevilla. *Espacio y Tiempo: Revista de Ciencias Humanas*, (26), 75-102.
- (9) Asociación Española de Municipios del Olivo. (2010). *Aproximación a los costes del cultivo del olivo: cuaderno de conclusiones del seminario AEMO*. Córdoba. http://www.aemo.es/get.php?pathext=descargas/Costes_AEMO.pdf (acceso 28-01-2017).
- (10) Gómez Calero, J. A. (2010). *Olivar Sostenible: Prácticas para una producción sostenible de olivar en Andalucía*. Córdoba, España: Junta de Andalucía. 28 pp.
- (11) Delgado, F., Terrazas, R., López, R. (1998). Planificación de la conservación de suelos en cuencas altas, utilizando relaciones erosión-productividad. *Agronomía Tropical*, 48 (4), 395-411.

- (12) Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. (2015). *Plan Director del Olivar Andaluz*. Andalucía, España: Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de la Junta de Andalucía. 146 pp.
- (13) Sistema de Información de Precios en Origen del Aceite de Oliva. (2015). <http://www.poolred.com> (acceso 30-10-2015).
- (14) Vanwalleghem, T., Laguna, A., Giráldez, J. V., Jiménez-Hornero, F. J. (2010). Applying a simple methodology to assess historical soil erosion in olive orchards. *Geomorphology*, 114 (3), 294-302.
- (15) Ribes, J. A. G., Vega, J. A., Roldán, G. L. B., García, S. C., Guirado, R. R. S., Jiménez, F. J., Ruiz, F. C. (2013). Recolección mecanizada del olivar tradicional. *Agricultura: Revista agropecuaria*, (962), 358-364.
- (16) Marques, M. J., Bienes, R., Jiménez, L., Pérez-Rodríguez, R. (2007). Effect of vegetal cover on runoff and soil erosion under light intensity events. Rainfall simulation over USLE plots. *Science of the Total Environment*, 378 (1), 161-165.
- (17) Alonso, A. M., & Guzmán, G. I. (2008). Evaluación comparada de la sostenibilidad agraria en el olivar ecológico y convencional. *Agroecología*, 1, 63-74.
- (18) Liebman, M., & Gallandt, E. R. (1997). Many little hammers: ecological management of crop-weed interactions. *Ecology in agriculture*, 291-343.

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL Y SOCIAL DE LA PLANTA DESALADORA CENTRAL DE GAZA: UN PASO MÁS EN LA LUCHA CONTRA LA CRISIS DEL AGUA

ADAM FRESNO, A.; FERNÁNDEZ-MELLADO R.

ACCIONA Ingeniería, Madrid

Palabras clave: Impacto Ambiental, Gaza, Desalinización, Sostenibilidad, Agua.

Resumen

Debido a la grave situación de falta de agua potable en la Franja de Gaza, desde varios organismos nacionales e internacionales, se ha planteado como principal solución la construcción de una planta desaladora de alta capacidad (320.000 m³/día).

Acciona Ingeniería fue contratada para llevar a cabo la evaluación de impacto ambiental y social del proyecto de la Planta Desaladora Central de Gaza, Palestina, en un contrato financiado por la Unión Europea, y en el que el Banco Europeo de Inversiones (BEI) presta apoyo técnico a la Autoridad Palestina del Agua. El estudio fue llevado a cabo cumpliendo los estándares internacionales impuestos por el BEI, para lo cual ACCIONA Ingeniería contó con un equipo interdisciplinar formado por expertos locales e internacionales con una dilatada experiencia. Las condiciones políticas y sociales del lugar en el que se construirá la desaladora impusieron condiciones excepcionalmente complejas para llevar a cabo el ESIA.

El ESIA concluyó que el impacto global de construir y operar la planta desalinizadora, y sus infraestructuras energéticas asociadas, será compatible con el medio ambiente natural y social receptor, siempre que se desarrollen las medidas de mitigación y seguimiento propuestas.

Introducción

Según datos de la Agencia de Naciones Unidas para los Refugiados de Palestina en Oriente Próximo, la Franja de Gaza es una de las zonas con mayor densidad de población del planeta, con 1.2 millones de refugiados palestinos, más de 1.8 millones de personas viven en este territorio en el que, tras más de 50 años de conflicto y de bloqueo, un 80% de la población depende de la ayuda humanitaria (1).

Recientemente, la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo advertía que las consecuencias sociales, sanitarias y de seguridad de la fuerte densidad demográfica y de la sobrepoblación figuran entre los muchos factores que pueden convertir a Gaza en un lugar inhabitable antes de 2020 **(2)**. Según un informe del Banco Mundial, sólo el 10 por ciento de los residentes de Gaza consigue agua potable, en comparación con el 90 por ciento de Cisjordania **(3)**.

La disponibilidad de agua dulce, una de las más bajas del mundo, junto con una creciente población, está dando lugar a un aumento de enfermedades relacionadas con el agua. Por otra parte, la contaminación y la desecación de los recursos hídricos subterráneos, así como la reducción de las precipitaciones en la zona, han influido en que la crisis de agua potable se agudice en la zona.

Actualmente, los gazatíes se abastecen mayoritariamente de un acuífero costero. El rendimiento sostenible del acuífero para la parte ocupada por la Franja de Gaza es de unos 55 millones de m³/año. Sin embargo, cada año se consumen 200 m³ - cuatro veces más de lo que el acuífero puede recargar de manera sostenible anualmente.

Este exceso de bombeo de las aguas subterráneas ha provocado daños en el acuífero debido a la intrusión salina del Mediterráneo. Según un informe la Conferencia de la ONU sobre Comercio y Desarrollo, el acuífero de Gaza se verá completa e irreversiblemente dañado en 2020, si no se realiza ningún tipo de intervención. En 2014, la Autoridad Palestina del Agua informó que cerca del 96.2% de la calidad de los pozos municipales tienen altas concentraciones de cloruros y concentraciones de nitratos, por encima de los máximos establecidos por las normas de la Organización Mundial de la Salud para el agua potable **(4)**.

Para encontrar una salida a esta compleja situación, desde varios organismos nacionales e internacionales, se ha planteado como principal solución la construcción de una planta desaladora de alta capacidad: la Planta Desaladora Central de Gaza. El proyecto incluye el diseño, construcción, puesta en marcha, operación y mantenimiento de una planta de desalinización de 55 millones de m³/año (aproximadamente 161.000 m³/día) basada en la tecnología de ósmosis inversa, duplicable a 110 MCM/año **(4)** en una fase posterior.

El Proyecto de la Planta Desaladora se propone en forma de dos lotes interdependientes, persiguiendo así un doble objetivo: proporcionar agua de calidad a la Franja de Gaza y dar solución al problema de suministro de energía que plantearía una infraestructura altamente demandante, en una región con graves carencias de abastecimiento energético:

- Lote 1: planta de ósmosis inversa incluyendo una central eléctrica con capacidad de entre 25-30 MW; una planta fotovoltaica en la cubierta del edificio de 2,5 MW; y dos turbinas eólicas, de 2 MW cada una.

- Lote 2: planta fotovoltaica de capacidad cercana a 12 MW, que ocupará una extensión de unas 10 ha.

El uso de las fuentes de energía renovables reducirá el costo de usar motores alternativos con combustible fósiles. Desde el punto de vista ambiental y social, es una combinación que reduce las emisiones de GEI al mínimo.

Objetivos del estudio

Acciona Ingeniería fue contratada para llevar a cabo una Evaluación de Impacto Ambiental y Social completa (ESIA) incluyendo un Plan de Gestión Ambiental y Social (PGAS) para los Lotes 1 y 2, según los criterios establecidos en el Manual Medioambiental y Social del BEI y la Política de Evaluación Ambiental de Palestina.

Los objetivos específicos del ESIA fueron los siguientes:

- Justificar la categoría del ESIA.
- Describir de forma detallada las fases y actividades del proyecto.
- Delimitar el área de influencia del proyecto por factor ambiental y social.
- Describir el entorno existente en el área del proyecto, factores físico-químicos, biológicos, ecológicos y socioeconómicos-culturales.
- Identificar los impactos.
- Elaborar un plan de manejo ambiental en el que se desarrolle los diferentes planes y el programa de seguimiento, vigilancia y control ambiental para todas las etapas del proyecto.
- Elaborar un plan de participación ciudadana.
- Elaborar estudios de específicos de modelización de ruido y de dispersión de emisiones atmosféricas con software reconocido internacionalmente.
- Establecer las conclusiones y recomendaciones ambientales del proyecto.
- Llevar a cabo un programa de capacitación teórico-práctica a la Autoridad Palestina del Agua sobre metodologías y otros aspectos involucrados en la elaboración de los diversos componentes de un EIA.

Material y Métodos

ACCIONA Ingeniería contó con un equipo interdisciplinar formado por expertos locales e internacionales con una dilatada experiencia en el sector que aunaron esfuerzos y pusieron en valor sus fortalezas. El equipo clave

estaba formado por 6 expertos, apoyados por 15 profesionales en diversas disciplinas: desalinización, ruido y emisiones, cambio climático, muestreo y prospección de medio marino, calidad de aguas marinas, biodiversidad, patrimonio, territorio, seguridad y salud.

En el desarrollo del ESIA se consideraron tres ejes clave para estructurar el funcionamiento integral del trabajo en plazo:

- **Coordinación:** Se incluyó en el proyecto la figura del coordinador local, con conocimientos técnicos y de gestión de estudios ambientales. Entre el coordinador internacional y el local, se gestionó adecuadamente el equipo multidisciplinar consiguiendo así que todas las actividades fueran ejecutadas con gran eficacia y plena coordinación con los grupos de interés.
- **Personal cualificado:** Dado que los plazos para la realización de los trabajos fueron muy reducidos, se contó con un equipo de mayor envergadura al habitual para el desarrollo de este tipo de trabajos.
- **Estructura:** Si bien el estudio se organizó en función de las temáticas más importantes de los trabajos a realizar, se formaron varios subequipos de trabajo en los que todos los participantes realizaron aportaciones en prácticamente todos los entregables.

Tras la revisión inicial de la información bibliográfica (información secundaria), se identificaron una serie de investigaciones de campo (información primaria), necesarias para completar la información disponible: fauna terrestre, flora y hábitats naturales de interés, calidad del suelo, del aire, del ruido, del agua subterránea, del agua marina, de los sedimentos marinos y del hábitat bentónico a través del estudio del bentos marino.

Por otra parte, dentro del alcance del ESIA, se procedió a la realización de un exhaustivo estudio social en el que se identificó a las personas, grupos y organizaciones que pudieran ser afectados por el proyecto. Se analizaron sus expectativas y el impacto que podrían tener sobre el proyecto, con el objetivo de lograr su participación eficaz en las decisiones y en la ejecución del proyecto.

El Estudio Social fue elaborado en estrecha colaboración con las agencias gubernamentales principales y los municipios de la zona. Para asegurar una adecuada participación se realizaron visitas de campo, encuestas en las comunidades afectadas, estudio de línea base, recopilación de información y organización de dos talleres de información y participación de los interesados.

El primer taller se centró en las instituciones con responsabilidades en el sector del agua, representantes de la oficina de la UE, organizaciones y

ONGs internacionales. El segundo taller se dirigió a los grupos de interés locales, potencialmente afectados e interesados en el proyecto: residentes comunitarios, pescadores, representantes de actividades comerciales y ONGs locales.

Los resultados de la encuesta social indicaron una falta de conocimiento, concienciación y participación de la comunidad local, que tenía como consecuencia una baja confianza en los proveedores de servicios. La encuesta recomendó una lista de acciones para garantizar el éxito y la continuidad del proyecto durante las fases de construcción y operación.

En lo que respecta a la metodología empleada, el proceso de evaluación de impacto comenzó analizando las características ambientales y sociales claves incluidas en la línea de base. Este proceso de enfoque identificó los receptores clave físicos, biológicos y humanos del área de influencia del proyecto.

Posteriormente, se identificaron los cambios potenciales, positivos y negativos, resultantes de las actividades definidas en el área de estudio y para todo el ciclo de vida del proyecto utilizando una matriz de identificación de impacto a través de la cual se correlacionaron los distintos aspectos y factores para encontrar interacciones que potencialmente ocasionarían impactos.

Por último, se procedió a la evaluación de los impactos previstos mediante la laboración de una matriz de importancia y una valoración cuantitativa de los mismos.

Resultados

Tras el estudio de línea base, del diseño del proyecto, sus alternativas, varias reuniones con los interesados identificados y la consulta con expertos internacionales en desalación y sus efectos ambientales, el ESIA concluyó que el impacto global de construir y operar una planta desalinizadora de 110 m³, y sus infraestructuras energéticas asociadas, será compatible con el medio ambiente natural y social receptor, siempre que se desarrollen las medidas de mitigación y seguimiento propuestas.

Por otra parte, se reconoce el importante impacto positivo que esta infraestructura generará en el entorno natural y social receptor, teniendo en cuenta la situación actual del suministro de agua en la Franja de Gaza.

Las conclusiones y recomendaciones específicas son las siguientes:

- El sistema de ultrafiltración es considerado como la mejor alternativa para el proceso de pretratamiento desde el punto de vista medioambiental,

debido al menor consumo de energía y productos químicos y a una ocupación de superficie más reducida.

- En consulta con el promotor y el consultor responsable del diseño conceptual, se acuerda que existen posibilidades de acortar la longitud de la toma de agua y el emisario marina, con el fin de reducir significativamente el impacto de la construcción marina.
- Se recomienda la micro-tunelación como opción preferida para la instalación de tuberías marinas, con el fin de evitar la perturbación del hábitat costero y el medio marino.
- Tras la modelización de las emisiones atmosféricas de la central de suministro energético, se estima que estas serán compatibles con la legislación nacional e internacional, si bien se debe llevar a cabo un estricto monitoreo a largo plazo.
- Tras la modelización de las emisiones de ruido producidas por la desaladora, la central eléctrica y los aerogeneradores, el impacto se evalúa como significativo. Por lo tanto, el diseño final del proyecto deberá considerar tecnologías adicionales de reducción del ruido y otras medidas de mitigación. Igualmente, deberá realizarse un nuevo ejercicio de modelización del ruido, teniendo en cuenta estas medidas de mitigación, con el objetivo de asegurar que se pueda lograr un impacto mínimo así como el cumplimiento de los límites locales e internacionales de emisiones sonoras. Si todas estas medidas no pueden hacerse efectivas, deberán considerarse medidas compensatorias.
- Los principales impactos residuales, permanentes y directos que no pueden evitarse aplicando medidas de mitigación incluyen el ruido operacional, la pérdida de hábitat de calidad para la biodiversidad, pérdida económica de los actuales proveedores de agua de desalación y las emisiones de GEI que se producirán durante la construcción. Se sugieren medidas de compensación para mitigar estos impactos y cumplir así con los estándares internacionales, que implican la aplicación de la jerarquía de la mitigación en los ESIA.
- Aunque el diseño propuesto asegura que no se reducirá la disponibilidad de energía para la Franja de Gaza debido al consumo energético de la planta desaladora, este hecho deberá ser cuidadosamente monitoreado, garantizado y administrado por las autoridades palestinas.
- El transporte de productos químicos y mercancías peligrosas durante la construcción y el funcionamiento es el único efecto transfronterizo significativo identificado en el territorio israelí, por lo que se deberán obtener y cumplir los permisos y condiciones especificadas por la legislación israelí.

- Los datos de calidad del agua marina proporcionados no son suficientes para establecer límites efectivos en el ambiente receptor para los datos físico-químicos y de otros parámetros. Se deberán recolectar datos adicionales hasta completar un año de datos fisicoquímicos marinos básicos.
- Los resultados del modelo de dispersión de salmuera de la planta desaladora muestran que los impactos son compatibles con el ambiente marino local.
- No se espera un impacto significativo debido a la generación de residuos sólidos de la planta (lodos de deshidratación). Sin embargo, se debe mantener una efectiva coordinación con las autoridades responsables de la gestión del vertedero antes de comenzar la producción de lodo, con el fin de asegurar que las instalaciones de vertido estén preparadas para recibir dichos residuos, altamente corrosivos debido a su salinidad.
- Es muy importante que se lleve a cabo un plan de capacitación y fortalecimiento institucional en lo que respecta a la gestión y monitoreo ambientales, ya que no existen experiencias locales en la gestión de instalaciones similares.
- La empresa encargada de la construcción de la planta debería contratar a un equipo experimentado capacitado para el monitoreo ambiental y social durante la construcción y operación de la instalación. Se recomienda que al menos dos expertos proporcionen asesoramiento desde el inicio del contrato.

Discusión y Conclusiones

La Franja de Gaza presenta una situación social y política que dificulta la realización de un ESIA para un proyecto de gran escala. Esta situación ha afectado al desarrollo del informe de ESIA debido fundamentalmente a las siguientes causas:

- El acceso a la Franja de Gaza requiere tiempo y recursos difíciles de evaluar, incluso con la experiencia en la región, ya que la situación política introduce cambios constantes en las condiciones de acceso.
- La importación de ciertos productos químicos estándar certificados para la calibración de instrumentos de laboratorio fue prohibida por las autoridades israelíes. Por lo tanto, no se pudieron analizar determinados parámetros de las muestras marinas de sedimentos y agua tomadas para completar la información de línea base.

- Debido al bloqueo existente en la Franja de Gaza, no fue posible introducir equipos de muestreo, por lo que se utilizó equipo local durante todas las campañas de toma de datos para la línea base. La eficiencia del proceso se vio enormemente afectada, ya que en varias ocasiones los expertos locales tuvieron que ser capacitados y supervisados durante el muestreo por personal internacional.
- Las muestras de sedimentos para el análisis de la fauna bentónica tuvieron que ser analizadas en España, debido a la falta de experiencia y conocimientos sobre fauna bentónica marina en las instituciones científicas de la Franja de Gaza. El transporte de estas muestras fue monitorizado en condiciones enormemente estrictas, impuestas por las autoridades israelíes.

La desalinización del agua del mar Mediterráneo se propone como una medida esencial para frenar la extracción excesiva de las aguas subterráneas del acuífero costero, para prevenir el desastre ambiental y social que acarrearía el colapso total de este acuífero.

Una vez asegurada la financiación del proyecto, tras su futura construcción y puesta en marcha, se suministrarían 55 millones de m³ de agua potable que cumplirían con las normas de la OMS, poniéndose estas aguas a disposición de más de 1,8 millones de personas que habitan la Franja de Gaza. Para ello, es fundamental la aportación de fondos por parte de organismos multilaterales internacionales.

Referencias / Bibliografía

- (1) <http://www.unrwa.es/que-hacemos/emergencias/gaza>
- (2) <http://unctad.org/en/pages/newsdetails.aspx?OriginalVersionID=1068>
- (3) <http://www.worldbank.org/en/news/feature/2016/11/22/water-situation-alarming-in-gaza>
- (4) <http://www.pwa.ps/userfiles/file/%D8%AA%D9%82%D8%A7%D8%B1%D9%8A%D8%B1/%D8%AA%D8%B5%D9%86%D9%8A%D9%81%201/Gaza%20water%20Resources%20status%20report%20%202013-2014.pdf>

LA EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA EN LA REGIÓN DE MURCIA: CIFRAS, AVANCES Y RETOS

DIEZ DE REVENGA MARTÍNEZ, E.¹; BALLESTER SABATER, R.²;
BARAZA MARTÍNEZ, F.²

¹ Director gerente de AMBIENTAL, S.L.P. Biólogo y Técnico Urbanista. Murcia

² Subdirección General de Evaluación Ambiental. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

Palabras clave: Estadística, evaluación ambiental estratégica, planes y programas, planes urbanísticos, Región de Murcia.

Resumen

Se presenta un análisis estadístico de los planes sometidos a evaluación ambiental (EA) en la Región de Murcia, en primer lugar según la Ley 9/2006 (año 2010), y en segundo lugar en la actualidad.

En 2010, según los Documentos de Referencia, se contabilizaban 101 planes (iniciados entre 2006 y 2009); sólo 5 planes no eran instrumentos urbanísticos y sólo 2 eran planes regionales. Entre los instrumentos urbanísticos, por tipología: 4 planes generales, 36 modificaciones planeamiento general, y 48 planes parciales. Atendiendo su calificación: 67 planes residenciales y 17 planes industriales.

Actualmente, se tramitan 111 planes sometidos a EA: 6 planes generales, 28 planes parciales, 17 planes especiales, 32 modificaciones planes generales, 14 modificaciones planes parciales, 6 modificaciones planes especiales, 5 directrices territoriales, y 3 planes sectoriales.

Las cifras de 2010 y actuales no son directamente comparables: las primeras no abarcan la totalidad de expedientes, sino aquellos con documento de referencia cuya evaluación ahora se denomina “ordinaria”, sin considerar por tanto los planes sometidos a decisión “caso por caso” (ahora conocida como evaluación ambiental “simplificada”).

Desde una perspectiva histórica, debe destacarse que la Región de Murcia, desde la Ley regional 1/1995, sometió un número significativo de planes, fundamentalmente urbanísticos, a EA de proyectos. Incluso tras la aprobación de la Ley estatal 9/2006, y hasta fechas recientes, la Ley regional

4/2009 incluía ciertos planes urbanísticos como supuestos de EA de proyectos.

Actualmente, la evaluación de planes se encuadra en una Subdirección General específica. Los principales retos: mejora de calidad de los documentos presentados, reducción de plazos mediante mejor comunicación con órganos sustantivos urbanísticos (Ayuntamientos), e implantación de plataforma electrónica. Por otra parte, la debilidad de los procesos de planificación regional sectorial y territorial sigue siendo motivo de inseguridad jurídica y de inidoneidad de las propuestas urbanísticas.

Introducción

Las estadísticas sobre planes sometidos a evaluación ambiental son fundamentales para el seguimiento de la actividad de los órganos ambientales en esta materia, así como para valorar cómo la EA se aplica a los distintos tipos de planes y programas, según su ámbito sustantivo, geográfico, alcance estratégico o nivel de decisión, extensión, etc.

Es evidente que una estadística al respecto sería de gran interés tanto para los sectores económicos, profesionales o sectoriales afectados, como para el público en general y en particular las organizaciones no gubernamentales que defienden el interés público medioambiental.

No existe sin embargo en España estadísticas oficiales a este respecto, ni incluidas en el Sistema estadístico de la Administración del Estado (1) ni fuera del mismo, que permitieran además la comparación entre Comunidades Autónomas entre sí y con el Estado, así como con otras regiones y países europeos con los que compartimos la responsabilidad de aplicar la Directiva europea en la materia.

Afortunadamente, si se dispone de la estadísticas recopiladas y analizadas dentro del Libro Blanco de la Evaluación Ambiental en España (2), elaborado por la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental (AEEIA) para el Ministerio de Medio Ambiente, Agricultura y Alimentación. Este trabajo tomó como horizonte de diagnóstico el año 2007 y fue publicado en el año 2010.

Material y Métodos

La estadística correspondiente al año 2010 (mes de enero) se elaboró (3) por el autor principal de la presente comunicación recopilando y examinando todos los Documentos de Referencia (DR) para la elaboración del Informe de Sostenibilidad Ambiental (ISA) publicados en la página web de la

Comunidad Autónoma a esa fecha (4), elaborándose una base de datos con el título del plan, su tipología (plan general, parcial, especial, directrices, etc.) y calificación de uso global del suelo (residencial o industrial).

La estadística correspondiente a la situación actual (marzo 2017) ha sido elaborada por el personal técnico del Servicio de Información e Integración Ambiental de la Subdirección General de Evaluación Ambiental de la Región de Murcia.

Resultados

A principios del 2010, según los Documentos de Referencia publicados, se tramitaban a través de una evaluación ambiental ahora conocida como “ordinaria” un total de 101 planes, iniciados pues entre el año 2006 (fecha de aprobación de la Ley estatal transponiendo la Directiva europea de evaluación de efectos de planes y programas) y el año 2009.

El resultado más evidente, coincidente con otras comunidades autónomas (5), es el predominio absoluto de los distintos tipos de planes urbanísticos y sus modificaciones, con un porcentaje del 95%; sólo 5 planes no eran instrumentos urbanísticos o modificaciones de los mismos, de los cuales 4 eran planes regionales o subregionales (Programa de Desarrollo Rural, Plan de Residuos, Directrices de Ordenación Territorial de la Comarca del Noroeste, y Directrices de Corredores Energéticos) y 1 Plan de Ordenación de Playas.

Entre los instrumentos urbanísticos, por tipología: 4 planes generales municipales de ordenación, 36 modificaciones de planeamiento general, 48 planes parciales, 4 planes especiales de infraestructuras, 1 proyecto de sectorización, 1 plan de adecuación urbanística, y 1 plan especial turístico. Atendiendo su calificación: 67 planes residenciales y 17 planes industriales.

En la actualidad (año 2017), se tramitan 111 planes sometidos a EA: 6 planes generales municipales de ordenación, 28 planes parciales, 17 planes especiales, 32 modificaciones de planes generales municipales de ordenación, 14 modificaciones de planes parciales, 6 modificaciones de planes especiales, 5 directrices de ordenación territorial, y 3 planes sectoriales.

Resulta llamativa la gran cantidad de expedientes relativos a modificaciones del planeamiento (general o de desarrollo, sobre todo este segundo), con un total de 52 evaluaciones, casi la mitad.

Tabla 1. Tipos de planes sometidos a Evaluación Ambiental en la Región de Murcia en 2010 y 2017.

AÑO	TIPO DE PLAN	Planeamiento General	Plan Parcial	Plan Especial	Modificación Plan General	Modificación Plan Parcial	Modificación Plan Especial	Directrices Ordenación Territorial	Planes sectoriales	TOTAL
2017	Nº EXPEDIENTES	6	28	17	32	14	6	5	3	111
	Porcentaje	5,4	25,2	15,3	28,8	12,6	5,4	4,5	2,7	100,0
2010	Nº EXPEDIENTES	4	48	5	36	0	0	2	2	97
	Porcentaje	4,1	49,5	5,2	37,1	0,0	0,0	2,1	2,1	100,0

Las estadísticas incluidas para la Región de Murcia en el Libro Blanco (pág. 25) recogen tan sólo 4 expedientes de Evaluación de Planes y Programas “tramitados en 2007”, 2 relativos a industria energética y 2 relativos a infraestructuras. Más adelante (pág. 55), se recoge el número total de procedimientos evaluación de planes “iniciados durante el año 2007”, que se cifra en un total de 13.

Discusión

Las cifras de 2010 y 2017 no son directamente comparables, en cuanto a su tipología, pues las primeras no abarcan la totalidad de expedientes, sino aquellos con documento de referencia, es decir, que precisaban un Informe de Sostenibilidad Ambiental (ISA) y ahora denominamos “ordinaria”, sin considerar los planes sometidos a una decisión “caso por caso”, y que ahora conocemos como evaluación ambiental “simplificada”.

No obstante, la consulta de la web actual (6) permite averiguar cuántos expedientes “caso por caso” se iniciaron entre 2006 y 2009: 6 expedientes. Por tanto, sumados a los 101 planes de EA ordinaria, se alcanza una cifra (107) sensiblemente similar a la actual (111), siendo la principal diferencia el mayor peso actual de las modificaciones de planeamiento (pasa del 37% al 47%), mientras que disminuye el planeamiento (pasa del 59% al 46%).

Por otra parte, el planeamiento urbanístico sigue suponiendo más del 90% del total. La Evaluación Ambiental en España, en las Comunidades Autónomas (que son con diferencia las principales responsables de la EA de planes y programas en comparación la Administración Estatal) es la Evaluación Ambiental de los instrumentos de planificación urbanística, y en particular, de la modificación de dichos instrumentos.

¿Cómo se afronta este reto en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia? Actualmente, la evaluación de planes se encuadra en una Subdirección

General específica de Evaluación Ambiental, dentro de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Región de Murcia. El Servicio de de Información e Integración Ambiental es responsable tanto de la EA de planes y programas como la de proyectos que no requieran una autorización ambiental sectorial.

Los principales retos actuales de la Subdirección en esta materia son, entre otras, propiciar la mejora de la calidad de los documentos ambientales presentados, la reducción de plazos de tramitación (sobre todo mediante una mejor comunicación con los órganos sustantivos urbanísticos, es decir, los Ayuntamientos), y la implantación de una plataforma electrónica de tramitación y consulta de los expedientes de EA.

Por otra parte, la debilidad de los procesos de planificación regional sectorial y territorial sigue siendo motivo de inseguridad jurídica y de inidoneidad de las propuestas urbanísticas que debieran encontrar en dicha planificación el marco adecuado para su encuadre ambiental. En efecto, la estadística antes expuesta pone de manifiesto que en 2010 se tramitaban tan sólo la EA de 2 directrices de ordenación territorial (ninguna de las cuales ha sido a fecha actual aprobada definitivamente), y en 2017 se tramitaba la EA de 5 directrices o modificaciones de las mismas. También en cuanto al planeamiento general u originario que procura el marco del posterior planeamiento de desarrollo o derivado sucede que ninguno de los 4 planes generales en evaluación en 2010 ha concluido con éxito, por razones ajenas al medio ambiente. A ello hay que sumar la preocupante tendencia a abordar la planificación del uso del suelo mediante sucesivas modificaciones del planeamiento general, parcial y especial.

Así pues, cabe señalar como hiciera en 2015 la Directora General M^a. Encarnación Molina Miñano (7), que “La ausencia de planificación aprobada en diversas materias es uno de los motivos de la inseguridad jurídica y de la toma de decisiones incorrecta sobre inversiones, ubicaciones, tecnología, diseño. [...] Es fundamental para muchos sectores productivos de la Región contar con planes aprobados, en el ámbito autonómico y local, [...]. Para conseguir dicho objetivo debemos contar con una zonificación de la Región que de una manera gráfica, georreferenciada, permita identificar las restricciones ambientales a salvar, así como las ventajas diferenciadoras, las oportunidades que ofrecen esas zonas [...]”.

Conclusión

La conclusión principal del presente trabajo es que aunque no imposible, es muy difícil y mucho más costoso en tiempo y esfuerzo, abordar una adecuada

evaluación ambiental de proyectos, por un lado, y de planes y programas de nivel intermedio o inferior (tal como el planeamiento urbanístico de desarrollo) en ausencia de la evaluación ambiental de planes de nivel superior, tal como planes generales municipales de ordenación y directrices de ordenación territorial. Se trata de un fenómeno bien identificado por ejemplo en ciertos proyectos de importancia estatal por sus enormes dimensiones (tal como grandes plantas fotovoltaicas) que carecen de una planificación a escala de país, que se encuentre dentro del marco de la Ley 21/2013, de Evaluación Ambiental. Ello priva materialmente a los promotores y redactores de estudios ambientales de un marco ambiental estratégico y territorial previo en el cual insertar y justificar su propuesta concreta de desarrollo urbanístico, energético, etc. España y sus comunidades autónomas deben planificar más, mejor, y de forma sostenible, evaluada y participada.

Referencias / Bibliografía

- (1) Instituto Nacional de Estadística (INE). www.ine.es/
- (2) Casermeiro, M.A. et al, 2010. Libro blanco de la evaluación ambiental en España.
- (3) Asociación Española de Evaluación Ambiental. Madrid, 88 pp.
- (4) Díez de Revenga Martínez, E. 2010. Seminario: evaluación ambiental de planes y proyectos urbanísticos y campos de golf. Facultad de Biología. Grados en Biología y Ciencias Ambientales. Curso 2009/10. Universidad de Murcia. Actualmente disponible en: [https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=5241&IDTIPO=100&RASTRO=c250\\$m4688,5179](https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=5241&IDTIPO=100&RASTRO=c250$m4688,5179)
- (5) Abad García, J. 2017. La Evaluación Ambiental Estratégica en Aragón. Comunicación IX CONAMA. ECOT, SLP. Zaragoza. Este autor cifra en un 77% la categoría de planes urbanísticos entre los sometidos a EA entre 2008 y 2016, analizando las correspondientes Memorias Ambientales.
- (6) [https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=16933&IDTIPO=100&RESULTADO_INFERIOR=1&RESULTADO_SUPERIOR=10&RASTRO=c250\\$m4688,5179](https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=16933&IDTIPO=100&RESULTADO_INFERIOR=1&RESULTADO_SUPERIOR=10&RASTRO=c250$m4688,5179)
- (7) Molina Miñano, M.E. 2015. Recetas administrativas para la agilización de trámites. La simplificación administrativa y la integración de la variable ambiental en la toma de decisiones: las claves. En: Innovación en la gestión e investigación ambiental. Salvadora Martínez López (Coord.). Pág. 158. Murcia.

EVALUACIÓN AMBIENTAL DEL PAISAJE. *NOT IN MY BACKYARD*

GARCÍA SÁNCHEZ-COLOMER, MR*; ESTIRADO OLIET, M**;
RECUERO GARCÍA, E**; GONZÁLEZ GARRIDO, M**;
ESTERAS GONZÁLEZ, S**; GUTIÉRREZ MUÑOZ, AM**

* *Centro de Estudios y Experimentación de Obra Públicas (CEDEX), Ministerio de Fomento.
Madrid*

** *Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, Ministerio de
Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid*

Palabras clave: evaluación ambiental, paisaje, concertación social, estudios demoscópicos, comunicación.

Resumen

En la legislación estatal de evaluación ambiental el paisaje es un parámetro ambiental más y debe evaluarse en los términos del Convenio Europeo del Paisaje (CEP). Sin embargo, en España la riqueza de paisajes, sumada a su compleja estructura competencial y la inexistencia de una norma específica básica, dan lugar a que la consideración del paisaje sea muy asimétrica según el ámbito administrativo en el que se centre el análisis. Esto trae como consecuencia la dispersión de instrumentos jurídicos y de organismos responsables.

De acuerdo con la definición contenida en el CEP, la evaluación ambiental del paisaje debe presentar una doble vertiente, objetiva (*cualquier parte del territorio*) y subjetiva (*tal como la percibe la población*), cuya modificación puede afectar a la calidad de vida de los ciudadanos también en ambos planos, material e intelectual. En consecuencia, en la medida en que el paisaje se vea deteriorado o la población así lo perciba, tendrá el derecho a oponerse contra esa pérdida de calidad de vida y deberá contar con unas herramientas adecuadas para expresar su disconformidad.

Por ello, los autores señalan que en la evaluación de impacto ambiental de algunos proyectos a nivel estatal se ha planteado la conveniencia de utilizar metodologías de concertación social, entre las que se encuentran los estudios demoscópicos. También destacan la necesidad de sistematizar las herramientas y criterios que permitan trasladar al ámbito de la evaluación de impacto ambiental los compromisos asumidos en el CEP.

Introducción

A los efectos del CEP, por «paisaje» se entenderá cualquier parte del territorio tal como la percibe la población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos.

De esta definición se derivan consecuencias como:

- i) el paisaje *ha pasado de considerarse como un fondo estético pasivo de la actividad humana* (1) a convertirse en un factor ambiental que puede sufrir impactos,
- ii) se amplía el análisis del paisaje a *cualquier parte del territorio* y no solo a las áreas de belleza singular,
- iii) centra su valoración en la población (personas afectadas, porque habitan el medio o porque lo visitan ocasionalmente), por tanto incluye todos los puntos de vista, de expertos y también de los menos cualificados, los de los ciudadanos y los de las administraciones e instituciones,
- iv) el criterio de valoración parte de la *percepción (sensación interior que resulta de una impresión material hecha en nuestros sentidos, RAE)*, destacando en consecuencia su carácter subjetivo, la percepción sensorial global (más allá de la percepción visual) y se extiende hasta la apreciación intelectual (cultural, sentimental, espiritual, etc.).

Material y métodos

Ante determinados tipos de proyectos con una singular afección sobre el paisaje (entre otros los parques eólicos), técnicos de la Subdirección General de Evaluación Ambiental del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, se plantean, algunos interrogantes: ¿qué condicionantes paisajísticos se pueden requerir en un proyecto?, ¿se pueden unificar criterios de valoración y de decisión ante una diversidad de proyectos y paisajes receptores?

Para responder a estas cuestiones se solicitó un informe al CEDEX en 2016. En respuesta se elaboró el informe titulado “El paisaje en la evaluación de impacto ambiental” en el que se abordaron:

1. La aplicación del CEP en España (el reparto de competencias en materia de paisaje, las medidas generales y específicas, y los organismos europeos que dan soporte al CEP especificando la participación española en cada uno de ellos).

2. La protección del paisaje en la Administración General del Estado: distribución de competencias y normativa (ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, y ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental).
3. Catálogos de ámbito nacional.
4. Desarrollo autonómico para la protección del paisaje: legislación, estrategias, atlas y cartografía.
5. Guías de buenas prácticas para la integración paisajística de infraestructuras.
6. La gestión del impacto social: aplicación a proyectos de energías renovables.
7. Propuesta de clasificación de la alteración perceptual de los paisajes.
8. Criterios para la toma de decisiones.
9. Análisis de casos.
10. Glosario de términos paisajísticos.

Este conjunto de aspectos: normativa y planificación – desarrollo institucional – herramientas, constituyen un *mecanismo o instrumento de evaluación ambiental del paisaje*.

Para que este mecanismo funcione tiene que haber un cierto equilibrio entre sus partes. Las herramientas de conocimiento deberían ser una consecuencia de las estrategias de protección y éstas de la normativa. El hecho de clasificar el territorio en función de sus características paisajísticas no produce efectos prácticos más allá de los puramente informativos. A la hora de implantar una infraestructura, si las unidades paisajísticas no se encuentran cualificadas por unas normas, que requieran unas determinadas directrices de protección, la integración paisajística de la infraestructura estará determinada por diferentes condicionantes, también el ambiental, pero no por la necesidad normativa de proteger el paisaje.

Por tanto, si la legislación sobre protección del paisaje es completa, incluirá la necesidad de componer unas estrategias de protección e igualmente requerirá el desarrollo de las herramientas necesarias para facilitar la gestión y para el conocimiento y uso de los ciudadanos.

Resultados

A partir del estudio realizado se caracterizaron los principales problemas a los que se enfrenta la consideración del paisaje en la EA. Éstos son los siguientes:

- i) Heterogeneidad de: desarrollo normativo – escalas y alcances de la planificación – desarrollo institucional en paisaje – herramientas. Esta heterogeneidad se manifiesta en diferentes aspectos:
- Según se trate de comunidades autónomas peninsulares o insulares.
 - Según se asiente la normativa de protección del paisaje sobre legislación específica o sobre legislación de ordenación del territorio.
 - Según que las leyes de protección del paisaje se redacten con un alcance extenso y específico o reducido y genérico.
 - Según se definan unas estrategias de protección del paisaje (incluso a diferentes niveles administrativos) o se carezca de las mismas.
 - Según el grado de desarrollo de las herramientas de conocimiento (atlas, visores, cartografía, etc.).

Tabla 1. Resumen del desarrollo autonómico de protección del paisaje.

** En Andalucía el desarrollo normativo aparece recogido de una forma dispersa en 22 normas entre leyes y decretos. ** Sólo paisajes “más significativos” o “de relevancia regional”. *** Sólo “paisajes protegidos”.*

CCAA	Desarrollo normativo	Estrategia regional	Atlas descargable	Capas SIG descargables
Andalucía	Específico*	Sí	Sí	Sí
Aragón	Específico	Sí	Sí	Sí
Cataluña	Específico	Sí	Sí	Sí
Galicia	Específico	Sí	Sí	Sí
País Vasco	Específico	Sí	Sí	Sí
Comunidad Valenciana	Específico	Sí	Sí**	Sí***
Cantabria	Específico	Sí	No	No
Región de Murcia	Genérico	Sí	Sí	Sí
Canarias	Genérico	Sí	No	No
La Rioja	Genérico	No	Sí	Sí
Comunidad de Madrid	Genérico	No	Sí	Sí
Castilla-La Mancha	Genérico	No	Sí	No
Principado de Asturias	Genérico	No	Sí	No
Extremadura	Genérico	No	No	Sí
Illes Balears	Genérico	No	No	Sí
Castilla y León	Genérico	No	No	No
Comunidad Foral de Navarra	Genérico	No	No	No

- ii) Incluir en la EA la vertiente subjetiva de la apreciación del paisaje.
- iii) La oposición social de la población afectada a cierto tipo de proyectos (frecuentemente generadores de *paisajes emergentes*) que globalmente se consideran beneficiosos. Se caracteriza como el síndrome o reacción NIMBY (acrónimo de *not in my backyard* que en español se conoce también como SPAN, *sí, pero aquí no*). Entre los motivos de conflicto más frecuentes destacan:
 - a) la percepción del daño al patrimonio natural y cultural propio, a la actividad productiva y a la salud de los habitantes de la zona;
 - b) la desconfianza en los promotores de la iniciativa y en las autoridades;
 - c) la incapacidad del proyecto de promover expectativas para el desarrollo local.

La reacción NIMBY supone un cálculo de costes y beneficios desde una dimensión individual, lo que en ocasiones puede aglutinar una oposición en contra de un proyecto. La comunidad local percibe que las grandes empresas invaden su territorio para extraer toda su riqueza, excluyendo los valores locales de los criterios de decisión. Interpreta que su territorio soporta los costes de la instalación (por ejemplo de parques eólicos) y que otros se benefician, principalmente en el centro de desarrollo económico del país.

Es importante valorar el impacto social de los cambios del paisaje, más aún en aquellos casos en los que repetidamente se genera este tipo de conflictos. Una fuerte oposición social puede dilatar los tiempos de implantación de un proyecto hasta hacerlo inviable, por la disparidad de valoraciones entre la población afectada, y puede acabar repercutiendo en la toma de decisiones. Entre diciembre de 2008 y noviembre de 2010, el proyecto *Wind barriers* encontró que el 30% de los parques eólicos en Europa que no se finalizaron habían sido detenidos por demandas interpuestas en los tribunales y por la resistencia de los ciudadanos a los proyectos (2).

Discusión y conclusiones

La experiencia demuestra que la oposición local a los parques eólicos, como sucede también con otros proyectos con fuerte impacto visual, está muy relacionada con la información, el conocimiento y la experiencia previa que se tiene con esta fuente de energía. Con este objeto deben explorarse las respuestas de la población local a fin de detectar los principales actores que protagonizan el conflicto. Una comunicación fluida y transparente entre todos los actores involucrados y la participación de la población local con

oportunidades reales de influir en el proyecto pueden evitar que las acciones de resistencia en contra de proyectos específicos.

Debe evitarse que los afectados perciban que los encuentros entre los promotores o la administración sustantiva con la comunidad tienen por objeto hacer publicidad más que informar a los afectados, o que la administración (sustantiva y también la ambiental) actúa favoreciendo los intereses del promotor. Promotor y administración no pueden limitarse, por tanto, a difundir los aspectos positivos del proyecto sin generar espacios de discusión adecuados en los que los afectados puedan exponer sus inquietudes con posibilidades reales de influir en el proyecto. En estos casos los habitantes perciben que las decisiones están tomadas *a priori* y que se les impide participar plenamente en el desarrollo de su propio territorio en las condiciones que ellos estimen más convenientes.

Por tanto, en los proyectos conflictivos deben asumirse unos mecanismos de concertación social que no sustituyen en ningún caso las fases de consulta ni de participación pública de la Ley de Evaluación Ambiental. Las actuaciones encaminadas a alcanzar la concertación social deben engranarse en el mecanismo de evaluación ambiental del paisaje.

Para alcanzar la concertación social se precisa de tres facetas que deben seguir una determinada secuencia:

- i) El promotor y las administraciones implicadas deben actuar, al plantearse el proyecto, con *transparencia*.
- ii) El ciudadano debe *implicarse* activamente en la toma de decisiones sobre las características del proyecto, por ejemplo, emplazamiento, dimensiones, beneficios para la población, medidas de integración, etc.
- iii) El objetivo es el establecimiento de una *comunicación* entre los actores, establecida mediante diversas técnicas.

En general, deben abordarse todos los aspectos problemáticos, empleando diferentes métodos a fin de interactuar con la población afectada, como las encuestas planteando preguntas estandarizadas y preguntas abiertas, la observación directa, entrevistas individuales y grupales, etc. Con estas técnicas deben reconocerse las respuestas sociales a proyectos específicos y las personas y organizaciones que lideran las diferentes posiciones en torno a estos proyectos.

Son múltiples las herramientas de interacción que pueden emplearse, entre otras:

- Estudios de opinión.
- Diagnóstico rural participativo.
- Concursos de ideas.
- Enfoque Marco Lógico.

- Consulta a sectores específicos.
- Técnica Delphi.
- Análisis DAFO.
- Periodos de información pública.
- Debates públicos
- Órganos colegiados de participación.
- Audiencias públicas.
- Consultas informativas.
- Foros electrónicos.
- Voluntariado.
- Talleres de futuro.

Conviene destacar dos ideas básicas. La primera, que cada metodología debe adaptarse a las circunstancias peculiares del estudio y establecer unos objetivos. Por tanto, los estudios deben estar diseñados, desarrollados y analizados por especialistas. La segunda idea básica es que con estos estudios se puede alcanzar un conocimiento detallado de la percepción social del impacto de un proyecto específico sobre el paisaje, incluso llegar a un mayor grado de entendimiento entre las partes del conflicto a través del diálogo y el conocimiento. A partir de este conocimiento el promotor puede plantearse una estrategia de mejora de la información, de incorporación de ideas aportadas por los ciudadanos afectados y de este modo lograr un avance en la percepción del proyecto.

Una de las críticas frecuentes a los procesos participativos y de implicación ciudadana es que son costosos en recursos y en tiempo. No obstante, el tiempo invertido en la concertación social redundará en una mejor y más rápida implementación posterior del proyecto, principalmente en la fase de construcción.

Con el objetivo de armonizar la integración de todos los actores implicados en el desarrollo del proyecto (promotor, órganos sustantivo y ambiental y población afectada) sería conveniente sistematizar las herramientas de análisis del paisaje y adecuar unos criterios de concertación social a nivel estatal.

Puede ser clave la regulación de las actuaciones encaminadas a alcanzar la concertación social en función de las tipologías de proyectos (p.ej. parque eólicos y fotovoltaicos, líneas de transporte de electricidad, etc., a partir de unos determinados umbrales de superficie afectada, potencia instalada, número de unidades, etc.) o su localización (p.ej. a solicitud de la comunidad autónoma, cuando se puedan producir afecciones directas o indirectas a espacios incluidos en la Red Natura 2000, en los casos en los que se pueda detectar una manifiesta oposición social, si afecta directa o indirectamente a paisajes protegidos, por su visibilidad desde puntos de observación singulares, etc.), el momento en el que se deben realizar dichas actuaciones

(conviene al inicio de la tramitación, p.ej. puede incluirse en el documento inicial del proyecto, indicarse al promotor en la resolución del documento de alcance del estudio del impacto ambiental o bien desarrollarse en diferentes momentos de la evaluación) así como determinar quién es el responsable de su desarrollo (promotor, órgano sustantivo u órgano ambiental), alcance de las técnicas demoscópicas, etc.

Sin embargo, no debe interpretarse la propuesta de cualquier proyecto solo desde un prisma de confrontación entre el promotor y la población afectada, como si se tratara de una constante en cualquier proyecto, ya que se podrían estar ocultando oportunidades y beneficios en núcleos urbanos con problemas de despoblamiento, con un déficit de desarrollo económico y social.

Referencias bibliográficas

- (1) Varela Nieto JM, 1994. Evaluación de parámetros ambientales en el futuro Parque Regional del Guadarrama. Informe técnico del CEDEX para la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Madrid.
- (2) Azau, S, 2011. Nurturing public acceptance. *Wind Directions*, 30 (4), 30-36. Artículo citado en: Garrido J, Rodríguez I, Vallejos A, 2015, Las respuestas sociales a la instalación de parques eólicos: el caso del conflicto Mar Brava en la Isla Grande de Chiloé (Chile). En: *Riesgos ambientales, sostenibilidad y políticas de implicación ciudadana* (Universitat Autònoma de Barcelona. Departament de Sociologia, Octubre-diciembre 2015, vol. 100, núm. 4), pp 547-575. <http://papers.uab.cat/issue/view/Issue/v100-n4/164-pdfs-en>.

LA SIGNIFICATIVIDAD DEL IMPACTO TRANSFRONTERIZO: ¿UNA APRECIACIÓN DISCRECIONAL?

VICENTE DAVILA, F; MÉNDEZ MARTÍNEZ G

Equipo de investigación en Evaluación Ambiental Estratégica, Universidade de Vigo

Palabras clave: Evaluación ambiental, Impacto transfronterizo, significatividad.

Resumen

El medio ambiente no tiene fronteras políticas ni administrativas y su protección obliga a articular abordajes eficaces desde la cooperación entre los estados que han de ser contemplados como territorios interdependientes cuando la ejecución de grandes proyectos de obras e infraestructuras puede tener impactos ambientales significativos en el país vecino. La Evaluación de Impacto Ambiental Transfronteriza (EIAT) se ha erigido en un instrumento preventivo como resultado del paulatino reconocimiento de principios de derecho internacional como los de no causar daño transfronterizo, buena vecindad y no discriminación. Uno de los aspectos cruciales de la EIA en su vertiente transfronteriza es la necesidad de oír a las autoridades del estado vecino posiblemente afectado para tener en consideración sus alegaciones respecto a los posibles impactos ambientales transfronterizos antes de adoptar las decisiones de autorización de los proyectos en el país de origen. España es actualmente uno de los países más avanzados del mundo por incorporar en su ordenamiento jurídico esta obligación de notificación y consulta, derivada tanto de haber suscrito el convenio multilateral de referencia sobre impacto transfronterizo, el Convenio de Espoo, como por el efecto directo de la Directiva EIA. Los informes nacionales de cumplimiento del Convenio de Espoo han puesto de relieve numerosas notificaciones internacionales de España respecto a posibles impactos transfronterizos; sin embargo siguen subsistiendo varios casos de proyectos que no han sido notificados y que han causado rechazo por las autoridades y ciudadanos en el vecino Portugal, lo cual pone de manifiesto la diferente percepción entre ambos países sobre la apreciación de la significatividad del impacto transfronterizo. En este trabajo se analizan, a modo de ejemplo, casos de proyectos de infraestructura donde se evidencia la inexistencia de notificación internacional a la luz de las declaraciones ambientales recaídas.

Introducción

La EIA en su vertiente transfronteriza enraíza con los más modernos principios de derecho internacional ambiental en los que se asienta, que poco a poco ha ido encontrando acomodo bajo el reconocimiento de resoluciones internacionales de tribunales de justicia y arbitraje internacional a partir de la mitad del siglo XX. A partir de estos primeros reconocimientos, principios como la prohibición de causar daño transfronterizo, responsabilidad internacional, precaución ambiental serían posteriormente incorporados a las declaraciones de Estocolmo en 1972 y Río en 1992. El impulso de las instancias internacionales con el respaldo de las convenios y declaraciones en materia ambiental culminaría con la labor de la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas bajo cuyos auspicios se aprobaría el Convenio internacional de Espoo sobre daño transfronterizo en 1992.

Actualmente, han transcurrido ya más de 25 años desde la ratificación de España del Convenio de Espoo, que constituye el convenio multilateral de referencia sobre impacto transfronterizo sobre notificación y consulta a un país vecino en caso de apreciación de posibles repercusiones significativas. Estas reglas de Espoo han sido también incorporadas por la Unión Europea al acervo comunitario a través de la Directiva de 1997 y sus correspondientes trasposiciones.

La aplicación de régimen jurídico internacional, europeo y la legislación nacional como de los acuerdos bilaterales sobre EIAT suscritos con Portugal, sitúa a España en el estándar de los países más avanzados al contemplar esta obligación como jurídicamente exigible en el plano de sus relaciones internacionales. En concreto, el contexto transfronterizo ibérico ha venido a constituir uno de los contextos más paradigmáticos a nivel europeo al haberse articulado instrumentos entre ambos países de cooperación reforzada en torno al establecimiento de obligaciones bilaterales de EIA con el vecino Portugal no solo por el mencionado Convenio de Albufeira en materia de impactos aguas transfronterizas, sino también por el Protocolo de cooperación sobre EIA de 2008.

Al amparo de este régimen, la práctica de notificaciones internacionales por posibles impactos transfronterizos realizadas por España, identificados a la luz de los informes nacionales de cumplimiento del Convenio de Espoo enviados por España, ponen de manifiesto la existencia de numerosos expedientes transfronterizos que se han tramitado hasta el momento (ver tabla 1).

En esta cuestión de la EIAT, emerge como un elemento clave para desencadenar el procedimiento de notificación y consulta al posible país afectado la apreciación de la gran magnitud o significatividad del denominado

“posible impacto ambiental transfronterizo” que no solo activa la consulta internacional y la participación transfronteriza a las autoridades competentes del país afectado sino también respecto a los nacionales del otro país posiblemente afectado, cuyas opiniones deben ser tenidas en cuenta en la decisión ambiental, condicionando la autorización del proyecto o inversión en el país de origen. Según el Convenio de Espoo, el impacto transfronterizo debe ser de *carácter perjudicial y magnitud apreciable*, mientras que la Directiva EIA en este mismo sentido solo refiere *efectos significativos en el medio ambiente en otro Estado miembro* sin añadir definición alguna. Sin embargo en ambos casos no existe disposición alguna que determine parámetros para su concreción y ello obliga a su estimación caso por caso en función de los indicios respecto a su magnitud.

La tarea de clarificar lo que es repercusión significativa transfronteriza no ha resultado fácil en la práctica. La determinación y concreción de este concepto participa de la propia naturaleza de lo que en nuestro derecho interno podría ser denominado como “concepto jurídico indeterminado” y cuya apreciación en todo caso se debería dilucidar a la luz de criterios sobre el contexto y la intensidad consensuados entre los estados afectados teniendo en cuenta la naturaleza de cada caso concreto. Con todo, esta discrecionalidad está muy matizada por la presunción *iure et iure* que el propio Convenio de Naciones Unidas sobre EIA en un Contexto Transfronterizo, el Convenio de Espoo y la propia Directiva EIA, establecen respecto a la enumeración de actividades y proyectos, que a modo de lista positiva, por su naturaleza, se entiende que ocasionan impacto transfronterizo, y por la adopción de un método de análisis caso por caso para aquellos proyectos que no se encuadran en las características de estas listas positivas.

La cuestión de fondo que subyace en esta dificultad práctica del impacto transfronterizo ha venido tradicionalmente condicionada con la tensión entre la idea de soberanía nacional y las obligaciones del derecho internacional. Esta tensión entre ambos conceptos como argumenta WENDT (1), debe ser resuelta a la luz de la teoría social de la política internacional.

Desde la academia, muchos autores apuntan la diferente concepción que representa para cada país la consideración “impacto significativo” en cada caso, lo cual puede repercutir en toda una divergencia fundamental y de fondo en la concepción de la EIAT. En este estado de la cuestión, se alzan voces que reclaman la tesis de la *shared idea*, que es la que debe presidir la relación, que a su vez se sustenta sobre una tensión crítica entre el derecho internacional y la soberanía estatal. En este sentido autores como KUOKKANEN (2) refieren que aquí converge por un lado el enfoque de la protección ambiental como bien común, materia sujeta al derecho

internacional y, por otro lado, el enfoque de la explotación de los recursos naturales como una materia sometida a la soberanía nacional.

Desde un punto de vista más pragmático, HILDEN and FURMAN (3) advierten que en esta cuestión no se puede perder de vista el factor esencial que juegan los diversos intereses materiales. Hay que asumir que estos obstáculos existirán y solo podrán ser reducidos, si se propician contactos permanentes que vayan construyendo esas ideas comunes: acuerdos bilaterales entre las partes, mediación de instituciones y organismos internacionales para determinadas actividades del procedimiento, y así afianzar la confianza mutua a largo plazo y la propia conformación de estas ideas comunes.

Métodos y Materiales

Con el propósito de identificar los casos de notificación transfronteriza de España a los países vecinos, hemos recurrido a los registros contenidos en los Informes nacionales de seguimiento del Convenio de Espoo sobre EIA en un contexto transfronterizo, enviados por España a la UNECE, a fin de identificar los proyectos que se han sometido a consulta. Los informes que han sido publicados hasta el momento han sido los correspondientes a los períodos 2003-05, 2006-09; 2010-12 y 2013-15 (4) y constituyen una fuente oficial de primer orden a la hora de verificar el número de casos, teniendo en cuenta sobre todo que su elaboración compete a las respectivas autoridades nacionales en esta materia, en este caso, la Subdirección General de Evaluación Ambiental en el caso del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA). A partir de 2009 se ha recurrido a otra fuente oficial de referencia: la base de datos del MAPAMA mediante la consulta del programa SABIA sobre documentación ambiental de proyectos sometidos a EIA, de la que se han podido obtener y completar datos sobre la tramitación de consultas de los proyectos analizados. Sin embargo, un estudio en detalle de los casos de EIA no debería acotarse a los casos que efectivamente se sometieron a consulta, sino que debería incluir aquellos que debieran haberlo sido y verificar si el cumplimiento de esta notificación internacional se lleva a cabo en la totalidad de los casos. Así, en función de los datos de las declaraciones ambientales y de la oposición social y gubernamental en el país vecino con eco en los medios comunicación y las autoridades del país vecino, procedemos a analizar una serie de casos susceptibles de ser notificados, y que no lo fueron por “la falta de apreciación de significatividad de los impactos por el estado de origen”.

Tabla 1. *Proyectos notificados internacionalmente por España entre 2000 y 2016*

	Tipología	Denominación del proyecto	Lugar	Año	Estado de origen	Estado afectado
1	Infraestr. hidráulica	Aprovechamiento hidroeléctrico del Embalse de Sela en el río Miño	Río Miño	1974/1998	España	Portugal
2	Infraestr. ferroviaria	Eje Atlántico de Alta Velocidad. Tramo: Porriño (Pontevedra) -frontera portuguesa (fusión con el anterior: el de Guillareifrontera portuguesa)	Pontevedra	2004	España	Portugal
3	Infraestr. térmica	Central Termoeléctrica en Moral de Sayago (Zamora)	Zamora	2003/2005	España	Portugal
4	Infraestr. viaria	Conexión autovía de Castilla (España) –IP-5 (Portugal), tramo Fuentes de Oñoro-Vilar Formoso	Castilla	2003/2004	España	Portugal
5	Infraestr. ferroviaria	Línea de alta velocidad entre Madrid–Lisboa/Oporto. Corredor Badajoz-frontera portuguesa	Badajoz	2006-2009	España	Portugal
6	Infraestr. ferroviaria	Línea de alta velocidad Madrid-Lisboa/Oporto. Corredor Salamanca-Almeida	Salamanca	2006/2009	España	Portugal
7	Infraestr. eléctrica	Línea eléctrica de 400kV en Puebla de Guzmán (Huelva)- frontera portuguesa.	Huelva	2006/2009	España	Portugal
8	Infraestr. eléctrica	Línea eléctrica a 400 kV Aldeadávila-Douro Internacional.	Salamanca	2007	España	Portugal
9	Refinería	Construcción de una refinería de petróleo en Extremadura, en los municipios de Fuente del Maestre y Los Santos de Maimona and Villafranca de los Barros (Balboa, Badajoz).	Badajoz	2006-2009	España	Portugal
10	Extracción de áridos	Extracción de arena para la regeneración de las playas de A Braña y A Carteleira en el municipio de Vilanova de Arousa.	Pontevedra	2006/2010	España	Portugal
11	Infraestr. ferroviaria	Línea de Alta Velocidad Madrid-Lisboa. Tramo Badajoz -frontera portuguesa (Badajoz)	Badajoz	2004/2011	España	Portugal
12	Infraestr. térmica	Central Térmica Los Barrios, situada en el término municipal de Los Barrios, en la provincia de Cádiz	Cádiz	2003/2005	España	Reino Unido
13	Planta incineradora	Planta incineradora de residuos en "Txingudi, Guipúzcoa	Guipúzcoa	2003/2005	España	Francia
14	Infraestr. eólica	Parques eólicos en la frontera hispanoportuguesa, en el municipio de Valverde del Fresno (Cáceres).	Cáceres	2006/2009	España	Portugal
15	Extracción minera	Explotación minera en el río Manzanas", Pozo del Píngano (Zamora)	Zamora	2009	España	Portugal
16	Infraestr. eléctrica	Línea en corriente continua Santa Llogaia (Girona) –frontera francesa, de interconexión eléctrica España-Francia	Girona	2013	España	Francia
17	Infraestr. eléctrica	Subestaciones de de Covelo y Beariz y Líneas asociadas a 400kV (Galicia)	Orense y Pontevedra	2016	España	Portugal
18	Extracción minera	Explotación del yacimiento Alameda, situado en la Reserva Definitiva del Estado "Salamanca 28"	Salamanca	2015	España	Portugal

Sin embargo se pueden identificar casos no sometidos a notificación en los que se aprecian ciertos indicios de suficiente entidad como para que se hubiera producido notificación y consulta. Algunos de estos indicios se han puesto de manifiesto mediante el eco mediático y las manifestaciones de oposición social de las poblaciones que se veían afectadas por la ejecución del proyecto; en otros casos por las denuncias y quejas de asociaciones ecologistas y ONGs ambientales a través de los media; y en algunos otros casos, los menos, también se añade a la propia oposición la queja oficial del

propio gobierno del país vecino ante la UE. Teniendo en cuenta estas fuentes que revelan esta posible afectación significativa se analizan dos casos acudiendo a las declaraciones ambientales y a las noticias de los medios de comunicación sobre los mismos. El primero de ellos, de gran actualidad, corresponde a un almacén de residuos radiactivos, que cuenta ya con autorización para su ejecución, y que constituye un caso que actualmente ha generado gran rechazo en el país vecino, tanto a través de una oposición social como de queja de las propias autoridades portuguesas. El segundo consiste en una mina de uranio en Salamanca, sobre la que ha recaído declaración ambiental y que ha generado gran oposición por la posible afectación al río Yeltes que desemboca en el Duero internacional.

CASO 1. ALMACÉN DE RESIDUOS NUCLEARES EN ALMARAZ, CÁCERES

Consiste en una instalación temporal de almacenamiento a la intemperie, para la disposición en seco del combustible gastado de la central nuclear, y su protección física, de modo seguro y estable, hasta su traslado que sería la siguiente etapa de su gestión. La evaluación de los impactos ambientales asociados al proyecto fueron competencia la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural (DGCyEAyMN) mientras que los radiológicos derivados de la naturaleza sensible del material almacenado por el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN).

La central nuclear Almaraz solicitó la construcción de este almacén dentro de sus instalaciones para poder guardar su combustible usado, porque las dos piscinas en las que lo acumula ahora están al 85% de su capacidad y se prevé que estén llenas en 2018 y 2021, respectivamente.

El período de alegaciones del procedimiento ambiental en España recibió 328 alegaciones de ciudadanos españoles y sería una asociación ambiental ADENEX la que alegó la obligación de notificar a Portugal -según consta en la DIA (6)- por la posible contaminación radiológica considerando que habría que informar a Portugal. Lo cierto es que en la declaración ambiental (de noviembre de 2016) solo consta una referencia a Portugal: “*La distancia a la frontera portuguesa es de, aproximadamente, unos 100 km*” y que “*La CN se encuentra ubicada en la Cuenca Hidrográfica del Tajo*”. Tampoco se hace mención alguna al Convenio internacional de Espoo. En el Estudio Ambiental la mención a Portugal está ausente a pesar de que la ubicación del almacén en Almaraz se encuentra a unos 100 kilómetros de Portugal, pero utiliza para refrigerarse las aguas del río Tajo, que aguas abajo abastece Lisboa. El gobierno portugués solicitó en dos ocasiones información sobre el proyecto y no obtuvo respuesta de España.

Las autoridades españolas indicaron que en el caso de proyectos transfronterizos, la directiva que regula esta materia solo requiere un informe si el proyecto tiene un “impacto significativo” en el medio ambiente, algo que “habría que ver” en este caso concreto y que por otra parte se indicó que la declaración ambiental solo sería obligatoria si la instalación tiene previsto permanecer en el mismo sitio durante al menos diez años y su localización es distinta a la de la propia central nuclear. En Portugal se generó una fuerte oposición social y el gobierno portugués elevaría una queja a la UE alegando un incumplimiento de las disposiciones internacionales de Espoo invocando en su queja -presentada en Bruselas el pasado 16 de enero de 2017- al artículo 259 del Tratado de Funcionamiento europeo, lo que implicaba que Lisboa tenía intención de llevar la controversia por Almaraz hasta el Tribunal de Justicia de la UE. Finalmente, la controversia se resolvió con la mediación del Presidente de la Comisión Europea ante ambos presidentes de gobierno y la firma de un acuerdo que implicaba la retirada de la denuncia portuguesa y que España no autorizaría la puesta en marcha del almacén nuclear hasta que Portugal estudiase la documentación sobre el proyecto -que le facilitaría- e inspeccionase la central, algo para lo que tuvo un plazo de dos meses y “se abstendría de tomar cualquier medida que pueda considerarse irreversible”.

El futuro con este acuerdo cerrado ha obligado a España a compartir con Lisboa “toda la información” sobre medio ambiente y seguridad del proyecto en cuestión. Además, se organizó una visita de inspección a la central en la que participarán expertos portugueses y la propia Comisión. Las dos claves de ese examen serán si el almacén se encuentra dentro del perímetro autorizado para la propia central nuclear y el periodo de almacenamiento, que podría desembocar en un nuevo estudio de impacto ambiental. En este proyecto también se suscita si han existido indicios de suficiente entidad para desencadenar una notificación por una probable afectación ambiental de incidencia en el país vecino. En este proyecto también pesa la posible aplicación del Convenio de Albufeira de 1998 firmado por ambos países que contiene disposiciones específicas que establecen la obligación de someterlos notificación e información transfronteriza a aquellos proyectos o actividades que puedan afectar a los ríos transfronterizos por el simple hecho de ubicarse a menos de 100 km del tramo fronterizo.

CASO 2. MINA DE URANIO EN RETORTILLO Y VILLAVIEJA DE YELTES, SALAMANCA

El caso más reciente es el proyecto de explotación de una mina de uranio localizado en Salamanca, a apenas 50 kilómetros de la frontera portuguesa, sobre el que ya ha recaído DIA en sentido favorable el 25 de septiembre de

2013 (7). Este proyecto denominado “*Proyecto de Explotación en la Concesión de Explotación para recursos de la Sección D), minerales de uranio, denominada Retortillo-Santidad n.º 6.605-10, en los términos municipales de Retortillo y Villavieja de Yeltes, provincia de Salamanca*” generó una oposición de grupos ecologistas de ambos países respecto al riesgo ambiental de esta explotación en la que se manipulará mineral radiactivo.

En septiembre de 2016 el Ministro do Ambiente portugués, informó públicamente que requirió al gobierno español información sobre el proyecto minero. También desde la Agência Portuguesa de Ambiente se manifestó que el proyecto de explotación minera de uranio “*era susceptible de tener efectos ambientales significativos en Portugal*” dada la cercanía a la frontera portuguesa, especialmente, por la posible contaminación de las aguas del río Yeltes, afluente del Duero del que se abastecían aproximadamente a dos millones de personas y de riego a todo el Duero vitivinícola.

A pesar de que desde el año 2008 goza de vigencia el Protocolo de actuación entre España y Portugal de aplicación a las evaluaciones ambientales de planes, programas y proyectos con efectos transfronterizos, la Junta de Castilla y León no apreció posibles efectos más allá de nuestra frontera. Esto llevaría a que Portugal reclamado información sobre el proyecto, invocando la aplicación de esta norma bilateral, solicitando abrir un plazo de información pública en su territorio para que se pudiesen presentar alegaciones tanto por el público interesado como por todas las entidades a quienes el proyecto pueda interesar. También sobre este proyecto se suscita la cuestión transfronteriza de si la ubicación de la mina a 50 kilómetros de la frontera tenía la suficiente entidad suficiente para provocar una probable afectación ambiental de incidencia en el país vecino que debería dar lugar a notificación y consulta.

Resultados y Discusión

Han transcurrido diecisiete años de aplicación del procedimiento transfronterizo desde que esta obligación de notificación internacional se incorporó a nuestro ordenamiento en el año 2000 y desde entonces se han llevado a cabo numerosas notificaciones internacionales de España respecto a posibles impactos transfronterizos, lo que permite calificar la relación de España en materia de cooperación de EIA de fluida y de buena vecindad.

La identificación de varios casos de inobservancia en la obligación de notificación a pesar de la existencia de indicios de base objetiva, e incluso de negativas de consultas obviando solicitudes expresas del país afectado,

suponen un salto atrás en la senda de alcanzar un efectivo cumplimiento del sistema de EIAT. En principio, estas omisiones conducen a apreciar la existencia de una diferente percepción de las autoridades de España y Portugal respecto a la apreciación de la magnitud y/o severidad de la incidencia transfronteriza de los posibles impactos del proyecto que se pretende en territorio nacional para desencadenar el proceso de envío de información. Ante la existencia de proyectos en los que la probabilidad de afectación a recursos naturales sensibles como las cuencas compartidas ha sido muy alta, la no notificación podría interpretarse como un ejercicio de una facultad discrecional carente de la suficiente justificación. Sin embargo la naturaleza de cada proyecto concreto obliga a la necesidad de analizar y profundizar en cada caso. Por un lado, habría que sopesar aquellos de posible afectación a las cuencas compartidas entre España y Portugal, respecto a los cuales muchos autores achacan a la situación de dominación o *hidrohegemonía* basada en la relación aguas arriba-aguas abajo que pesa en la relación entre España y Portugal (8).

En el caso de Almaraz, uno de los muchos de esta tipología frecuente de posible afectación hidrológica, más que valorar la probabilidad de una afectación de la cuenca internacional del Tajo como un hecho objetivable con base indiciaria suficiente que desencadene la notificación transfronteriza, sorprende la falta de respuesta a las solicitudes del vecino Portugal para evaluar si la magnitud de los posibles impactos podría tener incidencia transfronteriza. Hay que sopesar que en este y en los demás casos las autoridades españolas no están abocadas en su actuación a una única posibilidad, pues se trata de una facultad discrecional que éstas ostentan y que supone la existencia de un marco de funcionamiento en el que caben interpretaciones, al intervenir un margen de subjetividad respecto a los parámetros de la severidad y afectación transfronteriza. Como el ejercicio de esta facultad discrecional no equivale nunca a arbitrariedad, en el caso de proyectos en los que concurren indicios de suficiente entidad, como son la proximidad a la frontera de menos 100 km o la probable afectación a cuencas compartidas (Art. 8 y Anexo II del Convenio del Albufeira), la no notificación debería estar debidamente razonada o fundamentada en los expedientes nacionales de evaluación en el sentido de que estos proyectos no generarán impactos significativos en el país vecino.

El acuerdo recientemente alcanzado el pasado mes de febrero entre los primeros ministros de ambos países bajo los auspicios de la Comisión Europa termina respondiendo a lo que postula la UE con las modificaciones primero en 2011 y posteriormente la de 2014 de la Directiva EIA: apuntan la necesidad de procurar soluciones procedimentales e institucionales para los proyectos transfronterizos de los Estados miembros mediante consultas

previas de acercamiento de pareceres y mediación internacional a través de órganos conjuntos, a fin de superar lo que ha venido siendo el *modus operandi* de la práctica *interestatal* entre los Estados Miembros hasta el momento.

Si bien las causas para no prestarse a informar y no celebrar consultas pueden deberse a que cada país puede regirse por umbrales de significatividad de impacto diferentes en el análisis de la intensidad de la posible repercusión, también puede obedecer a que la notificación y voluntad de incorporar pudieran continuar ancladas en un excesivo celo, aún no superado, del ejercicio del principio de soberanía nacional, lo que obligaría a investigar en profundidad caso por caso.

Desde la CEPE, como organismo que se encarga de velar por la adecuada aplicación de las disposiciones del Convenio de Espoo, se han reconocido las dificultades que esta apreciación de la significatividad presenta y ha proporcionado una serie de pautas para ayudar a su determinación, Entre ellas apunta a tener en cuenta: (i) que la magnitud del potencial impacto en un área transfronteriza exceda los objetivos medioambientales o los estándares de seguridad o salud del estado afectado; (ii) que el potencial impacto en un área transfronteriza sea prácticamente irreversible; (iii) que el potencial impacto esperado lleve a un cambio negativo en un área protegida en el país afectado; o (iv) que los impactos sean debidos a accidentes y que puedan coincidir con cualquiera de los criterios anteriormente mencionados (9).

Por otra parte hay que destacar la importancia del análisis del impacto para la determinación de la significatividad del impacto transfronterizo, ya que de ella va a depender la realización de una fase participativa y de consultas en el país vecino, con todo lo que podría conllevar su omisión. A fin de evitar situaciones delicadas como la de Almaraz, sería deseable que la legítima discrecionalidad en estos casos fuera precedida de un análisis riguroso de la magnitud de la posible afectación para eliminar dudas en el país afectado o que en todo caso al menos se explicasen los motivos por los cuales no se notifica existiendo solicitud del afectado. De tal manera resulta que obviar la consulta transfronteriza, cuando procede, condena a despojar la EIA transfronteriza de su elemento esencial, la consulta y participación del país posiblemente afectado, el cual tiene atribuida la facultad de invocar el derecho internacional a solicitar consultas bilaterales dirigidas a esa caracterización de la magnitud de los probables impactos. Ante casos que pueden desencadenar una situación delicada a nivel internacional se impone acudir a la gobernanza, como *modus operandi* para dirimir estas cuestiones de un modo anticipado, y que debe emerger aquí no solamente como una praxis de buena vecindad internacional o de concertación de actores, sino

como una vía para legitimar las decisiones públicas. Todo ello por una doble razón; porque lo que está en juego no sólo es el medio ambiente sino las relaciones internacionales, que sería conveniente construir sobre bases sólidas de transparencia, confianza y buena vecindad.

Conclusiones

La tutela y prevención medioambiental en el territorio transfronterizo ibérico requiere de la necesidad de una estrecha cooperación en materia EIA que se plantea indispensable no solo para garantizar una política de buena vecindad sino también para alcanzar los objetivos de cooperación y competitividad comunitaria.

El futuro inmediato pasa por desarrollar los proyectos incluidos en la Red Transeuropea de Transporte y Energía (RTE-E), y proyectos de interés común (PIC) entre los que se encuentran las interconexiones energéticas que contienen un alto interés estratégico al permitir los intercambios de energía eléctrica, de gas y petróleo entre la Península Ibérica y los mercados europeos. Desarrollar estos proyectos transfronterizos que incorporarán gaseoductos, cables y líneas eléctricas que cruzarán las fronteras con nuestros países vecinos Portugal y Francia con una más que alta probabilidad de afectación de áreas sensibles compartidas, precisará poner en marcha procedimientos coordinados de EIA en los que la integración ambiental en la toma de decisión de estos proyectos requiere de una deseable coordinación organizativa y un fluido intercambio de información entre las autoridades responsables de la EIA de ambos países para evitar malentendidos y situaciones delicadas desde el punto de vista de las relaciones diplomáticas.

Referencias / Bibliografía

- (1) WENDT A., *Social theory of international politics*, Cambridge University Press, Cambridge, 1999, pp. 370-378.
- (2) KUOKKANEN, T., *International law and the environment: variations on a theme*, Martinus Nijhoff Publishers, 2002.
- (3) HILDÉN, M., & FURMAN, E. R., *Assessment Across Borders: Stumbling Blocks and Options in the Practical Implementation of the Espoo Convention*, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21, n. 6, 2001, p. 549.
- (4) Informes nacionales de seguimiento del Convenio de Espoo sobre EIA en un contexto transfronterizo enviados por España y Portugal a la

UNECE 2003-2015: http://www.unece.org/env/eia/implementation/review_implementation.html

- (5) VICENTE, F., FIDÉLIS, T. & MÉNDEZ, G. Public Participation in environmental impact assessments between Spain and Portugal, *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, Vol. 17, nº 2.
- (6) DIA caso Almaraz publicada el 24 de noviembre de 2016: <https://www.boe.es/boe/dias/2016/11/24/pdfs/BOE-A-2016-11083.pdf>
- (7) DIA caso mina de uranio en Retortillo y Villavieja de Yeltes publicada el 8 de octubre de 2013: <http://bocyl.jcyl.es/boletines/2013/10/08/pdf/BOCYL-D-08102013-6.pdf>
- (8) VICENTE, F., Evaluación de Impacto Ambiental Transfronteriza entre España y Portugal, Atelier Libros jurídicos, Barcelona, 2016.
- (9) Determining Significance. Specific Methodologies and Criteria to Determine the Significance of Adversary Transboundary Impact: <http://www.unece.org/env/eia/pubs/cepwg3r6.html>

SISTEMAS DISTRIBUIDOS Y CIENCIA DE DATOS EN EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA

SEGADE CASTRO, M.; PAZ CORNES, M.C.; ALVITE DÍAZ, R.

*Dirección General de Calidad Ambiental y Cambio Climático, Consellería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Xunta de Galicia.
Santiago de Compostela*

Palabras clave: Sistemas GIS distribuidos, Planificación urbanística, Directrices de Ordenación del Territorio, Plan de Ordenación del Litoral, Criterios de Sostenibilidad Ambiental, Evaluación Ambiental Estratégica, Galicia.

Resumen

La comunicación presenta las instrucciones técnicas de cartografía de la evaluación ambiental estratégica (EAE) en Galicia, documento que permite la estandarización de la información cartográfica contenida en los planes o programas que se tramitan, su entrega por parte del promotor y los hitos y flujos de la información en los diferentes trámites y entre los agentes participantes.

Se describe la solución tecnológica creada (SIAVA) como herramienta principal de trabajo, constituida por una plataforma web GIS que consume una red integral de datos territoriales disponibles mediante servicios interoperables, en una arquitectura de nube corporativa privada, y su relación con otras herramientas corporativas de gestión de la información territorial.

Por último se exponen ejemplos del potencial de la plataforma SIAVA en la EAE de planes para (a) favorecer la adecuada integración de los *criterios de sostenibilidad ambiental* desde el inicio del proceso de planificación, (b) analizar la coherencia con otros planes y programas: *Directrices de ordenación del territorio* y *Plan de ordenación del litoral de Galicia*, (c) garantizar la protección del patrimonio natural, cultural y del paisaje, y (d) analizar y prevenir la contaminación acústica.

Introducción

La gestión de la información espacial empleada en planificación territorial en general y en la EAE en particular, exige el diseño y ejecución de herramientas y procedimientos que garanticen la calidad, disponibilidad y organización de

la información como base para la toma de decisiones en el proceso de evaluación.

Para el apoyo al proceso de evaluación ambiental de planes y programas, la Xunta de Galicia ha creado una herramienta intranet que es el Sistema de Información Ambiental (SIAVA).

Material y métodos

Marco legal

La Ley 2/2016, de 10 de febrero, del suelo de Galicia (LSG) integra en el procedimiento de aprobación del planeamiento urbanístico el proceso de evaluación ambiental estratégica previsto en la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.

El Reglamento que desarrolla la LSG (Decreto 143/2016, de 22 de septiembre) recoge en su artículo 82 las especificaciones relativas a la entrega de cartografía en el proceso de elaboración de los instrumentos de ordenación urbanística. Parte de estas especificaciones se presentan con un mayor nivel de detalle en las Instrucciones técnicas de cartografía (ITC-SIAVA) para la EAE de planes y programas, publicadas en la sede electrónica de la Consellería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

La ordenación de la información geográfica y de la actividad cartográfica en Galicia vienen reglados por la Ley 14/2010 sobre las infraestructuras y los servicios de información geográfica en España y el Decreto 14/2017, de 26 de enero, por el que se aprueba el Reglamento de ordenación de la información geográfica y de la actividad cartográfica de Galicia que desarrolla, parcial y puntualmente, lo dispuesto en la Ley estatal, atendiendo a las especificidades propias de la comunidad autónoma.

Servicios y tecnología. El SIAVA está integrado en la infraestructura de la Agencia de Modernización Tecnológica de Galicia (AMTEGA), en un entorno de nube corporativa privada, en la que se disponibilizan de forma coordinada servicios transversales entre los usuarios de la Xunta de Galicia y se reglan los estándares de arquitecturas y los procedimientos de publicación de aplicaciones.

Resultados

Las instrucciones de cartografía de evaluación ambiental estratégica en Galicia (ITC-SIAVA) resuelven en gran medida los problemas de estandarización de la información gráfica en el proceso de tramitación

administrativa y su incorporación a los sistemas de información territorial. El flujo característico que sigue la información cartográfica se resume en las siguientes fases: validación, solicitud de corrección de no conformidades, transformación al modelo de datos y carga de los datos en el sistema corporativo.

Los aspectos técnicos recogidos en las ITC-SIAVA son:

1. La calidad de los datos geográficos y el sistema espacial de referencia, que garantizan las condiciones mínimas para la incorporación del plan a un GIS.
2. Los formatos admisibles
3. La coherencia topológica, que recoge las convenciones de cartografiado y las relaciones geométricas entre capas
4. El modelo de datos que sistematiza las capas y sus contenidos garantizando la coherencia semántica de la información

La aplicación SIAVA está basada en tecnología FLOSS (*Free Libre Open Source Software*), en entorno web de nube corporativa privada y un diseño de arquitectura orientada a servicios. El patrón de diseño es el característico de tres capas físicas/lógicas:

1. Una capa de servidor de base de datos espacial, que aloja los datos espaciales y administrativos de los planes y perfiles de uso del sistema y actúa como motor de cálculo de procesos y consultas sobre los datos.
2. Una capa de servicios de información geográfica que atiende las peticiones de los usuarios interactuando con la capa de datos.
3. Una capa de cliente de interfaz de peticiones por el usuario y visualización de los resultados generados por la capa de servicios.

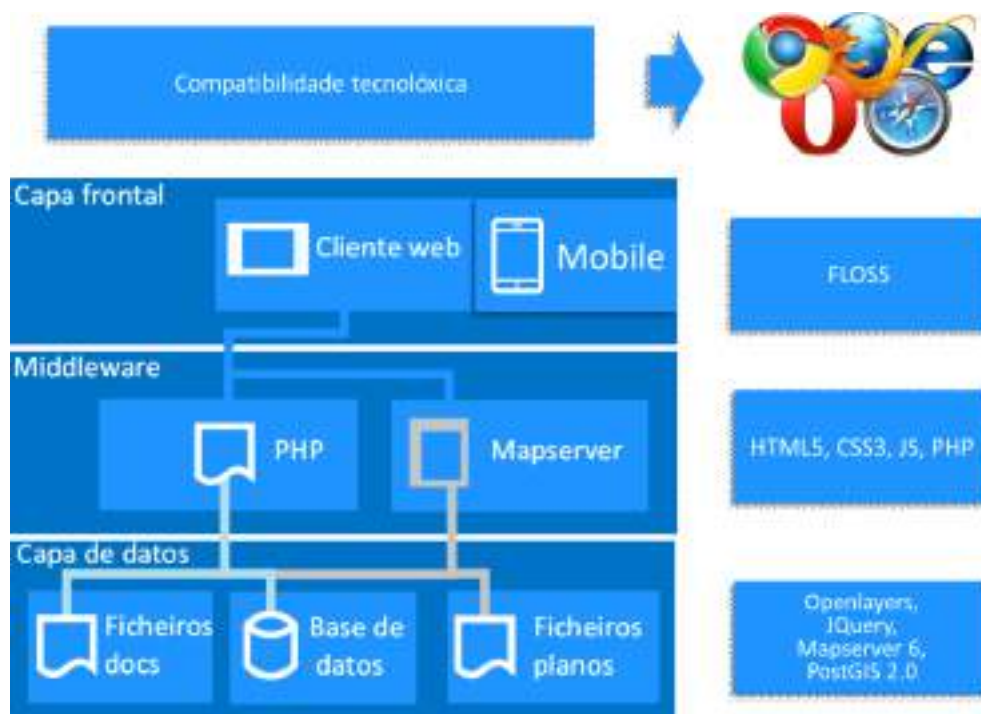


Figura 1. Diagrama de arquitectura tecnológica de SIAVA.

El sistema se integra horizontalmente con el conjunto de herramientas corporativas de la Xunta de Galicia de gestión y publicación de datos geográficos, en particular con los servicios geoespaciales de la Infraestructura de Datos Espaciales de Galicia (IDEG), así como los de otras administraciones (p.e. Dirección General del Catastro o Confederaciones Hidrográficas).

El número de conjuntos de datos espaciales indexados en la aplicación supera los 500, entre recursos externos y propios.

Las principales funcionalidades de apoyo a la evaluación ambiental implementadas son: la búsqueda espacial de expedientes, la gestión dinámica de capas temáticas, las geoalertas de afecciones sectoriales y elementos territoriales de valor, consultas SQL y consultas espaciales, y la exportación a dispositivos móviles para realizar el trabajo de campo.

Discusión y conclusiones

- El marco conceptual definido y las soluciones tecnológicas implementadas permiten una mejor integración de los criterios de sostenibilidad ambiental

garantizando una mejor protección del patrimonio natural y cultural y el paisaje en el proceso de evaluación ambiental.

- Los sistemas GIS distribuidos, facilitan el acceso e intercambio de información entre los diferentes actores participantes en el proceso de evaluación.
- Los sistemas con arquitectura servidor-cliente demuestran ser una manera óptima de acceso a esta información.
- Es necesario reforzar los mecanismos de coordinación entre los órganos administrativos encargados de la evaluación y entre los promotores para la estandarización de la información generada en el planeamiento para mejorar los sistemas de información urbanística y permitir análisis territoriales y ambientales bien fundamentados.

Ejemplos de aplicación

Favorecer la adecuada integración de los criterios de sostenibilidad ambiental desde el inicio de la planificación.

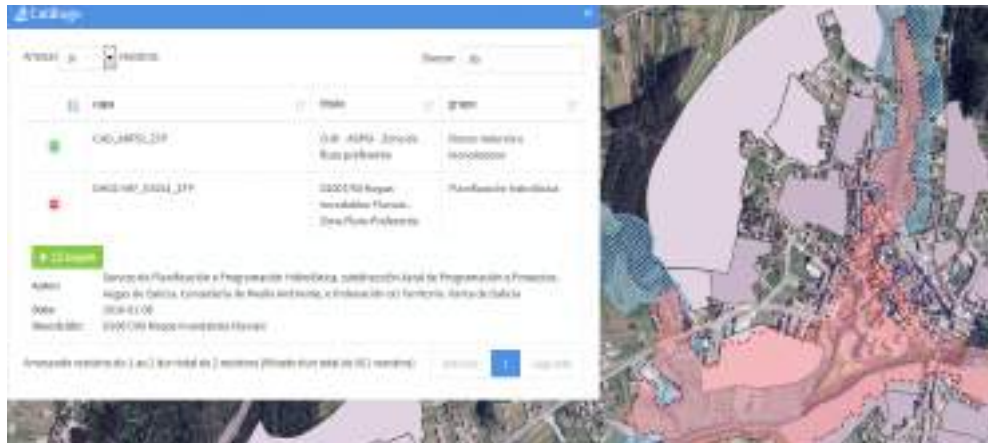
El órgano ambiental establece una serie de CRITERIOS AMBIENTALES que deben guiar el desarrollo del plan

- Directrices de Ordenación del Territorio (DOT; 2011)
- Plan de Ordenación del Litoral (POL; 2011)
- Legislación y planificación sectorial vigentes

VARIABLE	OBJETIVOS	CRITERIOS
OCUPACIÓN DEL TERRITORIO	<ul style="list-style-type: none"> Utilizar de forma racional y eficiente el recurso suelo Asignar usos de forma coherente con los valores y potencialidades del suelo Prevenir riesgos naturales (inundaciones, incendios,...) 	<ul style="list-style-type: none"> Prescindir de desarrollos urbanísticos innecesarios Procurar tramas urbanas compactas y diversas en usos Evitar crecimientos a lo largo de las vías de comunicación Establecer limitaciones a los usos en áreas amenazadas por graves riesgos naturales
PATRIMONIO NATURAL	<ul style="list-style-type: none"> Garantizar la protección de los recursos naturales y contribuir a la conectividad ecológica del territorio Evitar la afección a espacios protegidos y otros con valor natural 	<ul style="list-style-type: none"> Delimitar y ordenar los espacios de la Red Natura de acuerdo con el Plan director Identificar y adoptar medidas para evitar el deterioro de hábitats y especies de interés Delimitar corredores fluviales y zonas húmedas Evitar la proliferación de especies foráneas y contribuir a la erradicación de especies exóticas invasoras
PAISAJE	<ul style="list-style-type: none"> Contribuir a la diversidad, calidad y riqueza paisajística del territorio 	<ul style="list-style-type: none"> Identificar y proteger las áreas con especial valor y/o interés paisajístico Establecer medidas para mejorar o restaurar zonas con paisaje degradado Las características tipológicas, estéticas y constructivas y los materiales de las edificaciones deben ser acordes con el paisaje rural o urbano en el que se encuentran
PATRIMONIO CULTURAL	<ul style="list-style-type: none"> Garantizar la protección y conservación de los bienes de interés patrimonial 	<ul style="list-style-type: none"> Incluir un catálogo de los elementos con especial valor cultural Delimitar y regular las condiciones de uso en los contornos de protección Establecer medidas para la revitalización urbana de las zonas históricas y la rehabilitación de núcleos tradicionales En los ámbitos de interés del patrimonio cultural serán prioritarias las estrategias de rehabilitación frente a nuevos crecimientos. Las intervenciones en los bienes del patrimonio cultural deben garantizar su protección, revalorización y difusión, integrándolas de forma armónica en el territorio y el paisaje.

VARIABLE	OBJETIVOS	CRITERIOS
CICLO HÍDRICO	<ul style="list-style-type: none"> Proteger las masas de agua y sus zonas de protección Promover el uso sostenible, equilibrado y equitativo de los recursos hídricos Garantizar el suministro suficiente de agua así como el tratamiento de las aguas residuales y pluviales Reducir los riesgos por inundación 	<ul style="list-style-type: none"> Identificar la red fluvial y cumplir las limitaciones de usos que corresponden a sus zonas de protección (servidumbre, policía). Manter las características naturales de las corrientes de agua incluidas en suelo urbanizable No se pueden ejecutar nuevos desarrollos si no está previamente garantizado el abastecimiento de agua y el saneamiento. De ser necesario, se preverá la ampliación y/o refuerzo de los sistemas existentes Evitar en zonas de flujo preferente (ZFP) la construcción de viviendas o edificaciones en las que habitualmente haya personas
MOVILIDAD	<ul style="list-style-type: none"> Mejorar la calidad de vida y la cohesión social Minorar el gasto energético y reducir la contribución al cambio climático Racionalizar dotaciones y servicios 	<ul style="list-style-type: none"> Fomentar desarrollos que minimicen las necesidades de desplazamiento: evitar crecimientos lineales y dispersos; aumentar la compactidad, diversidad y complejidad de usos en los asentamientos Integrar itinerarios para medios alternativos al automóvil (bici, peón,...), como son el transporte colectivo, en bicicleta o peatonal.
ATMOSFERA Y CAMBIO CLIMÁTICO	<p>Prevenir y minimizar los efectos de cualquier tipo de contaminación atmosférica (físicoquímica, acústica, luminosa, electromagnética) sobre la salud de la población la funcionalidad de los sistemas naturales</p>	<ul style="list-style-type: none"> Identificar fuentes de contaminación atmosférica existentes y establecer las medidas correctoras necesarias Incorporar zonificación acústica del territorio y valorar posibles afecciones por ruido (criterios de movilidad)
ENERGÍA	<ul style="list-style-type: none"> Reducir las necesidades energéticas y facilitar la implantación de energías renovables Asegurar la disponibilidad de recursos energéticos 	<ul style="list-style-type: none"> No se pueden ejecutar nuevos desarrollos si no está previamente garantizado el abastecimiento energético. De ser necesario, se preverá la ampliación y/o refuerzo de las infraestructuras existentes

Zonas inundables



Propuesta: Sector urbanizable SP-9-R/T/Th PGOM Caldas de Reis afectado por zona de flujo preferente del río Umia

Criterio: Se establecen limitaciones a los usos en la zona de flujo preferente: no se permite la construcción de nuevas edificaciones destinadas a viviendas o en las que habitualmente haya presencia de personas (Plan hidrológico GC y Reglamento Dominio público hidráulico)

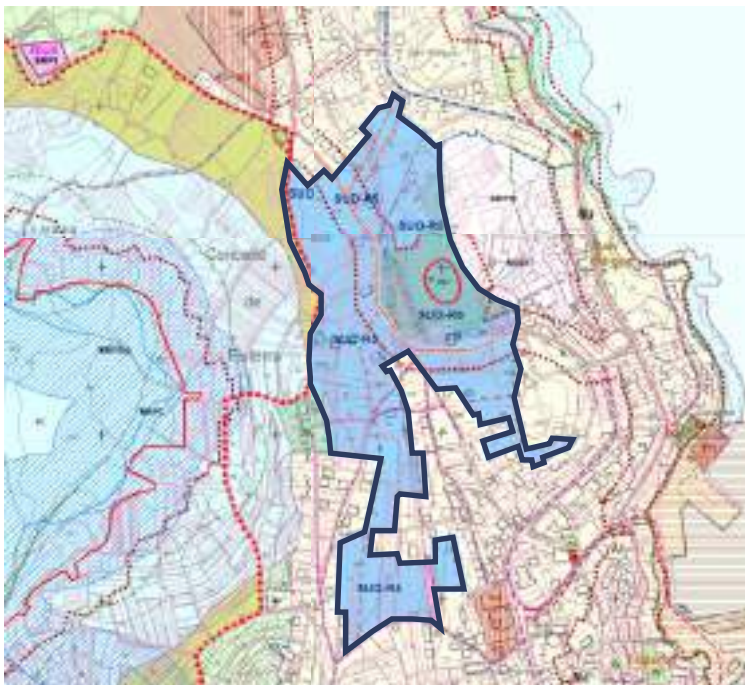
Determinación de la memoria ambiental: supresión del sector de la ordenación propuesta

Resultado: Eliminan sector SPR-9 y clasifican el suelo como rústico (RPAC)



Propuesta:

- Suelos urbanizables en PGOM Fisterra; Monte Atalaia
- Plan de ordenación del litoral (POL) : Zona de mejora ambiental y paisajística y Espacio de interés
- Colindancia con Red Natura 2000 (ZEC “Costa da Morte”)
- Atravesado por el Camino de Santiago, “Camiño Fisterra-Muxía”
- Monte Atalaia, elevada exposición y valor paisajístico
- Modelo de ocupación del suelo extensivo y no justificado



Criterios:

- Evitar presión edificatoria sobre áreas con especial valor paisajístico y/o natural
- Dar respuesta a las necesidades reales de crecimiento, prescindiendo de desarrollos urbanísticos innecesarios
- Priorizar la compactación de núcleos frente a su extensión sobre terrenos en estado natural

Determinaciones:

Supresión de los sectores SUD4,SUD5,SUD6

Resultados: el PGOM clasifica como suelo rústico (SRPAG)

Prevenir y reducir la contaminación acústica

Propuesta:

Desarrollos urbanísticos próximos a grandes vías de comunicación

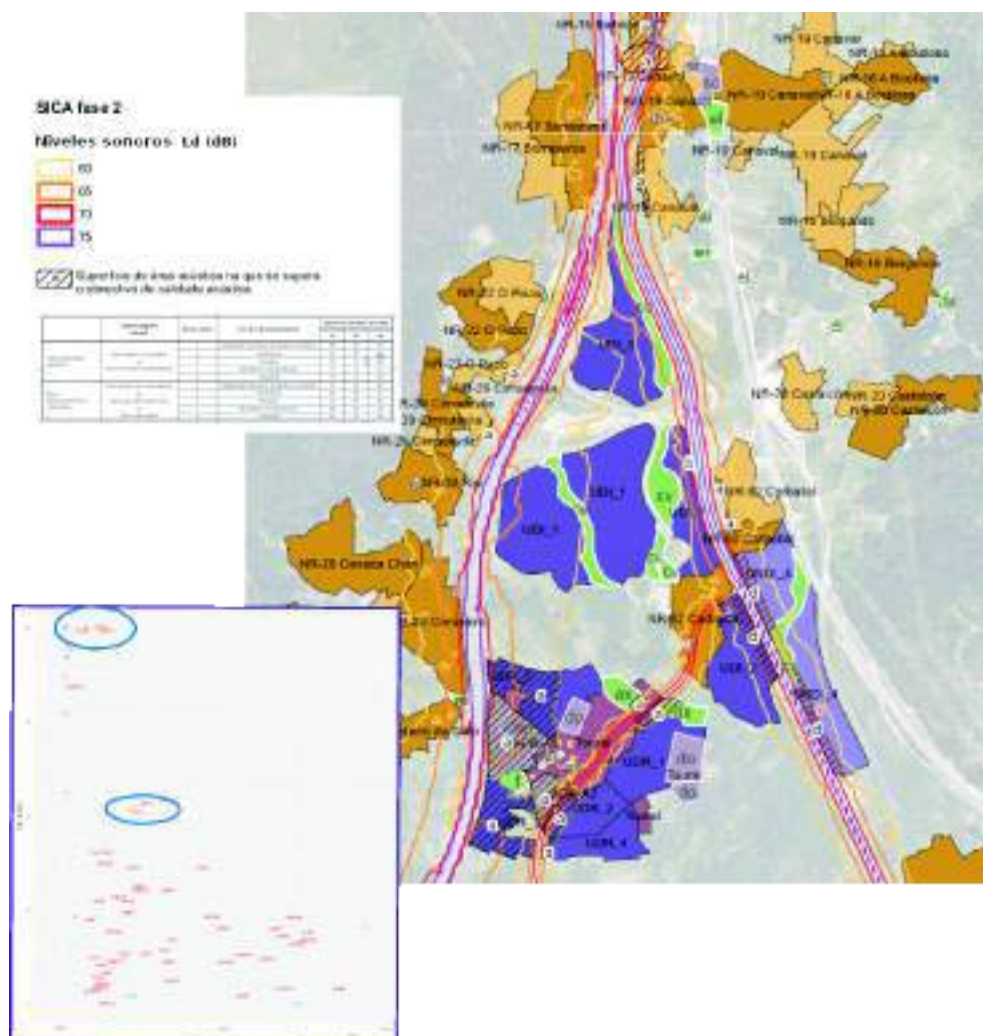
Varios ámbitos superan los objetivos de calidad acústica

Criterios:

Reducir y mitigar la exposición de la población a niveles de ruido excesivos (Ley 37/2003 del ruido; Real decreto 1367/2007). Mapas de ruido del SICA

Determinaciones:

- Los planes de desarrollo deberán contener un estudio acústico (mapas de isófonas)
- Se establecerán limitaciones a la edificabilidad
- Se dispondrán los medios de protección acústica imprescindibles y se justificará su efectividad mediante mediciones “in situ”



Garantizar la protección del patrimonio cultural

Crterios:

- Priorizar la rehabilitación del patrimonio construido frente a nuevos crecimientos
- Las intervenciones en los bienes del patrimonio cultural deben garantizar su protección y revalorización, integrándolas de forma armónica en el territorio y el paisaje

Determinaciones:

Hay elementos patrimoniales protegidos que se podrían ver afectados por la modificación propuesta, por lo que se deberá realizar un análisis en detalle;

en ningún caso se perturbará la integridad formal y funcional del Conjunto del Gran Hotel-Balneario

Resultados:

Pendiente de siguiente hito en la tramitación



Referencias / Bibliografía

http://cmaot.xunta.gal/seccion-tema/c/CMAOT_Avaliacion_ambiental?content=SX_Calidade_Avaliacion_Ambiental/AAE/Avaliacion_ambiental_estrategica.html&std=6-Informacion_xeografica_AAE.html

EVALUACIÓN DE LA PRESENCIA DE LAS IMPUREZAS CO Y SO₂ EN LA TECNOLOGÍA CCS

GIMENO GASCA, B.; GARCÍA PEIRÓ, V.M.; GIMÉNEZ INGALATURRE, A.C.;
FERNÁNDEZ LÓPEZ, J.; BLANCO ARIÑO, S.T.; VELASCO ALBILLOS, M.I.

Universidad de Zaragoza, Departamento de Química Física, Zaragoza

Palabras clave: CCS, CO, SO₂, CO₂, CO₂/SO₂ co-captura, densidad, ELV.

Resumen

En este trabajo se ha estudiado el efecto conjunto de las impurezas SO₂ (condensable) y CO (no condensable) en diferentes parámetros relativos al transporte y almacenamiento del CO₂ antropogénico, para dos mezclas CO₂+CO+SO₂ de diferente composición, a presiones y temperaturas de interés para la tecnología CCS (Carbon Dioxide Capture and Storage).

Se determinaron experimentalmente propiedades volumétricas de las dos mezclas ternarias, una representativa de emisiones de industrias de generación de energía sin desulfuración, y otra representativa de las emisiones industriales totales en la Unión Europea.

Comparando los resultados del sistema ternario con los obtenidos para el CO₂ puro y para dos mezclas CO₂+CO estudiadas previamente con cantidades aproximadamente iguales de CO que las mezclas ternarias, se obtiene que el transporte del fluido se ve favorecido por la presencia de SO₂ ya que permite presiones de operación inferiores, disminuye la caída de presión a lo largo de la tubería y se requieren diámetros internos menores de la tubería. La presencia del SO₂ permite almacenar mayor cantidad de masa en un mismo reservorio y provoca el aumento de las interacciones del fluido con la salmuera en acuíferos salinos, por lo que disminuye el riesgo de fugas. Todo ello tiene como consecuencia el ahorro de costes en las etapas de transporte y almacenamiento de la tecnología disminuyendo además los gastos de purificación y evitando la emisión del SO₂ a la atmósfera.

Introducción

La gran cantidad de CO₂ emitido a la atmósfera por la actividad humana (CO₂ antropogénico) es la principal causa de la intensificación del efecto

invernadero. La tecnología de captura y almacenamiento de dióxido de carbono (CCS) puede ayudar a alcanzar el objetivo de reducir las emisiones europeas de CO_2 en un 80-95% en 2050 (1,2).

La captura del CO_2 se puede lograr por postcombustión, precombustión u oxidación. El transporte se realiza generalmente por tubería, y el CO_2 antropogénico finalmente se inyecta y se almacena en yacimientos de petróleo o de gas activos o agotados, yacimientos mineros agotados o formaciones salinas profundas.

Ya que las emisiones de CO_2 antropogénico provienen de diferentes fuentes, tales como plantas de energía de carbón, refinerías, reformado de asfalto, plantas de gas o de acero y cementeras, el flujo de CO_2 contiene diversas impurezas, entre otras: H_2S , CO , CH_4 , SO_2 , N_2 , O_2 y H_2O , que modifican las propiedades del fluido, como la densidad, ρ , y los límites del equilibrio líquido-vapor, ELV. Conocer el impacto de las impurezas sobre el coste, la seguridad y la eficiencia de la tecnología CCS es esencial para determinar el nivel de purificación requerido para la corriente (estimado en aproximadamente $\frac{3}{4}$ del coste total de la tecnología CCS) (3) y la viabilidad de la co-inyección de impurezas con CO_2 . El aumento de la pureza de CO_2 podría prevenir riesgos potenciales y mejorar el almacenamiento, pero aumenta considerablemente el coste de captura y acondicionamiento. Sin embargo, investigaciones recientes indican que el SO_2 favorece algunos aspectos de las operaciones en instalaciones CCS por lo que proponen la co-captura CO_2/SO_2 , que también evitaría la emisión de SO_2 a la atmósfera (4).

El objetivo del presente trabajo es estudiar el efecto combinado de las impurezas SO_2 (gas condensable) y CO (gas no condensable) en una corriente de CO_2 , en condiciones de interés para la tecnología CCS.

Para ello se ha llevado a cabo la determinación experimental de ρ y del ELV de dos mezclas ternarias $\text{CO}_2+\text{SO}_2+\text{CO}$. Una mezcla es representativa de la captura conjunta de las emisiones de industrias de generación de energía por oxidación, sin desulfuración (con elevados contenidos de SO_2), con las emisiones de industrias de generación de energía por precombustión (con elevados contenidos de CO), que a partir de ahora la llamaremos mezcla de co-captura, con un 5% molar de SO_2 y un 3% molar de CO . La otra mezcla ternaria es representativa de las emisiones industriales totales en la unión europea, a partir de ahora, mezcla de emisiones (con un 0.08% de SO_2 y un 1.12% de CO). Los experimentos se realizaron a T y P relevantes tanto para el transporte por tubería del CO_2 , como para su almacenamiento en la mayoría de almacenes geológicos (5,6,7,8).

A partir de los datos experimentales de ρ y del ELV, determinamos el efecto de SO_2 en varios parámetros relacionados con el transporte y el

almacenamiento de CO₂, tales como la presión de operación mínima, la caída de presión a lo largo de la tubería, el diámetro interno de la tubería, la capacidad de almacenamiento, y la velocidad ascensional de la pluma en acuíferos salinos. Las posibles reacciones adversas que el SO₂ puede provocar en el interior de las tuberías y del reservorio no han sido tenidas en cuenta.

Material y Métodos

2.1 Materiales. Se utilizó dióxido de carbono, dióxido de azufre y monóxido de carbono (fracción molar > 0.99998, 0.9990 y 0.99997 respectivamente) suministrados por Air Liquide.

2.2. Aparatos y métodos. El método para preparar las mezclas se ha descrito previamente (9), y la incertidumbre estándar en la fracción molar, u_x , fue de $6 \cdot 10^{-6}$. La instalación experimental y el procedimiento utilizado para obtener los datos $P\rho T$ se describen en publicaciones anteriores (10,11). El componente principal de la instalación es un densímetro de tubo vibrante DMA HPM Anton Paar. El rango de temperatura de trabajo es de 263 a 473 K \pm 0.006 K, y de presión entre la atmosférica y 70 MPa. La incertidumbre de presión, u_p , es 0.0015 MPa para $P < 6$ MPa y 0.0175 MPa para $6 \text{ MPa} \leq P \leq 70 \text{ MPa}$. La adquisición de datos se lleva a cabo de manera cuasi-continua lo que permite la determinación precisa del ELV a partir de los datos experimentales $P\rho T$. Las incertidumbres experimentales en ρ, u_p , se calcularon utilizando la ley de propagación de errores (11), y presentan valores entre 0.11 y 0.40 Kg/m³.

Resultados

Se midieron 16 isothermas $P\rho T_{x_{\text{CO}_2}}$ para dos mezclas CO₂+CO+SO₂ de distintas composiciones (mezcla de co-captura: $x_{\text{CO}_2}=0.9207$; $x_{\text{CO}}=0.0296$; $x_{\text{SO}_2}=0.0497$; mezcla de emisiones: $x_{\text{CO}_2}=0.9880$; $x_{\text{CO}}=0.0112$; $x_{\text{SO}_2}=0.0008$) a 8 temperaturas entre 263.15 y 313.15 K y presiones hasta 30 MPa (Figura 1 y 2).

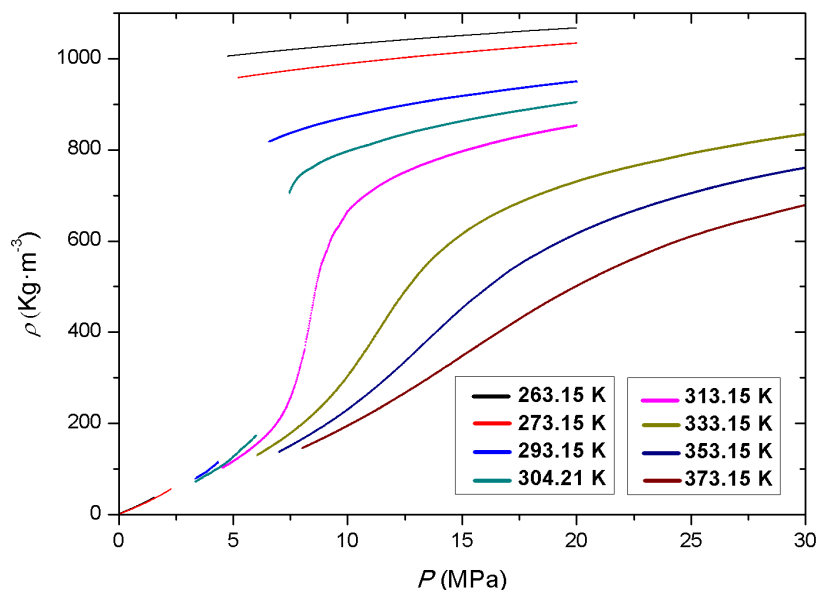


Figura 1. Densidades experimentales ρ , para la mezcla $\text{CO}_2+\text{CO}+\text{SO}_2$ de co-captura.

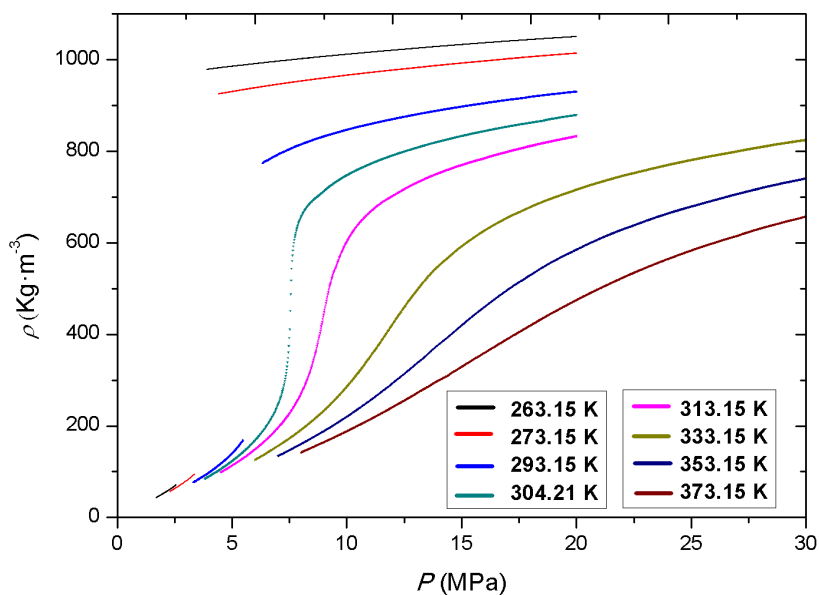


Figura 2. Densidades experimentales ρ , para la mezcla $\text{CO}_2+\text{CO}+\text{SO}_2$ de emisiones.

Los valores de ρ de las mezclas aumentan con la presión y con la disminución de la temperatura. A partir de los datos experimentales, se

obtuvieron las presiones de rocío y burbuja, $P_{\text{rocío}}$ y P_{burbuja} (Figura 3 y 4) para las dos mezclas estudiadas.

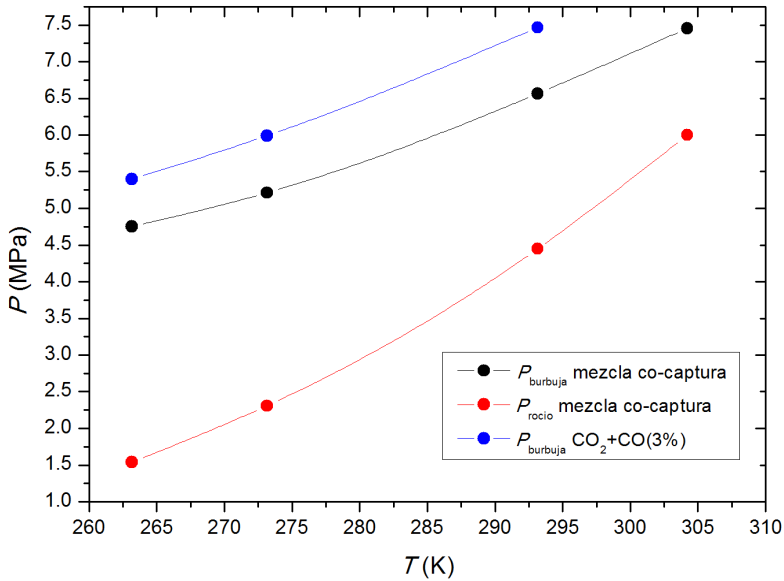


Figura 3. Presiones de rocío y de burbuja, $P_{\text{rocío}}$ y P_{burbuja} , para la mezcla CO₂+CO+SO₂ de co-captura y P_{burbuja} de CO₂+CO con $x_{\text{CO}} = 0.03$ (10).

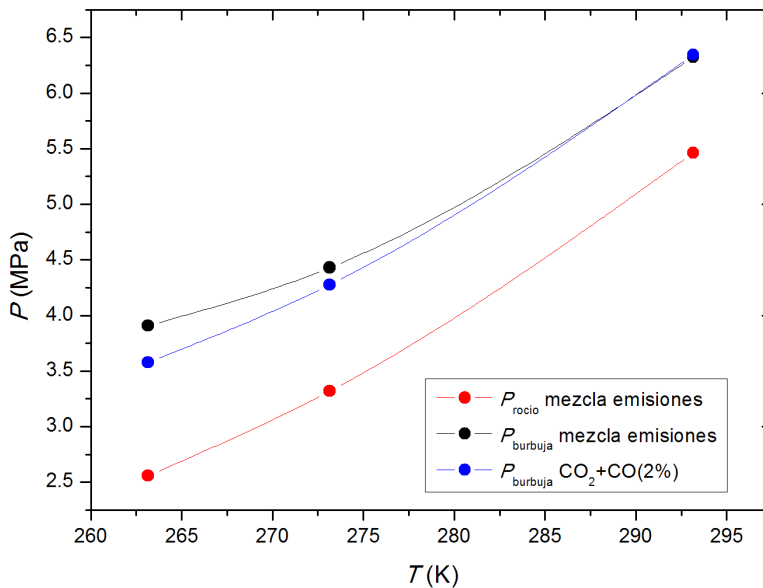


Figura 4. Presiones de rocío y de burbuja, $P_{\text{rocío}}$ y P_{burbuja} , para la mezcla CO₂+CO+SO₂ de emisiones y P_{burbuja} de CO₂+CO con $x_{\text{CO}} = 0.02$ (10).

Influencia del CO y del SO₂ en el transporte.

La presencia de impurezas en el CO₂ antropogénico afecta al comportamiento volumétrico y de fases del fluido, modificando así los parámetros utilizados en el diseño y operación del transporte por tubería. En esta sección se discuten: la presión mínima de operación, P_{\min} ; el perfil de presión a lo largo de la tubería, $P(L)$, donde L es la distancia; y el diámetro interior de la tubería, D . Los dos últimos parámetros se calcularon con la siguiente ecuación (10, 12,13):

$$\frac{\Delta P}{L} = \frac{8fm^2}{\rho\pi^2D^5} \quad (1)$$

donde $\Delta P/L$ es la caída de presión por metro, f es el factor de fricción y m es el flujo másico.

Estos parámetros se calcularon para las mezclas ternarias CO₂+CO+SO₂ estudiadas utilizando los valores de densidad experimentales de este trabajo, y los valores de viscosidad calculados con REFPROP 9.1 (14). Así mismo, se calcularon estos parámetros para el CO₂ puro utilizando valores de densidad y viscosidad calculados con REFPROP 9.1.

Para evaluar el efecto conjunto del CO y el SO₂ se compararon los valores de los parámetros de transporte de las ternarias, con los de la bibliografía para las mezclas CO₂+CO con los mismos contenidos de CO que las ternarias y los de CO₂ puro en las mismas condiciones (10).

Presión mínima de operación

Para transportar el fluido por la tubería se requiere una presión mínima de operación mayor que la presión de burbuja del fluido para evitar la presencia de fase vapor, que disminuye la capacidad de la tubería y puede dañar las instalaciones.

En la Figura 3 se observa que al aumentar la cantidad de SO₂ en la mezcla, la presión de burbuja disminuye y por lo tanto será posible transportar el fluido a presiones menores, por lo que esta impureza es favorable en este sentido.

En el caso de la mezcla ternaria de emisiones (Figura 4), al contener tan poca cantidad de SO₂ (0,08%), no se aprecia una diferencia relevante entre las presiones de burbuja de la mezcla ternaria y de la binaria.

Perfil de presión a lo largo de la tubería, $P(L)$

La Figura 5 muestra la influencia de las impurezas sobre la caída de presión a lo largo de la tubería para las dos mezclas estudiadas a 293.15 K, y una presión de entrada de la tubería (P_{max}) de 20.0 MPa. La caída de presión aumenta con el aumento de la concentración de impurezas no condensables, debido a la disminución de la densidad y la viscosidad de la mezcla. Sin embargo, al aumentar la cantidad de SO₂ (impureza condensable), la caída de presión disminuye al aumentar la concentración. La caída de presión, determina la colocación y número de estaciones de compresión que son necesarias, por lo que la presencia de SO₂ supondría el abaratamiento de la operación.

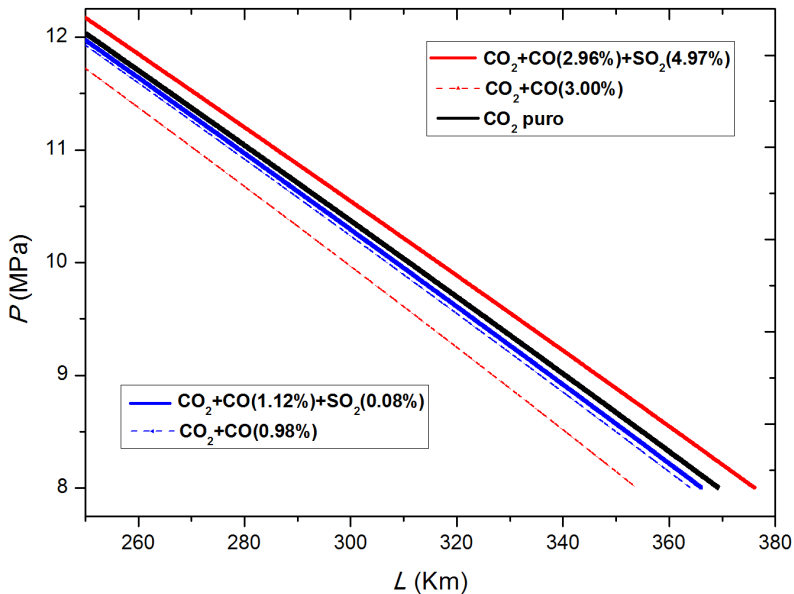


Figura 5. Perfil de presión en función de la distancia recorrida a lo largo de una tubería.

Diámetro interno de la tubería, D

La Figura 6 muestra el diámetro interno de una tubería, D , en función de su capacidad (caudal másico, m) para los sistemas estudiados a 293.15 K y 20.0 MPa. El diámetro interno de la tubería requerido aumenta a medida que aumenta la cantidad de impureza condensable (CO) para un mismo flujo de masa y disminuye a medida que aumenta la cantidad de impureza no condensable (SO₂). Para un flujo de masa de 314 kg/s, la diferencia de diámetro requerido para la tubería si se transportan la mezcla CO₂+CO

(0.03%) o la ternaria de co-captura es de 0.415 cm lo que supone una disminución de aproximadamente 1.5 toneladas de acero por km de tubería en las condiciones utilizadas.

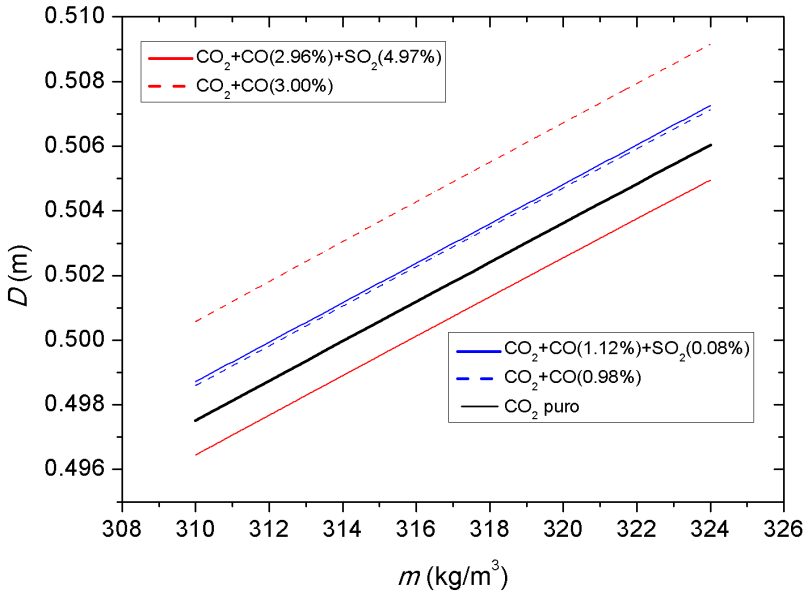


Figura 6. Diámetro interno de la tubería en función del caudal másico.

Influencia del CO y del SO₂ en el almacenamiento

Para evaluar la influencia de CO y SO₂ en la etapa de almacenamiento, calculamos la capacidad de almacenamiento, M y la velocidad ascensional de la pluma dentro de los acuíferos salinos profundos, v , a $P \geq 7$ MPa y 313.15 K. Utilizamos parámetros normalizados, X/X_0 (Ecuaciones (2) y (3)) donde X es el valor correspondiente a las mezclas de CO₂+CO+SO₂ y X_0 corresponde al CO₂ puro.

$$\frac{M}{M_0} = \frac{\rho}{\rho_0 \left[1 + \sum_i \left(\frac{m_i}{m_0} \right) \right]} \quad (2)$$

$$\frac{v}{v_0} = \frac{F/(\rho\eta)}{F_0/(\rho_0\eta_0)} = \frac{(\rho_{br} - \rho)(\rho_0\eta_0)}{(\rho_{br} - \rho_0)(\rho\eta)} \quad (3)$$

donde m_i/m_0 es la relación de la masa de impureza, i , con la masa de CO₂ en la mezcla; (ρ, η, F) y (ρ_0, η_0, F_0) son la densidad, viscosidad y fuerza de flotabilidad de la mezcla y de la corriente de CO₂ puro, respectivamente; ρ_{br} es la densidad de la salmuera (1025 kg/m³ representativa de la salmuera diluida (15)). Los datos de densidad de las mezclas ternarias y del CO₂ puro utilizados fueron los experimentales de este trabajo y calculados con REFPROP 9.1, respectivamente (14). Las viscosidades se calcularon con el programa REFPROP 9.1 (14).

Capacidad de almacenamiento normalizada, M/M_0

La presencia de impurezas en la corriente afecta a la cantidad de fluido que puede almacenarse debido a los cambios de densidad con respecto al CO₂ puro. En la Figura 7 se observa que la adición del 0.08% de SO₂, hace que el valor de la capacidad de almacenamiento normalizada correspondiente al mínimo aumente con respecto a la binaria mientras que un 5% de SO₂ provoca la aparición de un máximo a pesar de la presencia del CO. A 8 Mpa, si el fluido almacenado fuera la mezcla ternaria de co-captura, la masa de fluido que se podría almacenar en un reservorio sería un 20% mayor que si fuera CO₂ puro. A profundidades elevadas (es decir a presiones más altas), parece que el SO₂ disminuye ligeramente la cantidad de masa que se puede almacenar.

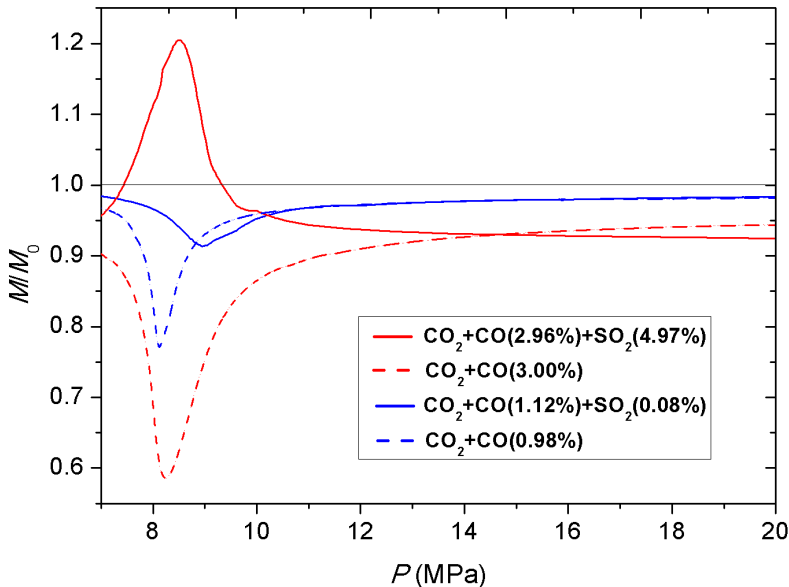


Figura 7. Capacidad de almacenamiento frente a la presión en el reservorio.

Velocidad de ascenso de la pluma normalizada en acuíferos salinos, v / v_0 .

El fluido almacenado en un acuífero salino empuja hacia arriba con una fuerza de flotabilidad, F , que depende de la relación entre su densidad y la densidad de la salmuera.

En la Figura 8, se observa que el SO_2 provoca la disminución de la velocidad de ascenso de la pluma en acuíferos salinos. Un 0.08% de SO_2 prácticamente no afecta a la misma, mientras que un 5% reduce la velocidad de ascenso en un 37.5% con respecto al CO_2 puro. La reducción de la velocidad ascensional de la pluma normalizada, favorece el contacto del fluido con la salmuera y por lo tanto el efecto solvente. Todo ello mejora la seguridad del almacenamiento.

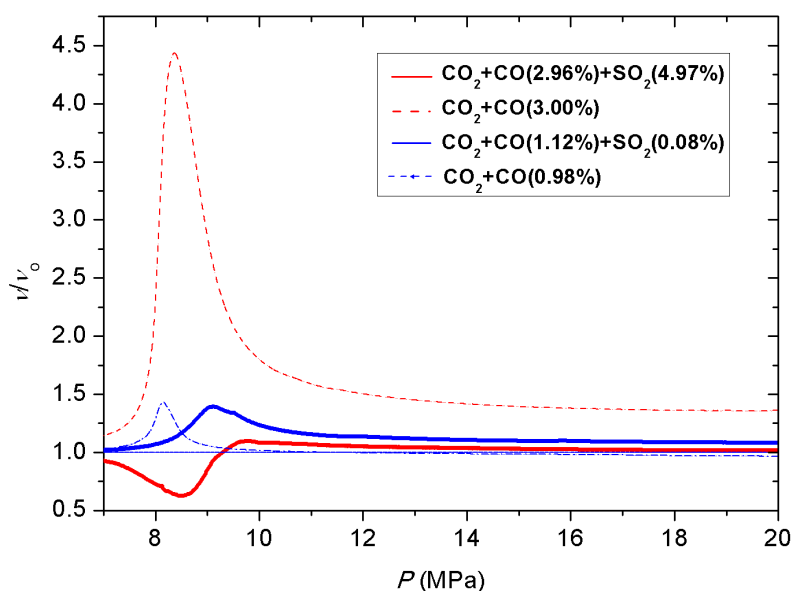


Figura 8. Velocidad de ascenso de la pluma normalizada en acuíferos salinos frente a la presión.

Discusión y Conclusiones

En conclusión, los efectos negativos de la impureza de CO en el dióxido de carbono antropogénico, pueden ser contrarrestados por la presencia del SO_2 . Así pues, si se desean transportar y almacenar emisiones procedentes de centrales de energía por precombustión, sería conveniente que se co-inyecten con emisiones de procesos de oxicomustión sin desulfurar. Como se ha visto en este trabajo la presencia de 5% de SO_2 en una mezcla con

3% de CO hace que el fluido se pueda transportar en fase densa a presiones menores que la mezcla binaria, que la caída de presión sea menor que en el CO₂ puro contrarrestando el efecto negativo del CO y que el diámetro interno de la tubería disminuya con respecto al del CO₂ puro. Además, permite almacenar mayor cantidad de masa en un mismo espacio y disminuye la velocidad ascensional de la pluma después de la inyección disminuyendo el riesgo de fugas.

Todo ello tiene como consecuencia el ahorro de costes en las etapas de la tecnología disminuyendo además los gastos de purificación y evitando la emisión del SO₂ a la atmósfera.

En este trabajo no se han tenido en cuenta las posibles reacciones químicas adversas que el dióxido de azufre puede provocar tanto en el transporte como en el almacenamiento.

Referencias / Bibliografía

- (1) 2050 European Energy Strategy. European Commission; <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/energy-strategy/2050-energy-strategy>.
- (2) 2020 European Energy Strategy. European Commission; <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/energy-strategy/2020-energy-strategy>.
- (3) Ziabakhsh-Ganji Z, Kooi H, 2014, Sensitivity of the CO₂ storage capacity of underground geological structures to the presence of SO₂ and other impurities. *Appl Energy*. 135, 43-52.
- (4) Corvisier J, Bonvalot, AF, Lagneau V, Chiquet, SR, Sterpenich J, Pironon J, 2013, Impact of co-injected gases on CO₂ storage sites: geochemical modeling of experimental results. *Energy Procedia*. 37, 3699-710.
- (5) Michael K, Golab a, Shulakova V, Ennis-King J, Allison G, Sharma S, Aiken T, 2010, Geological storage of CO₂ in saline aquifers-A review of the experience from existing storage operations. *Int J Green Gas Control*. 4(4), 659-67.
- (6) Reference cases and guidelines for technology concepts; ENCAPWP1.1, Deliverable D1.1.1&D1.1.2; Vattenfall A/S Report No.: 55431, Issue No. 4, February 2008; <http://refman.et-model.com/publications/433>.
- (7) Li H, Jakobsen JP, Wilhelmsen Ø, Yan J, 2011, PVT_{xy} properties of CO₂ mixtures relevant for CO₂ capture, transport and storage: Review of available experimental data and theoretical models. *Appl Energy*. 88(11), 3567-79.

- (9) Bachu S, 2003, Screening and ranking of sedimentary basins for sequestration of CO₂ in geological media in response to climate change. *Environ Geol.* 44 (3), 277-89.
- (10) Rivas C, Gimeno B, Bravo R, Artal M, Fernández J, Blanco ST, Velasco I, 2016, Thermodynamic properties of a CO₂-rich mixture (CO₂+CH₃OH) in conditions of interest for carbon dioxide capture and storage technology and other applications. *J. Chem Thermodyn.* 98, 272-81.
- (11) Blanco ST, Rivas C, Bravo R, Fernández J, Artal M, Velasco I, 2014, Discussion on the influence of CO and CH₄ in CO₂ transport, injection, and storage for CCS technology. *Environ Sci Technol.* 48(18), 10984-992.
- (12) Velasco I, Rivas C, Martínez-López JF, Blanco ST, Otín S, Artal M, 2011, Accurate values of some thermodynamic properties for carbon dioxide, ethane, propane, and some binary mixtures. *J Phys Chem B*; 115(25), 8216-30.
- (13) CO₂ pipeline infrastructure: An analysis of global challenges and opportunities; ElementEnergy for International Energy Agency, Greenhouse Gas Programme Final Report, April 2010; <http://www.ccsassociation.org.uk/docs/2010/IEA%20Pipeline%20final%20report%20270410.pdf>.
- (14) Vandeginste V, Piessens K, 2008, Pipeline design for a least-cost router application for CO₂ transport in the CO₂ sequestration cycle. *Int. J. Greenhouse Gas Control.* 2, 571- 58.
- (15) Lemmon E W, Huber M L, McLinden M O, NIST Standard Reference Database 23: Reference Fluid Thermodynamic and Transport Properties-REFPROP, Version 9.0; National Institute of Standards and Technology, Standard Reference Data Program: Gaithersburg, 2010.
- (16) Some Fundamentals of Mineralogy and Geochemistry. Deepbasins brines I: Density, TDS, and chloride. <http://www.gly.uga.edu/railsback/Fundamentals/815BrinesDiagrams07IP.pdf>.

CÁLCULO DEL ÍNDICE CFR (CALIDAD FONDOS ROCOSOS) EN LA ZONA SUBMAREAL DEL PARQUE NACIONAL DE LAS ISLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA MEDIANTE DOS METODOLOGÍAS: *LINE-POINT INTERCEPT* Y ESTIMACIÓN VISUAL POR FILMACIÓN SUBMARINA

GRANERO, J.¹; GÓMEZ, V.¹; ESCUDERO, A.¹; PUENTE, A.¹; RODRÍGUEZ, J.¹; PÉREZ, G.²; HERNÁNDEZ J.²; AMENGUAL, P.³, FERNÁNDEZ, J.A.⁴

¹ Área Medio Ambiente y Sostenibilidad, TAXUS MEDIO AMBIENTE, Oviedo – Asturias
Tf: 985 24 65 47 – Fax: 984 155 060

² Gerencia de Pesca y Asuntos Marítimos TRAGSATEC, C Julián Camarillo 6 B - 28037 Madrid

³ Organismo Autónomo Parques Nacionales - Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, C/José Abascal 41, 28003 Madrid

⁴ Director Conservador Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia - Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Xunta de Galicia.
C/ San Lázaro, s/n 15781 Santiago de Compostela

Palabras clave: Parque Nacional, fondos oceánicos, zona submareal, comunidades algales, CFR Calidad Fondos Rocosos, Line-Point Intercept, estimación visual, filmación submarina.

Resumen

Con motivo de la realización del “Seguimiento Intensivo del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia”, financiado por el OAPN dentro del programa “Seguimiento Ecológico de la Red de Parques Nacionales en el ámbito Marino 2015-2016”, se ha llevado a cabo la caracterización de las comunidades del medio marino del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia.

Con el fin de obtener unas condiciones iniciales para el control y seguimiento de la evolución de los fondos oceánicos atendiendo a las comunidades algales presentes en las principales islas que conforman el Parque Nacional de las Islas Atlánticas, se han llevado a cabo una serie de estudios submareales a partir de los cuales se ha calculado el índice de Calidad de Fondos Rocosos (CFR) en base a dos metodologías distintas: Método *Line-Point Intercept* realizado *in situ* y estimación visual *a posteriori* a partir de grabaciones submarinas realizadas durante los muestreos.

El objeto del presente estudio es la comparación de las dos metodologías utilizadas para el muestreo submareal, determinando las ventajas e inconvenientes que presentan cada una de ellas, así como la presentación de los resultados obtenidos sobre la calidad de los fondos marinos del Parque Nacional.

Introducción

El Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas se sitúa en la Comunidad Autónoma de Galicia, concretamente en las provincias de Pontevedra y A Coruña. Comprende cuatro archipiélagos (Cortegada, Sálvora, Cíes y Ons) con características propias que contribuyen a poner en valor esta figura de protección. La creación del Parque Nacional data del 1 de julio de 2002, de acuerdo a la Ley 15/2002 (1).

Con motivo de la realización del “Seguimiento Intensivo del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia”, financiado por el OAPN dentro del programa “Seguimiento Ecológico de la Red de Parques Nacionales en el ámbito Marino 2015-2016”, se ha llevado a cabo el diseño de un plan piloto que plantea la ejecución de una serie de muestreos y estudios con el fin de realizar un seguimiento de las comunidades del medio marino y de los fondos sedimentarios.

Uno de los objetivos de este plan piloto es obtener unas condiciones iniciales para el control y seguimiento de la evolución de los fondos oceánicos atendiendo a las comunidades de macroalgas. Para ello se ha planteado el cálculo del índice de Calidad de Fondos Rocosos (CFR) mediante el método *Line-Point Intercept*, el estudio de comunidades de laminariales (densidad mediante celdas de 1 m² y obtención de datos biométricos) y el seguimiento de especies invasoras (estudios de densidad y fenología).

Durante la realización de los trabajos, se han observado una serie de inconvenientes relacionados con la utilización del método *Line-Point Intercept* para el cálculo del índice CFR, por lo que se ha planteado la utilización de otra metodología con una ejecución más sencilla: Estimación visual *a posteriori* a partir de grabaciones submarinas realizadas durante los muestreos.

Material y Métodos

Se han establecido un total de 16 estaciones de muestreo en el conjunto de archipiélagos que conforman el Parque Nacional de Islas Atlánticas de Galicia: 2 en Cortegada, 4 en Sálvora, 4 en Ons y 6 estaciones en Cíes. En

cada una de las 16 estaciones de muestreo establecidas se han realizado una serie de transectos perpendiculares a la costa, a partir de los cuales se ha calculado el índice de Calidad de Fondos Rocosos (CFR).

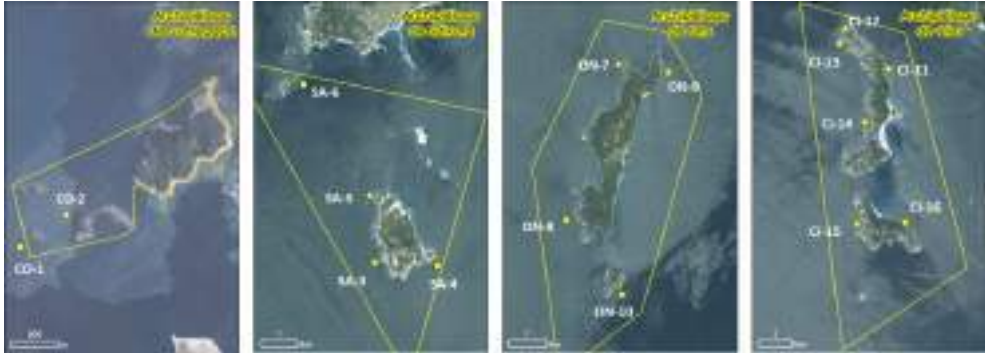


Figura 1. Localización de estaciones de muestreo.

El índice CFR (Calidad de Fondos Rocosos) se ha calculado según los criterios establecidos por J.A. Juanes *et al.* 2008 (2). El valor obtenido se ha comparado con las condiciones de referencia y límites de cambio de clase de Estado Ecológico establecidas en la Instrucción 2/2015, de 17 de abril (3), para masas costeras.

Tabla 1. Escala de valoración del EQR para macroalgas en base al CFR.

Estado	Valor del CFR	EQR
Muy bueno	81-100	0,81-1,00
Bueno	57-81	0,57-0,81
Moderado	33-57	0,33-0,57
Deficiente	9-32	0,09-0,33
Malo	0-9	0,00-0,09

Fuente: IPH de la Demarcación Hidrográfica de Galicia-Costa (3)

La obtención de datos para el cálculo del índice CFR se ha realizado en base a dos metodologías distintas: *Line-Point Intercept* y estimación visual *a posteriori* a partir de grabaciones submarinas realizadas durante los muestreos.

Line-Point Intercept

Para la aplicación de esta metodología, dentro de cada una de las estaciones de muestreo establecidas, se han realizado varios transectos perpendiculares a la costa, cubriendo en la medida de lo posible, las distintas poblaciones u horizontes presentes en la zona: 2 transectos en Cortegada, 10 transectos en Sálvora, 14 en Cíes y 9 transectos en Ons.

Para ello, se ha extendido una cinta métrica a lo largo de los transectos, y se han identificado y registrado las especies presentes a intervalos regulares (entorno a los 50 cm). De esta manera, se generan una serie de puntos a partir de los cuales se han obtenido datos de riqueza de especies características (R), cobertura de las mismas (C), presencia de especies oportunistas (O) y del estado fisiológico de la comunidad (S). Con los datos obtenidos se calculará el índice CFR para cada transecto realizado.

El muestreo se ha llevado a cabo mediante inmersión con métodos de buceo autónomo, de acuerdo con la Orden de 14 de Octubre de 1997, modificada por la Resolución de 18 de Octubre de 2016 (4).

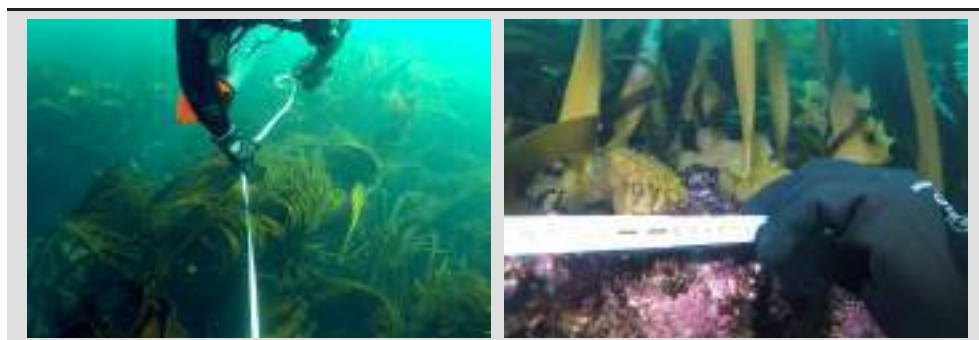


Figura 2-3. Toma de datos mediante metodología *Line-Point Intercept*.

Filmaciones Submarinas

Para el cálculo del índice CFR a partir de la visualización *a posteriori* de filmaciones submarinas, se ha realizado un transecto perpendicular a la costa por cada estación de muestreo establecida, realizándose un total de 16 transectos.

Para la toma de imágenes de los fondos marinos se ha utilizado un explorador subacuático que permite la visualización directa de los mismos desde la propia embarcación, manteniéndolo aproximadamente a medio

metro sobre el fondo. Además, las imágenes quedan grabadas en alta definición. A partir de la visualización de las imágenes tomadas se ha realizado una estimación visual de las distintas coberturas que presentan las diferentes especies detectadas, realizando un listado taxonómico de las mismas. Con los datos obtenidos, se ha calculado el índice CFR comentado en párrafos anteriores.



Figura 4-5. Filmación de imágenes con explorador subacuático.

Resultados

Tras el cálculo del índice CFR mediante las dos metodologías anteriormente expuestas se han obtenido los siguientes resultados:

Tabla 2. Resultados obtenidos tras el cálculo del índice CFR

Archipiélago	Estación de muestreo	Resultado	
		Line-Point Intercept (LPI)	Estimación Visual (EV)
Cortegada	CO-1	Deficiente (0,27)	Deficiente (0,22)
	CO-2	Deficiente (0,17)	Deficiente (0,16)
Sálvora	SA-3	Bueno (0,71)	Muy Bueno (0,81)
		Muy Bueno (0,81)	
	SA-4	Muy Bueno (0,85)	Muy Bueno (0,83)
		Muy Bueno (0,81)	
	SA-5	Bueno (0,71)	Muy Bueno (0,81)
		Bueno (0,71)	
SA-6	Bueno (0,71)	Muy Bueno (0,85)	
	Bueno (0,75)		
		Bueno (0,71)	
Ons	ON-7	Bueno (0,71)	Muy Bueno (0,83)
		Bueno (0,71)	
	ON-8	Bueno (0,67)	Muy Bueno (0,89)
		Bueno (0,71)	
	ON-9	Bueno (0,71)	Muy Bueno (0,85)
		Bueno (0,71)	
ON-10	Bueno (0,75)	Muy Bueno (0,85)	
	Bueno (0,71)		
		Bueno (0,57)	
Cies	CI-11	Bueno (0,75)	Muy Bueno (0,85)
		Bueno (0,75)	
		Bueno (0,71)	
	CI-12	Muy Bueno (0,81)	Bueno (0,66)
		Bueno (0,77)	
	CI-13	Bueno (0,71)	Muy Bueno (0,81)
		Bueno (0,71)	
	CI-14	Muy Bueno (0,85)	Muy Bueno (0,85)
		Muy Bueno (0,81)	
	CI-15	Muy Bueno (0,81)	Bueno (0,8)
Muy Bueno (0,81)			
CI-16	Bueno (0,71)	Bueno (0,76)	

Los resultados obtenidos se han representado gráficamente para una mejor visualización de las comparativas.

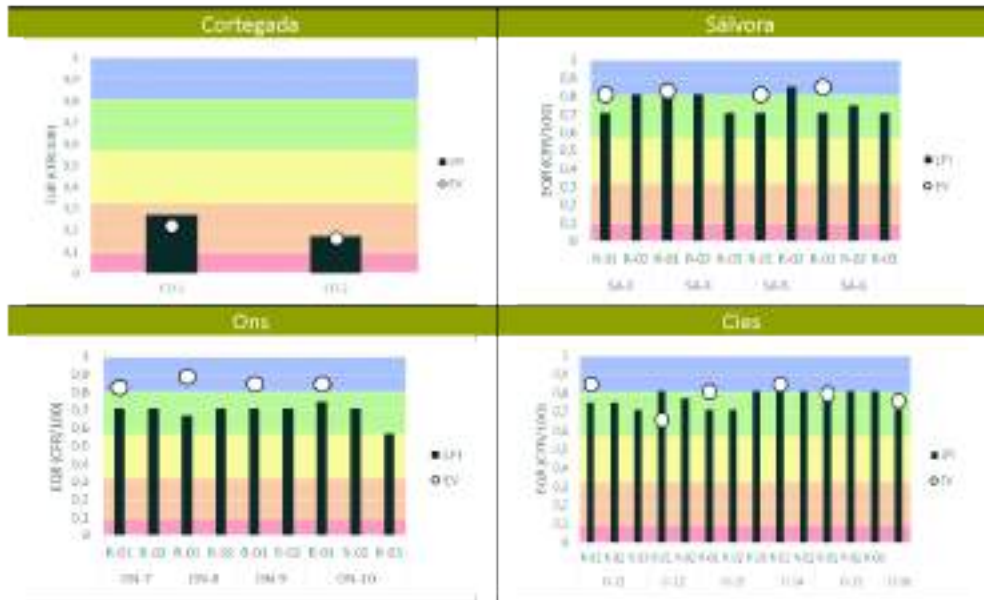


Figura 6-9. Resultados obtenidos tras el cálculo del índice CFR mediante las dos metodologías: *Line-Point Intercept* (LPI) y estimación visual (EV).

Por lo general, mediante la metodología de estimación visual se obtienen mayores EQRs debido a la mayor riqueza de especies características detectada al cubrir una mayor extensión, por lo que la puntuación obtenida para el bloque correspondiente (R) será mayor, provocando que la puntuación final también sea mayor.

De forma complementaria, se ha realizado una prueba t de Student de comparación de medias. Para ello los datos de LPI (35) se han agrupado en 16 bloques que se corresponden con las 16 zonas evaluadas mediante estimación visual, es decir, por cada transecto realizado mediante el método de estimación visual existen de uno a tres LPI. Los resultados de esos LPI se han promediado para obtener dos valores comparables por zona evaluada: uno para estimación visual y otro para LPI.

Como hipótesis nula se ha fijado H_0 : media LPI – media Visual = 0. Se ha realizado una prueba de Levene para comprobar la homogeneidad de variancias obteniéndose un resultado no significativo ($p = 0.563$) de forma que podemos asumir el supuesto de homocedasticidad.

Tipo_Cuanti	Summary of CFR		
	Mean	Std. Dev.	Freq.
LPI	68.125	18.620528	16
Visual	73.9375	22.077043	16
Total	71.03125	20.305791	32

W0 = 0.34285094 df(1, 30) Pr > F = 0.56256741

W50 = 0.03249895 df(1, 30) Pr > F = 0.85814922

W10 = 0.21573085 df(1, 30) Pr > F = 0.6456655

Figura 10. Resultados obtenidos en la prueba de Levene.

Los resultados de la prueba t de Student para muestras de variancias iguales ofrecen valores significativos para las hipótesis alternativas: H_1 : LPI < Visual ($p = 0.214$); H_2 : $|LPI| > |Visual|$ ($p = 0.4271$) y H_3 : LPI > Visual ($p = 0,7864$). Por tanto podemos asumir que no existen diferencias significativas entre los resultados obtenidos con ambas metodologías.

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.
LPI	16	68.125	4.655132	18.62053
Visual	16	73.9375	5.519261	22.07704
combined	32	71.03125	3.589591	20.30579
diff		-5.8125	7.220284	

diff = mean(LPI) - mean(Visual)

Ho: diff = 0 degrees of freedom = 30

Ha: diff < 0 Ha: diff != 0

Pr(T < t) = 0.2136 Pr(|T| > |t|) = 0.4271

Figura 11. Resultados obtenidos en la prueba t de Student.

Discusión y Conclusiones

Los resultados estadísticos obtenidos indican que el CFR calculado mediante *Line-Point Intercept* (LPI) y Estimación Visual, no presenta diferencias significativas.

- La metodología de LPI tiene ciertos inconvenientes y dificultades:
- Requiere mayor número de efectivos (buceadores) para la realización de los trabajos, debiendo cumplir con la Orden de 14 de Octubre de 1997, modificada por la Resolución de 18 de Octubre de 2016 (4).
- Presenta mayor dificultad al tener que extender una cinta métrica (o similar) que aguante las batidas del oleaje (a poca profundidad) y mareas.
- Presenta limitaciones en cuanto al tiempo de trabajo (consumo del aire de la botella y periodos de descompresión).
- El área estudiada por jornada de trabajo es menor (limitaciones de tiempo y condición física de los buceadores).
- El LPI estudia la población detectada en una línea, mientras que la EV permite el estudio de un transecto con una anchura variable (polígono en lugar de línea).

Por el contrario, los resultados obtenidos mediante LPI tienen un carácter más objetivo, mientras que en la estimación visual, el cálculo de coberturas depende de la apreciación del propio técnico que realice el análisis de las filmaciones submarinas. Sin embargo, la estimación visual se asemeja más a las pautas establecidas para el cálculo del índice CFR (2), que es la métrica definida para el elemento de calidad biológica macroalgas, por el Plan Hidrológico de Galicia-Costa (5).

En base a todo lo anterior, se considera como mejor opción para el desarrollo de planes de vigilancia ambiental futuros, el cálculo del índice CFR mediante estimación visual por filmación submarina.

Referencias / Bibliografía

- (1) Ley 15/2002, de 1 de julio, por la que se declara el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.
- (2) J.A. Juanes, X. Guinda, A. Puente, J.A. Revilla (2008) Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological indicators*. Nº 8 – 2008: 351 – 359.
- (3) Instrucción 2/2015, de 17 de abril, de planificación hidrológica de la demarcación hidrográfica de Galicia-Costa.

- (4) Resolución de 18 de octubre de 2016, de la Dirección General de Empleo, por la que se registra y publica el Acta del acuerdo de modificación del Convenio colectivo de buceo profesional y medios hiperbáricos y el acuerdo sobre Normas de seguridad en actividades subacuáticas.
- (5) Real Decreto 11/2016, de 8 de enero, por el que se aprueban los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas de Galicia-Costa, de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, del Guadalete y Barbate y del Tinto, Odiel y Piedras.

ELABORACIÓN DE LA CARTOGRAFÍA BIONÓMICA HASTA LA ISÓBATA DE 10 METROS EN EL ENTORNO DE LA CENTRAL TÉRMICA DE ABOÑO

GÓMEZ DE LA TORRE, V.¹; RODRÍGUEZ GARCÍA, J.¹; GRANERO CASTRO, J.¹; BLANCO MURCIA, S.²; GARCÍA MARINAS, J.C.²

¹Área Medio Ambiente y Sostenibilidad, TAXUS MEDIO AMBIENTE, Oviedo – Asturias
Tf: 985 24 65 47 – Fax: 984 155 060

²Dirección de Ambiente, Sostenibilidad, Innovación y Calidad. EDP ESPAÑA
Plaza de la Gesta, 2 – 33007 Oviedo - Asturias

Palabras clave: Inventario Español, estado básico, cartografía bionómica, comunidades naturales, central térmica.

Resumen

Distintos convenios y normativas, tanto a nivel internacional como nacional, destacando en este último ámbito la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y el Real Decreto 556/2011 para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y de Biodiversidad, amparan la necesidad de identificar e inventariar los componentes de la diversidad biológica, tanto para su conservación como para su uso sostenible.

Por otra parte, la Ley 26/2007 de Responsabilidad Medioambiental regula la responsabilidad de cualquier operador que desempeñe una actividad económica de las incluidas en su anexo, de prevenir, evitar y reparar los daños medioambientales causados por dicha actividad. Así, indica que la reparación del daño medioambiental se consigue restituyendo el medio ambiente a su estado básico.

El presente estudio tiene como objeto conocer el estado actual de las comunidades naturales presentes en el entorno de la central térmica de Aboño, elaborando una cartografía bionómica de la zona comprendida entre el Cabo Torres y la isla de Antromero hasta la isóbata de 10 metros.

Introducción

Distintos convenios y normativas, tanto a nivel internacional como nacional, destacando en este último ámbito la Ley 42/2007 (1) y el Real Decreto 556/2011 (2), amparan la necesidad de identificar e inventariar los componentes de la diversidad biológica, tanto para su conservación como para su uso sostenible.

Consciente de dicha necesidad, el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente ha elaborado una Lista Patrón de referencia estatal que sirve como punto de partida para la planificación y gestión de los hábitats marinos (3).

Por otra parte, la Ley 26/2007 de Responsabilidad Medioambiental (4) y el Real Decreto 2090/2008 (5) que la desarrolla parcialmente, regulan la responsabilidad de cualquier operador que desempeñe una actividad económica de las incluidas en su anexo, de prevenir, evitar y reparar los daños medioambientales causados por dicha actividad. Así, indica que la reparación del daño medioambiental se consigue restituyendo el medio ambiente a su estado básico. Además, se define el estado básico de tipo dinámico como *“aquel que prevé la posible evolución de los recursos naturales y los servicios que éstos presentan desde que se produce el daño hasta que surte efecto la reparación”*.

A petición de EDP ENERGÍA, desde el año 2012 se han venido elaborando una serie de planes de vigilancia en la zona de influencia de la central térmica de Aboño, sobre los parámetros incluidos en la Directiva Marco del Agua (6) y sobre las comunidades naturales presentes en el entorno. De forma complementaria se ha llevado a cabo la elaboración de una cartografía bionómica, mejorando así la información que ya se tenía sobre las distintas comunidades presentes y permitiendo la definición del estado básico de tipo dinámico que presentan los fondos sobre los que puede tener influencia dicha central.

La zona de estudio está comprendida entre el Cabo Torres y la Isla de Antromero, y se extiende hasta la isóbata de 10 metros, cubriendo un área aproximada de 599,06 ha y presentando una longitud de unos 17.546 metros de línea de costa.



Figura 1. Localización del área de estudio.

Material y Métodos

Debido a la variación de los factores abióticos con la batimetría, las comunidades bentónicas suelen presentar una distribución en bandas u horizontes, al menos en los niveles más superficiales, fenómeno conocido como “zonación”. Así, se establecen una serie de pisos en los que existen diversos hábitats y comunidades biológicas:

- **Piso supralitoral:** Franja sometida a la influencia directa de la humectación y de las salpicaduras del mar, pero nunca queda sumergida ni sometida al barrido de las olas. Su amplitud es muy variable (desde medio metro hasta más de cinco), dependiendo de la orientación, de la fuerza del oleaje y de la mayor o menor inclinación del sustrato.
- **Piso mediolitoral:** Franja afectada por el barrido de las olas y las mareas, por lo que puede estar sometida a inmersiones y emersiones periódicas. Su amplitud respecto al nivel medio del mar puede variar dependiendo del grado de exposición al oleaje y de la fuerza de éste.
- **Piso infralitoral:** Franja que comprende los fondos marinos permanentemente sumergidos, desde el nivel inferior de la bajamar hasta la profundidad máxima compatible con el desarrollo de las fanerógamas marinas y algas fotófilas, por lo que depende muy directamente de la transparencia del agua.

Con independencia del piso del que se trate, la naturaleza del sustrato (duro o sedimentario) es el principal factor determinante en la repartición de las comunidades biológicas. En el caso de los sustratos duros, la composición o naturaleza de la roca tiene una importancia menor para muchas especies, pero puede ser decisiva para otras. Por otro lado, en el caso de los sustratos sedimentarios, el tamaño de grano de los sedimentos (desde fondos fangosos hasta los fondos de gravas y cantos, pasando por los distintos tipos de arenas) es el principal factor determinante de las poblaciones biológicas presentes.

La metodología seguida para la realización del trabajo de campo fue distinta en función de los distintos pisos anteriormente establecidos.

Piso infralitoral

Se ha realizado un análisis visual de la comunidad bentónica mediante la toma de imágenes submarinas utilizando un explorador subacuático profesional que permite la visualización directa del fondo marino desde la propia embarcación. Además, se han grabado todas las imágenes en alta definición con el fin de poder visionarlas con mayor detalle *a posteriori*.

Mediante una embarcación de 5,10 metros de eslora y manteniendo el equipo sumergido aproximadamente a medio metro del fondo, se han realizado barridos perpendiculares y paralelos a la línea de costa con el objeto de tomar imágenes de los distintos horizontes macroalgales presentes en la zona. La posición de la embarcación y el tramo recorrido han quedado registrados mediante GPS.

Asimismo, en aquellas zonas en las que resultó imposible el acceso mediante embarcación y las condiciones del mar lo permitieron, se han llevado a cabo inmersiones en las que se registraron imágenes de forma manual.

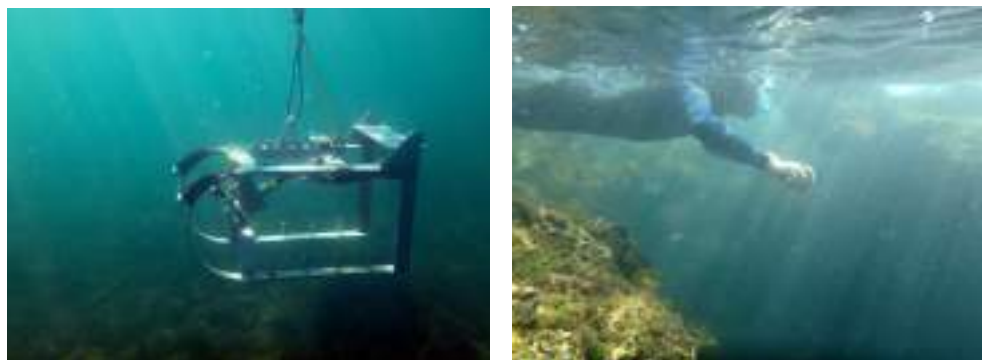


Figura 2-3. Explorador submarino utilizado (izquierda) y grabación de forma manual (derecha).

Posteriormente, se visualizaron todas las imágenes, determinando hasta nivel de especie (siempre que fue posible) las macroalgas presentes, elaborando un listado taxonómico en función del tipo de sustrato y de la profundidad a la que se ha observado.

Pisos supralitoral y mediolitoral

En el caso de la caracterización bionómica en los pisos supralitoral y mediolitoral, se han recorrido a pie aquellas zonas que presentaban accesibilidad desde tierra, realizándose barridos en forma de zigzag a lo largo de la franja costera, permitiendo así el estudio directo de las poblaciones biológicas presentes. Los recorridos se realizaron en condiciones de bajamar, coincidiendo con la existencia de coeficientes de marea elevados.

A medida que se realizaba el barrido, se fueron dibujando sobre ortofotos impresas y de forma orientativa, los diversos hábitats observados delimitando su extensión. De forma complementaria, se registraron mediante GPS todos los puntos que fueron necesarios con el fin de comprobar la localización de los distintos hábitats y precisar así su ubicación.



Figura 4. Ejemplo de recorrido realizado a pie (playa del Tranqueru).

Además se realizaron recorridos desde embarcación en condiciones de pleamar (metodología del piso infralitoral), obteniendo imágenes submarinas que posteriormente complementaron la información obtenida en el estudio realizado a pie, haciendo mayor hincapié en aquellas zonas en las que no se pudieron llevar a cabo barridos desde tierra.

En este caso, y con el fin de complementar la información lo máximo posible, también se han realizado inmersiones desde tierra tomando imágenes de forma manual.

Tratamiento de los datos

Se realizó una primera división de los sustratos presentes, diferenciando las zonas sedimentarias o arenosas (donde la presencia de macroalgas es muy escasa debido a la inestabilidad del sustrato) y las zonas con sustrato duro o rocoso (por lo general con una comunidad de macroalgas bien establecida). Posteriormente, el listado taxonómico correspondiente a cada uno de los dos tipos de sustrato, se dividió en los distintos horizontes observados, estableciendo en primer lugar la composición de los tres pisos principales (supralitoral, mediolitoral e infralitoral), para posteriormente establecer varias

zonas en aquellos casos en los que se observó diferenciación de horizontes en un mismo piso.

Para la clasificación de las distintas comunidades detectadas, se han seguido las pautas marcadas por la Lista Patrón de Hábitats Marinos de España (3), que responde a todos los requisitos recogidos en el punto 1.d del Anexo I del RD 556/2011 (2).

Tras la clasificación de los distintos hábitats presentes en la zona de estudio, se procedió a la elaboración de la cartografía digital de los mismos mediante un Sistema de Información Geográfica. De este modo, los hábitats quedarán georreferenciados, pudiendo calcular la extensión ocupada por cada uno de ellos.

Resultados

En la siguiente tabla se presentan los distintos hábitats detectados, indicando la cobertura que alcanzan, el número de teselas o fragmentos en los que se dividen y el porcentaje de cobertura sobre el total del área estudiada.

Tabla 1. Cobertura total (m²), número de teselas en las que se divide cada uno de los hábitats detectados y porcentaje sobre el total del área estudiada (%)

Hábitat marino	Cobertura total (m ²)	Nº de teselas	% sobre el total
Roca supralitoral inferior con el líquen <i>Lichina</i> .	307	29	0,0051
Roca mediolitoral inferior expuesta o moderadamente expuesta con <i>Corallina officinalis</i> .	214.712	206	3,5841
Roca mediolitoral inferior muy expuesta o moderadamente expuesta con <i>Gelidium spp.</i>	35.786	14	0,5974
Roca mediolitoral muy expuesta o expuesta con mitilidos y cirrípedos.	779	28	0,013
Roca mediolitoral moderadamente expuesta con <i>Pelvetia canaliculata</i> y cirrípedos.	313	13	0,0052
Roca mediolitoral moderadamente expuesta con <i>Bifurcaria bifurcata</i> .	12.416	34	0,2072
Roca mediolitoral moderadamente expuesta con <i>Codium spp.</i>	10.689	43	0,1784
Roca mediolitoral moderadamente expuesta con <i>Padina pavonica</i> y <i>Halopteris scoparia</i> .	143	2	0,0024
Roca mediolitoral moderadamente expuesta con <i>Ulva compressa</i> .	10.256	9	0,1712
Charcos mediolitorales poco profundos dominados por algas coralíneas incrustantes.	155	1	0,0026
Cantos y gravas mediolitorales.	4.628	8	0,0773
Roca mediolitoral muy expuesta o expuesta con <i>Chthamalus spp.</i>	135.426	232	2,2606
Playas de guijarros, piedras o gravas.	75.748	38	1,2644
Arena mediolitoral.	579.782	29	9,6781
Fondo rocoso y/o cantos rodados infralitorales expuestos o moderadamente expuestos con recubrimiento denso de coralíneas.	414.912	22	6,926
Roca infralitoral expuesta con <i>Gelidium corneum</i> .	308.290	40	5,1462
Roca infralitoral superior expuesta con <i>Cystoseira spp.</i>	256.232	48	4,2772
Roca infralitoral moderadamente expuesta con <i>Halopteris filicina</i> con coralíneas.	14.060	7	0,2347
Roca infralitoral superior moderadamente expuesta con <i>Cladostephus spongiosus</i> .	7.121	14	0,1189
Arenas infralitorales.	3.832.296	18	63,9715
Sustrato duro artificial.	76.579	4	1,2783

Según los resultados obtenidos, las “Arenas infralitorales” y “Arena mediolitoral” son los hábitats que mayor cobertura presentan. Este tipo de hábitats dificulta enormemente el establecimiento de comunidades de macroalgas debido a su gran inestabilidad.

Con respecto a lo anterior, se observa que en la parte más oriental de la zona estudiada hay mayor dominancia de los fondos sedimentarios frente a la parte más occidental (Antromero), donde se detecta mayor fondo de tipo rocoso (Figura 5).

Se han detectado además la presencia de dos hábitats con cierto interés. El denominado como “Roca infralitoral expuesta con *Gelidium corneum*” suele formar extensos campos cubriendo prácticamente todo el sustrato rocoso y su desarrollo se ve favorecido por una alta exposición al oleaje. Además el género *Gelidium* se recolecta para la elaboración de agar-agar, una especie de gelatina que se utiliza para elaborar productos alimenticios, farmacéuticos y también de la industria cosmética. Por otro lado, se ha detectado la presencia del hábitat denominado como “Roca infralitoral superior expuesta con *Cystoseira spp.*”, que podría equipararse a un bosque en miniatura en el que en general la biomasa vegetal es mayor que la animal, y que toma protagonismo ante la ausencia de laminariales.

Por último, cabe destacar la presencia del hábitat bioclimáticamente azonal denominado como “Roca mediolitoral moderadamente expuesta con *Ulva compressa*”, característico de la zona mediterránea y de carácter oportunista en la costa cantábrica.

Discusión y Conclusiones

Mediante la elaboración de la cartografía bionómica ha quedado establecida la composición de los fondos estudiados, determinando los hábitats de carácter dominante, así como la existencia de otros con cierto interés e incluso aquellos que sean bioclimáticamente azonales. La digitalización de los resultados mediante un Sistema de Información Geográfica permite la visualización directa de la distribución y extensión que presenta cada uno de los hábitats detectados.

Además, la obtención y posterior visionado de las imágenes tomadas permitiría la evaluación del estado fisiológico que presentan las distintas comunidades, teniendo en cuenta aspectos como el desarrollo de las frondes, bajas densidades, presencia de despigmentación, daño físico visible, nivel de epifitismo y otros aspectos no naturales.

Por otro lado, la información obtenida contribuye al establecimiento de un estado básico de tipo dinámico, permitiendo incluso la posibilidad de definir un plan de vigilancia a largo plazo entorno a la evolución de los fondos estudiados. Asimismo, la elaboración de este tipo de estudios de manera periódica a lo largo del tiempo, permitiría la posibilidad de establecer relaciones con ciertas variables ambientales conexas al cambio climático.

Por último, este tipo de cartografías permiten el seguimiento de poblaciones con interés comercial (*Paracentrotus lividus*, *Anemonia sulcata*, etc.), pudiendo evaluarse, ante la aparición de escenarios indeseables, las posibles afecciones de carácter biológico y económico (4) que puedan surgir.

Referencias / Bibliografía

- (1) Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.
- (2) Real Decreto 556/2011, de 20 de abril, para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.
- (3) Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Madrid, 2012). Guía interpretativa. Inventario Español de Hábitats Marinos. Anexo, Lista Patrón de los Hábitats Marinos presentes en España y su clasificación jerárquica.
- (4) Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.
- (5) Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.
- (6) Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

CASO PRÁCTICO. MEDIDAS PREVENTIVAS IMPLEMENTADAS PARA LA PROTECCIÓN DE LA FAUNA PISCÍCOLA DURANTE EL VACIADO DEL CANAL DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA DE CAMARMEÑA

MONTES CABRERO, E.¹; CORDÓN EZQUERRO, J.¹; ESCUDERO MARINA, A.¹; FERRANDO SÁNCHEZ, M.¹; REVIRIEGO VASALLO, I.²; GRANERO CASTRO, J.¹

¹ *Área Medio Ambiente y Sostenibilidad, TAXUS MEDIO AMBIENTE, Oviedo – Asturias Tf: 985 24 65 47 – Fax: 984 155 060*

² *Departamento de OC y MA, VIESGO GENERACIÓN S.L. Isabel Torres 25, PCTCAN Santander – Cantabria*

Palabras clave: ictiofauna, centrales hidroeléctricas, pesca eléctrica, vaciado de canales.

Resumen

La colonización por parte de la fauna piscícola de los canales de derivación en centrales hidroeléctricas supone un factor ambiental de gran importancia a considerar en las labores de mantenimiento. Durante el proceso de vaciado de dichos canales es posible que la fauna íctica corra riesgos si no se establecen medidas preventivas y se planifica de forma adecuada. Desde los organismos de conservación, con el objetivo de garantizar su supervivencia, se solicita la gestión de los peces para que sean trasladados a tramos fluviales donde puedan proseguir su ciclo de vida.

Se exponen aquí el proceso de planificación y las medidas preventivas aplicadas para la captura y traslado de la ictiofauna durante el vaciado del canal de derivación de la central hidroeléctrica de Camarmeña. Dicho canal tiene unos 9,4 km de longitud y discurre paralelo a la Ruta del Cares en el Parque Nacional de Picos de Europa.

Introducción

Es frecuente que los canales de derivación de algunas centrales hidroeléctricas sean colonizados por especies piscícolas en busca de alimento y refugio. Durante el mantenimiento de estos canales, la presencia de la fauna piscícola supone un factor ambiental de gran importancia ya que durante el proceso de vaciado es posible que la fauna íctica corra riesgos si no se establecen medidas preventivas y se planifica de forma adecuada.

Desde los organismos de conservación, con el objetivo de garantizar su supervivencia, se solicita la gestión de los peces para que sean trasladados a tramos fluviales dónde puedan proseguir con su ciclo de vida.

Para ilustrar esta problemática se expone el proceso de planificación y actuación llevada a cabo en el caso del canal de derivación de la Central de Camarmeña, de 9,4 km. de longitud y que discurre paralelo a la Ruta del Cares en el Parque Nacional de los Picos de Europa.

Coordinación y Planificación

El canal de alimentación de la Central Hidroeléctrica de Camarmeña parte del Embalse de Caín, situado en el Norte de la Provincia de León y discurre paralelo al curso del río Cares, adentrándose en el Principado de Asturias hasta Camarmeña, en el Concejo de Cabrales, donde desemboca en una cámara de carga que a través de tubería forzada proporciona agua a las turbinas de la Central. Se trata por tanto de una zona extensa, que además carece de cobertura móvil.

Las labores de coordinación entre las diferentes administraciones (Principado de Asturias, Diputación de León) y organismos involucrados (Parque Nacional) son muy importantes. Las autorizaciones emitidas para la realización de los trabajos establecían una serie de condicionantes y medidas a tomar: el vaciado del canal tiene que hacerse en presencia de la guardería del parque, deberá retirarse toda la fauna piscícola (truchas) que se encuentre confinada en el canal, el vaciado del canal será progresivo, se colocará una rejilla que impida el paso de peces desde la cámara de carga a la tubería forzada, los peces confinados en la cámara de carga también deben ser trasladados, etc.

Material y Métodos

Las actuaciones realizadas requirieron un alto grado de planificación y previsión en la metodología a aplicar en la captura de peces. Las características del canal así como las del entorno (zonas muy escarpadas) hicieron necesario el diseño de material específico para esta instalación ya que, como puede observarse en el plano, los puntos de suelta de peces estaban limitados por la orografía. Por tanto, los ejemplares capturados debían transportarse largas distancias y los equipos utilizados tuvieron que adaptarse a ello.



Figura 1. Plano de actuaciones realizadas en el canal.

Las capturas se realizaron con salabres de varios tamaños, cubos y una red semirrígida unida a dos listones cuya función era bloquear el paso de los peces hacia aguas arriba. Dada la longitud del canal y la escasez de accesos sencillos al río desde el mismo, se diseñó un sistema que permitió el transporte y mantenimiento de los peces a través del propio canal.



Figura 1-3. Imágenes del proceso de capturas.

Partiendo de un remolque de mano con capacidad de transporte de 500 kg y equipado con ruedas neumáticas altas, se incorporaron 4 recipientes de plástico de 60 litros de capacidad cada uno a los que se dotó de un sistema de oxigenación por bombona mediante tubos micro-perforados. El diseño

permitía ir habilitando recipientes a medida que se necesitasen y además, elegir qué recipientes recibían aporte de oxígeno, pudiendo regular la presión y caudal del mismo.



Figura 4-6. Remolque de mano.

Teniendo en cuenta que un litro de agua con aporte de oxígeno puede contener aproximadamente 300 gramos de truchas en buenas condiciones y que cada recipiente podía llevar 50 litros de agua de forma segura, el remolque admitía transportar con garantías de supervivencia un total de 60 kg de truchas[1].

Durante la mayor parte del recorrido por el canal el sistema de trabajo se desarrolló como sigue:

- Dos técnicos equipados con salabres y un cubo abrían paso intentando capturar todos los peces que avistaban.
- Inmediatamente detrás de ellos, un Guarda del Parque Nacional de Picos de Europa portaba la red con los listones para bloquear el paso a los peces aguas arriba.
- A continuación otro técnico o un Guarda se encargaba del transporte del remolque.
- Por último otras dos personas (un Guarda y un técnico) cerraban el grupo a unos 20 metros de distancia equipados con salabres y un cubo e iban capturando aquellos individuos que habían pasado inadvertidos a los que les precedían.

Las características de las instalaciones constaban de varios elementos clave a considerar: el canal, las compuertas laterales y la cámara de carga.

El canal tiene una longitud de 9,4 kilómetros y discurre con un desnivel del 1 por mil conservando una diferencia de cota de 230 metros entre la cámara de carga y la central hidroeléctrica. La gran cantidad de túneles hizo imprescindible el uso de frontales y linternas potentes para facilitar la

detección de los peces en su interior. El canal presentaba base hormigonada y, salvo en zonas donde se acumularon piedras desprendidas de las laderas, era muy regular, lo que permitió desplazar el remolque con facilidad.

A lo largo del canal existen numerosas compuertas laterales que se fueron abriendo a medida que se llegaba a esos puntos. Siempre que se abría una compuerta, dos técnicos quedaban cerrando el paso del agua con salabres o con la red de bloqueo, para evitar la caída de los peces.

A la altura del Puente Pando, coincidiendo con el límite de las dos comunidades autónomas, algunos de los guardas pertenecientes a la zona de León fueron sustituidos por otros de Asturias. Aprovechando la cantidad de personal disponible en ese momento y el posible acceso al río Cares desde esa ubicación se liberaron todos los peces capturados hasta el momento. En total fueron 90 individuos que se transportaron en bidones cerrados de boca ancha de 10 litros de capacidad metidos en mochilas.

De esta manera, los ejemplares eran trasladados de forma segura tanto para los peces como para el personal, por un terreno abrupto y escarpado hasta su liberación en el río.

La cámara de carga que está situada al final del canal, fue vaciándose a través de la tubería forzada hasta el nivel aprovechable energéticamente. A partir de ahí se abrió una compuerta lateral para seguir vaciando hasta mantener una profundidad aproximada de 70 cm. Una vez conseguido el nivel de 70 cm se cerró la compuerta hasta la llegada del equipo que recorría el canal. En este momento dos técnicos bloquearon la compuerta con salabres y se procedió de nuevo a su apertura para continuar con el descenso del nivel. Al mismo tiempo, el resto del personal continuó con la captura de los ejemplares que quedaban. En todo momento se dispuso de un equipo de pesca eléctrica[2][3] que finalmente no fue necesario emplear.

Resultados

De las 114 truchas capturadas, sobrevivieron 113, tras fallecer un alevín durante el momento de su captura, lo que provocó una mortalidad asociada de un 0,87%.

Los resultados obtenidos durante la captura y traslado de la ictiofauna se reflejan en la tabla siguiente, donde además se aprecia como los individuos de mayor talla tienden a descender hacia la cámara de carga:

Tabla 1. Resultados obtenidos durante las actuaciones

Especie		1er tramo	2º tramo + Cámara de Carga	Total	
Trucha	<i>Salmo trutta</i>	Alevines (<10 cm)	70	5	75
		Subadultos (10-20cm)	20	16	36
		Adultos (>20cm)	0	3	3
TOTAL (Nº Individuos)		90	24	114	

Conclusiones

El vaciado del canal de Camarmeña suponía ciertos desafíos al respecto de la ejecución de un trabajo de captura, traslado y liberación de ictiofauna. La inaccesibilidad desde el canal a tramos de río dónde poder liberar periódicamente los peces capturados era un escollo importante para la supervivencia de éstos, considerando que la longitud del canal son 9,4 km. La liberación en tramos intermedios por terrenos escarpados y abruptos también suponía un problema a la hora de realizar los traslados de los peces.

Se coordinaron de forma efectiva: la guardería del Parque Nacional de las provincias de Asturias y León, los técnicos de Viesgo de la presa de Caín y de la Central de Camarmeña y los técnicos de Taxus.

Un correcto diseño y una planificación consensuada y adecuada fueron los pasos críticos para conseguir unos resultados óptimos en la ejecución de los trabajos.

- Fueron capturados 114 ejemplares de trucha común (*Salmo trutta*), liberándose 113 de ellos en el río Cares (90 mediante su traslado en mochilas y 23 mediante una cuba para su transporte por carretera).
- La mortalidad asociada a la actuación fue de un 0,87 % de las capturas (1 ejemplar).
- Todos los organismos y entidades participantes calificaron la actuación de éxito.

Referencias / Bibliografía

- (1) C.J. Shepherd, N.R. Bromage (1988). *Intensive Fish Farming*. BSP Professional books. Blackwell Scientific. Oxford
- (2) Comité Técnico CEN/TC 230 Análisis del agua (2003). Norma española UNE-EN 14011. *Calidad del agua. Muestreo de peces con electricidad*.
- (3) I. Pardo, L. García, C. Delgado, N. Costas y R. Abraín (2010). *Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico*. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico.

ESTUDIO DE LA DINÁMICA SEDIMENTARIA Y DE LA EVOLUCIÓN DE LA LÍNEA DE COSTA DEL PROYECTO DE AMPLIACIÓN DE LA RAMPA DE BOTADURA DE LOS ASTILLEROS DEL PUERTO DE FIGUERAS

MONTES CABRERO, E.¹; RODRÍGUEZ GARCÍA, J.¹; GRANERO CASTRO, J.¹;
COTARELO L²

¹ Área Medio Ambiente y Sostenibilidad, TAXUS MEDIO AMBIENTE, Oviedo – Asturias
Tf: 985 24 65 47 – Fax: 984 155 060

² ASTILLEROS GONDÁN, Puerto de Figueras, s/n 33794 Castropol – Asturias

Palabras clave: astilleros, estudio básico de dinámica litoral, hidrodinámica, dinámica sedimentaria, evolución de la línea de costa.

Resumen

El estudio de la capacidad de transporte litoral, el balance sedimentario y la evolución de la línea de costa son parte del contenido de un Estudio Básico de Dinámica Litoral, establecido por el artículo 93 del Real Decreto 876/2014, de 10 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento General de Costas.

El análisis de estos factores resulta imprescindible a la hora de evaluar los impactos derivados de la ejecución de proyectos en el dominio público marítimo-terrestre.

En el caso concreto de los astilleros de Figueras, la evaluación se ha realizado mediante el software MIKE. Este permite recrear el modelo hidrodinámico de la zona de estudio y prever la evolución de la línea de costa. El método propuesto es especialmente útil en caso de que se requiera analizar las posibles modificaciones sobre elementos de interés, como pueden ser playas, diques o ensenadas. El modelo proporciona resultados en forma de mapas variables en dos dimensiones, de nivel de superficie, flujos de agua y sedimentación, que muestran gráficamente la evolución de las zonas de interés.

Introducción

El Estudio Básico de Dinámica Litoral es una figura que se establece dentro del Real Decreto 876/2014, de 10 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento General de Costas y cuyos contenidos también son definidos

en éste. Entre ellos se encuentran los estudios de la capacidad de transporte litoral, el balance sedimentario y la evolución de la línea de costa, tanto anterior como posterior [1]. Los Estudios Básicos de Dinámica Litoral, se realizarán “cuando el proyecto contenga la previsión de actuaciones en el mar o en la zona marítimo-terrestre” y deberá estar “referido a la unidad fisiográfica costera correspondiente y de los efectos de las actuaciones previstas, de acuerdo con lo dispuesto en el artículo 93 de este reglamento (artículo 44.3 de la Ley 22/1988, de 28 de julio”.

La zona de estudio corresponde a los astilleros del puerto de Figueras. Con motivo de la ampliación de la rampa de botadura de los astilleros del puerto de Figueras, se hace necesaria la realización de un estudio básico de dinámica litoral de acuerdo a lo establecido en el RD 876/2014, ya que el proyecto afecta al dominio público marítimo-terrestre. Uno de los principales objetivos del estudio es el de analizar la evolución del arenal situado junto al astillero, que debido a la ampliación de la rampa, podría ver afectado el aporte de arena y su equilibrio sedimentario.

Metodología

Para el análisis de los factores considerados en el estudio básico de dinámica litoral es necesaria la utilización de un software de simulación hidrodinámica, utilizándose para este caso MIKE y varios de sus módulos de cálculo (FM, SW, HD FM, ST FM).

Para la aplicación de este software y la modelización hidrodinámica del área a estudiar es necesaria la recopilación de información de base como: Batimetría, oleaje, corrientes, mareas, viento, etc.

- Batimetría

La creación de un modelo hidrodinámico, requiere de una batimetría de precisión sobre la que sustentar todo el modelo.

Esta batimetría se realizó de forma general en la desembocadura de la ría del Eo para posteriormente hacer un esfuerzo mayor en la caracterización del entorno inmediato de la ampliación de la rampa del astillero.

Los datos tomados en campo con la sonda batimétrica, se procesan en gabinete formando un modelo de profundidades que se implementa en el software como una malla flexible sobre la que se correrá el modelo.

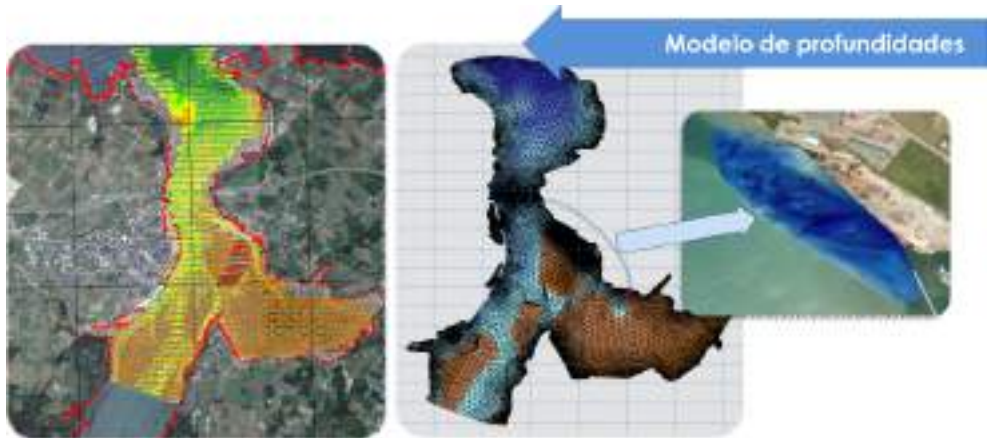


Figura 1. Modelo de profundidades generado con la batimetría.

- Oleaje

Una vez montado el modelo hidrodinámico se modelizan las condiciones de oleaje de la zona, tanto en bajamar como en altamar. Las condiciones iniciales de oleaje se toman de los datos recopilados por boyas de la red de medida de Puertos del Estado, calculándose mediante el software las variaciones producidas a raíz de la construcción del proyecto.

- Corrientes

Al igual que en el caso del oleaje, las condiciones iniciales parten de la información de base disponible, recogida por las boyas de toma de datos oceanográficos de la red de Puertos del Estado [2]. La modelización posterior de las diferentes variables, en este caso la corriente, nos permite analizar nuevas dinámicas que se darán como consecuencia de la construcción del proyecto.



Figura 2. Gráfica de la modelización de las corrientes en la zona de estudio.

Resultados

Una vez implementadas todas las variables de base, el modelo se corre en los diferentes escenarios: previo y posterior a la implementación del proyecto. Esta simulación se lleva a cabo por un periodo de tiempo extenso (12 meses), que permita evaluar las diferencias entre la hidrodinámica original y la proyectada, considerando las variaciones estacionales que se dan en el estuario del Eo.

De esta manera se evalúa en las inmediaciones del proyecto si existe una modificación significativa tanto en la capacidad de transporte del litoral como en el balance sedimentario de la zona y si, por consiguiente, existen variaciones en la línea de costa.

- Modelo hidrodinámico (Corrientes)

Los resultados del modelo hidrodinámico indican que las corrientes en el entorno de los astilleros del puerto de Figueras apenas variarán. Sí que se observa que se generará un efecto de arremolinamiento en la zona situada entre la ampliación de la rampa y la playa, dónde la construcción de la rampa crea una zona de reflexión del oleaje.

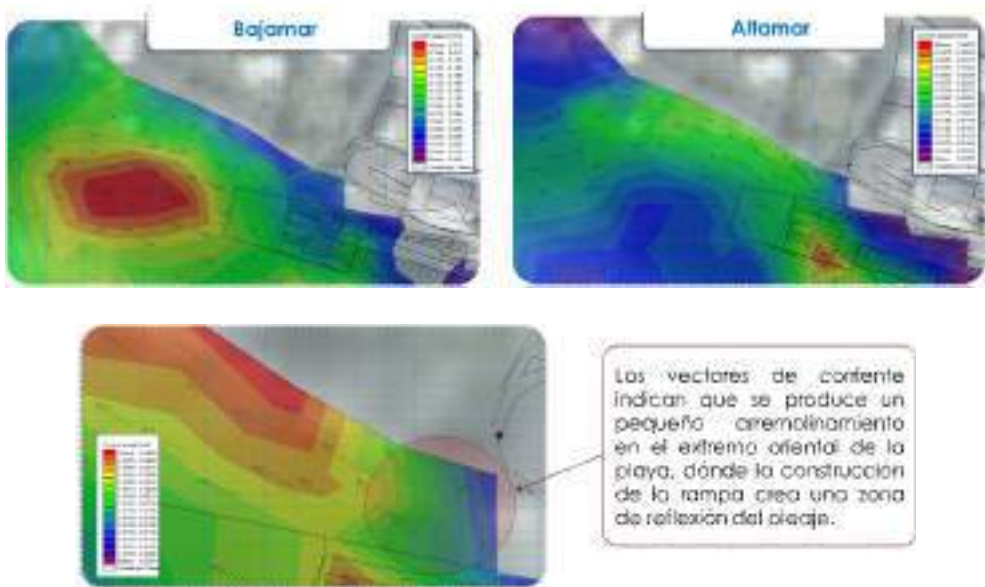


Figura 3. Comparación entre los vectores de corriente modelizados en altamar y bajamar y ampliación.

- Modelo de propagación (Oleaje)

El modelo indica que las alturas de ola que llegan a cada uno de los puntos de control y que se sitúan en la zona del astillero y la playa anexa, presentan muy poca energía y altura, por lo que el efecto que tendría la ejecución del proyecto en la dinámica litoral, ya sea a nivel de cambios en corrientes, capacidad de transporte o sedimentación, serían de una magnitud e intensidad baja.

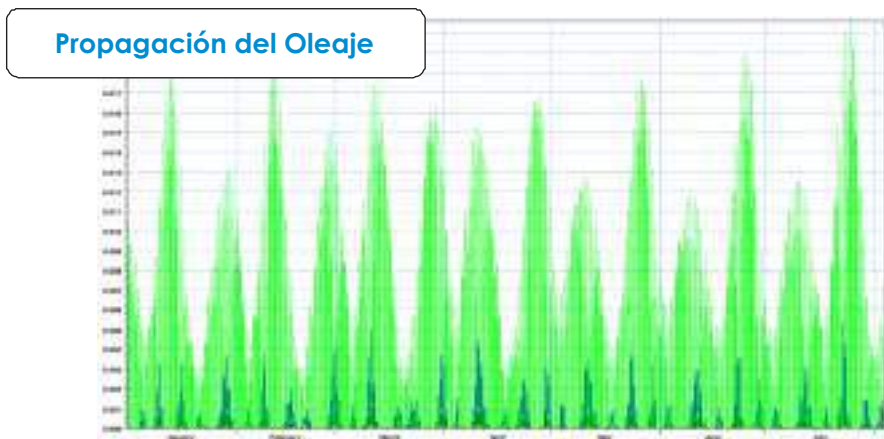


Figura 4. Gráfica de la modelización de la propagación del oleaje en la zona de estudio.

- Modelo de sedimentación

Dentro del modelo de sedimentación se analizan dos variables:

- Transporte de la zona, medido en $m^3/año/m$.
- Modificación de altura del fondo del lecho (*Bed level change*)

Se estudió la sedimentación en intervalos de 3, 6, 9 y 12 meses y se comparan los escenarios previos y posteriores a la construcción del proyecto. Los resultados obtenidos son de una variación máxima de 4,5 cm y de menos de $65 m^3/año/m$ en la zona occidental del arenal de Figueras, por lo que las dinámicas sedimentarias no se verán afectadas significativamente por la construcción del proyecto.

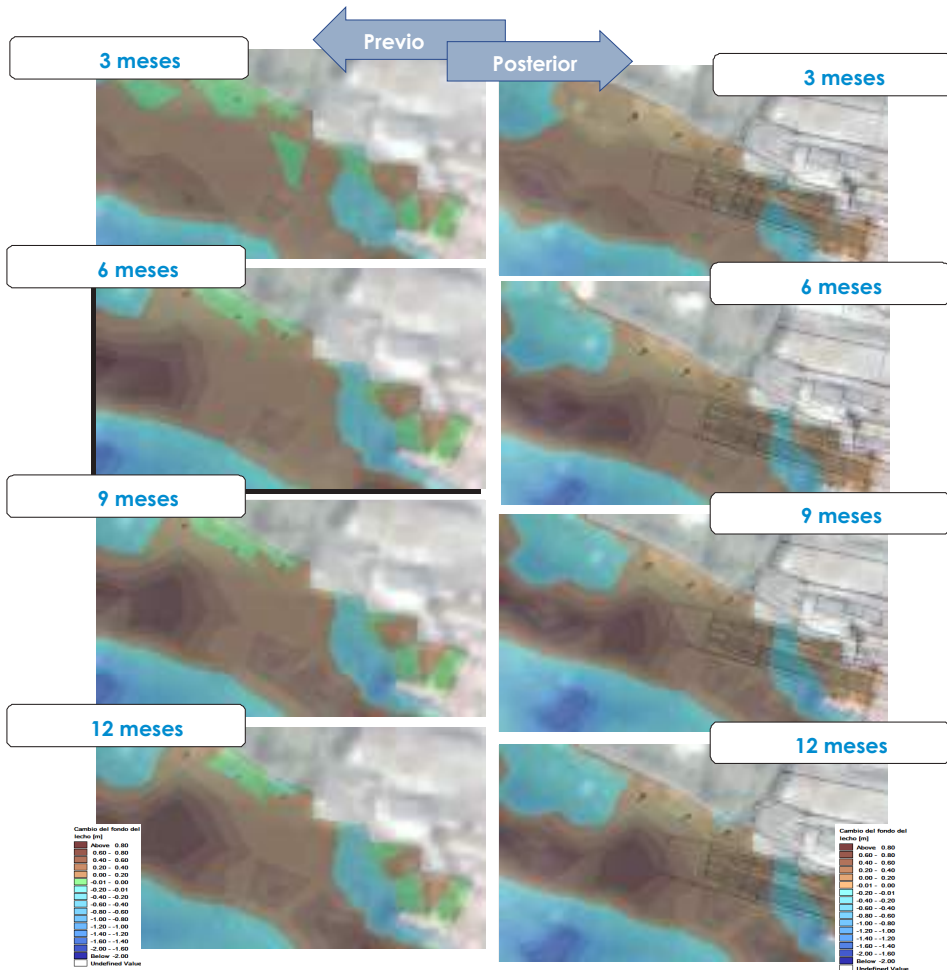


Figura 5. Representación gráfica de la evolución de la altura de fondo de lecho (*Bed level change*).

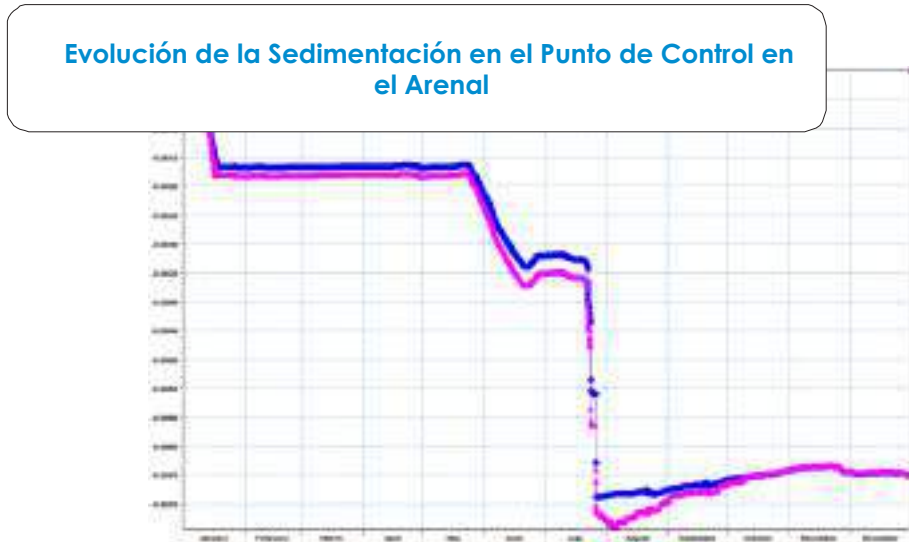


Figura 6. Gráfica de la sedimentación en el punto de control en el arenal. Representado en azul se encuentra el estado actual y en rosa el estado futuro.

Conclusiones

La modelización hidrodinámica realizada para la simulación de las condiciones producidas por la ampliación de la rampa de los astilleros del puerto de Figueras permite obtener las siguientes conclusiones:

- No hay variaciones significativas en las corrientes salvo un pequeño efecto de arremolinamiento en el extremo oriental de la playa de Figueras.
- La propagación y la altura del oleaje no se verá afectada por el proyecto, siendo además una zona de baja energía. Las oscilaciones producidas por el proyecto serían de magnitud e intensidad baja.
- La rampa de botadura del astillero no altera de forma perceptible ni significativa las dinámicas de transporte de material y las dinámicas de sedimentación de la zona de implantación del proyecto.

La utilización del software MIKE y la creación de un modelo hidrodinámico de la zona de implantación del proyecto nos permiten estudiar las diferentes variaciones que podrían darse y responder con certeza a las cuestiones que se plantean en la realización de un estudio básico de dinámica litoral.

Referencias / Bibliografía

- (1) Real Decreto 876/2014, de 10 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento General de Costas.
- (2) <http://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx>

PROPUESTA DE UN ÍNDICE MULTIPARAMÉTRICO PARA EVALUAR IMPACTOS AMBIENTALES EN SUELOS FORESTALES DEL ESTE DE CASTILLA-LA MANCHA

WIC-BAENA, C.²; ANDRÉS-ABELLÁN, M.^{1,2}; LÓPEZ-SERRANO, F.R.^{1,2}; GARCÍA-MOROTE, F.A.^{1,2}; MARTÍNEZ-GARCÍA, E.^{1,2}; PICAZO-CÓRDOBA M.I.^{1,2}; RUBIO-CABALLERO, E.M.^{2,3}; MORENO-ORTEGO, J.L.⁴; BASTIDA-LÓPEZ, J.L.⁴; GARCÍA-IZQUIERDO, C.⁴

¹ *Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes (ETSIAM), Universidad de Castilla-La Mancha.*

² *Sección de Medio Ambiente, Instituto de Investigación en Energías Renovables, Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario s/n. 02071 Albacete. España. (IER).*

³ *Escuela de Ingenieros Industriales de Albacete (EIIAB), Universidad de Castilla-La Mancha.*

⁴ *CEBAS- CSIC. Murcia. España.*

Palabras clave: Índice multiparamétrico, Índice de Calidad de Suelos, ICS.

Resumen

En 2011 y 2012, durante los cuatro períodos estacionales, se estudiaron cinco Montes de la Serranía de Cuenca. En éstos se establecen siete zonas naturales, sin alteraciones en más de dos décadas, pero con características iniciales diferentes. Se tomaron un total de 168 muestras de suelos de estas zonas y se determinan trece propiedades edáficas (propiedades fisicoquímicas: humedad, pH, conductividad eléctrica, carbonatos, carbono orgánico total, nitrógeno total y fósforo asimilable; propiedades microbiológicas: respiración basal y carbono de la biomasa microbiana; y actividades enzimáticas: deshidrogenasa, ureasa, fosfatasa y β -glucosidasa), con el objetivo de crear un índice multiparamétrico, ICS, constituido por el número mínimo de indicadores suficientes para establecer diferencias de calidad en el suelo. Para ello se siguió la metodología, aplicada por muchos autores, que consiste en: (i) seleccionar parámetros, (ii) transformar y ponderar los valores y (iii) combinar en un índice. A partir de los resultados se observa que el índice de calidad permite establecer cuatro niveles de calidad (bajo, medio, alto y muy alto), y que cuando se aplica a zonas perturbadas (con tratamientos selvícolas, incendiadas), éste refleja la degradación o pérdida de funcionalidad de los suelos.

Introducción

En los Montes de Castilla la Mancha, la selvicultura y los incendios han sido agentes modeladores de la composición y tipología de estos ecosistemas mediterráneos (1) (2). Estas y otras acciones antrópicas, no suficientemente controladas, pueden alterar el equilibrio entre las propiedades del suelo y degradarlo hasta tal punto que sea difícil su recuperación (3).

El índice de calidad de un suelo se puede definir como el conjunto mínimo de parámetros (físicos, químicos y biológicos) que, interrelacionados, proporciona datos numéricos sobre la capacidad de un suelo para llevar a cabo sus funciones (4). Este índice multiparamétrico proporciona una información más global que los indicadores o índices simples (5).

Se han usado suelos naturales para la determinación de índices multiparamétricos, ya que al desarrollarse sin perturbaciones externas, mantienen el equilibrio entre sus propiedades y son considerados de alta calidad (6).

El objetivo de este trabajo es desarrollar un índice de calidad del suelo, ICS, que permita evaluar el nivel de funcionalidad de éste después de haber sufrido el impacto de algún agente externo.

Material y Métodos

Se han estudiado 5 Montes de la Serranía de Cuenca (Castilla-La Mancha, España). Cuatro de ellos son Montes públicos y uno privado (Figura 1). En ellos se eligieron siete zonas naturales (sin perturbación en más de dos décadas), con características iniciales diferentes, lo que garantiza la variabilidad del estudio



Figura 1. Prototipo utilizado en la recuperación de amonio y colocación del estiércol y la solución ácida en el interior del compartimento.

Son Montes de clima mediterráneo, con un mayor o menor carácter continental: 1) *Monte Dehesa de Abajo* (MUP 166; altitud media de 996m; temperatura media anual de 15.5 °C; precipitación media anual de 510 mm; suelo muy superficial sobre roca dura); 2) *Monte Palancares y Agregados* (MUP 106; altitud media de 1200 m; temperatura media anual de 11.9 °C; precipitación media anual de 600 mm; suelos profundos y desarrollados); 3) *Monte Ensanche de Buenache* (MUP 109; altitud media de 1300 m; temperatura media anual de 10.3 °C; precipitación media anual de 1030.8 mm; suelos profundos y evolucionados); 4) *Monte Ensanche de las Majadas* (MUP 133; altitud media de 1400 m; temperatura media anual de 10.3 °C; precipitación media anual de 983 mm; suelos poco profundos, con frecuentes afloramientos rocosos); 5) *Monte Dehesa de Don Juan* (privado; altitud media de 1032 m; temperatura media anual de 12.2 °C; precipitación media anual de 507 mm; suelos poco profundos sobre roca dura y calcárea).

Las zonas de muestreo se establecieron bajo diferentes condiciones de cubierta vegetal. Se fija una zona por Monte, en los Montes *Palancares y Agregados* (PA, con un 64% de cubierta de pino y enebro), *Ensanche de las Majadas* (EMA, con un 70% de cubierta de pino y arbustos de enebro), y *Dehesa de Don Juan* (DJ, con un 50% de cubierta de pino y encina. En el Monte *Dehesa de Abajo* se establecieron dos zonas (la zona natural madura, DANM, con un 64 % de cubierta de pino, y la zona de regeneración natural, DAR, con un 23,1% de matorral). En el Monte *Ensanche de Buenache* también se establecieron dos zonas (EB, masa mixta con un 68% de cubierta

de pino y enebro; y EBSA, masa arbórea con un 25,2% de cubierta de sabina).

En todas las zonas de muestreo (2 ha) se fijaron tres parcelas (20x20 m). Se realizaron ocho muestreos de suelo, durante los años 2011 y 2012, en primavera, verano, otoño e invierno. La muestra de suelo de cada parcela (10-15 cm superiores) estaba compuesta por seis submuestras mezcladas homogéneamente y distribuidas al azar, con el objetivo de minimizar la variabilidad espacial del suelo. Se analizaron los siguientes parámetros físicos, químicos y microbiológicos del suelo: Conductividad Eléctrica (CE), pH, Carbonatos Totales (CT), Nitrógeno Total (NT), Fósforo (P), Materia Orgánica (MO), Carbono Orgánico Total (COT), Respiración Basal (RB), Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM), Deshidrogenasa (DH), Ureasa (U), Fosfatasa (F) y β -Glucosidasa (β -G). Para más información sobre la determinación de dichos parámetros consultar Wic Baena *et al.*, 2013 (7).

Elaboración del índice de calidad de suelo, ICS.

Para el establecimiento del índice de calidad del suelo (ICS) se ha seguido la metodología utilizada por diversos autores (8), consistente en: (i) seleccionar los parámetros, (ii) transformar y ponderar los valores y (iii) combinar en un índice.

La selección de los indicadores más apropiados se llevó a cabo mediante un análisis de componentes principales. Se eligieron las tres componentes con un valor propio mayor o igual que uno, y dentro de estas se tomaron las variables con mayor peso, y aquellas cuyo peso es igual o mayor al 90 % de la más alta (9). Para evitar redundancia en la elección de las variables se realizó un análisis de correlación y se mantuvieron aquellas cuyo coeficiente de correlación fue menor que 0,6. Teniendo en cuenta que los valores absolutos de las variables no son del mismo orden, y para evitar que algunas de ellas queden enmascaradas por los valores más altos de otras, los valores de las variables seleccionadas fueron normalizados entre cero y uno. La normalización de los datos se llevó a cabo usando dos funciones de estandarización (Ecuación 1 y 2):

$$y = \frac{1}{1 + \left(\frac{B-L}{x-L}\right)^m} \quad \text{Ecuación 1}$$

$$y = e^{-\left(\frac{(x-Op)^2}{2 \cdot DE^2}\right)} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde:

“y”, valor estandarizado del indicador

“B”, valor crítico (0.5 estandarizado). Establece el límite entre la mala y la buena calidad del suelo

“L”, valor inicial o más bajo que una propiedad del suelo puede registrar, que puede ser cero.

“Op”, valor óptimo (valor del indicador más próximo a uno y a partir del cual empieza a disminuir).

“DE”, desviación estándar.

La ecuación 1 representa una función de normalización de “más es mejor” y la ecuación 2 representa una función gaussiana o de campana aplicada a las variables pH y humedad.

Una vez transformadas las variables seleccionadas, se ponderaron tomando el peso de estas dentro de cada componente y el peso de cada componente en el total de las tres seleccionadas.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados usando el software Statgraphics Centurion XVI. Para obtener el modelo de normalización y gráficos se utiliza Curve Expert 1.3

Resultados

El análisis de componentes principales realizado sobre los trece parámetros determinados, mostró que tres componentes principales, con un valor propio mayor o igual a uno, explican casi el 73% de la varianza de los datos (Tabla 1).

Tabla 1

CP	CP1	CP2	CP3
Valor propio	5.47	2.32	1.67
Varianza	42.10	17.86	12.89
% Acumulado	42.10	59.96	72.85
Variables^a			
RB	0.285	-0.416	-0.153
C-B	0.357	-0.141	0.075
F	0.288	-0.388	-0.017
β-G	0.227	0.417	0.099
H	0.324	0.169	-0.248
pH	0.165	0.027	0.599
COT	0.331	-0.011	-0.258
N	0.334	0.230	-0.334

^a Los valores en negrita se corresponden con pesos considerados altos.

Los variables de cada factor con mayor peso y los que están dentro del 90 % (Tabla 1), se sometieron a un análisis de correlación y se descartaron aquellas cuyos coeficientes de correlación eran mayores de 0.6 con respecto a las demás variables. De esta manera se eliminó la respiración basal, RB, y el carbono orgánico total, COT.

Las variables que se seleccionaron como indicadores para formar parte del índice de calidad del suelo (ICS) son C-B, F, β-G, H, pH y N, los cuales fueron posteriormente normalizados.

En la Tabla 3 se muestran las ecuaciones de normalización para cada indicador, junto con el coeficiente R² de ajuste.

Tabla 3

INDICADOR*	Ecuación de normalización	R ² (%)	**Op	D.E	B	L	m
H (%)	$y = e - [(x - 39)^2 / (2 \cdot 11.2^2)]$	87.20	39	11.2	26.55	0.06	2
pH	$y = e - [(x - 6)^2 / (2 \cdot 0.59^2)]$	60.5	6	0.59			
N(%)	$y = 1/1 + (0.63/(x - 0.08))^2$	98.01			0.63	0.08	2
C-B (μg·C g ⁻¹)	$y = 1/1 + (1308.15/(x - 16.31))^2$	97.57			1308.15	16.31	2
F (μmol (PNP) g ⁻¹ ·h ⁻¹)	$y = 1/1 + (121.89/x)^{1.7}$	97.51			121.89	0	1.7
β-G (μmol (PNP) g ⁻¹ ·h ⁻¹)	$y = 1/1 + (197.21/x)^{1.7}$	99.05			197.21	0	1.7
C-B (μg·C g ⁻¹)	$y = 1/1 + (1308.15/(x - 16.31))^2$	97.57			1308.15	16.31	2

* H: Humedad, N: Nitrógeno total; C-B: Carbono de la Biomasa, F: actividad fosfatasa, β-G: actividad β-Glucosidasa.

**Op es el valor óptimo; D.E es la desviación estándar; B es el valor crítico; L es el valor menor; m es la pendiente de la ecuación.

La función polinómica por la cual se obtiene el ICS es la siguiente (Ecuación 3):

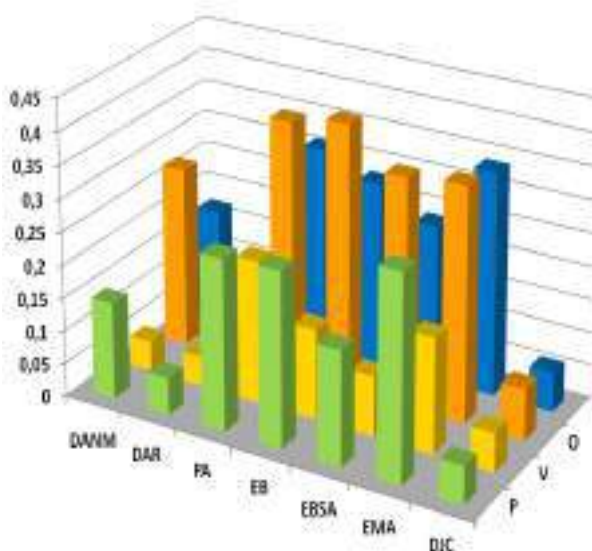
$$\text{ICS} = 0.206 \cdot \text{CB-n} + 0.193 \cdot \text{N-n} + 0.187 \cdot \text{H-n} - 0.095 \cdot \text{F-n} + 0.102 \cdot \beta\text{-G-n} + 0.106 \cdot \text{pH-n} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde C-B-n; N-n, H-n, F-n, β -G-n y pH-n son los valores normalizados del carbono de la biomasa, nitrógeno total, humedad, actividad fosfatasa, actividad β -glucosidasa y pH, respectivamente.

En base a los resultados obtenidos del ICS en las diferentes zonas naturales estudiadas, se establecen rangos relacionados con el grado de calidad del suelo (Tabla 4, Gráfica 1).

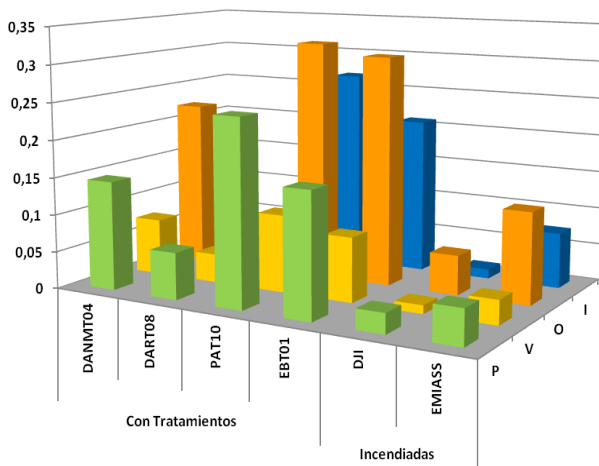
Tabla 4

Nivel de Calidad	Rango
Bajo	0 - 0.10
Medio	0.11 - 0.20
Alto	0.21 - 0.31
Muy alto	0.32 - 0.45



Gráfica 1.

En la Gráfica 2 se muestra los valores del ICS en suelos perturbados por tratamientos selvícolas e incendios en zonas de los cinco Montes de este estudio.



Gráfica 2.

Discusión y Conclusiones

El ICS obtenido en este estudio contiene todos los indicadores que, Zornoza *et al.*, (2015) (5) propone para suelos forestales. El estar constituido por un total de seis indicadores, lo hace útil y fácil de utilizar, si se compara con los índices de calidad simple, donde cualquier anomalía producida en uno de los parámetros puede dar información errónea, o con los índices que utilizan algunos autores (10) con más de diez parámetros, los cuales si producen información más exacta pero el desarrollo y aplicación de éste se hace más tedioso. Por otro lado, los parámetros contenidos en el índice incluyen información sobre estabilidad química, cantidad de agua, nutrientes, así como de la cantidad y actividad de los microorganismos, lo cual hace que sean indicadores muy tempranos de la aparición de alguna perturbación en el medio (11). Además permite diferenciar niveles de calidad del suelo (bajo, medio, alto y muy alto). Debido a la notable sensibilidad de los parámetros que lo constituyen, este índice es una herramienta adecuada para la detección temprana de cambios en el suelo y para la monitorización de los efectos de agentes externos sobre el suelo.

Los valores más bajos del ICS aplicado a zonas perturbadas, con tratamientos selvícolas e incendios, muestran una mayor degradación de los suelos (12).

Como conclusión final se establece que la combinación de variables microbiológicas, bioquímicas y fisicoquímicas ha permitido generar un índice

de calidad del suelo que proporciona información del estado de funcionalidad en que se encuentran suelos alterados por tratamientos selvícolas e incendios. Por tanto, podría tenerse en cuenta como estrategia dentro de la gestión forestal eficiente de climas mediterráneos de montaña.

Referencias / Bibliografía

- (1) Madrigal, J., Hernando, C., Guijarro, M., Diez, C., Marino, E., De Castro, A.J., 2009, Evaluation of forest fuel flammability and combustion properties with an adapted mass loss calorimeter device. *Journal of Fire Sciences*. 27, 323-342.
- (2) Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Tessler, N., Zornoza, R., Wittenberg, L., Martínez, C., Caselles, P., Pérez-Bejarano, A., Malkinson, D., Jordán, M.M., 2013, Soil properties as key factors controlling water repellency in fire-affected areas: Evidences from burned sites in Spain and Israel. *Catena*. 108, 9-16.
- (3) Hedo J, Lucas-Borja ME, Wic-Baena C, Andrés-Abellán M, de las Heras J., 2015b, Soil microbiological properties and enzymatic activities of long-term post-fire recovery in dry and semiarid Aleppo pine (*Pinus halepensis* M.) forest stands. *Solid Earth*. 6, 243-252.
- (4) Bastida, F., Barberá, G.G., García, C., Hernández, T., 2008, Influence of orientation, vegetation and season on soil microbial and biochemical characteristics under semiarid conditions. *Applied Soil Ecology*. 38, 62-70.
- (5) Zornoza, R, Acosta, J. A., Bastida, F., Domínguez, S. G., Toledo, D. M., Faz, A., 2015, Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. *Soil Journal*. 1, 173-185.
- (6) Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., Seoane, S., 2005., Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry*. 37, 877-887.
- (7) Wic Baena, C., Andrés-Abellán, M., Lucas-Borja, M.E., Martínez-García, E., García-Morote, F.A., Rubio, E., López-Serrano, F.R., 2013, Thinning and recovery effects on soil properties in two sites of a Mediterranean forest, in Cuenca Mountain (South-eastern of Spain). *Forest Ecology and Management*. 308, 223-230.
- (8) Bastida, F., Moreno, J.L., Hernández, T., García, C., 2006, Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil Biology and Biochemistry*. 38, 3463-3473.

- (9) Wander, M.M., Bollero, G.A., 1999, Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Science Society of America Journal*. 63, 961–971.
- (10) Dilly, O., Blume, H.P., Sehy, U., Jiménez, M., Munich, J.C., 2003, Variation of stabilised, microbial and biologically active carbon and nitrogen soil under contrasting land use and agricultural management practices. *Chemosphere*. 52, 557-569.
- (11) Nortcliff, S., 2002, Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 88, 161-168.
- (12) Noe, L., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Abril, A., Pietramellara, G., 2012, Molecular discrimination of bacteria (organic versus mineral soil layers) of dry woodlands of Argentina. *Journal of Arid Environments*. 85, 18-26.

IMPACTOS EN SUELO DEL SENDERISMO EN EL PARQUE NATURAL DE LOS CALARES DEL MUNDO Y DE LA SIMA (SURESTE DE ESPAÑA)

ANDRÉS ABELLÁN, M.^{1,2}; LÓPEZ YESTE, A.B.¹; RUBIO CABALLERO, E.^{2,3};
WIC BAENA, C.²; PICAZO CÓRDOBA, MI.^{1,2}; GARCÍA MOROTE, FA.^{1,2};
MARTINEZ GARCIA, E.^{1,2}; LÓPEZ SERRANO, F. R.^{1,2}; MIETTINEN, H.²

¹ *Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes (ETSIAM), Dep. Ciencia y Tecnología Agroforestal y Genética. Campus Universitario s/n. 02071-Albacete (SPAIN).*

Universidad de Castilla-La Mancha.

² *Instituto de Investigación en Energías Renovables (IER), Universidad de Castilla-La Mancha.*

³ *Escuela de Ingenieros Industriales de Albacete (EIIAB), Universidad de Castilla-La Mancha*

Palabras clave: Uso recreativo, calidad de suelo, indicadores microbiológicos.

Resumen

Estudios previos han puesto de manifiesto la importancia de los ecosistemas forestales como soporte de actividades recreativas al aire libre, y la gravedad de los impactos de dichas actividades en el suelo. Una de las actividades recreativas más practicadas en los Espacios Naturales de Castilla-la Mancha, es el senderismo.

La calidad del suelo y su degradación dependen del equilibrio entre diversas propiedades físicas, químicas y microbiológicas, si bien son estas últimas especialmente sensibles, pues responden rápidamente a las perturbaciones externas. Por ello son indicadores útiles para monitorizar cambios inmediatos en el suelo, como por ejemplo los generados por el pisoteo de los senderistas en ecosistemas naturales.

El objetivo de este trabajo es valorar la magnitud del impacto ocasionado en el suelo por los senderistas en el Monte de Utilidad Pública nº62, dentro del Parque Natural de los Calares del Mundo y de la Sima (Ley 3/2005, de 5 de mayo), de gran valor ecológico e incluido en la Red Natura 2000. Para ello se han seleccionado dos itinerarios hacia el Mirador de los Chorros del Río Mundo (Riópar, Albacete) de diferente intensidad de uso, que ha sido caracterizado y cuantificado durante el primer año de estudio. Como indicadores de impactos se han analizado parámetros microbiológicos y bioquímicos de los suelos (actividades enzimáticas, respiración basal y carbono de la biomasa, cociente metabólico y cociente de mineralización).

Los resultados muestran como en las zonas más pisadas se alteran el carbono de la biomasa y la respiración de los microorganismos, siendo por lo tanto los suelos más degradados y con menor cubierta vegetal.

Introducción

Las actividades microbiológicas son indicadores útiles para monitorizar impactos en suelo causados por el pisoteo de senderistas, debido a su alta sensibilidad (1). Estudios previos han demostrado que la respiración basal, el carbono de la biomasa y la actividad de ciertas enzimas relacionadas con los ciclos de N, C y P, presentan valores mucho menores en el eje de los senderos turísticos respecto a otras zonas de referencia situadas a una cierta distancia del centro del trazado (2) (3). Patrones similares, si bien no tan marcados, se observaron en los senderos antárticos que fueron analizados en la Isla de Barrientos en una campaña en 2011-12 (4).

El objetivo de este trabajo es caracterizar a partir de parámetros microbiológicos y bioquímicos de suelos, el impacto ocasionado por los senderistas en un espacio natural de la Red Natura 2000, que recibe al año más de 200.000 visitas (Parque Natural de los Calares del Mundo y de la Sima).

Material y Métodos

El Parque Natural de los Calares del Mundo y de la Sima tiene una superficie de 19.192 ha y forma parte del LIC y de la ZEPA “*Sierras de Alcaraz y Segura y Cañones del Segura y del Mundo*”. Contiene un Karst o Calar de extraordinario desarrollo y riqueza de formas (960 dolinas o torcas), así como una gran diversidad botánica (más de 1300 especies), faunística (174 especies de vertebrados) y paisajística. Además, el excelente grado de conservación de sus ecosistemas, le otorgan una excepcional importancia desde el punto de vista de la conservación del patrimonio geológico, la biodiversidad y el paisaje de Castilla-La Mancha.

Dentro del parque, en el MUP nº 62, se han seleccionado dos itinerarios hacia el Mirador de los Chorros, uno de los enclaves más emblemáticos y que concentra más de 11.000 visitas al año: i) Itinerario 1 (I1, sendero desde el Puerto del Arenal al Mirador de los Chorros, de 2.800 m de longitud y uso medio de 69 senderistas/día punta); ii) Itinerario 2 (I2, sendero desde el Portillo de los Perros hasta el Mirador, de 1.100 m de longitud y uso medio de 31 senderista/día punta). Se ha considerado aparte el tramo común donde se juntan ambos senderos (I3) (Figura 1). En cada uno de los senderos se

han fijado transectos de muestreo (16 en total), y en cada uno de ellos se han cogido 5 muestras (a 0m ó eje de sendero, a 3m y a 10m, a ambos lados de sendero) (75 muestras en total). También se cogieron muestras de zonas control sin actividad recreativa (2 parcelas en las proximidades del itinerario 1 y 2 en las proximidades del tramo común).



Figura 1. Itinerarios, transectos y método de muestreo.

Se han realizado 8 campañas de recogida de información de senderistas, en el primer año de estudio (días de máxima afluencia de marzo a agosto de 2016) (cerca de 100 senderista/día punta). Los datos se han obtenido mediante encuestas ($n = 158$) y observación directa del comportamiento de los visitantes, a lo largo de los itinerarios seleccionados. También se han contabilizado los vehículos en los dos aparcamientos de las zonas de estudio: “El Puerto del Arenal”, de acceso al Itinerario 1, y el “Portillo de los Perros”, de acceso al Itinerario 2, entre las 13-14 horas (hora punta) (45 y 17 nº medio de vehículos/hora punta/día punta, respectivamente).

Se han analizado los siguientes parámetros de suelo: i) pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico total ($C_{org.total}$) (5), y materia orgánica (MO); ii) respiración basal (RB) (6), carbono de la biomasa microbiana (CB) (7), actividades enzimáticas deshidrogenasa (AE DH), ureasa (A EU) (8), fosfatasa (AE F), y β -glucosidasa (AE B-G) (9); iii) cociente metabólico ($qCO_2 = RB/CB$), y cociente de mineralización ($qmC = RB/C_{org.total}$).

Mediante análisis factorial (ANOVA), se han relacionado las variables dependientes estudiadas (indicadores químicos y biológicos de suelos) con los factores predictivos itinerario y distancia desde el centro del sendero. Se ha aplicado el método de las menores diferencias significativas de Fisher (LSD) (intervalo de confianza del 95%), y con $P < 0,05$. También se ha realizado análisis de correlación entre parámetros.

Resultados

La intensidad de uso de los diferentes senderos, la distancia al centro del sendero y la interacción entre ambos factores, tienen una influencia significativa sobre la actividad microbiana del suelo caracterizada a partir de la respiración basal, del carbono de la biomasa y del cociente metabólico, calculado a partir de ambas variables (Tabla 1). La respiración del suelo ($\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y el carbono de la biomasa ($\text{CB}(\text{mg/L})$), han mostrado menores valores en el itinerario de mayor afluencia de senderistas (I1) y en los puntos más cercanos (a 0 m del centro del sendero) (Figura 2) Por el contrario, el cociente metabólico ($q(\text{CO}_2) = \text{RB}/\text{CB}$) ha registrado el valor más alto en el eje de sendero (0m) del I2.

Tabla 1. Resultados del ANOVA de los factores itinerario y distancia desde el centro del sendero, con los parámetros de suelo que se ven afectados por el uso recreativo

Factores	RB ($\text{mg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo)		CB ($\mu\text{g C g}^{-1}$ suelo)		MO (%)		pH		$q(\text{CO}_2)$ ($\mu\text{g C-CO}_2 \cdot \mu\text{g}^{-1}$ C-B día^{-1})	
	F-ratio	P-value	F-ratio	P-value	F-ratio	P-value	F-ratio	P-value	F-ratio	P-value
I	10.79	< 0.001	13.66	< 0.001	5.03	< 0.001	3.33	< 0.05	6.82	< 0.01
D	3.65	< 0.05	3.83	< 0.05	2.42	n.s	3.43	< 0.05	7.87	< 0.001
I x D	3.24	< 0.05	4.03	< 0.01	1.11	n.s	1.36	n.s	6.77	< 0.001

I: Itinerario (I1, I2, I3); D: Distancia al centro de sendero (0, 3, 10); Interacción entre I y D.

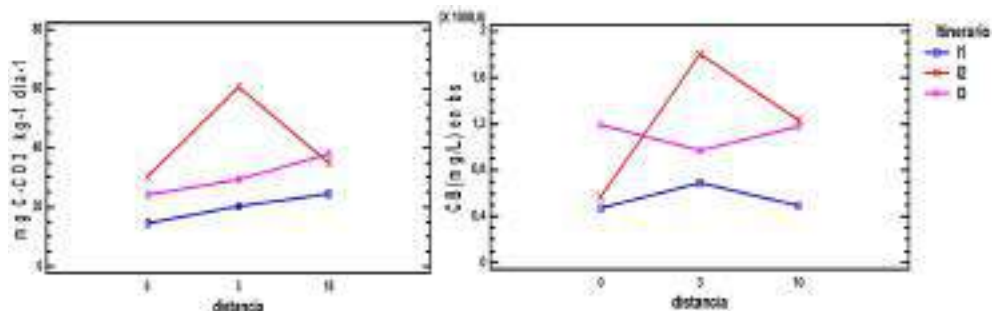


Figura 2. Valores medios de respiración del suelo ($\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y del carbono de la biomasa ($\text{CB}(\text{mg/L})$), para los diferentes itinerarios (I1, I2, I3 o tramo común) y a diferente distancia de eje de sendero (0, 3 y 5 metros).

El tipo de itinerario tiene una influencia significativa sobre la materia orgánica y el pH del suelo, no así la distancia a eje de sendero, que solo parece afectar al pH (Tabla 1). Los mayores valores de materia orgánica se registran en el I2 (de menor uso recreativo), pero no se aprecian diferencias significativas por alejamiento al eje de sendero. El pH baja a medida que nos alejamos del centro de sendero y es mayor en el I1 (Figura 3).

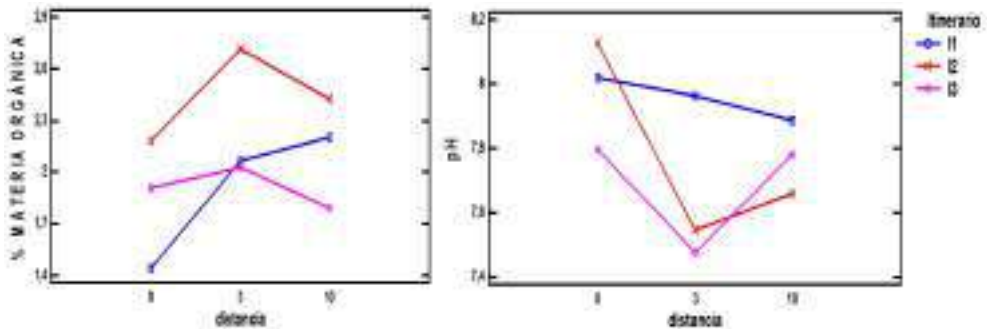


Figura 3. Valores medios de materia orgánica (%) y de pH, para los diferentes itinerarios (I1, I2, I3 o tramo común) y a diferente distancia de eje de sendero (0, 3 y 5 metros).

Al correlacionar todos los parámetros de suelo medidos en las parcelas (químicos y microbiológicos) (Tabla 2), se han obtenido coeficientes de correlación negativos entre la materia orgánica y el pH; así como también entre el pH y la actividad enzimática β -glucosidasa. Por el contrario, se correlacionan positivamente la materia orgánica y actividades enzimáticas (ureasa y β -glucosidasa); y el pH con la actividad enzimática (deshidrogenasa).

Tabla 2. Matriz de correlación entre los diferentes parámetros determinados (tamaño de la muestra $n = 79$)

Parámetro	AE B-G	AEU	AE DH	AE F	mg C-CO ₂ kg ⁻¹ día ⁻¹	CB(mg/L)	pH
AEU	0,7015***						
AE DH	0,1912*	0,3279***					
AE F	0,5482***	0,3883***	0,2559**				
mg C-CO ₂ kg ⁻¹ día ⁻¹	-0,06	-0,0157	0,0934	-0,0673			
CB(mg/L) en bs	0,0159	0,1097	0,1391	-0,0743	0,3935***		
pH	-0,2223**	-0,0123	0,299***	0,1084	-0,0278	-0,1335	
% MO	0,554***	0,4835***	0,1052	0,138	0,1236	0,0079	-0,3579***

*, **, ***, Nivel de significación $P \leq 0.05$; $P \leq 0.01$; $P \leq 0.001$, respectivamente. ns= No significativo. AEU (ureasa), AE DH (deshidrogenasa), AE-B-G (β -glucosidasa), (AEF (fosfatasa), respiración basal (mg C-CO₂ kg⁻¹ día⁻¹), carbono de biomasa (CB, mg C-CO₂ kg⁻¹ día⁻¹).

Discusión y Conclusiones

La intensidad de uso y la distancia desde el centro del sendero tienen influencia significativa sobre la actividad microbiana del suelo caracterizada a partir de la respiración y del carbono de la biomasa. El pisoteo de los senderistas ha ocasionado una disminución en ambos parámetros, generalmente de proporciones superiores a eje de sendero (0 m), y en el itinerario de mayor uso (10) (11), donde se observa a su vez menos cubierta vegetal y más porcentaje de suelo desnudo (12). Según varios autores (13) (14), los suelos con menor cubierta vegetal tienen menor actividad microbiológica debido al menor contenido de materia orgánica lábil disponible como fuente de energía para los microorganismos. Además, no solamente influye la cantidad de cubierta vegetal sino el tipo (15). Por ejemplo, el predominio de cubierta arbórea frente a cubierta herbácea, o el establecimiento de cubierta vegetal de coníferas, tiende a aumentar la acidez del suelo y a disminuir la disponibilidad de nutrientes (16) (17). En este estudio la disminución del pH, en los itinerarios de menor uso, y a medida que se incrementa la distancia a eje de sendero, puede deberse a la acumulación de restos orgánicos superficiales (acículas), en contra de lo esperado, que sería un aumento de pH en las zonas de menor uso y más alejadas de los senderos, como ocurre con la materia orgánica, que aumenta en el itinerario de menor uso.

La correlación positiva de la materia orgánica, significativamente afectada por el uso, con otros parámetros estudiados, como actividad enzimática ureasa y β -glucosidasa, que no han mostrado efectos significativos con el itinerario y la distancia a sendero, pone además de manifiesto la posible influencia en el itinerario I2 de la presencia ocasional de reses bravas, además de los senderistas.

El cociente metabólico, que indica el nivel de estrés es ligeramente más alto en el itinerario de más uso, si bien se incrementa mucho en el eje de sendero del I2. La disminución del contenido de materia orgánica y nutrientes en el suelo por el pisoteo y la compactación, altera la eficiencia metabólica de los microorganismos.

Referencias / Bibliografía

- (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) 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 Análisis* 35, 1591-1603.
- (3) Lucas-Borja M.E., Bastida-López F., Moreno Ortego J.L., Nicolás-Cuevas C., Andrés Abellán M., López-Serrano F.R., Del Cerro-Barja A. 2011, The effects of human trampling on the microbiological properties of soil and vegetation in mediterranean mountain areas. *Land Degradation & Development*. 22, 383-394.
 - (4) Tejedo, P., Benayas, J., Pertierra, L.R., Cajiao, D., Reck, G., Andrés-Abellán, M., Wic, C., Albertos, B., Lara, F., Luciañez, M.J., Enriquez, N. 2013, How to manage human impacts on Antarctica?. Learned lessons from Barrientos Island. XIth SCAR Biology Symposium at CosmoCaixa (Barcelona, Spain), 15-19th July.
 - (5) Walkley, A. & Black, A. 1934, An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. 37, 29-38.
 - (6) Anderson, J.P.E. 1982. Soil Respiration. En Page, A.L., Miller, R. H., Keeney, D.R. (Eds), *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. 2nd. Edition. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Madison, pp. 831-871
 - (7) Vance, E., Brookes, P. & Jenkinson, D. 1987, An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*. 19, 703-707.
 - (8) Kandeler, E., Stemmer, M., Klimanek, E.M. 1999, Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fraction to long-term soil management. Kilham, 1994. *Soil Biology and Biochemistry*. 31,205-211.
 - (9) Tabatabai, M.A., 1982, Soil Enzymes, in: Page, A.L., Miller, E.M., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Análisis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Soil Science Society of America, INC, Madison, pp. 903-947.
 - (10) Cole, D.N., Monz, C.A., 2002, Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, U.S.A. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 34, 365–375.
 - (11) Jordan, D.; Ponder, F.; Hubbard, V.C. 2003, Effects of soil compaction, forest leaf litter and nitrogen fertilizer on two oak species and microbial activity. *Appl. Soil Ecol.* 23, 33–41.
 - (12) Andrés-Abellán, M., Del Alamo, J.B., Landete-Castillejos, T., López-Serrano, F.R., García-Morote, F.A. and Del Cerro-Barja, A., 2005,

- Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area "Nacimiento del Rio Mundo" (Castilla-La Mancha, Spain). *Environmental Monitoring And Assessment* 101(1-3), 55-67.
- (13) 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
- (14) Bastida, F., Moreno, J.L., Hernández, T. and García, C., 2006, Microbiological activity in a soil 15 years after its devegetation, *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2503–2507.
- (15) Rovira, P. and Vallejo, R. 2002 Mineralization of carbon and nitrogen from plant debris, as affected by debris size and depth of burial. *Soil Biology and Biochemistry*. 34, 327-339.
- (16) Richardson, C.J. 1996, Wetlands Chapter. In: Mays LW (Ed) Water Resources Handbook, McGraw-Hill, New York, USA.
- (17) Moukomi, J., Munier-Lamy, C., Berthelin, J., and Ranger, J. 2006, Effect of tree species substitution on organic matter biodegradability and mineral nutrient availability in a temperate topsoil. *Annals of Forest Science* 63, 763-771.

VALORACIÓN DEL RIESGO PARA LA AVIFAUNA Y QUIROPTEROFAUNA EN GRANDES PROYECTOS EÓLICOS

CASTELLANOS DÍEZ, M¹; GONZÁLEZ MARTÍN, JM¹; GONZÁLEZ RODRÍGUEZ, S¹

¹ *Ambinor Consultoría y Proyectos S.L., León*

Palabras clave: Parques eólicos, avifauna, quiropteroфаuna, evaluación ambiental, valoración del riesgo.

Resumen

Las **grandes promociones de varios parques eólicos**, como son las pertenecientes a un mismo nudo de evacuación, requieren de una importante **valoración del riesgo** para los dos grupos más afectados por este tipo de proyectos, las aves y los quirópteros (1) (2).

Se presenta una metodología que permite obtener, a partir de estudios previos integrados de aves y quirópteros (efectuados de forma conjunta para toda la promoción con objeto de evaluar entre otros los efectos sinérgicos), una **valoración diferencial del riesgo** propia de cada parque y no una valoración global que pudiera ser sesgada si se aplicara a la realidad de cada parque en concreto, teniendo en cuenta que en la mayor parte de los casos la evaluación ambiental de estos grandes proyectos eólicos se realiza de manera individual por cada parque eólico, ya que la autorización administrativa se concede a cada parque eólico por separado.

La necesidad de cumplir los objetivos europeos sobre energías limpias fijados para 2020 (3) presumiblemente dará lugar a promoción de nuevos proyectos de este tipo, por lo que se hace necesario el establecimiento de metodologías de valoración del riesgo para estos grandes proyectos eólicos.

El análisis de riesgo debe tener en cuenta varios aspectos relacionados no solo con las características de la fauna sino también las de los parques eólicos (1) (4) (5). En esta metodología que aquí se presenta, estos aspectos se han agrupado en dos variables, por un lado tiene en cuenta la **Calidad del medio** (para valorar la consecuencia de que se materialice el riesgo), constituida por una serie de factores como la abundancia y diversidad de especies de interés, uso del espacio, distancia media a puntos de interés, distancia a corredores y calidad del biotopo y por otro lado **la Probabilidad de afección** (que valora la probabilidad de ocurrencia) conformada por

factores intrínsecos a las infraestructuras eólicas (velocidad giro palas, altura buje, elementos percha, tipo línea eléctrica, disposición y distancia entre aerogeneradores) y factores propios de las especies (tipo de vuelo, visión, temporalidad, riesgo intrínseco).

Esta metodología se ha aplicado en una promoción eólica real compuesta por 13 parques eólicos correspondientes a un mismo nudo de evacuación y con un total de 113 aerogeneradores proyectados en la península ibérica y que actualmente se encuentran en tramitación.

Introducción

El efecto de los parques eólicos sobre las aves y los quirópteros es uno de los principales impactos a valorar dentro de los procedimientos de evaluación de impacto ambiental de cada uno de los parques eólicos que componen las grandes promociones de proyectos de este tipo; puesto que este impacto suele ser el que tiene una mayor repercusión sobre los valores ambientales, y además presenta efectos acumulativos y sinérgicos con el conjunto de parques de la promoción. Por ello habitualmente se realizan estudios previos integrados de avifauna y quirópteros para el total de la promoción eólica previo a la elaboración del Estudio de Impacto Ambiental de cada uno de los parques eólicos.

Se plantea una **metodología de valoración del riesgo que complemente los estudios previos integrados de aves y quirópteros**, de forma que permita obtener un valor de riesgo diferenciado por cada parque eólico que se ha empleado en la valoración de impactos sobre aves y quirópteros y que se incluye en cada uno de los estudios de impacto ambiental de los respectivos parques eólicos.

Material y Métodos

La valoración de riesgos propiamente dicha no requiere de materiales específicos, ya que se trata de una metodología que se basa en los resultados obtenidos en los estudios de avifauna y quiropterofauna integrados y realizados conforme a metodologías reconocidas como las propuestas por SEOBirdlife (1) y SECEMU (6).

Dado que todo riesgo viene definido por una combinación de la probabilidad de ocurrencia y las consecuencias de que se materialice el riesgo, se han utilizado **dos variables** principales, la **Calidad del medio** que indica la presencia o no de aves y quirópteros de interés así como de áreas críticas (para valorar la consecuencia del impacto), y la **Probabilidad de afección**

determinada por las características propias de los parques eólicos y el comportamiento de las especies (como su propio nombre indica para valorar la probabilidad de ocurrencia).

Cada una de estas variables se expresa a través de indicadores que tratan de tipificarlo, estableciéndose una valoración semicuantitativa para cada indicador, al ser este tipo de valoración uno de los más utilizados en evaluación ambiental (7) (8). Cada uno de estos indicadores se pondera atendiendo a su importancia relativa en función de consultas a la bibliografía de referencia y resultados de estudios previos para tener en cuenta aspectos como abundancias y densidades medias obtenidas de censos oficiales, radios de campeo (1) (2) (9), altura de vuelo, etc.

Los indicadores propuestos que tipifican cada una de estas variables, así como sus fórmulas ponderadas de obtención son las siguientes:

Tabla 1. Indicadores de cada una de las variables utilizadas para valorar la calidad del medio.

INDICADOR	FÓRMULA INDICADOR	DESCRIPCIÓN INDICADOR (valor mín. 0- valor máx. 10)
Abundancia especies interés avifauna (C1)	C1= 1+ (Abundancia x Catalogación)	Centrada en presencia de las especies de interés establecidas en el ámbito de estudio mediante datos de estudios bibliográficos (9) y estudios realizados en campo, (valoración según abundancia inferior o superior a la media según bibliografía) y catalogación según inclusión en Listado de Especies Silvestres en régimen de Protección Especial y categoría en Catálogo Nacional de Especies
Uso del espacio de especies de interés avifauna (análisis de densidad Kernel) (C2)	C2= Densidad Kernel	Valores de uso del espacio según avistamientos en campo.
Distancia media a puntos de interés avifauna (C3)	Tabla de correlación (distancia)	Valoración según distancia observada a puntos de interés (zonas con mayor número de ejemplares de especies de interés como zonas de nidificación, o dormideros), otorgando como valor mínimo a la distancia superior al radio de campeo de las principales especies analizadas.
Diversidad quiropterológica (C4):	C4= 1+ (Abundancia x Catalogación)	Similar a C1 centrado en quirópteros
Distancia media desde refugios quirópteros a aerogeneradores (C5)	Tabla de correlación (distancia)	Se otorga menor valor a distancias superiores a zona de campeo de los quirópteros presentes.
Distancia a corredores de avifauna (C6)	Tabla de correlación (distancia)	A mayor distancia a corredores menor valor del indicador
Biotopos (C7)	Tabla de correlación (% sup. Biotopo)	Se otorga mayor valor en función de % de superficie de biotopo de mayor calidad para la fauna dentro de zona de influencia
PONDERACIÓN DE LA VARIABLE CALIDAD DEL MEDIO= (C1) + 2*(C2)+ 2*(C3)+C4+2*(C5)+C6+C7		

Tabla 2. Indicadores de cada una de las variables utilizadas para valorar la probabilidad de afección

TIPO	INDICADOR	FÓRMULA INDICADOR	DESCRIPCIÓN INDICADOR (valor mín. 0- valor máx. 10)
Características de los parques eólicos	Giro de las palas de los aerogeneradores (P1)	Tabla de correlación (rpm y velocidad de arranque)	Se asigna menor valor a parques con menor velocidad de giro y de arranque, que permiten a las aves reaccionar y evitar las palas.
	Diseño de las infraestructuras del parque eólico (P2)	Tabla de correlación (LAT subterránea, perchas)	Se otorga menor valor a parques sin líneas eléctricas aéreas ni elementos percha para aves (raíles en góndola, torre de celosía)
	Disposición y distancia entre los aerogeneradores (P3)	Tabla de correlación (Disposición aerogeneradores)	Se otorga el menor valor a parques de un único aerogenerador, seguido de parques de una fila y distancia entre aerogeneradores superior a 5 diámetros de rotor, y el mayor valor a parques de varias filas situadas a distancia menor a 5 diámetros de rotor y distancia entre aerogeneradores menor a 2 diámetros de rotor
Características asociadas a las especies	Características avifauna (P4)	Tabla de correlación (altura coincidente con área barrido aspas, dirección vuelo, fenología –tiempo que están presentes en zona de estudio-)	Se asigna el valor menor a parques en los que las aves de interés realicen vuelos a altura no coincidente con la zona de barrido de palas y tengan presencia puntual en la zona de estudio y valor máximo si existe de forma permanente especies de interés cuya altura de vuelo se corresponde con la zona de barrido de palas. Si en la zona de estudio resulta significativo también se pueden incluir como factores la dirección de vuelo preferente, y la visión de las especies, considerando el ángulo de visión de las especies combinado con la probabilidad de nieblas en la zona
	Características quirópteros (P5)	Tabla de correlación (presencia/ausencia de especies de alto riesgo de colisión – por altura vuelo, radio campeo-, y existencia de refugios cerca)	Combina la presencia o ausencia de refugios cercanos y la presencia o ausencia de especies de murciélagos con alto riesgo de colisión, éste último dato de riesgo de colisión por especie se puede obtener de los índices de riesgo establecidos por EUROBATS (10).
PONDERACIÓN DE LA VARIABLE PROBABILIDAD DE COLISIÓN= 2*(P1)+(P2)+ 2*(P3)+3*(P4)+3*(P5)			

Conociendo y expresando todos estos indicadores así como su ponderación para cada variable, se puede tratar de predecir la probabilidad de choque, y estimar una mayor o menor probabilidad de riesgo, aunque existen estudios y seguimientos previos sobre la interacción entre fauna voladora y parques eólicos, estos arrojan resultados dispares respecto al grado de incidencia (11) (12).

A modo de referencia adicional, se puede solicitar información a la administración ambiental correspondiente, acerca del grado siniestralidad de aves y quirópteros en los parques eólicos existentes más cercanos a los proyectados, aunque estos resultados deben considerarse como meramente indicativos, ya que las especies y condiciones pueden variar significativamente.

Cada una de las 2 variables obtendrá un valor comprendido entre 0 y 100, y dichos valores serán diferentes para cada parque eólico incluido en el estudio, puesto que cada parque eólico tiene unas características intrínsecas e incluso extrínsecas diferentes.

Tabla 3. Valoración de cada una de las variables

CALIDAD/PROBABILIDAD BAJA	0-25
CALIDAD/PROBABILIDAD MEDIA	25-50
CALIDAD/PROBABILIDAD ALTA	50-75
CALIDAD/PROBABILIDAD MUY ALTA	>75

Posteriormente se cruzarán ambas variables según la tabla comparativa mostrada a continuación, obteniéndose un valor del riesgo:

Tabla 4. Resultados de la valoración del riesgo tras el cruce de las 2 variables

CALIDAD DEL MEDIO	PROBABILIDAD			
	BAJA	MEDIA	ALTA	MUY ALTA
BAJA	RIESGO BAJO	RIESGO BAJO	RIESGO MEDIO	RIESGO ALTO
MEDIA	RIESGO BAJO	RIESGO MEDIO	RIESGO MEDIO	RIESGO ALTO
ALTA	RIESGO MEDIO	RIESGO MEDIO	RIESGO ALTO	RIESGO MUY ALTO
MUY ALTA	RIESGO ALTO	RIESGO ALTO	RIESGO MUY ALTO	RIESGO MUY ALTO

Resultados

Tal y como se ha comentado anteriormente, cada parque eólico obtiene sus propios valores de Calidad del Medio y Probabilidad de Afección, y consecuentemente, su valoración propia de riesgo.

Tabla 5. Ejemplo de valoración de las variables de riesgo para una promoción de 4 parques eólicos

PARQUE EÓLICO	CALIDAD DEL MEDIO							PROBABILIDAD DE AFECCIÓN						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	CALIDAD	P1	P2	P3	P4	P5	PROBABILIDAD
PARQUE EÓLICO A	4	10	10	3	8	7	0	70	1	1	3	3	3	27
PARQUE EÓLICO B	4	10	10	3	8	3	0	66	1	1	3	3	3	27
PARQUE EÓLICO C	4	3	2	2	6	1	4	33	1	1	2	3	3	25
PARQUE EÓLICO D	4	2	2	2	5	0	0	24	1	1	3	3	3	27

PARQUE EÓLICO	CALIDAD	PROBABILIDAD	RIESGO
PARQUE EÓLICO A	ALTA	MEDIA	MEDIO
PARQUE EÓLICO B	ALTA	MEDIA	MEDIO
PARQUE EÓLICO C	MEDIA	MEDIA	MEDIO
PARQUE EÓLICO D	BAJA	MEDIA	BAJO

Discusión y Conclusiones

Existen algunos modelos de valoración del riesgo sobre aves y quirópteros en parques eólicos (4) (5) (11) (12), si bien la mayoría de ellos son relativos a parques eólicos a nivel individual o bien se encuentran excesivamente centrados en la probabilidad de impacto, no teniendo en cuenta otras variables aquí consideradas.

La metodología propuesta permite tener en cuenta no sólo la probabilidad sino también otra variable intrínseca al riesgo, la consecuencia, que estará íntimamente ligada a la calidad del medio y a las especies que en él se distribuyen.

De este modo, con esta metodología se puede diagnosticar el estado de la comunidad de aves y quirópteros en la zona de estudio; combinarlo con los otros factores relativos a las características de los parques y de esta manera obtener una valoración del potencial riesgo de manera diferencial para cada parque.

No se considera adecuado obtener un resultado general para todos los parques eólicos de una promoción conjunta, como la correspondiente a un mismo nudo de evacuación, puesto que pueden generarse desajustes en algunas zonas, por lo que el resultado de la valoración de riesgo ha de realizarse para cada parque eólico, teniendo en cuenta que cada parque posee unas características propias y se ubica en una zona con unos valores ambientales que pueden diferir significativamente de otros parques relativamente cercanos (ej: colonias, dormideros, refugios de interés, zonas

de alimentación, masas de agua, etc.), a pesar de encontrarse en una misma zona de estudio, ya que se suele tratar de áreas considerablemente grandes en este tipo de promociones. Además, dentro de esta metodología se incorporan otros aspectos a la hora de valorar un riesgo como es la posible existencia de componentes sinérgicas que puedan aumentar el riesgo (ej: distancias entre aerogeneradores, disposición ejes, etc.); aumentando con ello la representatividad de la valoración.

Los resultados de esta valoración de riesgos por cada parque eólico permiten:

- incorporarse adicionalmente en cada uno de los preceptivos estudios de impacto ambiental (que se tramitan independientemente), dentro del apartado correspondiente a la identificación y valoración de impactos sobre el factor fauna; cumpliéndose para la valoración de este factor los preceptos establecidos en el Anexo VI de la *Ley 21/2013 de 9 diciembre de Evaluación ambiental*.
- servir como base para establecer las medidas correctoras y protectoras que se estimen oportunas de manera específica para cada parque eólico, atendiendo al nivel de riesgo específico de cada parque eólico.
- establecer el grado de esfuerzo en el Plan de Vigilancia en explotación (mortalidad aves y quirópteros) de manera concreta para cada parque eólico, estableciendo régimen de visitas más frecuentes en parques con mayores niveles de riesgo, periodizando por épocas.
- en parques eólicos en los que se determine un alto nivel de riesgo puede procederse a la valoración individual de posiciones concretas por cada aerogenerador.

Esta metodología se ha aplicado en una promoción eólica real compuesta por 13 parques eólicos correspondientes a un mismo nudo de evacuación y con un total de 113 aerogeneradores proyectados en la península ibérica y que actualmente se encuentran en tramitación. Se ha empleado, como base de partida para la definición de los indicadores de las variables consideradas, los resultados de los estudios previos anuales de avifauna y quirópteros realizados de forma conjunta para toda la promoción eólica, de manera que se han expresado los resultados de riesgo obtenidos en la valoración de impacto sobre avifauna y quirópteroфаuna en cada uno de los estudios de impacto de cada parque eólico. No obstante se considera pendiente la calibración de esta metodología y que podrá corregirse o adaptarse con los resultados que se obtengan de la vigilancia ambiental a realizar toda vez que estos parques se materialicen tras su tramitación.

Referencias / Bibliografía:

- (1) Atienza, J.C., I. Martín Fierro, O. Infante, J. Valls y J. Domínguez, 2011. *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)*. SEO/BirdLife, Madrid.
- (2) Battersby, J. (comp.), 2010. *Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats*. EUROBATS Publication Series No. 5. UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany.
- (3) https://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/2020_es
- (4) Lazo A, Braña S, Janss G., 2012. *Valor predictivo de las evaluaciones preliminares de riesgo para las aves: Una cuestión de escala*. I Congreso Ibérico sobre Energía Eólica y conservación de la Fauna.
- (5) New L, Bjerre E, Millsap B, Otto M, Runge M., 2015. *A Collision Risk Model to Predict Avian Fatalities at Wind Facilities: An Example Using Golden Eagles, Aquila chrysaetos*.
- (6) González F, Alcalde JT, Ibáñez C., 2013. Directrices básicas para el estudio del impacto de instalaciones eólicas sobre poblaciones de murciélagos en España. SECEMU. Barbastestella 6.
- (7) Gómez Orea, D., 2003. *Evaluación de impacto ambiental. Un instrumento preventivo para la gestión ambiental*. Ediciones Mundi-Prensa y Editorial Agrícola Española S.A, Madrid.
- (8) De Lucas, M et al , 2009. *Aves y parques eólicos, Valoración del riesgo y atenuantes*, Quercus,
- (9) <http://www.seo.org/tag/monografias/>
- (10) Rodrigues, L. Bach, M.J Dubuorg-Savage, B. Karapandza, et al, 2015: *Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014*. EUROBATS Publication Series No. 6, UNEP/EUROBATS, Bonn, Germany.
- (11) REE (2005) *Red eléctrica y avifauna. 15 años de investigación aplicada*, Red Eléctrica de España, Madrid.
- (12) Varios autores, 2012. *Libro de resúmenes del I Congreso Ibérico sobre Energía eólica y Conservación de la fauna*. Jerez, 2012.

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN LUMÍNICA DE PARQUES EÓLICOS

GALIANA CARBALLO, C.; GONZÁLEZ MARTÍN, JM.¹

C¹ Ambinor Consultoría y Proyectos S.L., León

Palabras clave: Parques eólicos, contaminación lumínica, evaluación.

Resumen

Se ha valorado el impacto del balizamiento de obstáculos aéreos sobre la avifauna, la fauna nocturna, la población y la seguridad vial en redes de transporte aledañas mediante:

- El cálculo de la iluminancia como magnitud cuantitativa de contaminación lumínica sobre valores de fondo y en función del esquema de balizamiento más desfavorable.
- La respuesta cualitativa del ojo humano a las variaciones de intensidad, para valorar el impacto perceptivo.

Los resultados del estudio arrojan las siguientes conclusiones:

- La frecuencia de destellos, la tipología y la cromaticidad son los factores que caracterizan la magnitud del impacto sobre las aves y que pueden verse modificados para compatibilizar la protección a este grupo y la seguridad aérea.
- El sistema Dual Media A/Media C es el más adecuado de los permitidos por la AESA (1) para la mitigación de impactos sobre todos los factores del medio.
- No se identifica un impacto sobre quirópteros (tanto por altura de balizamiento, como por cromaticidad y tipo respecto a la potencial atracción de nubes de insectos y distancias de campeo).
- La pérdida de calidad de cielo nocturno por intrusión luminosa toma valores compatibles que aumentan mínimamente los valores de luminancia de fondo.
- El impacto sobre población y redes de transporte en cuanto a deslumbramientos y molestias por intrusión lumínica se ha identificado que se produce mediante las cuencas visuales del parque eólico en un radio de 25 km.

- La propuesta de medidas incluye la instalación de balizas de destellos blancos o rojos, estroboscópicas, intermitentes, sincronizadas y con el mayor lapso de tiempo posible entre cada destello.

Introducción

El balizamiento diario y nocturno de aerogeneradores responde a necesidades de seguridad en el tráfico aéreo, ya que por sus dimensiones son considerados obstáculos a la navegación que deben ser señalizados, en función de lo dispuesto en la normativa estatal¹. Las condiciones naturales de oscuridad son la variable principal que sostiene los ecosistemas nocturnos, por lo que es necesario una metodología que cuantifique el impacto de la iluminación artificial y el efecto aditivo entre las fuentes.

La propuesta metodológica de evaluación de la contaminación lumínica se ha llevado a cabo sobre un parque eólico situado en la submeseta norte de la Península Ibérica, y tiene como fin dar una aproximación al efecto que tiene el balizamiento sobre las especies de quirópteros y avifauna presentes en el ámbito de afección del proyecto, la población y las redes de transporte, para establecer una batería de medidas a aplicar sobre los sistemas de iluminación del parque eólico, que permitan minimizar el impacto de la iluminación sobre los elementos del medio considerados.

Material y Métodos

La descripción de focos contaminantes se debe basar en la situación de iluminación y balizamiento más desfavorable o que provoque un mayor impacto, ésta es, la que se ciñe a los criterios generales de AESA en función de la altura del obstáculo (aerogenerador) y emplazamiento (dentro o fuera de la zona de servidumbre de instalaciones aeroportuarias)². En base a ellos se calcula la iluminancia (lx) para establecer cuantitativamente la magnitud de flujo luminoso extra que incidirá en el área iluminada, respecto a los valores de fondo. En la queda definido cada variable del estudio de la Iluminancia del sistema de luz de un aerogenerador de 180 m de altura total

¹ Art. 5.1.12 del Decreto 584/1972, de 24 de febrero, *de servidumbres aeronáuticas*, modificado por el Real Decreto 297/2013, de 26 de abril y en el Capítulo VI del Real Decreto 862/2009, de 14 de mayo, *por el que se aprueban las normas técnicas de diseño y operación de aeródromos de uso público y se regula la certificación de los aeropuertos competencia del Estado*.

² Este esquema de balizamiento puede sufrir modificaciones en función de los pronunciamientos del órgano ambiental en la DIA del proyecto en cuestión.

y 112 de altura de buje, para una distancia horizontal, entre foco y objeto de hasta 20 km, con cálculos iterativos del ángulo β (ángulo de emisión de luz del foco) a 1 km, 5, 10 y 20 km, que darán como resultado distintos niveles de iluminación a tales distancias para evaluar el alcance y grado de la contaminación lumínica. La contaminación lumínica, en cuanto al impacto que produce sobre poblaciones y rutas de transporte, depende de la percepción subjetiva, por lo que la propuesta metodológica se basa en la elaboración de un estudio de visibilidad que incluya las cuencas visuales a 25 km. La intrusión lumínica en domicilios y molestias a la población, se ha evaluado mediante la comparación de órdenes de significancia de la variable iluminación sobre valores de fondo estimados.

Las consideraciones de cálculo para el estudio de contaminación lumínica de un parque eólico son las siguientes:

- Se ha considerado exclusivamente la componente horizontal por su mayor magnitud respecto a la vertical, la orografía del área de afección, y la dificultad de cálculo de la multiplicidad de ángulos reales de iluminación sobre el territorio.
- Se han calculado ángulos β iterativos a las distancias de 1, 5, 10 y 20 km, con el fin de demostrar la iluminancia extra y artificial que suponen los sistemas de iluminación a esas distancias. Esta magnitud no es válida para valorar el impacto sobre fauna y quirópteros.

La valoración de este impacto es una aproximación:

- De tipo cuantitativa respecto de la iluminancia artificial a distintas distancias, sobre un valor de fondo de cielo nocturno. Este resultado es útil para evaluar el impacto de **pérdida de calidad del medio oscuro** y **valoración perceptiva** del paisaje.
- De tipo cualitativa al evaluar el impacto sobre **avifauna** y **quirópteros** y sobre los impactos a la población del tipo deslumbramientos.

Se propone la identificación y valoración del impacto sobre la fauna a partir de una revisión bibliográfica aplicada a datos de campo de estudio previo de avifauna y quirópteros sobre área de afección del parque eólico. Las publicaciones disponibles sugieren que la frecuencia de destellos, su tipología y la cromaticidad, son los factores que caracterizan la magnitud del impacto sobre la avifauna, que resulta más afectada en los contingentes migratorios, por sus alturas de vuelo (que dependen de las condiciones atmosféricas, la orografía y la región), la cual puede ayudar a determinar si se van a ver afectadas por el sistema de iluminación de la parte superior de la góndola. Por lo tanto, el impacto puede identificarse y valorarse a partir de la identificación de rutas migratorias y especies en la zona de afección. La

caracterización de la comunidad de quirópteros, sus refugios y etología, determinará a su vez el impacto sobre este grupo.

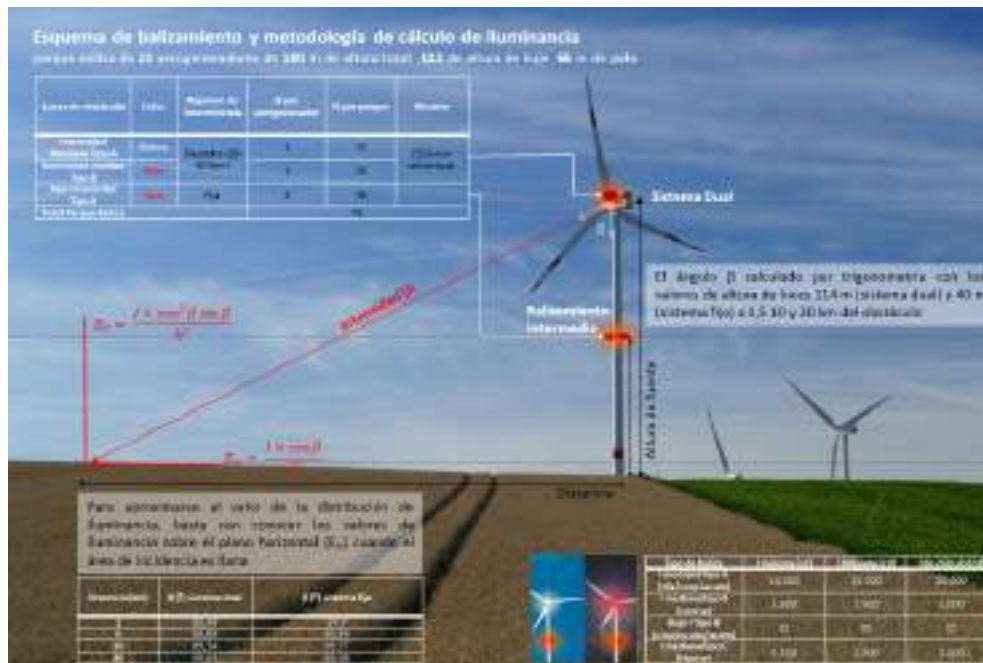


Ilustración 1. Esquema de balizamiento por parque y aerogenerador, y metodología de cálculo de referencia de contaminación lumínica de los focos descritos.

Resultados

La iluminación de los aerogeneradores por motivos de seguridad aérea atrae y desorienta a las **aves**, suponiendo una amenaza para las migradoras nocturnas (2). Este hecho ha sido ampliamente estudiado, aunque las conclusiones respecto a su efecto no son específicas y muchas veces caen en contradicciones. Las luces intermitentes parecen disminuir la atracción por parte de las aves, respecto a las luces fijas rojas o blancas (3) (4). Las luces de destellos (entre las que se encuentra el Sistema Dual Media A/ Media B a cuya instalación está obligado este parque eólico), parecen ser menos impactantes sobre las aves cuanto menor sea el valor *fpm* de la luminaria (5) (6). Los migrantes nocturnos, a su vez, suelen volar a mayor altitud que los diurnos con el fin de evitar las cadenas montañosas. Estudios de radar muestran que la gran mayoría de individuos migratorios nocturnos vuelan a alturas de entre 600 y 1.600 m pero se han detectado aves entre los 2.000 y los 5.000 m de altitud (7).

No se ha identificado un impacto positivo ni negativo sobre los **quirópteros**, en base al censo anual en el área de afección y a la revisión bibliográfica, que indica que la iluminación artificial suele ser una fuente de desorden del comportamiento de murciélagos frugívoros tropicales, y no de los propios de zonas templadas, que se alimentan de insectos y por tanto tienden a acudir a las zonas artificialmente iluminadas para la búsqueda de alimento. Siendo los insectos la fuente de alimento, el impacto de las luces sobre los murciélagos sería indirecto, al resultar los primeros atraídos por las luces y perseguidos por los segundos, que verían incrementado su riesgo de barotrauma y colisión. Sin embargo, los estudios consultados indican que los insectos no se sienten atraídos por luces LED, sino que son las incandescentes las que provocan las acumulaciones a su alrededor. La cromaticidad (respecto al tipo de luminaria), parece ser la variable que más influye en la atracción de insectos, siendo las luminarias rojas las menos atractivas respecto a otras (8). Además, los rangos de vuelo de los murciélagos presentes en el área de estudio no se encuentran a la misma altura que la iluminación de los aerogeneradores (ni la del fuste ni la de la góndola), según las alturas de vuelo (9), de búsqueda de alimento, de vuelos de retorno a refugio, vuelos directos y otros tránsitos. Los rangos de uso del espacio de la mayoría de los insectos se encuentran así mismo por debajo de las alturas de iluminación de las torres. Tampoco la ubicación de refugios confirmados indica un riesgo de impacto sobre este grupo.

El impacto sobre el **medio** de la iluminación diurna y nocturna se resume en la Tabla 1, y está fuertemente relacionado con el análisis y valoración del impacto paisajístico de los parques eólicos, por lo que es necesario un Estudio de Visibilidad y Paisaje que incluya cuencas visuales para valorar la magnitud y alcance del mismo.

Tabla 1. Impactos sobre el medio de la contaminación lumínica

IMPACTO	PERIODO	
	NOCTURNO	DIURNO
Pérdida de calidad del cielo nocturno por intrusión luminosa	X	
Disminución de la valoración perceptiva del paisaje por pérdida de naturalidad	X	X

Tabla 2. Valores iluminancia e iluminancia de fondo sobre m²

Iluminancia artificial			
1 km	5 km	10 km	20 km
$4,23 \cdot 10^{-1}$ lux	$3,45 \cdot 10^{-3}$ lux	$4,34 \cdot 10^{-4}$ lux	$5,44 \cdot 10^{-5}$ lux
$3,36 \cdot 10^{-2}$ cd/m ²	$2,75 \cdot 10^{-4}$ cd/m ²	$3,46 \cdot 10^{-5}$ cd/m ²	$4,33 \cdot 10^{-6}$ cd/m ²
Valor de fondo (lux) de cielo nocturno		Valor de fondo (lux) día medio (Mínimo)	
0,0001-0,25		32.000	
Valor de fondo (cd/m ²) nocturno ³		Valor de fondo (cd/m ²) diurno-crepuscular	
< 50		50-500	>500

El medio oscuro toma valores aproximados de entre 0,0001 y 0,25 lux, dependiendo de la nubosidad y fase lunar. Por tanto, la contaminación máxima en la zona más cercana al parque eólico es de 0,333 sobre el valor de fondo (que tomaría valores de 0,4231 a 0,673 lux en la zona situada dentro de un radio de 1 km de la instalación objeto de estudio).

Tomando como referencia los valores de luminancia de fondo de la AESA (< 50 cd/m²), la magnitud máxima de este impacto es el de aumentar en 0,0336 cd/m² un valor de fondo, que situaremos en 25 cd/m² en las zonas de solapamiento y coincidiendo los destellos del Sistema Dual Media A/ Media B de todos los aerogeneradores, quedando la zona próxima con unos valores de < 50,0336 cd/m².

Los impactos de la iluminación sobre la **población** respecto a la cuenca visual son los siguientes:

- Posibles deslumbramientos en carretera
- Posible confusión de los destellos de las luminarias de la parte superior de la góndola con otras luces en la carretera
- Posibles molestias por intrusión lumínica en el entorno doméstico

Discusión y Conclusiones

El valor de contaminación lumínica artificial disminuye con la distancia de la superficie a iluminar y el foco emisor en el parque eólico. La iluminación

³ Valores de fondo de AESA (2011).

máxima (sin tener en cuenta los valores de fondo) de un parque eólico de 15 aerogeneradores con las luces correspondientes al periodo nocturno/diurno encendidas, es de 0,423 lux (lumen/m²) en su área más próxima (1 km). El valor equivalente que toma en 360 ° es de 0,0336 cd/m².

El impacto sobre la avifauna se considera **compatible**, y **no se identifica impacto** sobre la población de quirópteros. La pérdida de calidad del cielo nocturno es prácticamente inapreciable al ojo humano, por lo que se considera un impacto también **compatible**.

Los impactos de la iluminación sobre la población **no pueden evaluarse** mediante la presente metodología de comparativa del valor de fondo con el aumento de esta iluminancia artificial, sino que se trata de la consecuencia directa de los destellos de los sistemas de balizamiento, que dependen de la luminancia (relación entre la iluminancia y la distancia aparente que visualiza el observador). A modo de referencia en la identificación, se propone la elaboración e interpretación de cuencas visuales de los aerogeneradores.

El margen de maniobra en la selección del esquema de iluminación que compatibilice de manera óptima seguridad aérea y protección ambiental es estrecho, y debe supeditarse a lo reflejado en la *Guía de Señalamiento e Iluminación de turbinas y parques eólicos*. Versión 1.2 de AESA. La propuesta de medidas en función de los resultados obtenidos es la siguiente:

- Selección de la intensidad luminosa mínima permitida por baliza.
- Destellos blancos, luminarias estroboscópicas e intermitentes con el menor factor *fpm* permitido.
- Sustitución de la baliza intermitente de destellos Tipo B, que funciona durante la noche, por una baliza fija Tipo C de intensidad mediana y color rojo.
- Minimización del número de balizas a instalar.

Referencias / Bibliografía

- (1) Agencia Estatal de Seguridad Aérea. *Guía de Señalamiento e Iluminación de Turbinas y Parques Eólicos*. Versión 1.2, (2011).
- (2) Atienza, J.C., y otros. *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)*. Madrid : SEO/BirdLife, 2011.
- (3) Baldwin, D.H. *Enquiry into the mass mortality of nocturnal migrants in Ontario 1965*, Ontario Nature, Vol. 3, págs. 3-11.

- (4) Kerlinger, P. *Avian mortality at communication towers: a review of recent literature, research and methodology*. 2000. Report to United States Fish and Wildlife Service Office of Migratory Bird Management.
- (5) Manville, A.M. *The ABCs of avoiding bird collisions at communication towers: the next steps*. Charleston SC: Electric Power Research Institute, 2000. Proceedings of the Avian Interactions Workshop.
- (6) Hüppop, O.J., y otros. *Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines*. Supp. I, 2006, Ibis, Vol. 148, págs. 90-109.
- (7) Bort Cubero, José y Bort Cubero, J. Lluís. *InterNatura*. La Migración de Aves.
- (8) Ashfaq, M., y otros. *Insect Orientation to various color lights in the agricultural biomes of Faisalabad*. Faisalabad (Pakistán): s.n., 2005, Pak. Entomology, Vol. 27.
- (9) Rodrigues, L. Bach, y otros. *Guidelines for consideration of bats on wind farm projects-Revision 2014*. [ed.] Suren Gazaryan and Tine Meyer-Cords. Bonn: UNEP/EUROBATS, 2015. pág. 133.

IMPACTOS DE LA CARGA GANADERA SOBRE LAS ACTIVIDADES MICROBIOLÓGICAS EN SUELOS FORESTALES

ANDRÉS ABELLÁN, M.^{1,2}; MARTÍNEZ GARCÍA, E.^{1,2}; WIC BAENA, C.²; PICAZO CÓRDOBA, M.I.^{1,2}; GARCÍA MOROTE, F. A.^{1,2}; RUBIO CABALLERO, E.^{2,3}; LÓPEZ SERRANO, F. R.^{1,2}; MORENO ORTEGO, J.L.⁴; BASTIDA LÓPEZ, F.⁴; GARCÍA IZQUIERDO, C.⁴.

¹ *Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes (ETSIAM), Dep. Ciencia y Tecnología Agroforestal y Genética. Campus Universitario s/n. 02071-Albacete (SPAIN). Universidad de Castilla-La Mancha.*

² *Instituto de Investigación en Energías Renovables (IER), Universidad de Castilla-La Mancha.*

³ *Escuela de Ingenieros Industriales de Albacete (EIIAB), Universidad de Castilla-La Mancha.*

⁴ *CEBAS- CSIC. Murcia. España.*

Palabras clave: Impacto del pastoreo, propiedades microbiológicas, suelos forestales.

Resumen

La actividad agrícola en los montes de Castilla-La Mancha, se basa principalmente en el pastoreo de ganado vacuno y ovino. En diversos estudios se ha analizado el impacto de este tipo de ganado en ecosistemas forestales, a consecuencia de tres factores de estrés: la eliminación de forraje, la defecación y el pisoteo (1) (2). Estos factores afectan a la comunidad microbiológica del suelo y a sus actividades enzimáticas y bioquímicas, debido a la alteración de los ciclos de carbono y nitrógeno en el suelo, y en general al cambio que experimenta el balance de nutrientes a nivel local (3) (4).

En este trabajo se hace un análisis del efecto del ganado ovino (incluyendo, de forma no controlada, el de ungulados salvajes –ciervo y gamo–) en el suelo, en el Monte UP 133 “Ensanche de las Majadas” (Serranía de Cuenca). Para ello se han comparado zonas control sin carga ganadera –salvo la fauna salvaje de ungulados– (seleccionadas en monte bravo, con edad ≤ 30 años; en latizal, con edad entre 30 y 60 años; y en fustal, de edad ≥ 60 años), con zonas pastoreadas con distinta intensidad: i) de paso permanente de ganado: tinada no activa desde hace 2-3 años; tinada activa y tinada activa en ejidos; y ii) de paso intermitente de ganado (bajo suelo desnudo, bajo cubierta de pino y bajo matorral). Los parámetros microbiológicos y bioquímicos analizados, y los cocientes metabólicos y de mineralización medidos en 30

muestras de suelo, ponen de manifiesto cambios significativos entre ambas zonas.

Introducción

Los impactos del ganado vacuno u ovino en los montes por la remoción del forraje y el depósito de excrementos, han sido bastante estudiados (1) (2) (5). La defoliación de la especie vegetales y la deposición de orina producen cambios en los balances de nutrientes a nivel local, sobre todo en los ciclos del ciclo del carbono y del nitrógeno (6), afectando así a las actividades microbiológicas del suelo.

El efecto del pisoteo por el ganado en la comunidad microbiana está menos estudiado, si bien también se han observado alteraciones en la mineralización del nitrógeno y del fósforo, a consecuencia del incremento en la compactación del suelo y de la disminución de la permeabilidad hídrica (3) (4).

En este estudio se pretende analizar el efecto del ganado ovino (incluyendo, de forma no controlada, el de ungulados salvajes –ciervo y gamo–) en el suelo, en el Monte “Ensanche de las Majadas” de la Serranía de Cuenca (Castilla-La Mancha).

Material y Métodos

La zona de estudio se sitúa en el Monte “Ensanche de las Majadas”. Monte Nº 133 del Catálogo de Utilidad Pública, situado en el Término Municipal de Las Majadas (Cuenca). Tiene una altitud media de 1.440m. Su precipitación media anual de 647 mm y la temperatura media anual de 10,1°C, lo clasifican climáticamente dentro del clima Mediterráneo continental. En él dominan suelos poco profundos, y con afloramientos rocosos carbonatados, y vegetación arbórea de Pino negro (*Pinus nigra* Arn ssp. *salzmannii*).

Se comparan zonas control sin carga ganadera (salvo la fauna salvaje de ungulados), con zonas pastoreadas con distinta intensidad (en ambos casos zonas de 100 x100 m). Las zonas control se seleccionan en: 1) monte bravo, con edad ≤ 30 años (MB); 2) latizal, con edad entre 30 y 60 años (L); y 3) fustal, de edad ≥ 60 años (F). Por otra parte, se fijan zonas pastoreadas con paso permanente de ganado y zonas con paso intermitente. Las zonas de *paso permanente* de ganado se establecen en: 1) tinada no activa desde hace 2-3 años (I); 2) tinada activa (A) y 3) tinada activa en ejidos (AE). Las zonas de *paso intermitente* de ganado se fijan bajo suelo desnudo (SD); bajo cubierta de pino (P) y bajo matorral (pior) (Figura 1)



Figura 1. Zona de estudio y parcelas de muestreo.

Se han medido los parámetros químicos, microbiológicos y bioquímicos de suelos siguientes: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico total ($C_{org.total}$) (7) y materia orgánica; respiración basal (RB) (8), carbono de la biomasa microbiana (CB) (9); actividad enzimática ureasa (A EU) (10), fosfatasa (AE F), y β -glucosidasa (AE B-G) (11); cociente metabólico ($qCO_2 = RB/CB$), y cociente de mineralización ($qmC = RB/C_{org.total}$) (12).

Mediante *modelos lineales generales* (GLM), se han relacionado las variables dependientes estudiadas (indicadores químicos, microbiológicos y bioquímicos de suelos) con el factor predictivo zona, diferenciado por la intensidad de pastoreo y el tipo de cubierta. Se ha aplicado el método de las menores diferencias significativas de Fisher (LSD) (intervalo de confianza del 95%), y con $P < 0,05$. Mediante *análisis de componentes principales* (ACP) se comprueba la combinación entre indicadores, reduciendo la variabilidad a una o dos componentes principales (CP). Además también se comprueba la agrupación o separación de indicadores y de puntos de muestreo a lo largo de las dos CP, cuyo valor propio es mayor de 1.

Resultados

La intensidad del pastoreo influye significativamente sobre el suelo, como pone de manifiesto el efecto del factor “zona”, sobre las variables edáficas estudiadas (Tabla 1).

Tabla 1. Modelo lineal General. Efecto de la zona sobre los indicadores de suelo.

FACTOR VARIABLES	Zona		Modelo	
	F	P	R ² (%)	SEE
β-glucosidasa (μmol (PNP) g ⁻¹ ·h ⁻¹)	19.13	<0.001	81	6.79
Ureasa (μmol (N-NH ₄ ⁺) g ⁻¹ ·h ⁻¹)	14.19	<0.001	76	1.44
Fosfatasa (μmol (N-NH ₄ ⁺) g ⁻¹ ·h ⁻¹)	7.00	<0.001	62	9.5
Carbono de Biomasa (μg C g ⁻¹ suelo)	36.97	<0.001	87	4.9
Respiración Basal (mg CO ₂ kg ⁻¹ suelo)	25.58	<0.001	85	24.9
pH	134.84	<0.001	97	0.15
CE (μS m ⁻¹)	3.45	<0.05	44	4.65
Materia orgánica (%)	1.16	ns	21	1.89
q(CO₂) (μg C-CO ₂ ·μg ⁻¹ C-B dia ⁻¹)	3.73	<0.001	46	1.3
q(mC) (μg C-CO ₂ ·mg ⁻¹ COT dia ⁻¹)	19.9	<0.001	82	5.13

Nivel de significación del factor que afecta a las variables bioquímicas del suelo (β-glucosidasa, ureasa y fosfatasa); variables microbiológicas (carbono de la biomasa y respiración basal); variables químicas (pH; conductividad eléctrica-CE-, y materia orgánica); y cocientes: metabólico **q(CO₂)** y de mineralización **q(mC)**. Nivel de ajuste del modelo (F: F-Snedecor, R²: coeficiente de determinación, SEE: error estándar de la estimación; todos los modelos son significativos, P<0.05; ns, no significativo; n=60).

En la zona de estudio se observa que la intensidad de pastoreo afecta negativamente a la actividad enzimática de los microorganismos del suelo, y reduce la respiración basal y la biomasa microbiana. Así en las zonas de tinada y de paso de ganado se registran los valores más bajos de β-glucosidasa (AE B-G) y fosfatasa (AE F) (Figura 2), y los valores más bajos de respiración basal y de carbono de biomasa (CB) (Figura 3). Por el contrario, es en estas zonas donde aumenta la ureasa (AE U).

El ganado también afecta al cociente metabólico (o tasa de respiración) y al cociente de mineralización del C por los microorganismos. El cociente metabólico aumente en la zona de tinada, mientras que el cociente de mineralización es mayor en las zonas control (fustal, latizal) (Figura 4).

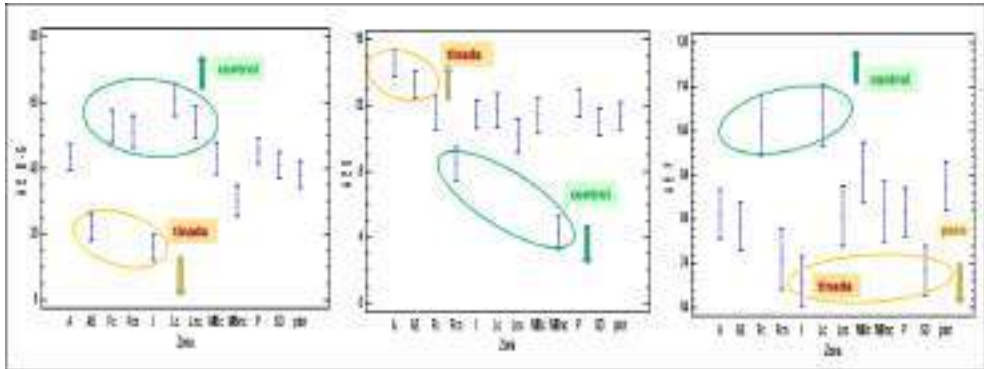


Figura 2. Valores medios de β glucosidasa [AE B-G ($\mu\text{mol (PNP)} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)], ureasa [AE U ($\mu\text{mol (N-NH}_4^+) \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)] y fosfatasa [AE F ($\mu\text{mol (N-NH}_4^+) \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)], en las zonas de diferente uso ganadero: **A** (tinada activa); **AE** (tinada activa ejidos); **Fc** (fultal con clareo); **Fnc** (fustal no clareo); **I** (tinada inactiva); **Lc** (latizal con clareo); **Lnc** (latizal no clareo); **MBc** (monte bravo con clareo); **MBnc** (monte bravo no clareo); **P** (pinar paso intermitente de ganado); **SD** (suelo desnudo paso intermitente de ganado); **pior** (matorral paso intermitente de ganado).

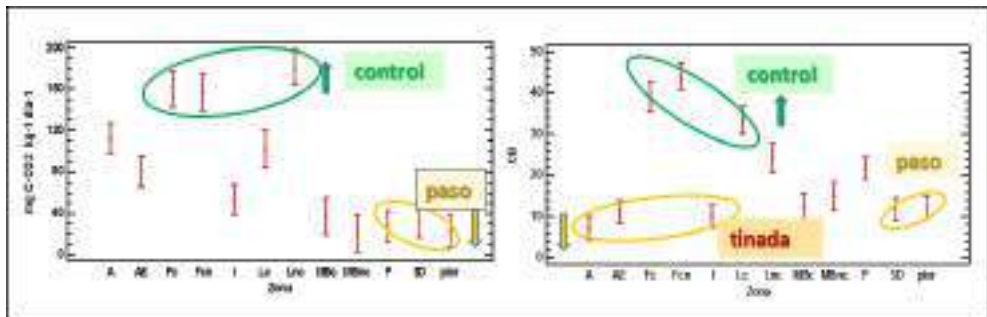


Figura 3. Valores medios de **respiración basal** ($\text{mg CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{suelo}$) y **carbono de biomasa** [CB, ($\mu\text{g C} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{suelo}$)], en las zonas de diferente uso ganadero: **A** (tinada activa); **AE** (tinada activa ejidos); **Fc** (fultal con clareo); **Fnc** (fustal no clareo); **I** (tinada inactiva); **Lc** (latizal con clareo); **Lnc** (latizal no clareo); **MBc** (monte bravo con clareo); **MBnc** (monte bravo no clareo); **P** (pinar paso intermitente de ganado); **SD** (suelo desnudo paso intermitente de ganado); **pior** (matorral paso intermitente de ganado).

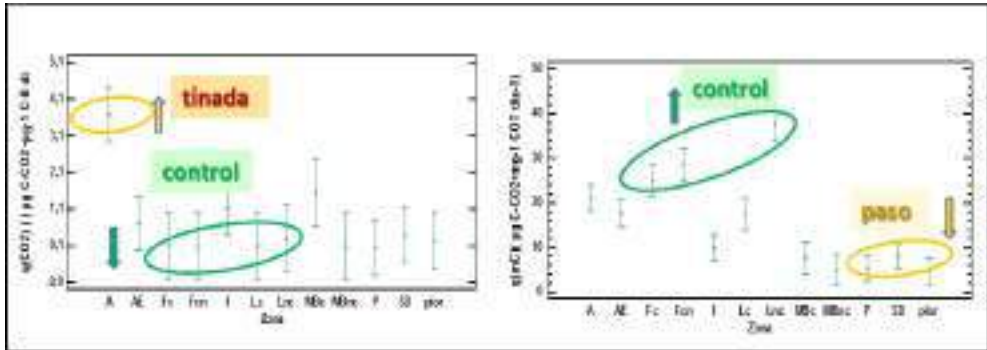


Figura 4. Valores medios del **cociente metabólico** $[q(\text{CO}_2)]$ ($\mu\text{g C-CO}_2 \cdot \mu\text{g}^{-1} \text{C-B día}^{-1}$) y del **cociente de mineralización** $[q(\text{mC})]$ ($\mu\text{g C-CO}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{COT día}^{-1}$), en las zonas de diferente uso ganadero: **A** (tinada activa); **AE** (tinada activa ejidos); **Fc** (fultal con clareo); **Fnc** (fustal no clareo); **I** (tinada inactiva); **Lc** (latizal con clareo); **Lnc** (latizal no clareo); **MBc** (monte bravo con clareo); **MBnc** (monte bravo no clareo); **P** (pinar paso intermitente de ganado); **SD** (suelo desnudo paso intermitente de ganado); **pior** (matorral paso intermitente de ganado).

El análisis de componentes principales diferencia dos zonas, una de carga ganadera permanente (G), donde se registran los valores más altos de ureasa y de cociente metabólico, y otra definida por los puntos de muestreo correspondientes a monte natural control (C). Es en esta zona donde el suelo presenta valores más altos de respiración, carbono de biomasa, cociente de mineralización y actividad enzimática (Figura 5).

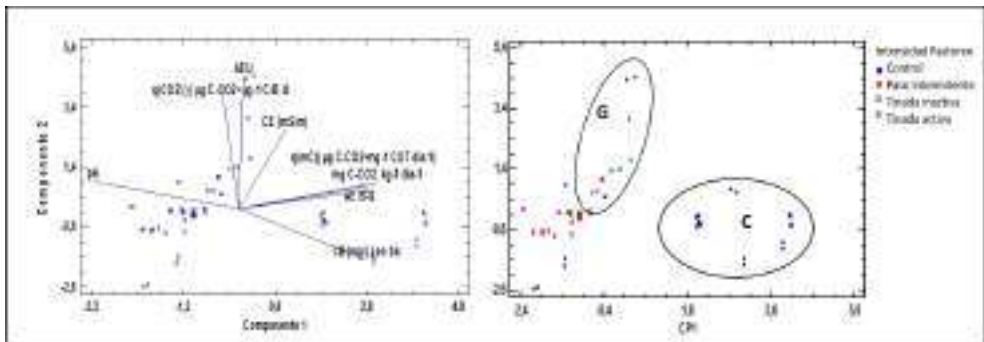


Figura 5. Pesos de los indicadores en dos componentes principales, combinación lineal de ellos. Dispersión de los puntos de muestreo a lo largo de las dos CP, cuyo valor propio es mayor de 1. G (zona con carga ganadera permanente); C (monte natural control).

Discusión y Conclusiones

El ganado parece afectar al equilibrio del suelo. No obstante la biomasa microbiana del suelo no responde de manera uniforme a la intensidad del pastoreo. Algunos autores (13) proponen que los efectos positivos, neutrales o negativos del pastoreo sobre la biota del suelo dependen del balance de estos efectos. Según ellos, los efectos positivos son más comunes en los ecosistemas con alta fertilidad del suelo, mientras que los efectos negativos son más comunes en los ecosistemas menos productivos, como es el caso de la zona de estudio.

En el Monte “Ensanche de las Majadas” el paso de ganado afecta negativamente a los microorganismos del suelo, disminuyendo el carbono de la biomasa y la respiración basal en las zonas más pastoreadas (14) (15). Por el contrario, es en estas zonas donde aumenta la fosfatasa, por efecto del pisoteo del ganado y la compactación del suelo (3), y la ureasa, por efecto de la orina y excrementos de los animales (16) (2).

El cociente metabólico o tasa de respiración por unidad de biomasa microbiana, se intensifica en las zonas de tinada (por aumento del estrés de los microorganismos, con el fin de emplear con más eficacia el carbono disponible para la biosíntesis (17), mientras que el cociente metabólico o medida del carbono orgánico total que se mineraliza, es mayor en las zonas control de monte, donde la cubierta vegetal está más en equilibrio y el ecosistema es más maduro (12).

Referencias / Bibliografía

- (1) Cingolani, A.M.; Cabido, M.R.; Renison, D.; Solis, V.N. 2003, Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *J. Veg. Sci.* 14, 223–232.
- (2) Kohler, F.; Gillet, F.; Gobat, J.M.; Buttler, A. 2004, Seasonal vegetation changes in mountain pastures due to simulated effects of cattle grazing. *J. Veg. Sci.* 15, 143–150.
- (3) Jordan, D.; Ponder, F.; Hubbard, V.C. 2003, Effects of soil compaction, forest leaf litter and nitrogen fertilizer on two oak species and microbial activity. *Appl. Soil Ecol.* 23, 33–41
- (4) Martínez, L.J. y Zinck, J.A. 2004, Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil Till. Res.* 75, 3–17

- (5) Gough, L.; Osenberg, C.W.; Gross, K.L.; Collins, S.L. 2000, Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. *Oikos*. 89, 428–439
- (6) Guitian, R. y Bardgett, R.D. 2000, Plant and soil microbial responses to defoliation in temperate semi-natural grassland. *Plant and Soil*. 220, 271-277.
- (7) Walkley, A. & Black, A. 1934, An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. 37, 29-38.
- (8) Anderson, J.P.E. 1982, Soil Respiration. En Page, A.L., Miller, R. H., Keeney, D.R. (Eds), *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. 2nd. Edition. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Madison, pp. 831-871
- (9) Vance, E., Brookes, P. & Jenkinson, D. 1987, An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*. 19, 703-707
- (10) Kandeler, E., Stemmer, M., Klimanek, E.M. 1999, Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fraction to long-term soil management. Kilham, 1994. *Soil Biology and Biochemistry*. 31,205-211.
- (11) Tabatabai, M.A., 1982, Soil Enzymes, in: Page, A.L., Miller, E.M., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Soil Science Society of America, INC, Madison, pp. 903-947
- (12) Anderson, J. y Domsch, K. 1990, Quantities of plant nutrients on the microbial biomass of selected soils. *Soil Science*, 130:211-216.
- (13) Bardgett, R.D. y Wardle, D.A. 2003, Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. *Ecology*. 84, 2258–2268.
- (14) Harrison, K.A. y Bardgett, R.D. 2004, Browsing by red deer negatively impacts on soil nitrogen availability in regenerating native forest. *Soil Biology and Biochemistry*. 36, 115–126.
- (15) Sakaran, M. y Augustine, D.J. 2004, Large herbivores suppress decomposer abundance in a semiarid grazing ecosystem. *Ecology*. 85, 1052–1061
- (16) Dai, X. 2000, Impact of cattle dung deposition on the distribution pattern of plant species in an alvar limestone grassland. *J. Veg. Sci*. 11, 715–724.

- (17) Wardle, D.A.; Bonner, K.L.; Barker, G.M.; Yeates, G.W.; Nicholson, K.S.; Bardgett, R.D.; Watson, R.N.; Ghani, A. 1999, Plant removals in perennial grassland: vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties. *Ecological Monographs*. 69, 535-568.

CAMBIO CLIMÁTICO Y LITORAL: APROXIMACIONES PARA LA EVALUACIÓN DE LA SUBIDA DEL NIVEL DEL MAR, Y DE SU IMPACTO EN LOS USOS DE LA COSTA

MARTÍNEZ-OROZCO, J.M.; ESTEBAN PEREZ, M.D.

Universidad Europea de Madrid, Madrid

Palabras clave: Cambio climático, modelización, nivel del mar, peligrosidad, vulnerabilidad.

Resumen

El interés y la preocupación social que generan las posibles consecuencias del cambio climático son crecientes en todo el mundo. Entre las consecuencias más relevantes destaca el posible ascenso del nivel del mar, y de sus efectos sobre los usos y recursos del litoral. De acuerdo con las proyecciones realizadas en el último informe del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, el rango de variación medio de esta subida oscila entre los 0,28 m, en el escenario más favorable, y los 0,98 m en el más desfavorable. La determinación precisa de la posible subida de nivel en un determinado lugar del litoral debe, además, considerar las posibles variaciones regionales, e incluso locales, sobre estos valores de referencia. Existen en tal sentido múltiples factores que intervienen tanto en la determinación de la variación del nivel, como en la forma de estimar los posibles rangos de cambio, y también múltiples modelos predictivos aplicables a la evaluación del impacto y a la valoración de la vulnerabilidad de la costa. En la presente comunicación se realiza una revisión y evaluación de los planteamientos empleados hasta la fecha para modelizar la subida del nivel del mar, y para valorar sus posibles consecuencias sobre los usos del litoral.

Introducción

La evaluación y las posibles consecuencias derivadas del cambio climático (CC) son cuestiones que despiertan un interés y preocupación crecientes tanto en la comunidad científica como en la sociedad en general. El último informe elaborado por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) (1) establece la inequívoca relación entre las emisiones de gases de efecto invernadero de origen antropogénico y el incremento, actual y futuro, de las temperaturas medias en el planeta. En relación con la evolución del

calentamiento global durante el siglo XXI, el informe contempla cuatro posibles escenarios o *Trayectorias de Concentración Representativas (Representative Concentration Pathways, RCPs)*, que describen cuatro posibles climas futuros en función de distintas hipótesis de emisiones de gases, y reciben su nombre (RCP2.6, RCP4.5, RCP6, RCP8.5) en base a la variación del forzamiento radiativo de la atmósfera al que van a dar lugar en el año 2100 respecto de los valores preindustriales (+2.6, +4.5, +6.0 y +8.5 W/m²).

Las consecuencias esperables para cada uno de estos escenarios de clima futuro son también objeto de análisis en el citado informe. Entre ellas, destaca el posible ascenso del nivel del mar, y de sus efectos sobre los usos y recursos del litoral. El rango de variación previsto para este nivel medio oscila entre los 0,28 m, en el escenario más favorable (representado por el límite inferior estimado para la trayectoria RCP 2.6), y los 0,98 m, en el más desfavorable (límite superior para RCP 8.5), para finales del siglo XXI.

Además de este ascenso medio de la lámina de agua, se prevé que el CC implique también variaciones en las condiciones de oleaje y en la magnitud de los temporales, así como en las aportaciones procedentes de flujos de agua dulce, que afectarán a las zonas costeras de muy diversas maneras (2, 3, 4, 5). Las consecuencias sobre los valores naturales y culturales, los paisajes, los usos y recursos ligados al litoral, o las instalaciones e infraestructuras situadas en la costa, resultarán previsiblemente de extrema gravedad. Sirva de ejemplo de la importancia de los efectos, que sólo en el ámbito socio-económico se estima que hasta el 10% de la población humana se sitúa en zonas de riesgo, al ubicarse en áreas costeras con cota inferior a 10m respecto del nivel medio actual (6).

Esta creciente preocupación por las consecuencias socio-económicas asociadas al CC está impulsando numerosas evaluaciones en distintos lugares del mundo. En España, los estudios realizados, aún escasos, han sido promovidos principalmente desde las administraciones públicas y se han centrado en amplias evaluaciones de ámbito nacional (7, 8) o regional, como la realizada en Cataluña (9). Además de estos trabajos, existen muchos otros de aplicación a ámbitos locales en distintas regiones del planeta, que están empleando enfoques para la evaluación de características muy desiguales (10), por lo que es previsible que los resultados presenten también calidad variable. La evidencia al respecto resulta aún escasa, si bien existe el riesgo de que se puedan estar planteando medidas de adaptación al cambio climático basadas en una evidencia carente de la consistencia necesaria.

Con el fin de avanzar en el conocimiento del estado de aplicación de estas técnicas de evaluación, en el presente trabajo se realiza una revisión de los distintos planteamientos empleados hasta el momento para realizar la

modelización de la subida del nivel del mar, y para evaluar sus posibles consecuencias sobre los usos y recursos de la costa.

Material y Métodos

La revisión documental realizada incluye tanto estudios recogidos en la literatura científica como informes o trabajos desarrollados por organismos diversos, y se ha centrado en particular en aquellos aplicados a nivel local. Para esta selección documental se ha considerado la estructura propuesta por el IPCC para la evaluación de las consecuencias del CC (1). En tal sentido, el Panel establece en 2014 un nuevo planteamiento basado en el análisis de riesgos, al entender que de esta manera se mejora el proceso de toma de decisiones en el contexto del CC. Dicho análisis de riesgos se fundamenta en la evaluación de la peligrosidad, la exposición y la vulnerabilidad, definidos del siguiente modo:

- Peligro o peligrosidad, definida por el Panel como “acaecimiento de un suceso o tendencia física, relacionada con el clima o sus impactos físicos, de origen natural o humano, que puede causar pérdida de vidas, lesiones u otros efectos negativos sobre la salud, así como daños y pérdidas en propiedades, infraestructuras, medios de subsistencia, prestaciones de servicios, ecosistemas y recursos ambientales”.
- Exposición, entendida como “la presencia de personas; medios de subsistencia; especies o ecosistemas; funciones, servicios y recursos ambientales; infraestructura; o activos económicos, sociales o culturales en lugares y entornos que podrían verse afectados negativamente”.
- Vulnerabilidad, término que cambia sustancialmente su significado respecto de informes previos, al entenderse ahora como la “propensión o predisposición a ser afectado negativamente. La vulnerabilidad comprende una variedad de conceptos y elementos que incluyen la sensibilidad o susceptibilidad al daño y la falta de capacidad de respuesta y adaptación”.

Se presentan a continuación los resultados encontrados en relación con las distintas aproximaciones empleadas para la evaluación de la peligrosidad, exposición y vulnerabilidad, de cuya interacción resulta el riesgo de impactos del CC.

Resultados

a) Evaluación de la peligrosidad

Existen dos elementos a la hora de analizar la peligrosidad: 1) inundación permanente, asociada al aumento del nivel del mar de acuerdo a los

escenarios (RCPs) contemplados en las diferentes proyecciones temporales; y 2) inundación potencial, asociada a eventos extremos (11).

Centrándose en la inundación potencial, que quizás podría denominarse más correctamente como eventual, por ser causada por eventos extremos, hay que considerar diversos aspectos. Por un lado, el nivel del mar correspondiente a la proyección temporal de cambio climático que se esté analizando (Figura 1). Y por otro, los aspectos asociados al evento extremo, como es la posición del nivel del mar debido a la marea astronómica y los fenómenos climáticos que puedan modificar dicha posición como es la marea meteorológica, así como el alcance del oleaje, conocido como remonte (*run-up*) (Figura 1), siempre considerando el escenario considerado en el evento extremo (12).

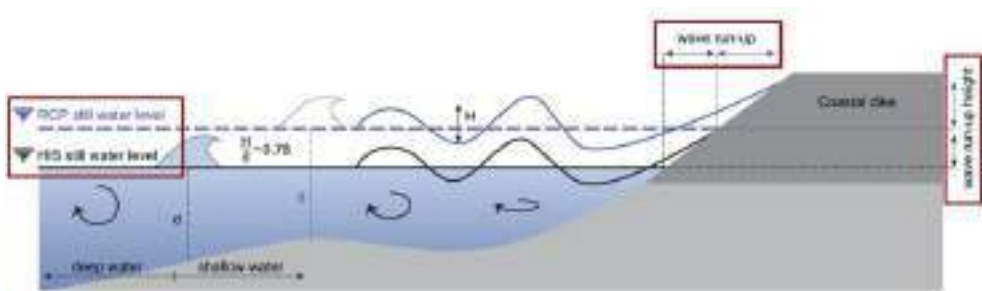


Figura 1. Conceptos de subida del nivel del mar asociado al CC y remonte del oleaje (12).

Aunque existen diferentes aproximaciones para modelizar la peligrosidad (13), merece la pena mencionar el proceso propuesto por Rasaninghe (10) para las evaluaciones de ámbito local, que se puede resumir de la siguiente manera: 1) se parte de los escenarios RCP, 2) se desarrollan modelos climáticos globales, 3) se adaptan los resultados mediante modelos climáticos regionales, 4) se acoplan modelos costeros de escala regional, y 5) se adaptan los resultados mediante modelos costeros de escala local. En cada uno de estos pasos se acumulan incertidumbres, por lo que hay que tratar de minimizarlas, o al menos tener presentes las limitaciones del estudio.

A la hora de evaluar esta peligrosidad, se puede distinguir entre una aproximación simple, en la que se utilizan los modelos conocidos como “*bathub*”, sin duda el enfoque más habitual (13, 14, 15, 16), y otra más compleja, en la que es necesario contar con modelos numéricos especializados que consideren el remonte del oleaje (11, 17, 18) (Figura 2). No obstante, existen otras aproximaciones para su estudio, que pueden contemplar variaciones y/o fusiones de conceptos relativos a ambas metodologías.

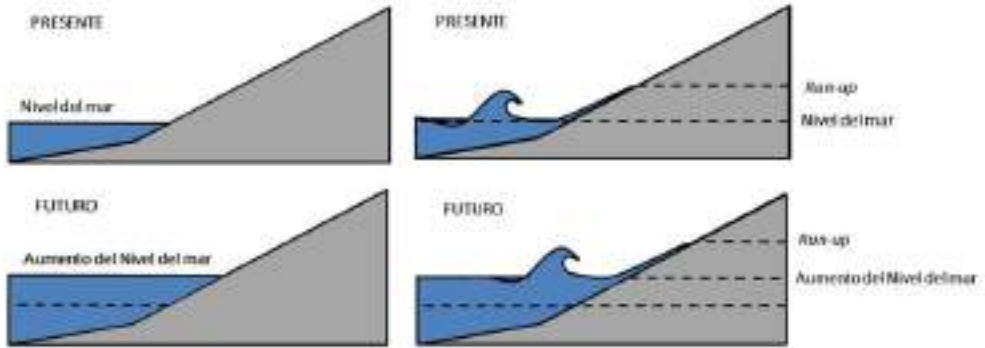


Figura 2. Aproximación simple mediante modelo *bathtub* (izquierda), y aproximación compleja mediante utilización de modelos numéricos (derecha) (17).

La elección de la aproximación a utilizar es esencial, ya que los resultados que se obtienen difieren notablemente (17, 18), tal y como se puede apreciar en la Figura 3. Es por ello que antes de comenzar a modelizar la peligrosidad, hay que sentar las bases y los objetivos del estudio, para que se puedan entender los resultados arrojados por éstos, y que no conduzcan a conclusiones equivocadas.

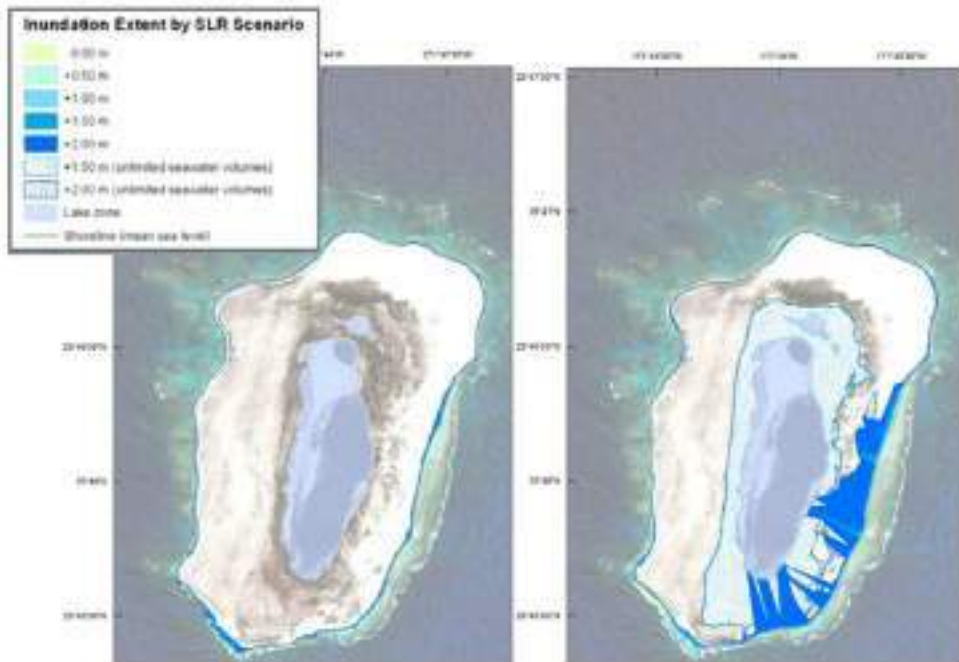


Figura 3. A la izquierda, resultado de aplicar la aproximación *bathtub*. A la derecha, resultado de la utilización de modelos numéricos (17).

Además de los aspectos comentados para calcular la subida de la lámina de agua, conviene tener presente otros relacionados con la alteración geomorfológica derivada de esa subida. Este es el caso de conocida como “regla de Bruun”, de uso extendido en el campo de la ingeniería marítima, por la que una vez se establece el incremento del nivel del mar, se puede obtener por erosión un retroceso adicional de la línea de costa.

b) Evaluación de la exposición

El análisis de la exposición presenta cierta variación en función de aspecto territorial en que se hace énfasis. El enfoque más elemental, no obstante, hace mero inventario de los usos del suelo, cuantificando las principales magnitudes asociadas a cada uso afectado.

En la Unión Europea, el ámbito a evaluar en la exposición viene determinado por lo establecido en la Directiva 2007/60, sobre evaluación y gestión del riesgo de inundación, que exige evaluar población, actividad económica, y zonas de importancia ambiental, del siguiente modo:

- Exposición social: número indicativo de habitantes que pueden verse afectados.
- Exposición económica: tipo de actividad económica de la zona que puede verse afectada.
- Exposición ambiental: patrimonio cultural o áreas de especial relevancia ambiental y/o importantes para las labores de protección civil.

c) Evaluación de la vulnerabilidad

La evaluación de la vulnerabilidad se basa en planteamientos bien distintos, que pueden agruparse en: 1) métodos basados en índices, 2) métodos basados en indicadores, o 3) sistemas de apoyo a la toma de decisiones basados en Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Los métodos basados en índices constituyen sin duda el planteamiento más extendido, remontándose los primeros antecedentes a la década de los ochenta (19). La evaluación se basa en una agregación por métodos cuantitativos o semi-cuantitativos de las distintas variables que se emplean para valorar la afección. Suelen medir la vulnerabilidad mediante alguna magnitud simple, habitualmente adimensional. Se trata de de un método cuestionado por su escaso rigor y transparencia, ya que no siempre es claro el criterio con el que se cuantifican las variables que intervienen en el cálculo. El valor resultante imposibilita además comprender la forma en que se ha realizado la combinación de las mismas (20, 21).

Pese a sus limitaciones, este método continúa empleándose de manera generalizada para evaluar la vulnerabilidad ambiental en general (22), o más frecuentemente la de algún aspecto concreto, como por ejemplo la afección geomorfológica (23, 24, 25, 26), la vulnerabilidad social (27, 28), de la biodiversidad (21), o de las infraestructuras (29).

En los métodos basados en indicadores, la evaluación se basa en un conjunto de elementos independientes o indicadores, mediante los cuales se caracterizan los distintos aspectos costeros en términos de presión, estado, impacto, respuesta, sensibilidad o daño (20). Existen diversos ejemplos de aplicación de éste planteamiento. En la Unión Europea, por ejemplo, el proyecto “Eurosion” (30) identifica trece indicadores para la evaluación del riesgo de erosión de la costa europea.

El proyecto “Deduce Interreg” 2004-2007 (31) ha definido un conjunto de 27 indicadores, compuestos de 46 medidas, con los que realizar un seguimiento de la sostenibilidad de la costa a diferentes escalas (europea, nacional, regional y local). Este conjunto de indicadores, si bien no está específicamente dirigido a evaluar la vulnerabilidad de la costa, representa un herramienta útil para contextualizarla en la estructura más amplia de los sistemas integrados de gestión costera.

Finalmente, los sistemas de apoyo a la toma de decisiones basados en SIG constituyen un novedoso planteamiento basado en la evaluación de la condición física del sistema costero y en el desarrollo de mapas de vulnerabilidad/riesgo basados en SIG, que sirven de base a los denominados Sistema de Apoyo a la Toma de Decisiones (*Decision Support System, DSS*).

El sistema DESYCO (DEcision support SYstem for COastal climate change impact assessment), por ejemplo, se formula como un DSS para la evaluación y gestión de los múltiples impactos del CC en la costa y sus ecosistemas (playas, humedales, bosques, áreas protegidas, aguas subterráneas, o áreas urbanas y agrícolas) (32). El modelo requiere del análisis de diferentes agentes relacionados con el CC (nivel del mar, temporales, oleaje, salinidad, temperatura del agua) y de recursos afectados (agua, suelo, biodiversidad) para asistir a las comunidades locales o regionales en la planificación de medidas de adaptación, conforme a estas etapas:

- Construcción de escenarios de cambio climático.
- Evaluación integrada impacto/riesgo dirigida a priorizar impactos y áreas afectadas.
- Gestión del impacto/riesgo, dirigida a aportar estrategias de adaptación y reducción de riesgos.

Discusión y Conclusiones

Tras analizar los diferentes métodos para evaluar la peligrosidad, exposición y vulnerabilidad en las zonas costeras, como consecuencia de la elevación del nivel del mar debido al cambio climático, se constata que existen numerosas estrategias y modelos de valoración, si bien la base científica para realizar la elección apropiada en cada caso resulta escasa.

En lo relativo a los modelos de peligrosidad y vulnerabilidad, es de destacar que no siempre han sido contrastados, lo que puede conducir a resultados y conclusiones sensiblemente diferentes para una misma problemática ambiental. Es preciso, pues, mayor consistencia en la evaluación, aportando el rigor científico necesario tanto en la validación de los resultados como en el tratamiento de las incertidumbres, hipótesis y simplificaciones que deben realizarse tanto en los datos de entrada como en el procedimiento de cálculo y valoración.

Existe en este sentido un problema especialmente grave respecto de la cuantificación de las incertidumbres en la evaluación. Además, la información básica necesaria para el estudio con frecuencia es compleja, y no siempre fácil de conseguir. Resulta por tanto preciso avanzar en el desarrollo de guías y herramientas sobre los puntos clave de la evaluación, como son el papel de la escala, los objetivos de estudio, etc.

Referencias / Bibliografía

- (1) Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- (2) Cazenave, A., Le Cozannet, G., 2014. Sea level rise and its coastal impacts. *Earth's Future* 2: 15-34.
- (3) Wong, P.P., Losada, I.J., Gattuso, J.P., Hinkel, J., Khattabi, A., McInnes, K.L., Saito, Y., Sallenger, A., 2014. Coastal Systems and Low-Lying Areas. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- (4) Nicholls, R.J., Hanson, S., Lowe, J.A., Warrick, R.A., Lu, X., Long, A.J., 2014. Sea-level scenarios for evaluating coastal impacts. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 5(1): 129-150.

- (5) FitzGerald, D.M., Fenster, M.S., Argow, B.A., Buynevich, I.V., 2008. Coastal impacts due to sea-level rise. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 36: 601-647.
- (6) McGranahan, D.A., Balk, D., Anderson, B., 2007. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment and Urbanization*, 19: 17-39.
- (7) Kersting, D.K. Cambio climático en el medio marino español: impactos, vulnerabilidad y adaptación. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 2016.
- (8) Losada, I., Izaguirre, C., Diaz, P. Cambio climático en la costa española. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 2014.
- (9) Sánchez-Arcilla, A., Gracia, V., Sierra J.P., García-León, M., Mösso, C., 2016. Sistemes costaners i dinàmica litoral. En Institut d'Estudis Catalans: Tercer informe sobre el canvi climàtic a Catalunya. Institut d'Estudis Catalans, Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- (10) Ranasinghe, R., 2016. Assessing climate change impacts on open sandy coasts: A review. *Earth-Science Reviews*, 160: 320-332.
- (11) Toimil, A., Losada, I.J., Camus, P., 2016. Metodología para el análisis del efecto del cambio climático en la inundación costera: aplicación a Asturias. *RIBAGUA - Revista Iberoamericana del Agua*, 3: 56-65.
- (12) Arns, A., Dangendorf, D., Jensen, J., Talke, S., Bender, J., Pattiaratchi, C., 2017. Sea-level rise induced amplification of coastal protection design heights. *Scientific Reports*, 7: 40171.
- (13) Doyle, T.W., Chivoiu, B., Enwright, N.M., 2015. Sea-level rise modeling handbook: resource guide for coastal land managers, engineers, and scientists. U.S. Geological Survey Professional Paper 1815. Reston, Virginia.
- (14) Cooper, H.M., Chen, Q., Fletcher, C.H., Barbee, M.M., 2013. Assessing vulnerability due to sea-level rise in Maui, Hawaii, using LiDAR remote sensing and GIS. *Climatic Change*, 116: 547-563.
- (15) Poulter, B., Halpin P.N., 2008. Raster modelling of coastal flooding from sea level rise. *International Journal of Geographical Information Science*, 22(2): 167-182.
- (16) Rodriguez, A., 2010. Mexican Gulf of Mexico regional introduction and sea-level rise analysis of the Carmen Island, Campeche, Mexico Region. University of Texas. Texas.

- (17) Storlazzi, C.D., Berkowitz, P., Reynolds, M.H., Logan, J.B., 2013. Forecasting the impact of storm waves and sea-level rise on Midway Atoll and Laysan Island within the Papahānaumokuākea Marine National Monument - A comparison of passive versus dynamic inundation models. U.S. Geological Survey Open-File Report 2013-1069. Reston, Virginia.
- (18) Neumann, T., Ahrendt, K., 2013. Comparing the “bathtub method” with Mike 21 hd flow model for modelling storm surge inundation. RADOST-Berichtsreihe Bericht, 22. Berlin.
- (19) Gornitz, V., Kanciruk, P., 1989. Assessment of global coastal hazards from sea level rise. Proceedings of the 6th Symposium on Coastal and Ocean Management: 1345-1359. ASCE. Charleston, South Carolina.
- (20) European Environment Agency, 2011. Methods for assessing coastal vulnerability to climate change. ETC CCA Technical Paper 1/2011. European Topic Centre on Climate Change Impacts, Vulnerability and Adaptation, European Environment Agency. Bologna, Italy.
- (21) Wade, A.A., Hand, B.K., Kovach, R.P., Muhlfield, C.C., Waples S.S., Luikart G., 2017. Assessments of species’ vulnerability to climate change: from pseudo to science. *Biodiversity Conservation*, 26:223-229.
- (22) Szlafsztein, C., Sterr H., 2007. A GIS-based vulnerability assessment of coastal natural hazards, State of Para, Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, 11(1): 53-66.
- (23) Tano, R.A., Aman, A., Kouadio, K.Y., Toualy, E., Ali, K.E., Assamoi, P., 2016. Assessment of the Ivorian coastal vulnerability. *Journal of Coastal Research*, 32(6): 1495-1503.
- (24) Pramanik. M.K., Biswas, S.S., Mondal, B., Pal, R., 2016. Coastal vulnerability assessment of the predicted sea level rise in the coastal zone of Krishna–Godavari delta region, Andhra Pradesh, east coast of India. *Environment, Development and Sustainability*, 18: 1635-1655.
- (25) Martínez-Graña, A., Boski, T., Goy, J.L., Zazo, C., Dabrio, C.J., 2016. Coastal-flood risk management in central Algarve: Vulnerability and flood risk indices (South Portugal). *Ecological Indicators*, 71: 302-316.
- (26) López Royo, M., Ranasinghe, R., Jiménez, J.A., 2016. A rapid, low-cost approach to coastal vulnerability assessment at a national level. *Journal of Coastal Research*, 32(4): 932–945.
- (27) Stafford, S., Abramowitz, J., 2017. An analysis of methods for identifying social vulnerability to climate change and sea level rise: a case study of Hampton Roads, Virginia. *Natural Hazards*, 85: 1089–1117.

- (28) Colburn, L.L., Jepson, M., Weng, C., Seara, T., Weiss, J., Hare, J.A., 2016. Indicators of climate change and social vulnerability in fishing dependent communities along the Eastern and Gulf Coasts of the United States. *Marine Policy*, 74: 323–333.
- (29) Kantamanen, K., 2016. Coastal infrastructure vulnerability: an integrated assessment model. *Natural Hazards*, 84:139-154.
- (30) EuroSION, 2016. Coastal erosion trends in the European Union. EuroSION Project. European Commission.
- (31) Deduce Consortium, 2007. Indicators guidelines. To adopt an indicators-based approach to evaluate coastal sustainable development. Department of the Environment and Housing, Government of Catalonia, Barcelona, Spain.
- (32) Torresan, S., Critto, A., Rizzi, J., Zabeo, A., Furlan, E., Marcomini, M., 2016. DESYCO: A decision support system for the regional risk assessment of climate change impacts in coastal zones. *Ocean & Coastal Management*, 120: 49-63.

LA EVALUACIÓN AMBIENTAL EN GRANDES PROYECTOS: LIMITACIONES Y PROPUESTAS DE ADAPTACIÓN

PUEYO ANCHUELA, Ó.^{1,2,4}; REVUELTO GIMENO, C.^{2,3}; RAMAJO CORDERO, J.², CASAS SAINZ, A.M.^{2,4}; GRACIA PÉREZ, J.C.^{2,5}; ATTAR SANTOLAYA, Á.², GALINDO BARRERA, G.^{2,3}, ANDRÉS ROS, J.V.³

¹ Centro UNED. Calatayud. opueyo@calatayud.uned.es, Calatayud, Zaragoza.

² Geoforo por Una Nueva Cultura de la Tierra. Zaragoza.

³ Geoscan SLP, Zaragoza.

⁴ Grupo de investigación Geotransfer. Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales (IUCA), Universidad de Zaragoza. acasas@unizar.es, Zaragoza.

⁵ Ecologistas en Acción. Ecofontaneros. Zaragoza.

Palabras clave: Peligrosidad sísmica, evaluación ambiental, evaluación estratégica.

Resumen

La evaluación ambiental es dependiente del factor de escala (cualitativa y cuantitativa) y debe ajustarse a los objetivos, medios y dimensiones del proyecto. En ocasiones, la normativa general puede no adaptarse a la resolución o extensión de un determinado proyecto, o en otros casos, las sinergias y procesos acumulativos pueden producir consecuencias no esperadas o difícilmente evaluables a partir de metodologías de estudio que no han sido adaptadas al estudio caso a caso. En estos supuestos, la burocratización del análisis reside en el cumplimiento general de unas consideraciones articuladas, que por imprecisas o vagas en su definición, produce una aproximación insuficiente y que entra difícilmente en la esperable evaluación real. Es decir, los factores ambientales complejos tienen una menor reglamentación, su investigación está más limitada y su valoración termina siendo más subjetiva tanto en su redacción como en su consideración administrativa posterior. Entre estos aspectos, menos evidentes sin investigación detallada y profunda, están muchos de los aspectos relacionados con la evaluación de factores geológicos entre los cuales se pueden señalar la peligrosidad sísmica asociada a determinados proyectos, como la fracturación hidráulica, o las grandes explotaciones mineras de interior en contextos geológicos complejos. Estos casos son fuentes activas de cambio de las condiciones naturales previas y no sólo meros espectadores del contexto en el que se desarrollan. En estos casos,

cuando la articulación normativa específica es compleja, es donde la evaluación ambiental estratégica se define como garante del estudio detallado, en profundidad y articulado. Analizamos en esta comunicación la trayectoria de lo predecible en el estudio de algunos de estos problemas y la ausencia de reglamentación como coartada para su incorrecta valoración.

Introducción

La evaluación de impacto ambiental de proyectos supone una revisión previa de su viabilidad administrativa en función de las pautas reglamentadas en el marco jurídico y normativo del campo de actividad. Esta comprobación representa la revisión del proyecto en términos normativos, y en caso de superado, dar inicio a la tramitación de la evaluación ambiental. En campos complejos o poco reglamentados, el Documento de Referencia previo al Informe de Sostenibilidad Ambiental, en caso de planes y programas (Ley 9/2006), o el Documento de Alcance previo al Estudio de Impacto Ambiental, en caso de proyectos (RDL 1/2008), permitía establecer el contenido y nivel de detalle sobre los hitos a ser considerados, metodologías o estudios necesarios (Ley 9/2006; RDL 1/2008). La nueva normativa de evaluación ambiental de 2013 (Ley 21/2013) establece el carácter potestativo de dicha evaluación previa. Este cambio, desde un punto de vista general, permite una tramitación más rápida de planes, programas y proyectos reglamentados y habituales, pero eleva el nivel de exigencia de su corrección al presentarse directamente a evaluación ambiental.

En este trabajo pretendemos utilizar como ejemplo la evaluación de la peligrosidad sísmica, aspecto complejo y poco normalizado en España, y que es de consideración en proyectos que han pasado al debate público como son los proyectos de almacenamiento subterráneo de gas o CO₂, los bombeos, inyecciones y puesta en carga de nuevas infraestructuras hidráulicas, la explotación de recursos no convencionales a través de técnicas no convencionales (*fracking* por ejemplo) o proyectos de minería de interior de grandes dimensiones.

Resultados

Situación normativa actual sobre la Peligrosidad Sísmica en España

La evaluación de la peligrosidad sísmica en España viene regulada por la Normativa Sismorresistente: norma NCSE-02 (parte general y edificación, RD 997/2002) y la norma NCSP-07 (parte de puentes, RD 637/2007). En ambos

casos su aplicación afecta a todos los proyectos de obras de construcción con referencia a edificación y puentes. La normativa consiste, a modo general, en evaluar la posible variación durante un terremoto de la aceleración sísmica en un punto determinado y cuya variación, en función de las características y destino de la edificación, debe ser capaz de no colapsar durante dicho evento. Cabe mencionar también que los resultados que sirvieron para su definición se encuentran ampliamente superados y que, desde 2012, existe una evaluación acorde con las investigaciones desarrolladas por el Instituto Geográfico Nacional (IGN) y el Instituto Geológico y Minero de España. Estos organismos ya desarrollaron una propuesta de actualización de dicha norma y que está accesible tanto en la propia web del IGN (1) como en la publicación realizada en 2013 (2).

Todo lo anterior, permite concluir por tanto, que la evaluación de la normativa sismorresistente en España está dirigida a unos usos determinados, y que valora la afección pasiva de la sismicidad a un edificio o infraestructura. La inexistencia de normativa específica sobre la forma de cálculo de la aceleración sísmica en otro tipo de proyectos, hace que se aplique también en la evaluación de la estabilidad de taludes o de galerías mineras sin ser el objetivo original de la norma. Sin embargo, esta normativa no es de aplicación cuando la actividad que se evalúa puede interaccionar con el sistema natural y modificarlo, es decir, cuando el propio proyecto evaluado es capaz de generar cambios en la intensidad o frecuencia de los eventos sísmicos.

La evaluación ambiental de una acción o proyecto que pudiera desencadenar dichas modificaciones debería incorporar la aplicación de la metodología habitual de un estudio de impacto ambiental: i) evaluar el medio natural previo, ii) determinar la interacción de la acción sobre el medio y evaluarla, y iii) establecer, en caso de compatibilidad ambiental, las condiciones en las que la acción puede desarrollarse sin afectar al medio ambiente (Fig. 1).



Figura 1. Marco conceptual de evaluación de un factor ambiental determinado incluyendo su uso adaptado a la peligrosidad sísmica.

Aplicación de la evaluación de la peligrosidad sísmica en los Estudios de Impacto Ambiental

El cambio de las condiciones naturales del subsuelo puede alterarse a través de distintos factores asociados a bombeos, inyecciones de gas o agua, explotaciones mineras que han sido ampliamente documentados y con mayor detalle a raíz de la sismicidad asociada a la fracturación hidráulica en Estados Unidos (ver por ejemplo 3, 4, 5, 6 y 7).

El modelo conceptual utilizado en el análisis de la generación de terremotos se fundamenta en la teoría del rebote elástico (8) y que define un terremoto como la liberación de energía instantánea acumulada de forma elástica en un determinado plano de falla. La modificación de estas tensiones puede realizarse de forma regional, cambiando las condiciones de metaestabilidad generales de una zona, o perturbando las condiciones locales de estabilidad de una determinada falla o estructura. En este apartado hacemos referencia general a dos casos de estudio relacionados con la peligrosidad sísmica que han sido tratados públicamente en los últimos años en los medios de comunicación.

El primero de los casos corresponde a la sismicidad ocurrida en el almacén Castor frente a las costas de Castellón (5 y 9). La repercusión pública por el

juicio posterior ha permitido tener no sólo las evaluaciones técnicas sino también su justificación. Las actuaciones antrópicas produjeron una crisis sísmica con más de 500 terremotos en menos de 1 mes con Mw de hasta 4,1; estos datos permitían identificar la relación entre la sismicidad y una falla que era “desconocida” pero en un contexto con sismicidad previa conocida (5 y 9). Sin embargo, la justificación de la ausencia de un estudio al respecto era planteada a través de que “la ley no exigía pronunciarse sobre el riesgo sísmico (10)”.

El segundo de los casos de análisis, a diferencia del anterior, se pone de manifiesto para actividades en un estadio actual de ausencia de reglamentación y de constatación en España, pero que podría terminar atendiendo a la misma argumentación de ausencia de reglamentación específica. Este caso está relacionado con el desarrollo de permisos de investigación sobre fracturación hidráulica. La sismicidad asociada a esta actividad, constatada en contextos de explotación actual, presenta distintas fuentes de sismicidad por modificación de la estabilidad de planos de falla próximos a las inyecciones en algunos campos de explotación (cambio del régimen de esfuerzos asociado a la fracturación hidráulica, al bombeo posterior, o las inyecciones de los fluidos de retorno; 6, 12, 13, 14 y 15).

En España se han presentado varios proyectos dentro de los permisos de investigación que incluían realizar pozos de fracturación hidráulica. En la contestación a las consultas previas a la administración (documentos de alcance), se han articulado algunas de las consideraciones de investigación y estudio de la peligrosidad sísmica para conocer i) la distribución de esfuerzos actual, ii) los parámetros focales de los terremotos naturales y las fallas a las que se encuentran asociados, y iii) realizar el estudio de las fallas presentes que pudieran moverse de forma natural o ante los cambios de esfuerzos asociados a la actividad planteada. Esta descriptiva responde a los pasos habituales de cualquier fase de un estudio de impacto ambiental considerando i) evaluar el estado actual y considerar su evolución sin intervención (definición del medio y alternativa sísmica tipo 0), ii) evaluar aquellos elementos que pudieran verse afectados por la acción para ser caracterizados, y iii) evaluar la interacción de los cambios antrópicos sobre el medio natural previo (Fig. 1).

Sin embargo, al menos hasta este momento, en los estudios de impacto ambiental presentados se sigue considerando i) la normativa sismorresistente (única normativa existente sobre este planteamiento), ii) el registro instrumental de la sismicidad natural, y iii) algunas valoraciones generales de la posibilidad de interacción sin evaluar en detalle la afección y las sinergias que se puedan producir a la escala concreta del proyecto planteado.

Discusión y Conclusiones

La consideración de los dos casos mencionados y ampliamente conocidos, puede permitir realizar una serie de reflexiones generales sobre el estado actual del conocimiento de la problemática planteada, pero también servir como ejemplo de otras situaciones similares previsibles en otros campos de aplicación.

En ambos casos se define una problemática compleja difícilmente sistematizable a través de una norma universal de aplicación. La complejidad configura la ausencia de normalización de la actividad, lo cual genera el efecto contrario al esperado, es decir, en lugar de realizarse estudios detallados y adaptados, termina por no valorarse en el rango de la propia complejidad, aspectos que pueden ser decisivos en el desarrollo de un determinado proyecto.

La adaptación a esta problemática pudiera haberse encontrado en los documentos iniciales requeridos en la legislación anterior (Ley 9/2006 o RDL 1/2008) y la emisión de los correspondientes documentos de referencia (Ley 9/2006) y documentos de alcance (RDL 1/2008). En la normativa actual (Ley 21/2013), para el caso de proyectos, de no realizarse el trámite previo de determinación de alcance con la consiguiente presentación por el promotor del documento inicial para que el órgano ambiental le remita su documento de alcance, la identificación de no adaptación, detalle o alcance del proyecto se identifica durante la preparación del estudio de impacto ambiental. Esto produce que las modificaciones necesarias se aporten como subsanación y no en el diseño original del proyecto.

Existe una alternativa, dentro de la legislación actual, de requerimientos previos a un estudio sobre un tema complejo sin tener que ser una normativa generalista y universal, dentro de las figuras de Evaluación Ambiental Estratégica (Fig. 2).

La ley 21/2013 define especialmente la idoneidad de la evaluación ambiental estratégica cuando “Establezcan el marco para la futura autorización de proyectos (Art. 6.1a)” y que es, para el caso de los proyectos de fracturación hidráulica, recomendación de la Comisión Europea (2014/70/UE): Art. 3.1 “ Antes de conceder una autorización para una exploración y/o producción de hidrocarburos que puedan dar lugar a la aplicación de la fracturación hidráulica, los Estados deben preparar una evaluación ambiental estratégica...”

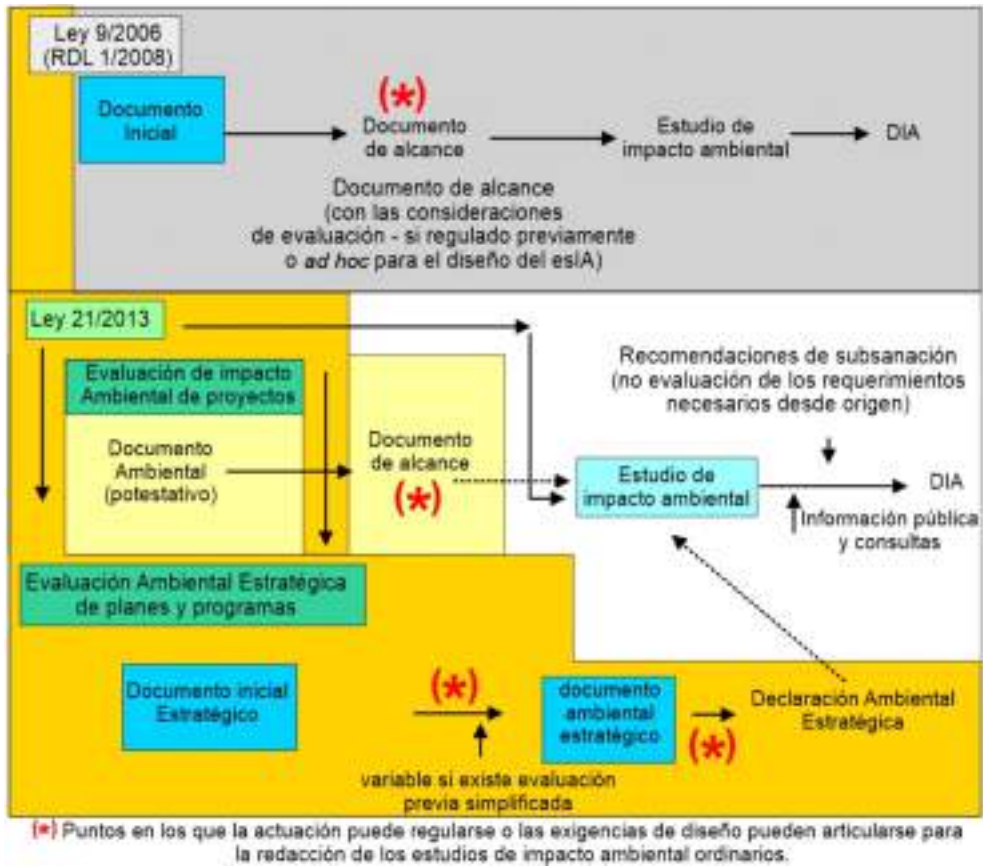


Figura 2. Organigrama conceptual general con referencia a los estadios de articulación de requerimientos específicos siguiendo las consideraciones descritas en este trabajo.

Esta situación permite, en la reglamentación actual, la emisión de declaraciones de impacto ambiental negativas en aquellos proyectos con errores por la ausencia de una reglamentación adaptada que pudiera obtenerse a través del documento de alcance, o incluso, a través de la generación de consideraciones de alcance adaptadas que pudieran obtenerse a través de la evaluación ambiental estratégica de planes y programas. En todos los casos, definiendo un marco más garantista tanto para las empresas que decidan solicitar proyectos de este tipo, como para la propia administración y ciudadanía en la evaluación de los potenciales impactos adversos de proyectos complejos o que pueden modificar de forma sensible el medio en el que se pretenden desarrollar.

Referencias / Bibliografía

- (1) Mapas sismicidad IGN. <http://www.ign.es/web/ign/portal/mapas-sismicidad>
- (2) Grupo de trabajo IGN-UPM (2013). Actualización de Mapas de Peligrosidad Sísmica de
- (3) España 2012. Editorial Centro Nacional de Información Geográfica, Madrid. ISBN:978–84-416- 2685-0, (267 pp.).
- (4) Cook, N.G.W. (1976) Seismicity induced by mining. *Engineering Geology*, 10 99–122.
- (5) Guha, S.K., (2001) Induced earthquakes. Kluwer Academic Publishers
- (6) Cesca, S., Grigoli, F., Heimann, S., González, A., Buforn, E., maghsoudi, S., Blanch, E., Dahm, T., (2014) The 2013 September–October seismic sequence offshore Spain: a case of seismicity triggered by gas injection? *Geophysical journal internacional*, 198 (2), 941–953
- (7) Ellsworth, W.L., (2013) Injection-induced Earthquakes. *Science*, 341(6142) 1225942.
- (8) The Human-Induced Earthquake Database. <http://inducedearthquakes.org/>
- (9) Reid, H.F. (1910) The Mechanics of the Earthquake, The California Earthquake of April 18, 1906, Report of the State Investigation Commission, Vol.2, Carnegie Institution of Washington, Washington, D.C.
- (10) Gaité, B., Ugalde, A., Villaseñor, A., Blanch, E., (2016) Improving the location of induced earthquakes associated with an underground gas storage in the Gulf of Valencia (Spain). *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, 254: 46–59.
- (11) Diario el Mundo. 11/04/2015. “El redactor del impacto ambiental del plan Castor dice que la ley no exigía pronunciarse sobre el riesgo sísmico” <http://www.elmundo.es/comunidad-valenciana/2015/11/11/5642f17eca441714e8b4639.html>
- (12) Bao, X., Eaton, D.W., (2016) Fault activation by hydraulic fracturing in western Canada. *Science*, 351, 6318, 1406-1409.
- (13) McNamara, D. E., G. P. Hayes, H. M. Benz, R. A. Williams, N. D. McMahon, R. C. Aster, A. Holland, T. Sickbert, R. Herrmann, R. Briggs, G. Smoczyk, E. Bergman, and P. Earle (2015), Reactivated faulting near Cushing, Oklahoma: Increased potential for a triggered earthquake in an area of United States strategic infrastructure, *Geophys. Res. Lett.*, 42.

- (14) McNamara, D. E., H. M. Benz, R. B. Herrmann, E. A. Bergman, P. Earle, A. Holland, R. Baldwin, and A. Gassner (2015), Earthquake hypocenters and focal mechanisms in central Oklahoma reveal a complex system of reactivated subsurface strikeslip faulting. *Geophysical Research Letters*,
- (15) Keranen, K. M., M. Weingarten, G. A. Abers, B. A. Bekins, S. Ge (2014), Sharp increase in central Oklahoma seismicity since 2008 induced by massive wastewater injection, *Science*, 25 July 2014: Vol. 345 no. 6195, pp. 448-451, doi: 10.1126/science.1255802.
- (16) Listado de artículos relacionados con la sismicidad inducida. <https://earthquake.usgs.gov/research/induced/references.php>

LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL EN LA DOCENCIA UNIVERSITARIA ESPAÑOLA

DE LUIS CALABUIG, E.^{1,2}; PÉREZ RAMOS, B.^{1,3}

¹ Comisión de Docencia e Investigación de la AEEIA,

² Universidad de León,

³ Universidad de Castilla-La Mancha

Palabras clave: Evaluación de impacto ambiental, docencia universitaria, programas, diagnóstico.

Resumen

La comisión de la Sección de Docencia e Investigación, de la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental ha recogido información para realizar un diagnóstico sobre el estado actual de la enseñanza universitaria en España en materia de Evaluación Ambiental, cuyos resultados preliminares fueron presentados en marzo de 2016. Se dispone de la información de los programas de un total de 114 asignaturas, impartidas en 42 universidades de 15 Comunidades Autónomas, y relacionadas 98 de ellas con el título de Grado y 16 con el de Máster.

Se hace un análisis descriptivo de las guías docentes para definir los gradientes de variación en el número de créditos de las asignaturas y su transformación a horas lectivas, así como la proporción dedicada a la temática de Evaluación de Impacto Ambiental u otras herramientas de gestión ambiental relacionadas, como Evaluación Ambiental Estratégica o Auditorías Ambientales. En el apartado de tipología, se detalla también la programación en el calendario académico.

Se valora la frecuencia temática, estableciendo doce grandes apartados en los temarios, relacionados con aspectos introductorios, marco legal, concepto de Impacto Ambiental, Estudio de Impacto Ambiental, descripción del proyecto, alternativas, inventario ambiental, identificación y valoración, medidas preventivas, correctoras y compensatorias, programa de vigilancia y seguimiento ambiental, y otras temáticas relacionadas con actividades sectoriales o metodologías complementarias.

Con este diagnóstico se pretenden establecer las bases para definir un esquema básico de lo que pudiera ser el cuerpo fundamental de la materia docente universitaria, que tenga como objetivo impartir esos conocimientos, en

base a los criterios comunes de impartición y en el análisis de las demandas profesionales de mercado por parte de la Administración y Empresas del sector. Se complementa con un estudio de fuentes de información sobre la bibliografía más frecuente en el seguimiento de las materias impartidas.

El esquema tipo de los programas de EIA en la docencia universitaria española se ajusta al modelo propuesto por los autores Conesa o Gómez Orea.

Introducción

La Comisión de Docencia e Investigación de la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental lleva considerando, desde su constitución, definir estrategias para la normalización de la asignatura de Evaluación de Impacto Ambiental –EIA– en las titulaciones universitarias españolas. Para ello, y teniendo en cuenta que se partía de un gran desconocimiento sobre lo que se imparte de esta materia y como se hace en las diferentes titulaciones y Universidades, se propuso, en la primera reunión realizada en noviembre de 2015, hacer un diagnóstico previo tratando de recopilar la mayor información posible en la situación actual.

Se partía de la documentación disponible en abierto en las páginas web oficiales de cada Universidad a partir de las Guías Académicas. Además, se contaba con información previa complementaria, como el estudio realizado por la Coordinadora estatal de Ciencias Ambientales, que había analizado los contenidos de esta asignatura para esa titulación en 32 Universidades (1). También de forma sectorial se ha utilizado este planteamiento para otras especialidades de nivel universitario, como es el caso de los planes de estudio de Ingeniería Industrial (2).

Pero interesaba disponer de una información completa y actualizada, por lo que la Comisión acordó recopilar los programas universitarios en los que la EIA figurara de forma significativa. En la segunda reunión de la Comisión de marzo de 2016 (3), se presentó un avance de los resultados y, a partir de ellos, se presenta esta comunicación, tratando de cubrir un mayor número de casos, diferenciar entre niveles de Grado y Máster, analizar de manera separada por titulaciones, evaluar contenidos concretos de EIA en asignaturas no específicas, analizar la distribución de créditos, resaltar las temáticas de mayor importancia y evaluar las fuentes de información utilizadas en el desarrollo de los temarios.

Material y Métodos

Se parte de la documentación ofrecida por 42 Universidades españolas (Figura 1), obtenida por miembros de la Comisión de Docencia e

grado o máster. Con los resultados globales se define la asignatura tipo. Igualmente se contrastan las diferencias entre grados y másteres, a partir de los espectros de estructura.

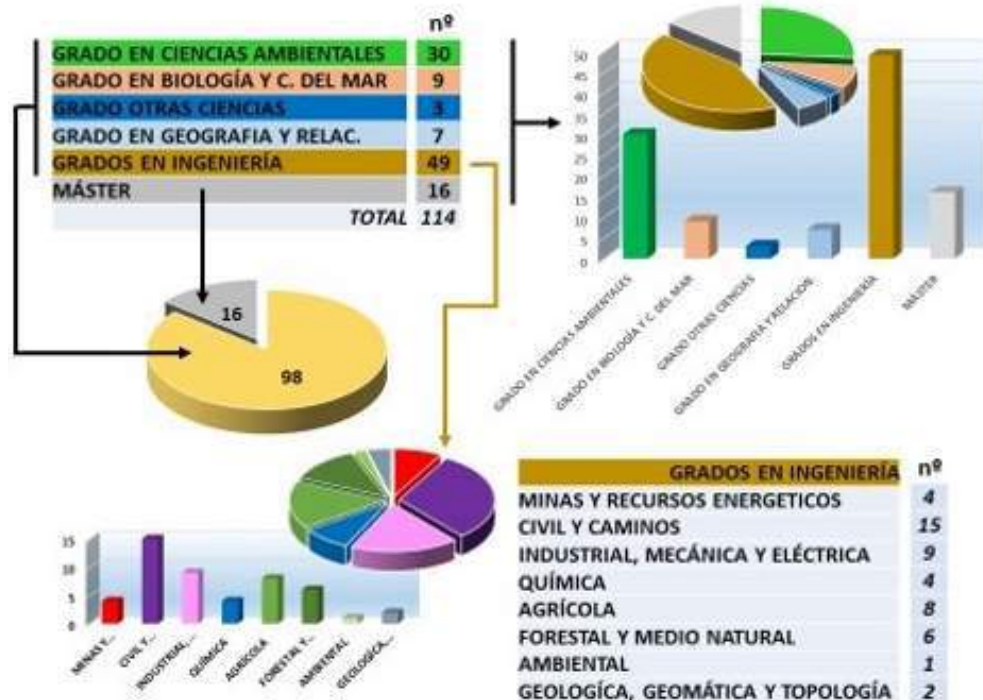


Figura 2. Desglose de programas consultados por titulaciones.

Con los datos individualizados se aplica un análisis factorial de correspondencias, con el objetivo de analizar las interacciones en función de la especialidad de las titulaciones. Se representan gráficamente para el plano definido por los dos primeros ejes, que absorben el 44,5 % de la varianza.

Teniendo en cuenta la frecuencia de las temáticas específicas tratadas en el conjunto de programas, se hace un análisis de la importancia concedida a cada una de ellas. Posteriormente, se aplica a tres de los apartados que se consideran fundamentales en el planteamiento de la asignatura.

En el estudio de la bibliografía recomendada para el seguimiento de la asignatura de EIA o afines, se hace un análisis de la información aportada, en función del número de citas, tanto para titulaciones, como para temas. Finalmente se destacan los títulos más citados en el total de asignaturas consideradas.

Resultados

La asignatura universitaria de EIA, o afines, que tienen en su programa una parte significativa con tratamientos sobre herramientas de gestión ambiental, son eminentemente obligatorias, aunque en los másteres hay una mayor proporción de optatividad (Figura 3a). Hay solamente tres casos en los que la duración es anual y en la totalidad de los másteres se imparte como semestral (Figura 3b). En cuanto a la amplitud, la mayoría de los programas son de seis créditos, o como segunda opción de menor extensión, con rangos que oscilan entre los tres y los doce créditos. En el caso de los másteres nunca se superan los seis créditos (Figura 3c). El tratamiento temático es mayoritario para los programas cuyo contenido es superior al 75% de la asignatura con apartados específicamente relacionados con la Evaluación de Impacto Ambiental, llegando en bastantes a tener un contenido íntegramente vinculado a esta temática. Sin embargo, también son frecuentes los programas en los que la materia de EIA es tratada en una proporción inferior al 25%, que suele coincidir con asignaturas con prioridad en otros asuntos especializados, pero que requieren de algún conocimiento aplicado en esta herramienta de gestión ambiental. Esta situación es mucho más frecuente en las enseñanzas de másteres (Figura 3d).

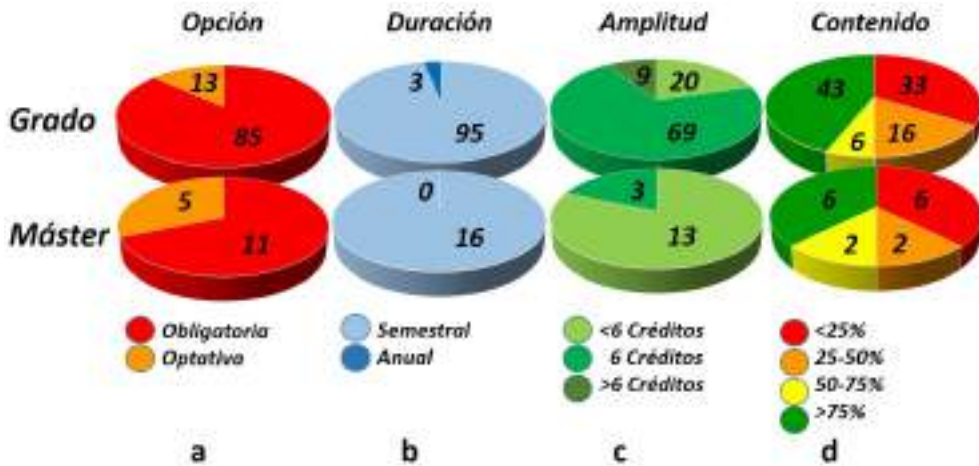


Figura 3. Características de estructura, diferenciadas en los programas consultados, para titulaciones de Grado y Máster.

Hay pequeños matices que diferencian entre sí los grupos de titulaciones con carga significativa de temáticas relacionadas con la EIA (Figura 4). El Grado en Ciencias Ambientales se distingue del resto por ser fundamentalmente obligatoria, ya que los pocos casos en los que aparece

como oferta optativa se debe a asignaturas complementarias, o de mayor especialización a esa temática. Tanto en los Grados de Biología, Ciencias del Mar, Geografía o relacionadas con la Ordenación del Territorio, suelen ofrecerse en mayor proporción como asignaturas optativas. Los Grados en otras ramas de la ciencia, principalmente relacionados con la Química o la Geología, se presentan con contenidos específicos en EIA inferiores al 25%. Un planteamiento similar es el que también aparece en diferentes especialidades de Ingeniería, aunque en este caso se encuentran más programas con temas que tratan la evaluación ambiental en dimensiones superiores al 75%. En el nivel de máster prima la característica relacionada con la amplitud de la asignatura, que en la mayoría de los casos es menor de 6 créditos, y la dualidad entre programas con mucho o poco contenido, como consecuencia de la ampliación de conocimientos, o como complemento de materias en especialidades sectoriales, respectivamente.

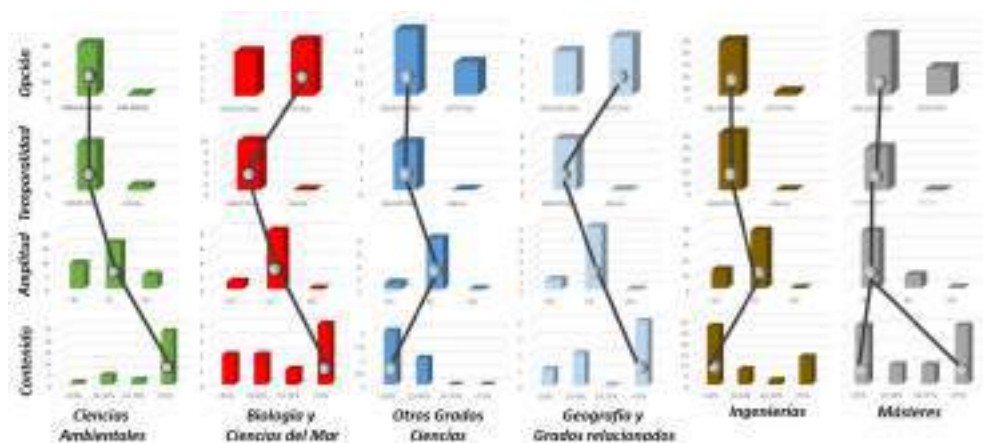


Figura 4. Definición de la asignatura tipo para diferentes titulaciones de Grado o Máster, en función de las características de estructura de la materia de Evaluación de Impacto Ambiental.

Mediante la aplicación del Análisis Factorial de Correspondencias, con el objetivo de relacionar las diferentes titulaciones con las características estructurales, se han representado gráficamente los resultados en el plano definido por los dos primeros ejes. Aunque hay una lógica heterogeneidad en el conjunto, se pueden detectar ciertas regularidades que complementan los análisis estadísticos elementales. Aparece una clara diferenciación entre grado y máster en su ordenación con relación al primer eje, que es el de mayor absorción de varianza, con un 24,6% (Figura 5a). Los Grados se distribuyen como un conjunto más disperso en cuanto a las variables

utilizadas para su definición, y en relación con el segundo eje, con una absorción de varianza del 20,0%. Si con esos mismos valores se construye un dendrograma de similitud, en este caso mediante la aplicación del índice basado en la distancia euclídea, se pueden resaltar los grupos de características semejantes (Figura 5b). Son significativos los subgrupos formados en el conjunto de másteres, un gran grupo conformado casi exclusivamente por programas de Ingenierías, un bloque mixto que viene definido por las características tipo de las asignaturas de EIA, o las pequeñas agrupaciones de programas impartidos en Ciencias Ambientales de 6 créditos y contenido casi exclusivo de temática especializada en Evaluación de Impacto Ambiental.

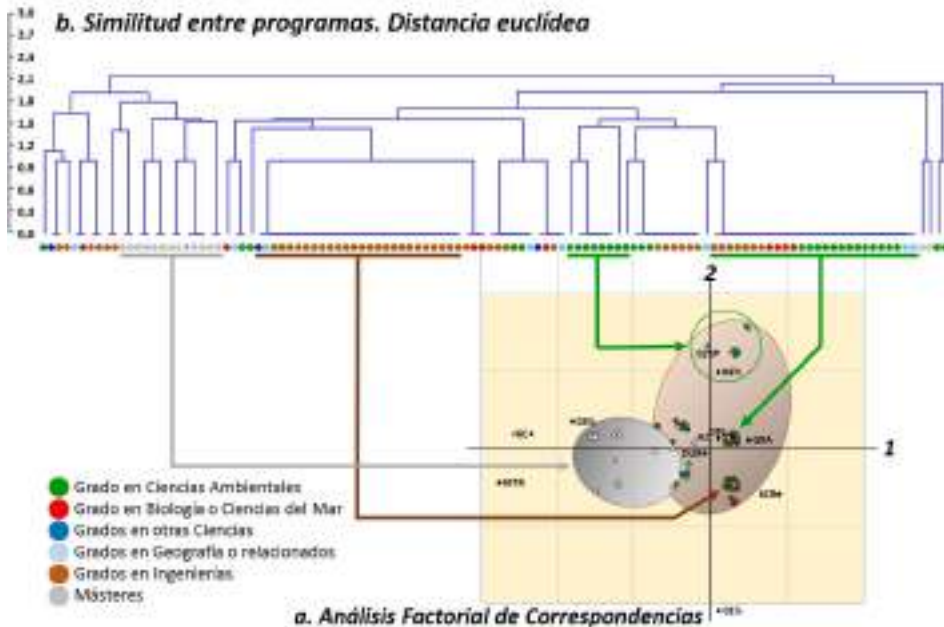


Figura 5. Distribución en el plano definido por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias de cada uno de los programas consultados, en función de sus características de estructura (a), y relaciones de similitud del conjunto de programas analizados (b), diferenciando en cada caso la especialidad de la titulación.

En total se han diferenciado 92 ítems en el conjunto de programas analizados, pero con solamente 8 de ellos, de frecuencia superior a 20, se alcanza algo más del 40% de la temática tratada en un programa teóricamente competo de EIA. Son por orden de importancia: Metodología y valoración de impactos; Programa de vigilancia ambiental; Estudio de Impacto Ambiental (fases y

contenidos); Identificación y tipología de impactos; Inventario Ambiental; Concepto de impacto ambiental; Medidas correctoras, protectoras y compensatorias; y Descripción y análisis del proyecto y alternativas. Son necesarios 26 ítems para conseguir el 75 % del total de planteamientos tratados en el conjunto de los programas analizados, y 50 para llegar a abordar el 90% de lo que en sentido amplio podría ser explicado en esta asignatura. Los otros 42 ítems, mencionados únicamente en 1 o 2 programas, aportan solamente 10% restante del bagaje total (Figura 6).

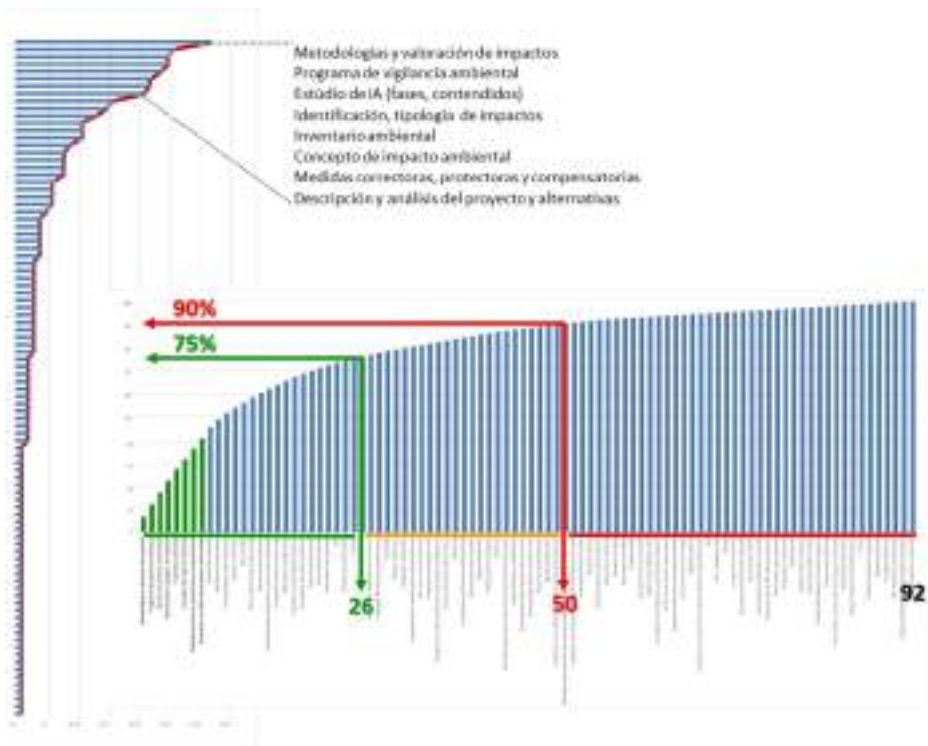


Figura 6. Espectro de frecuencias para el conjunto de ítems mencionados en los programas de EIA consultados, referencia al porcentaje acumulado y definición de los más frecuentemente tratados.

Para un análisis más profundo, se han considerado 12 grandes apartados que recorren todo el itinerario básico de los contenidos necesarios para adquirir las competencias que permiten el ejercicio profesional, y demandadas para la gestión en las administraciones públicas, la asesoría ambiental empresarial o las actividades relacionadas con la docencia, formación o investigación (Tabla 1). Se recogen como ejemplo los espectros de frecuencia para los apartados de Introducción, Procedimiento Administrativo, e Identificación y Valoración de Impactos (Figura 7).

forma genérica, con valores también elevados para diferentes tratamientos sectoriales (infraestructuras, agricultura, etc.), aspectos generales complementarios relacionados con ecología o riesgos naturales, temas de gestión ambiental como procedimientos ordinarios o auditorías ambientales en particular, y otros aspectos relacionados con la planificación, ensayos, etc. (Figura 10). El número de textos relacionados con técnicas específicas de aplicación de la EIA es relativamente pequeño. Cabe destacar el escaso número de citas relacionadas con el estudio de casos. Las pautas son similares cuando se tienen en cuenta las citas por tema y titulación (Figura 11).



Figura 8. Número total de asignaturas evaluadas para chequear las fuentes de información citadas en la bibliografía de los programas de EIA, y desglose para diferentes titulaciones.



Figura 9. Número medio de citas por programa de EIA en diferentes titulaciones.



Figura 10. Total de libros citados por temas en el conjunto de programas de EIA consultados.

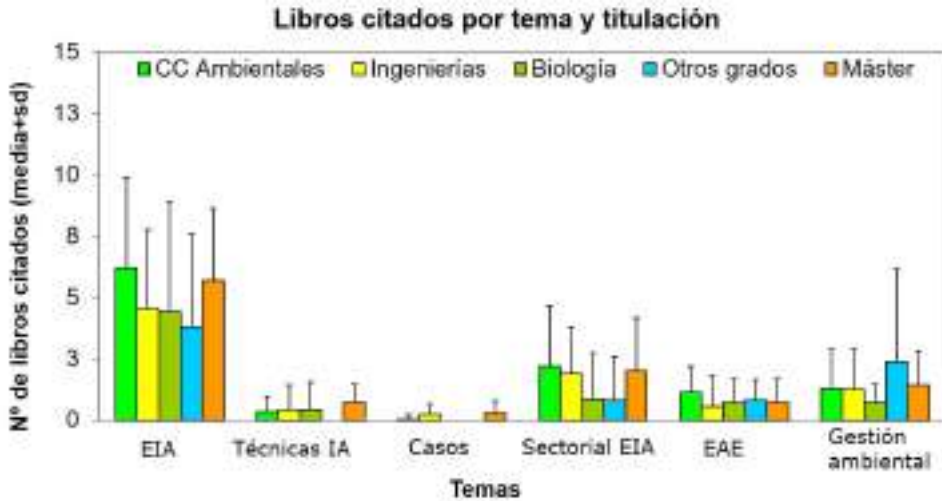


Figura 11. Número medio de libros citados por temas y titulaciones.

En cuanto a los libros más citados en el total de las asignaturas consideradas (Tabla 2), es el texto traducido al español del autor L. W. Canter de 1998 (4) el que obtiene los máximos para una única edición, con diferencia significativa respecto al resto, seguido de varias de las Guías Metodológicas del MOPU publicadas en 1989 (5,6 y 7), al igual que el libro de Garmendia *et al* de 2005 (8). Para EAE, el libro más citado es el de Oñate *et al* de 2002 (9). Si bien se incluyen algunos libros en inglés, no están entre los más citados. Las tendencias son muy similares cuando se exploran las fuentes de información por titulaciones. Al considerar el año de publicación en las citas, se pone de manifiesto que la mayoría son del

periodo 1991-2010, con un fuerte descenso hasta el momento actual. Si se tienen en cuenta los autores, indistintamente del año de publicación de sus libros, los citados con mayor frecuencia son los de V. Conesa (10) y D. Gómez Orea (11).

Tabla 2. Relación de libros más referidos en los programas de la asignatura, en función de la frecuencia de citas

Nº de citas	Libros más citados en el total de asignaturas consideradas	
6	Conesa, V. 1997 (Instrumentos gestión ambiental)	
7	Ponsado, M. y Sobreni, I.M. (Eds.) 1997	Martín Carliarino, C. 1999
8	Rivera, P. 2000	Erías Rey, A. y Álvarez-Campana, I.M. 2007
9	Conesa, V. 2003	
11	Gómez Orea, D. 2007 (EIA)	
12	Conesa, V. 1997 (Guía metodológica)	
13	MOPU 1989 (Guía metodológica aeropuertos)	
14	Gómez Orea, D. 1999 (EIA)	
15	Gómez Orea, D. 2007 (EIA)	Aguiló, M. et al. 2000 (Guía estadística medio físico)
16	Conesa, V. 2010 (Guía metodológica)	
17	Díaz, J.L. et al. 2002 (EAE)	MOPU 1989 (Guía metodológica grandes presas)
19	MOPU 1989 (Guía metodológica repoblaciones forestales)	
21	MOPU 1989 (Guía metodológica carreteras y ferrocarriles)	Garcemilla Salsobin, A. et al. 2006
34	Canter, L.W. 1988/2000	

Discusión y Conclusiones

La asignatura tipo de EIA para una titulación de grado sería obligatoria, semestral, con una amplitud de 6 créditos y con un contenido específico en temas relacionados con la Evaluación de Impacto Ambiental superior al 75%. En el nivel de máster la asignatura tipo es igualmente obligatoria y semestral, sin embargo, tiene una amplitud inferior a los 6 créditos, y en cuanto al contenido específico cabe la doble opción de encontrar programas con más del 75%, o menos del 25%.

La temática del conjunto total de los programas analizados es extraordinariamente amplia, fundamentalmente porque, a los contenidos básicos de esta herramienta de gestión, se añaden los específicos de aplicación por proyectos y actividades, así como otros conocimientos

complementarios que suelen ser considerados como necesarios en alguna fase de la aplicación del procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental.

Los programas de Máster tienen un número medio de citas superior a las titulaciones de Grado, entre las que son superiores en Ciencias Ambientales. Predominan en la bibliografía citada en cualquiera de las titulaciones los libros sobre temática general en EIA.

El esquema tipo de los programas de EIA en la docencia universitaria española se ajusta al modelo propuesto por los autores Conesa o Gómez Orea y, por el momento, no parece haber bibliografía en español con modelos alternativos.

Colaboradores

Jorge Abad, Manuela Andrés, Ester Carbó, Florencio Fernández, Santiago Fernández Rodríguez, Santiago Gracia Campillo, Javier Granero, Ignacio Hernández, Carlos Martín Cantarino, Carlos Miguel Herrero, Luis Ignacio Hojas, Estanislao de Luis Calabuig (Coor.), Juan M. Martínez Orozco, Manuel Ortega, Cristina Peña, Jordi Puig, Beatriz Pérez Ramos (Coor.), Pere Riera, Damián de Torres, Ana Vázquez, Fernando Vicente y Fermín Villaroya.

Referencias/Bibliografía

- (1) Acta de la primera reunión de Docencia e Investigación de la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental. 2015.
- (2) FUENTES-BARGUES, JL; BASTANTE-CECA, MJ; GONZÁLEZ CRUZ, MC; VIÑOLES-CEBOLLA, R. 2016. La Evaluación de Impacto Ambiental en los nuevos planes de estudio de Ingeniería Industrial. En: Actas del VIII Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid marzo 2015. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- (3) Acta de la segunda reunión de Docencia e Investigación de la Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental. 2016.
- (4) CANTER, L.W. 1998. Manual de Evaluación de Impacto Ambiental. Técnicas para la elaboración de los estudios de impacto. Segunda edición. Mc Graw Hill. New York.
- (5) MOPU. 1989. Guías metodológicas para la elaboración de estudios de impacto ambiental: 1. Carreteras y Ferrocarriles. DGMA. Madrid.
- (6) MOPU. 1989. Guías metodológicas para la elaboración de estudios de impacto ambiental: 3. Repoblaciones forestales. DGMA. Madrid.

- (7) MOPU. 1989. Guías metodológicas para la elaboración de estudios de impacto ambiental: 2. Grandes Presas. DGMA. Madrid.
- (8) GARMENDIA, A., SALVADOR, A., CRESPO, C., GARMENDIA, L. 2005. Evaluación de Impacto Ambiental. Pearson Educación.
- (9) OÑATE, J.L.; PEREIRA, D.; SUÁREZ, F.; RODRÍGUEZ; J.J. & CACHÓN, J. 2002. Evaluación Ambiental Estratégica. La evaluación ambiental de Políticas, Planes y Programas. Ediciones Mundi-Prensa.
- (10) CONESA FERNANDEZ-VITORA, V. 2010. Guía metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental. 4ª edición. Ediciones Mundi-Prensa.
- (11) Gómez Orea, D. 1999. Evaluación de Impacto Ambiental. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid.

ANÁLISIS SOCIAL DE LOS CONFLICTOS AMBIENTALES FRENTE A PROYECTOS MINEROS

VARELA FAGÚNDEZ, L.¹; DE LUIS CALABUIG, E.²

¹ *Universidad de la República. Uruguay.*

² *Área de Ecología. Universidad de León. España*

Palabras clave: Análisis Social, conflictos ambientales, megaminería, impactos ambientales, Uruguay.

Resumen

Las evaluaciones de impacto ambiental deben tener en cuenta la proyección social de los posibles conflictos que puedan ser generados por los proyectos. El propósito de este estudio es analizar la relación de causas del conflicto ambiental devenido por la presentación de un proyecto de megaminería en Uruguay, con implicación de diferentes agentes sociales. Se describe el proyecto minero en relación a las acciones susceptibles de producir impacto y su proyección cronológica, valorando el marco legal, a través de las leyes de Evaluación de Impacto Ambiental y de Ordenamiento Territorial.

Asimismo, se realiza una prospección de opiniones, a partir de entrevistas abiertas semiestructuradas a actores directamente relacionados con el conflicto, y mediante aplicación del método Delphi con doble secuencia de cuestionario, con el objetivo de contrastar la opinión de expertos en diferentes áreas de la temática ambiental y social. En los resultados se analizan las diversas perspectivas que surgen como consecuencia de la propuesta del proyecto, abordando las valoraciones, interpretaciones y relaciones con el ambiente en función del rol que se desempeña y del grado de conexión y responsabilidad, la importancia del proceso de evaluación de impacto ambiental y la percepción del riesgo. Se analizan los principales efectos, en las vertientes, social, empresarial, política, legislativa y administrativa, relacionadas con el macroproyecto minero.

En general, se percibe que existe un conflicto ambiental de alto riesgo, aunque para los lugareños su perspectiva está relacionada hacia el territorio y el componente social. Asimismo, se pone de manifiesto la ausencia de evaluación del riesgo en la normativa, y cierta debilidad en la gestión ambiental para grandes proyectos mineros.

Introducción

Las actividades extractivas son cada vez más frecuentes en América Latina, e igualmente la respuesta inmediata por parte de la sociedad por razones sociales y ambientales, generando situaciones complejas, aunque necesarias, desde el inicio del proceso de evaluación. La reacción se produce ante lo que la sociedad considera una actividad de alto riesgo, o sobre la que se supone un impacto elevado. Todo ello implica la propuesta de condiciones al proceso de Evaluación de Impacto Ambiental que no deben ser, ni desatendidas ni obviadas.

Se puede definir el conflicto ambiental como un tipo particular de conflicto social, donde la temática en disputa se refiere a aspectos ambientales (1). Se resalta la peculiaridad de que todos los conflictos ambientales tienen un carácter social en la esfera de lo público, como resultado de diferentes valoraciones, percepciones o interpretación del significado de acciones o circunstancias vinculadas con la sociedad y el ambiente. Por otra parte, no es raro comprobar que, como consecuencia del conflicto, las cuestiones estrictamente ambientales aparezcan mezcladas con otras temáticas. Se ha llegado a señalar que hay una cierta “impureza ideológica”, en la que se funden y confunden los problemas sociales con intereses económicos y disputas por el poder, aunque el trasfondo sea un conflicto ambiental (2). La sociedad espera que las Evaluaciones de Impacto Ambiental sean el instrumento clave para valorar toda la información sobre un proyecto, a través de los Estudios de Impacto Ambiental, con el objetivo de que puedan reducirse los riesgos, y que se prevengan y mitiguen los posibles impactos, asegurando una adecuada gestión ambiental. Sin embargo, el concepto de riesgo asociado a los impactos ambientales no queda suficientemente claro en el proceso de evaluación, creando incertidumbre e inseguridad. La percepción del riesgo es en sí un fenómeno social y no individual, y por ello depende de matices culturales, así como del conocimiento y de la información disponible.

Desde la propuesta del proyecto surgieron múltiples respuestas en todos los sectores, directa o indirectamente implicados, definidas en eventos específicos que fueron marcando las tendencias del proceso (Figura 1). El poder judicial contiene las respuestas en términos de ratificación de sanciones, resoluciones judiciales, respuestas a recursos de inconstitucionalidad, etc. El poder legislativo se refiere a cambios, modificaciones o aprobación de leyes referentes a la actividad minera. La categoría presidencia y ministerios recoge acciones o declaraciones relacionadas con el proyecto. Y en direcciones ministeriales se vinculan las respuestas o intervenciones de las Direcciones Nacionales involucradas. Igualmente, se consideran las actuaciones de la empresa y la respuesta social.

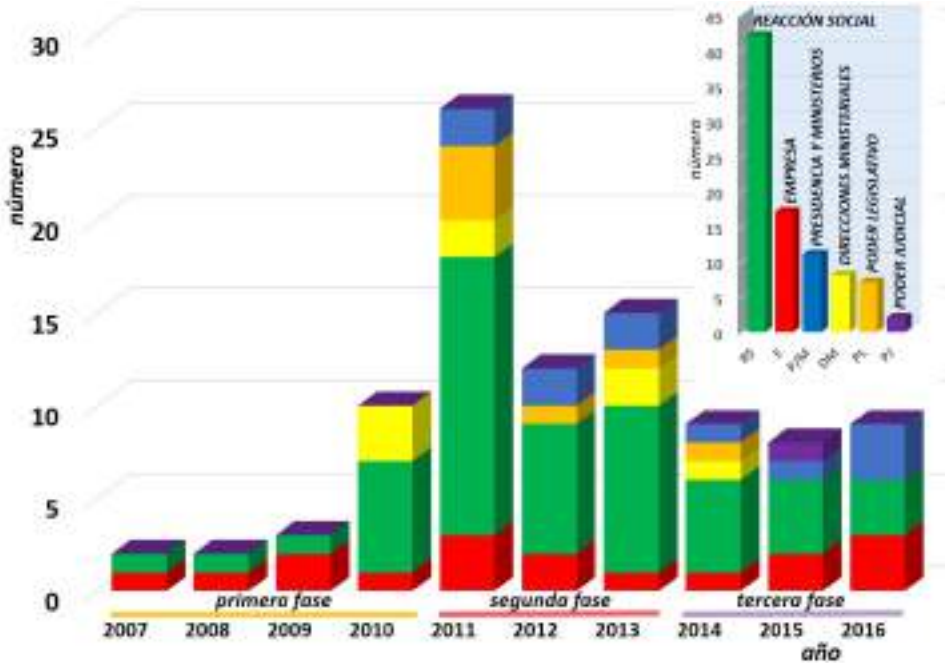


Figura 1. Principales acontecimientos en relación a las acciones sociales, gubernamentales, políticas y de la empresa.

Claramente pueden diferenciarse tres fases. Una primera (periodo 2007-2010), desde la llegada de la empresa minera a las localidades próximas a la futura explotación, y primeras manifestaciones de nivel local en contra, que paulatinamente se van extendiendo al ámbito nacional. También se exteriorizan las primeras acciones administrativas con responsabilidad en diferentes departamentos del gobierno.

La segunda fase (periodo 2011-2013) se caracteriza por la significativa configuración de organizaciones de carácter ambiental y social en la esfera nacional, en contra del proyecto y de actuaciones legislativas específicas en materia de minería. En esta fase se aprueba una Ley sobre el Puerto de Aguas Profundas, otra sobre Minería de Gran Porte, y se acomodan estructuras administrativas para atender proyectos de alta complejidad. Por su parte, la empresa atiende a la tramitación del proceso de evaluación ambiental y de divulgación del proyecto.

En la tercera fase (periodo 2014-2016) se declara el proyecto Valentines como minería de gran porte, al amparo de la ley recientemente estrenada. La reacción social se consolida, aunque cuantitativamente se reduce, dirigiéndose hacia objetivos concretos. Surgen en esta fase acciones

judiciales cuestionando determinadas actuaciones. Finalmente, la empresa presenta un plan de cierre y el proyecto termina cancelándose por vencimiento de plazos.

Estudio de caso

En 2007 surge el proyecto de instalación de una actividad minera para explotación de hierro en las proximidades de los núcleos de población de Valentines y Cerro Chato, de 178 y 3.277 habitantes respectivamente, los cuales comparten su administración entre varios departamentos (Treinta y Tres, Florida y Durazno), en el interior de Uruguay y dedicados principalmente a actividades rurales de ganadería extensiva. Tras las tareas de prospección en la zona, el proyecto cobra visibilidad a nivel nacional, tanto por las actividades de exploración que se estaban realizando, como por las futuras actuaciones que suponía desarrollar todo el proyecto. El proyecto afectaría a cinco departamentos del país, ya que contempla: un área de complejo minero a cielo abierto con cinco grandes canteras, que cubrirían algo más de 500 ha, escombreras asociadas, represamientos de agua y una planta de tratamiento con trituración para reducir las partículas de mineral hasta un tamaño adecuado para ser bombeado, y separar la magnetita del mineral estéril para elevar el contenido del hierro del 27 al 69%; un mineroducto desde el emplazamiento minero hasta algún punto de la costa atlántica, con un conducto de agua de retorno, ambos enterrados a aproximadamente un metro de profundidad, y con un recorrido de algo más de 200 Km; instalaciones en la costa para preparación del mineral y una terminal portuaria de carga de 15 m de anchura que se adentraría en el mar unos 2,5 Km, para permitir el arribo de barcos de gran calado; y varios tendidos eléctricos para dotar de energía a las instalaciones del complejo minero y a la terminal portuaria.

La propuesta de explotación estaba planificada para la obtención de 18 millones de toneladas de hierro anuales, durante un periodo estimado entre 20 y 30 años. A su vez, se estimaba que durante el periodo de construcción la demanda de ocupación laboral podría alcanzar de tres mil a cuatro mil trabajadores. Por otra parte, las exportaciones anuales promediadas, estimadas en el origen del proyecto, se calcularon en 1.400 millones de dólares americanos.

Material y Métodos

En este trabajo se han aplicado específicamente dos metodologías complementarias. La primera se trata de obtener información sobre el tema

a través de entrevistas abiertas y semiestructuradas a actores directamente relacionados; siete de la empresa que presenta el proyecto de megaminería para la explotación de hierro, tres pertenecientes a diferentes estamentos del gobierno con responsabilidades administrativas y de gestión ambiental, siete productores que desarrollan su actividad rural en la zona de influencia y próxima a la propuesta para la actividad minera, y seis pertenecientes a la sociedad en general y en ámbitos de diferente nivel territorial o administrativo.

Se plantearon preguntas generales sobre el proyecto, los posibles impactos, la percepción de riesgos y las perspectivas en los sectores, económico, social y ambiental. Con el previo consentimiento de los entrevistados, se realizaron registros de audio, posteriormente transcritos a texto y revisados por los actores consultados.

A partir del programa *ATLAS/ti* (3), software para el análisis cualitativo de datos, se procesaron los textos de las entrevistas, obteniendo un listado de palabras en formato Excel con indicación de la frecuencia en cada intervención. El listado original fue depurado eliminando conjunciones, preposiciones, artículos y verbos sin significado explícito por sí mismos. Posteriormente fueron eliminadas del contexto aquellas palabras cuya frecuencia de utilización durante la entrevista fuera inferior a 10. Una vez definida la selección por sectores se trataron con la aplicación *Tagxedo* (4), expresando gráficamente en nubes de palabras las interacciones y la importancia relativa de cada término, para permitir su análisis comparativo.

Con los valores de frecuencias de los términos utilizados para cada uno de los cuatro sectores consultados se realizó un análisis multivariante de correspondencias para conocer las expresiones más significativas de cada sector y las relaciones entre ellos. Igualmente se aplicó el índice cuantitativo de Bray-Curtis (5) y la técnica UPGMA de agregación, para conocer los niveles de similitud entre sectores analizados.

El segundo método consistió en aplicar un procedimiento prospectivo para obtener información esencialmente cualitativa del tipo *Delphi*, con el objetivo de conseguir un consenso entre expertos mediante un proceso interactivo. Para este estudio se realizaron dos rondas de preguntas a un panel de 22 expertos conocedores de la temática ambiental y de proyectos mineros en diferentes ámbitos: académico, empresarial, administrativo, gubernamental, jurídico, legislativo, social y medios de comunicación. Se preparó una encuesta con preguntas cerradas, en las que básicamente se pretendía explorar la existencia o no de un conflicto, su intensidad, grado de percepción de riesgos, opinión sobre procedimientos de evaluación de riesgos a diferente nivel administrativo de gestión, así como del grado de confianza y comprensión de la sociedad de los instrumentos de evaluación ambiental.

Completado de forma individual el primer cuestionario, se agregaron y sintetizaron los resultados del grupo de expertos, haciéndolos circular entre los participantes. Posteriormente se remite un segundo cuestionario más específico, con el objetivo de aprovechar las capacidades de todos los expertos sin que predominen las opiniones particulares o se produzcan posibles sesgos por interacción grupal. Esa segunda ronda se orientó a profundizar en la aparente situación de detención del proyecto, razones de la situación actual, aprendizaje de los grupos de actores implicados, y sobre la experiencia conseguida en los mecanismos de participación y de consulta ciudadana, transparencia en la información y evaluación del riesgo dentro del proceso de evaluación de impacto ambiental.

Resultados y discusión

Para el análisis de los cuatro sectores implicados, tras la depuración de términos y considerando únicamente las palabras con una frecuencia de repetición igual o superior a 10, se han tenido en cuenta 113 palabras para el sector de la empresa, 57 para el sector del gobierno, 130 para el de productores, y 101 para el de la sociedad en general.

Para las personas entrevistadas de la empresa Aratirí, tal y como se expresa en el gráfico de nube de palabras (Figura 2a), el proyecto, la referencia a su empresa, la DINAMA (Dirección Nacional de Medio Ambiente), la gente y la “realidad” tuvieron mayor predominio en las narrativas. Agua, campo, ambiental e impacto, se encontraban en un nivel de repetición relativamente semejante.

En cuanto a las personas con responsabilidad en la administración del gobierno consultadas, pertenecientes al MIEM (Ministerio de Industria, Energía y Minería), MVOTMA (Ministerio de Vivienda, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente) y la DINAMA (Figura 2b), se encuentra en sus discursos preponderancia de la temática ambiental: proyecto, actividades, proceso, evaluación y autorizaciones, mientras que las referencias más locales al territorio tienden a disminuir. Impacto, responsabilidad, actores y participación, aparecen en menor proporción.

En las entrevistas a los productores locales de los núcleos de población de Valentines y Cerro Chato (Figura 2c), predominan las referencias hacia ellos como comunidad (nosotros, productores, pueblo, campo, gente, personas), su territorio (campo, pueblo) y a la empresa (empresa, minería, Aratirí). Con menor intensidad, también se utilizan los términos proyecto, agua, mujer y familia.

Para las personas de la sociedad en general, interesados o implicados en la actividad de la megaminería, algunos incluidos en grupos o asociaciones

ambientalistas (Figura 2d), las referencias más citadas se orientaron a la temática ambiental, al proyecto, la información, el país, la gente y la empresa. Cerro Chato, como localidad directamente afectada, fue nombrada varias veces, así como la referencia al desarrollo.



Figura 2. Expresión gráfica de las nubes de palabras en función de la frecuencia utilizada por cada uno de los sectores entrevistados. EMP: Empresa; GOB: Gobierno; PRO: Productores; SOC: Sociedad.

Al aplicar un análisis de correspondencias a la matriz de términos depurada, precedentes de las entrevistas de los cuatro sectores, la ordenación en el plano definido por los dos primeros ejes absorbe una varianza del 78,18% (Figura 3a). Para el primer eje, con una absorción de varianza del 45,56, el sector de productores aparece en posiciones opuestas al sector del gobierno, y sociedad y empresa ocupan posiciones intermedias. Al incorporar el segundo eje, que aporta una varianza de 32,62%, el sector de la sociedad se contrapone al resto de sectores entrevistados. En conjunto los cuatro sectores ocupan posiciones bien delimitadas en el plano, y asociadas a los términos que fundamentalmente los definen. Entre ellos se destacan en la figura los utilizados con mayor frecuencia en cada uno de los sectores,

complementado los resultados obtenidos en el análisis cualitativo expresado en las nubes de palabras. En la figura 3b se destacan los más frecuentemente utilizados de forma conjunta por los cuatro sectores, junto a los ámbitos de mejor representación para cada uno de ellos.

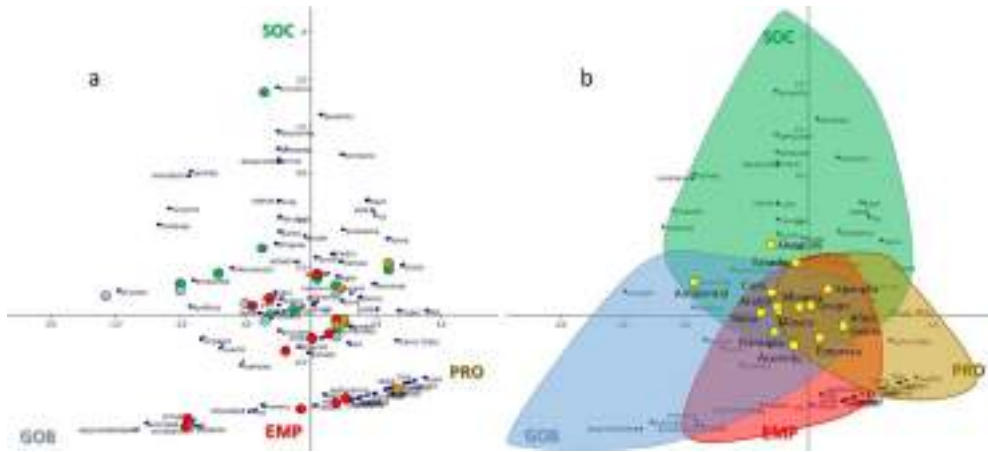


Figura 3. Representación en el plano definidos por los dos primeros ejes del análisis factorial de correspondencias de actores implicados y términos utilizados en las entrevistas. a) Resaltando los términos más ligados a cada uno de los sectores. b) marcando los términos comunes a todos los sectores, con expresión de los ámbitos de influencia de cada sector entrevistado.

Como complemento, al calcular la similitud entre sectores, aplicando un índice cuantitativo (Figura 4) que varía entre 0 y 1 y no tiene en cuenta las dobles ausencias, los sectores empresa y productores son los de mayor similitud con 0,60, al que se une el sector sociedad con 0,54, y finalmente con menor valor el sector gobierno con 0,37.

La aplicación del método *Delphi* con dos rondas, se basaba en el análisis de los cuestionarios que se recogen en la tabla 1, teniendo en cuenta que ambas fueron realizadas en la tercera fase, y que la segunda fue resuelta cuando ya se presumía una posible paralización del proyecto.

Los resultados de la primera ronda, realizada entre octubre y noviembre de 2015, y expresados gráficamente en la figura 5a, consideran que hay un acuerdo unánime sobre la existencia de un conflicto ambiental, que podría calificarse como medio o alto. La percepción de riesgo social y ambiental es alta, y algo menor para el riesgo económico y político. Solamente el 40% de los consultados conocen instrumentos de evaluación de riesgos para grandes proyectos a escala nacional, que se reduce a la mitad para el ámbito departamental. La mayoría no considera que la Evaluación de Impacto

Ambiental permita evaluar ese riesgo, que por otra parte no es ni entendible, ni confiable, para las comunidades locales.

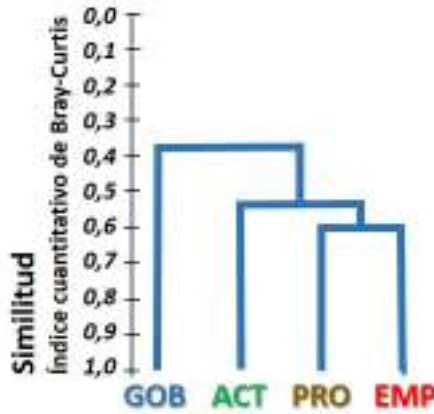


Figura 4. Relaciones de similitud entre sectores, en función de la frecuencia de los términos utilizados.

Tabla 1. Modelos de encuestas para la primera y segunda ronda, presentadas a los expertos para su análisis por el método Delphi.

PRIMERA RONDA		SEGUNDA RONDA	
PREGUNTA	RESPUESTA	PREGUNTA	RESPUESTA
1.- Cree que hay un conflicto ambiental en relación con el proyecto Valentines?	SI NO	1.- El estado actual del proyecto Valentines aparenta una detención. ¿A qué cree que se debe?	PRECIO Fe REACC. SOC. RELAC. E-G OTROS
2.- Si considera que hay un conflicto, ¿cómo lo calificaría?	ALTO MEDIO BAJO	2.- ¿Jugaron algún papel en la situación actual del emprendimiento, las incertidumbres sociales frente a los posibles riesgos?	SI PARCIALM. NO
3.- ¿Cómo considera que es la percepción de los distintos actores sociales sobre el riesgo social?	ALTO MEDIO MÍNIMO	3.- ¿Considera que el Estado ha adquirido algún aprendizaje de este conflicto ambiental?	SI PARCIALM. NO
4.- ¿Cómo considera que es la percepción de los distintos actores sociales sobre el riesgo económico?	ALTO MEDIO MÍNIMO	4.- ¿Considera que las comunidades involucradas han adquirido algún aprendizaje de este conflicto ambiental?	SI PARCIALM. NO
5.- ¿Cómo considera que es la percepción de los distintos actores sociales sobre el riesgo político?	ALTO MEDIO MÍNIMO	5.- ¿Considera que la empresa ha adquirido algún aprendizaje de este conflicto ambiental?	SI PARCIALM. NO
6.- ¿Cómo considera que es la percepción de los distintos actores sociales sobre el riesgo ambiental?	ALTO MEDIO MÍNIMO	6.- ¿Cree que se debería modificar la legislación ambiental vigente para introducir la evaluación de riesgo ambiental?	SI NO
7.- Conoce instrumentos de evaluación del riesgo que se apliquen a grandes proyectos a escala nacional?	SI NO	7.- ¿Cree que deben modificarse en la normativa ambiental los mecanismos de participación y consulta ciudadana?	SI NO
8.- Conoce instrumentos de evaluación del riesgo que se apliquen a grandes proyectos a escala departamental?	SI NO	8.- ¿Consideran que deben incluirse en la normativa ambiental mecanismos de información pública con obligatoriedad para los emprendedores privados?	SI NO
9.- ¿Cree que la Evaluación de Impacto Ambiental permite evaluar el riesgo?	SI NO	PRECIO Fe: Caída de los precios del hierro. REACC. SOC: Reacción social contra el proyecto. RELAC. E-G: Relación entre la empresa y el gobierno nacional.	
10.- ¿Cree que la Evaluación de Impacto Ambiental, tal como se ha aplicado es entendible y comprensible para las comunidades locales?	MUCHO POCO NADA		
11.- ¿Cree que la Evaluación de Impacto Ambiental, tal como se ha aplicado es confiable para las comunidades locales?	MUCHO POCO NADA		



Figura 5. Resultados de la primera y segunda rondas, obtenidos tras la aplicación del método Delphi a los expertos encuestados.

Los resultados de la segunda ronda, analizados entre febrero y marzo de 2016, se reflejan en la figura 5b, destacando por su carácter mayoritario que la detención del proyecto se achaca a la caída de los precios del hierro en el mercado (Figura 6). No queda totalmente claro que la incertidumbre social frente a los posibles riesgos haya sido determinante. Se pone de manifiesto que, ni el estado ni la empresa han aprendido de este riesgo ambiental, sin embargo, si lo hicieron las comunidades implicadas. Se considera positivo introducir en la normativa procedimientos de evaluación del riesgo ambiental, así como mecanismos de participación y consulta ciudadana, obligando a los emprendedores a información pública.



Figura 6. Precios del hierro durante el periodo 2006-2016, en base a la información del portal de datos "Index Mundi". Fuente: Indexmundi (2016).

Referencias / Bibliografía

- (1) Santandreu, A. y Gudinas, E. Ciudadanía en movimiento: Participación y conflictos ambientales. Trilce. 1998. Montevideo. 136 pp.
- (2) Folchi, M. 2001. Conflictos de contenido ambiental y ecologismo de los pobres: no siempre pobres, ni siempre ecologistas. *Ecología Política*. 223:79-100. Barcelona.
- (3) <http://atlasti.com/free-trial-version/>
- (4) <http://www.tagxedo.com/>
- (5) Bray, J. R. y Curtis, J. T. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- (6) file:///C:/Users/Usuario/Downloads/dossier_sobre_juicio_ciudadano.pdf

SEGUIMIENTO AMBIENTAL DE OBRAS: APLICACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS HACIA UN MENOR IMPACTO AMBIENTAL

VÁZQUEZ ESPÍ M.F.; DÍEZ CADAVID A.; CUENCA LOZANO J.

Mediotec Consultores S.A., Madrid

Palabras clave: Seguimiento ambiental, medidas preventivas y correctoras, obras, infraestructuras.

Resumen

El seguimiento ambiental de obras es prioritario para controlar el impacto ambiental generado, así como para asegurar la correcta aplicación de las medidas preventivas y correctoras propuestas.

Estas medidas deben incorporarse en los proyectos, tanto en el apartado de integración ambiental, como en el pliego y, en su caso, en el presupuesto. Pero esto no siempre sucede, lo que condiciona su correcta ejecución en fase de obra.

En ocasiones, las medidas a aplicar generan situaciones en las que el cumplimiento de los requisitos no es compatible con la ejecución de la obra. En otros casos, se aprecia una falta de coordinación entre los distintos actores implicados, e incluso indefiniciones o ausencias que comprometen su correcta aplicación.

Algunos de estos aspectos tienen un alcance claramente local, circunscrito al territorio directamente afectado por la obra, por lo que requieren acciones locales que pueden resolverse directamente por las partes intervinientes en la obra. En otros casos, el ámbito de afección adquiere un carácter más global y se ven implicadas distintas Administraciones sectoriales, siendo adecuado abordar la problemática desde una perspectiva más amplia, como podría ser el marco de la planificación global estratégica.

Se presentan casos sobre la gestión de tierras, conservación de suelos, vegetación, fauna e hidrología, entre otros.

Introducción

Las funciones y responsabilidades de la Dirección Ambiental de Obra (en adelante, DAO) –Coordinación Ambiental o Asistencia Técnica Ambiental,

según denominaciones– en el seguimiento ambiental de obras y frente a las partes intervinientes en la ejecución de la obra suelen encontrarse bien definidas por la Dirección del Contrato de Obras.

No obstante, debido a la particular idiosincrasia del trabajo a desarrollar y a las características cambiantes del entorno de trabajo (distintas regiones administrativas, distintos condicionantes ambientales, distintos profesionales en las partes intervinientes de las distintas obras, etc.), es frecuente la aparición de diferentes puntos críticos durante el desempeño de las funciones del DAO. En los siguientes párrafos se detallan y analizan algunos puntos que, atendiendo a la experiencia de más de 15 de años y a los distintos condicionantes ambientales, se estima podrían resultar más problemáticos.

Material y Métodos

Los autores ilustran con ejemplos, a partir de su experiencia a pie de obra, algunas situaciones por ellos conocidas en obras de infraestructuras. El material de partida son los Proyectos Constructivos, las resoluciones y autorizaciones ambientales regulatorias, los informes periódicos de seguimiento y las visitas e inspecciones realizadas.

Se presentan una serie de casos en las que las medidas correctoras no estaban suficientemente definidas en el proyecto, o bien no resultaba la solución más idónea, o bien resultaban del todo incompatibles con la ejecución de la obra, mostrando pautas de trabajo para alcanzar soluciones efectivas, más allá del seguimiento formal del Plan de Vigilancia Ambiental.

Resultados

Aunque la DAO está circunscrita a una obra o grupo de obras, considerando un ámbito a mayor escala que la propia obra, una situación que con frecuencia se detecta en obras vecinas o situadas en un ámbito territorial próximo es la necesidad de realizar una planificación global estratégica que tenga en consideración determinados aspectos ambientales comunes a todas ellas.

Un ejemplo de lo anterior puede ilustrarse en lo relativo a la compensación de tierras entre obras.

Los trabajos de movimientos de tierras, comprenden las excavaciones, extracciones, rellenos y eliminación de material excedente.

En ocasiones nos encontramos con obras colindantes deficitarias y excedentarias en tierras, con lo que conlleva la creación de zonas de

préstamo y vertederos cercanas. Además de la reducción de impactos ambientales, la compensación de tierras entre obras –sean o no sean del mismo promotor– generaría beneficios económicos para las mismas, derivados del transporte, vertido o compra del material necesario.

Para solucionar este problema, se debería coordinar en fase de proyecto la compensación de tierras entre obras próximas, definidas en los correspondientes Estudios Informativos.

Con la compensación se busca el equilibrio del movimiento de tierras. De esta forma los materiales sobrantes procedentes de obras excedentarias podrían destinarse al relleno de los huecos de extracción generados por las obras deficitarias, teniendo como objetivo final el balance cero entre la extracción y el depósito de materiales, y aplicando la reutilización de tierras siempre que sea posible.

Los impactos derivados del movimiento de tierra debido a la apertura de nuevos préstamos y vertederos se consideran uno de los más importantes durante la ejecución de un proyecto, en especial en lo que se refiere a afecciones sobre la geología y el paisaje.

Centrándonos en la gestión de tierras y en la preservación de los suelos, la gestión de la tierra vegetal es uno de los aspectos más importantes a considerar, en especial por su implicación en la fase de restauración ambiental de la obra y por su permanencia desde el inicio hasta el final de la obra.

La primera fase de gestión de tierra vegetal es la retirada de tierra vegetal (decapado), el cual debe realizarse en condiciones de mínima humedad del suelo, así como priorizando el empleo de maquinaria que ocasione mínima compactación.

La segunda fase –la más larga en el tiempo– es la de acopio. Sobre la forma de realizar los acopios, el método más habitual es la realización de cordones longitudinales paralelos a la zona de ocupación (ver Figura 2). Sin embargo, en ocasiones, no existe espacio suficiente entre la zona de obras y el límite de la zona de expropiación, por lo que deben habilitarse zonas específicas en donde realizar estos acopios. En fase de proyecto, esta situación debe ser considerada, definiendo zonas auxiliares en donde realizar estos acopios (Zonas de acopio de tierra vegetal). Si en fase proyecto no se ha tenido la precaución de considerar esto, estas zonas deberán ser gestionadas en fase de obra mediante el arrendamiento temporal de parcelas vecinas a la zona de actuación. Al tratarse de zonas específicas para el acopio de tierra vegetal, pueden habilitarse los cordones a lo largo de toda la superficie de la zona de acopio. Esta es posiblemente la mejor solución para la preservación de la tierra vegetal hasta la fase de restauración ambiental.

No obstante, para el caso de zonas auxiliares (zonas de préstamo y depósito de materiales, parques de maquinaria, etc.) en donde hay un uso principal de las mismas que no es el acopio de tierra vegetal, se recomienda la realización de cordones perimetrales a la zona auxiliar, minimizando de esta forma posibles pérdidas de tierra vegetal. En este caso, el empleo de traíllas puede ser una buena opción

La última fase es la de extendido de tierra vegetal, la cual queda ya fuera del alcance de esta comunicación.

Considerando de nuevo un marco global en cuanto a la implicación de diversas administraciones sectoriales, en determinados casos pueden darse situaciones en las que la preservación del medio implique restricciones para la ejecución de la propia obra.

Un caso bastante frecuente en el caso de la ejecución de proyectos en entornos con un alto valor faunístico, es la aplicación de restricciones en fases de reproducción y cría (parada biológica).

Con carácter general, cuando se establezcan periodos de parada biológica, siempre se deberán evitar las actividades molestas especificadas en cada caso (voladuras, actuaciones ruidosas, movimiento de tierras, despejes, desbroces, talas,...) para las restricciones espaciales y temporales establecidas.

Estos periodos de parada suelen estar definidos en la Declaración de Impacto Ambiental de aplicación y/o en los proyectos. Sin embargo, esto no siempre es así, especialmente en lo que se refiere al ámbito espacial, quedando a veces sujeto a dobles interpretaciones donde es y donde no es de aplicación. Esta situación es, sin duda, complicada para el DAO, pues, desde el punto de vista de la producción, suele erigirse como una figura en la obra que obstaculiza su normal desarrollo.

Y es que una parada biológica supone una de las medidas ambientales más restrictivas a aplicar durante el control y seguimiento ambiental de las obras, fundamentalmente por lo que para la obra supone de interrupción de la actividad constructiva, al menos de aquellas actividades susceptibles de considerarse ruidosas o molestas. En consecuencia, se trata de una medida que puede generar conflictos.

Además, puede darse el caso de que se produzcan sinergias con otras restricciones ambientales o sectoriales por lo que, si el proyecto no tiene bien definidas estas restricciones en el Plan de obra, su aplicación será aún más complicada.

En este sentido, como ejemplo de una situación que supuso un gran desafío para conjugar la ejecución de la obra civil con el respeto a los valores

faunísticos, se puede considerar el cruce de un cauce de primer orden por una infraestructura lineal, en donde el periodo de suspensión de la actividad constructiva por parada biológica se vio incrementada por el respeto de periodos de freza en el río, así como por el respeto de periodos de mínimo estiaje y riesgo de avenidas en el cauce. La Figura 1 ilustra el calendario de restricciones en la obra.

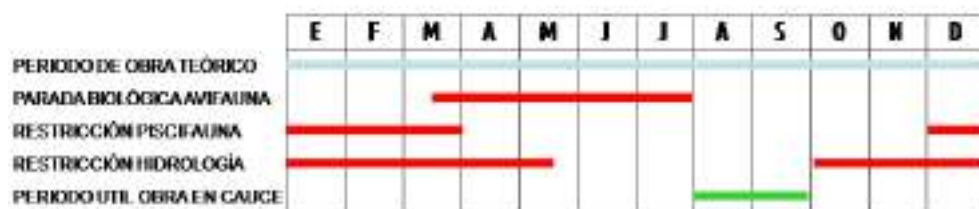


Figura 1. Calendario de ejecución de una obra con restricciones.

De esta manera, el solapamiento de restricciones supone que el periodo real de ejecución de la obra se ve reducido hasta solo dos meses al año. Para el caso de infraestructuras lineales menores (como una línea eléctrica, un colector, etc.), quizá que podría encajarse la ejecución del cruzamiento del cauce en solo dos meses.

Sin embargo, la ejecución de una infraestructura viaria o ferroviaria en esta situación es del todo incompatible con el respeto de la parada biológica, periodos de freza y restricciones hidrológicas, más aún cuando en muchos casos los métodos constructivos de los viaductos deben hacerse “del tirón” y no “por capítulos”.

Una vez se produce esta situación en obra, una posible vía de salida a esta incompatibilidad entre la ejecución de la obra y el cumplimiento estricto de las restricciones hidrológicas y ambientales sería realizar una consulta al órgano ambiental, solicitando su valoración sobre los valores faunísticos y la obligatoriedad de cumplimiento estricto de la parada biológica.

Sin embargo, estamos ante un caso manifiesto en el que la ejecución de la obra no es posible con la preservación de los condicionantes faunísticos e hidrológicos, por lo que quizá la solución más adecuada hubiese pasado por una planificación previa más profunda en fase de proyecto, consensuada entre todas las administraciones ambientales y sectoriales con competencias en la materia.

En estos casos se deben realizar estudios faunísticos para identificar la presencia/ausencia de especies sensibles y establecer medidas preventivas

que aseguren la protección de estas especies. Algunas de estas medidas son: mediciones acústicas, empleo de maquinaria de baja emisión o menor potencia, apantallar los elementos sonoros, analizar el plan de rutas para minimizar la afección sonora.

Siguiendo con la hidrología, la ejecución de túneles y viaductos, si bien reduce el impacto ambiental de determinados elementos del medio, puede incrementar la afección sobre la hidrología e hidrogeología, especialmente en lo que se refiere a la generación de un volumen de aguas de cierta magnitud, que será necesario gestionar adecuadamente para cumplir con las condiciones de la autorización de vertido.

En este sentido, para minimizar la afección sobre la hidrología siempre deben preverse sistemas de depuración correctamente dimensionados situados junto a estas estructuras, así como un seguimiento continuo de los parámetros de vertido. Las dimensiones de estos sistemas de depuración serán tanto mayores cuanto mayor sea el volumen de vertido previsto. Los mínimos de que deben disponer estos sistemas son un sistema de decantación de sólidos, un corrector de pH, así como analíticas periódicas en arqueta de control. Como siempre en estos casos, se recomienda sobredimensionar los volúmenes.

Además, como norma, también se recomienda habilitar estos sistemas de depuración y retención de vertidos accidentales en las zonas auxiliares.

En todo caso, es en fase de proyecto en donde deben preverse las superficies necesarias para la instalación de los sistemas de depuración. Si esto no es así, nuevamente en fase de obra deberá gestionarse la habilitación de estos espacios sobre la marcha, lo que supone un hándicap para el aseguramiento de la calidad ambiental de la obra.

No obstante, un caso curioso en lo que se refiere a la afección al recurso hídrico lo constituyen obras de menor entidad, como pueden ser colectores, redes de saneamiento y abastecimiento, etc., sobre en los que, en principio, cabría pensar que las afecciones serán menores atendiendo a la menor magnitud de obra.

En determinados lugares en donde el nivel freático se sitúa próximo a la superficie (2-3 m) y debido al carácter dinámico de los tajos de obra, cambiantes día tras día, no es posible habilitar sistemas de depuración permanentes o semipermanentes. Además, con frecuencia el volumen de agua a evacuar es muy elevado (del orden de 1.000 m³/h, hasta más de 2.500 m³/h en situaciones extremas), lo que supone un obstáculo prácticamente insalvable. En estos casos, si el proyecto no ha previsto esta situación, la única solución pasa por disponer de amplias superficies para

depurarlas. Por ello -solo para el caso de que el único contaminante sean sólidos en suspensión generados a resultas de la remoción del terreno- una solución puede ser el arrendamiento de parcelas agrícolas y el vertido directo del agua freática sobre el terreno para que se infiltre y se depure el exceso de sedimentos antes de volver de nuevo al nivel freático.

Por último, en lo que se refiere a la afección al medio socioeconómico, una muy buena práctica a la vez que sencilla es la ocupación de terrenos obra de manera diferencial, priorizando la apertura de tajos de obra en donde no hay terrenos agrícolas en cultivo y retrasando la ocupación de aquellas zonas en donde está próxima la recolección de cultivos, ocupándolas una vez retirada la cosecha y beneficiando al propietario de la parcela. En la Figura 2 puede apreciarse esta ocupación diferencial.



Figura 2. Coordinación de la ejecución de las obras y de la recolección de cultivos. En la parte superior pueden observarse los cordones laterales de tierra vegetal acopiada.

Discusión y Conclusiones

El seguimiento ambiental de obras por parte de la Dirección Ambiental de Obras está sujeto a diversas situaciones en las que pueden surgir imprevistos que requieran acciones no pautadas que deben gestionarse sobre la marcha. Por ello, resulta crucial que en fase de proyecto se hayan valorado adecuadamente todas las acciones del proyecto con incidencia ambiental. Todo lo que no se recoja en el proyecto y, por tanto, en el Contrato de obras de la Empresa Constructora, supondrá una dificultad añadida para alcanzar los objetivos mínimos de calidad ambiental de la obra.

Como se ha visto, son frecuentes los casos en los que no se contemplan las zonas auxiliares necesarias, o que en la elaboración del plan de obra no se tiene en cuenta la componente ambiental, o que no se considera la realidad del territorio más allá del ámbito de ocupación estricto de la obra. En todos estos casos los proyectos adolecen de un enfoque amplio y completo de todas las necesidades, interacciones y sinergias existentes.

En estos casos, nos encontramos ante un escenario en que la búsqueda de soluciones para las carencias o deficiencias identificadas requerirá un sobreesfuerzo en obra para el cumplimiento de los objetivos ambientales. Por ello, es fundamental dedicar los máximos recursos en la fase de planificación inicial y redacción del proyecto a fin de considerar todos los aspectos ambientales derivados de las actividades a realizar y facilitar el cumplimiento del Plan de Vigilancia Ambiental en la fase de obra.

RESTAURACIÓN AMBIENTAL: ALGUNOS PUNTOS CLAVE PARA EL ÉXITO

DÍEZ CADAVID A.; VÁZQUEZ ESPÍ M.; CUENCA LOZANO J.

Mediotec Consultores S.A., Madrid

Palabras clave: Restauración Ambiental, Integración Paisajística, Vigilancia Ambiental de Obras.

Resumen

La restauración ambiental de la ejecución de las obras de proyectos y actividades constituye el penúltimo paso de cara a la restitución, en la medida de lo posible, del medio ambiente afectado a sus condiciones iniciales, o lo más parecido posible a aquellas.

Por lo general todos los proyectos constructivos incluyen su correspondiente apartado dedicado a las “*Medidas de defensa contra la erosión, recuperación ambiental e integración paisajística*” de la obra en cuestión. Sin embargo, en ocasiones se detecta que las soluciones planteadas en fase de proyecto no resultan las más idóneas en fase de obra.

Imprevistos o nuevos requisitos surgidos durante la ejecución de obra, una mejor valoración de la realidad del territorio y de los recursos “*in situ*”, o cambios de lo proyectado a lo construido, son algunas de las principales razones que justifican modificaciones de los tratamientos de restauración inicialmente previstos a los realmente ejecutados.

En esta comunicación los autores hacen un repaso de algunos de los principales puntos que con frecuencia pueden ser objeto de reconsideración y/o reformulación, analizando su viabilidad en fase de obra, así como otros sobre los que deben realizarse valoraciones cuidadosas sobre el coste/beneficio de las actuaciones a ejecutar.

La experiencia acumulada en materia de vigilancia ambiental de obras de muy distinta índole ha permitido identificar los distintos aspectos en los que pueden surgir discrepancias. Así, se expondrán situaciones derivadas de la ejecución de trabajos de restauración ambiental en obras de infraestructuras viarias y ferroviarias, infraestructuras energéticas, instalaciones industriales, entre otras.

Introducción

El campo de la restauración ambiental es muy amplio, por tanto, este relato se centrará en analizar algunos puntos y recomendaciones, avaladas por la experiencia acumulada en el seguimiento ambiental realizado en obras de infraestructuras lineales.

Material y Métodos

Los resultados obtenidos son consecuencia de la supervisión de los trabajos de restauración y revegetación de las superficies afectadas en obras lineales, así como el análisis de su evolución en el tiempo. Los tratamientos de hidrosiembra y plantación precisan un análisis exhaustivo en fase de proyecto y un control y seguimiento a pie de obra durante la fase de ejecución de los mismos.

Para la valoración de la evolución de los tratamientos aplicados en el tiempo, se establecen parcelas de muestreo de 10 x 10 m en las zonas objeto de seguimiento, en las que se valora el porcentaje de cobertura de hidrosiembra (no inferior al 80%) y se contabilizan las plantas vivas (identificando las especies) en relación al número de marras (10% admisible).

Lo comentado, además de aportar una visión clara de los tratamientos más eficaces, proporciona información de peso para solicitar el repaso de las zonas hidrosembreadas que no alcanzan el porcentaje de cobertura exigido, así como la ejecución de plantación complementaria, en áreas en las que el porcentaje de marras obtenido haya sido elevado. Con todo esto se persigue asegurar la correcta integración en el entorno de las zonas afectadas.

Resultados

A continuación se procede a enumerar de manera sintética, algunos puntos que se consideran claves para el éxito de los trabajos de restauración previstos:

- ❖ Para asegurar un correcto **acondicionamiento geomorfológico** de zonas de **préstamo** y **vertederos**, se recomienda:
 - crear formas redondeadas, reproduciendo la geomorfología inicial del entorno,
 - tendido de taludes hasta alcanzar pendientes estables
 - instalación de redes de drenaje para asegurar el control del agua de escorrentía.

La adopción de las medidas señaladas contribuye a aseverar la correcta integración de las zonas de vertido y extracción en el entorno.

Como caso particular, en ocasiones, se observan prácticas de relleno en zonas empleadas inicialmente como puntos de extracción, usando para ello **materiales inadecuados** (por ejemplo: margas), intercalados con materiales térreos (Figura 1). Esto ocasionaría problemas en el futuro uso agrícola y productividad en dichas zonas.



Figura 1. Relleno en zona de préstamo con material margoso.

❖ ¿Se considera viable extender **tierra vegetal** en taludes de **desmonte**?

Se recomienda realizar un trabajo de cribado o tamizado previo de la tierra vegetal, eliminando los elementos gruesos y aportar sobre los taludes (pendiente máxima admisible 3H/2V o inferior) un espesor igual o inferior a 10 cm, para asegurar la estabilidad del material. Es importante eliminar las marcas de erosión de los taludes con anterioridad al extendido. Un talud con y sin tierra vegetal hidrosemebrado en la misma época y con los mismos componentes y dosis de hidrosiembra, presenta diferencias significativas en relación al porcentaje de cobertura herbácea.

Tal como se aprecia en la Figura 2 la zona de talud con una cobertura herbácea elevada es la que ha contado con un aporte de tierra vegetal, frente a la zona claramente erosionada y carente de vegetación, en la que no se ha extendido dicho material.



Figura 2. Talud de desmonte hidrosechado con y sin tierra vegetal.

Para el control de la erosión en estos taludes, se recomienda la ejecución de cunetas de guarda en la cabecera y la instalación de especies arbustivas, con un marco de plantación en zig-zag. Lo comentado contribuye a minimizar la erosión ocasionada por el agua de escorrentía.

❖ ¿Qué es más eficaz, **hidrosiembra en 1 ó 2 pasadas**?

Es más eficaz efectuar dos o más pasadas de hidrosiembra con una dosificación más ligera, que realizar una sola con fuerte carga. Cuando se decide aplicar una sola pasada, se tiende a reducir el sumatorio de la dosis de mulch resultante de las dos pasadas, aportando menor sustrato de protección para la semilla. Por otra parte, la mezcla resultante (eligiendo una pasada) suele ser más densa y difícil de distribuir de manera homogénea en las zonas objeto de restauración. Así mismo, se recomienda aplicar el tratamiento de hidrosiembra en 2 pasadas.

❖ ¿Se recomienda **hidrosechar** aquellos **taludes** que se encuentran cubiertos por **vegetación espontánea**?

Se recomienda hidrosechar sólo en aquellas zonas en las que se detecte escasa cobertura herbácea, puesto que las especies hidrosechadas tienden a desaparecer, siendo sustituidas por especies de la zona, más agresivas, mejor adaptadas o simplemente con mayor capacidad de

reproducirse. En la Figura 3 se aprecia un talud de desmonte parcialmente cubierto por vegetación herbácea espontánea que podría ser objeto de valoración.



Figura 3. Talud de desmonte cubierto por especies herbáceas de la zona.

Se considera de interés valorar el impacto de la inclusión de nuevas especies en zonas objeto de restauración, colindantes con campos de cultivo, con el objetivo de evitar la intrusión de especies invasoras que puedan afectar a las cosechas.

- ❖ ¿Se deben **solapar** los tratamientos de **hidrosiembra y plantación** en la misma época o es recomendable realizarlos en diferentes años?

Lo ideal es realizar ambos tratamientos en años consecutivos, para evitar la competencia entre los mismos. Esto es una práctica poco viable en la mayoría de los casos, en los que los trabajos de restauración se realizan durante el último mes de la obra. En este caso, primero se realizan los trabajos de hidrosiembra y de manera paralela la plantación, cuyos alcorques acaban cubriéndose con las semillas de la mezcla. Un elevado desarrollo de las especies herbáceas generan una fuerte competencia con las plantas instaladas, ocasionando un elevado número de marras a consecuencia de la elevada competencia entre los dos tratamientos.

Al realizar la hidrosiembra y plantación en años consecutivos, los alcorques de las plantas se ejecutan sobre una zona ya cubierta por un manto herbáceo, retirando parte de las especies que pueden ejercer competencia directa con la planta. Con estas prácticas se persigue mejorar la viabilidad y supervivencia de la planta. Lo comentado exige una planificación en fase de obra.

❖ Sobre la **plantación en taludes de desmonte**, ¿qué se considera **viable y eficaz**?

Se recomienda realizar plantaciones (arbustivas) en la cabecera de los taludes de desmonte, para controlar los fenómenos de erosión ocasionados por el agua de escorrentía. Plantación de especies arbustivas o arbóreas de mayor tamaño se pueden instalar al pie del talud, zona en la que el material se encuentra más disgregado.

❖ En ocasiones detectamos un grave **problema con los Lagomorfos y Ungulados**, especies que se alimentan de las plantas de pequeño tamaño (1 ó 2 savias), empleadas de manera habitual en trabajos de restauración.

Como solución, se plantea el empleo de **protectores tubulares**, como medida de protección de las unidades de planta. La mayoría de los protectores utilizados y comercializados son de plásticos sintéticos, como PVC, PP y PE, difíciles de degradarse con el tiempo.

Como alternativa se recomienda el empleo de **protectores biodegradables** de almidón de maíz o patata y de carbono (Figura 4); si bien su durabilidad es mucho menor y variable en función de las condiciones climáticas. Por el momento se desconocen los efectos de su degradación sobre los microorganismos del suelo.

Por otra parte, también se consideraría positiva la inclusión en los proyectos de una unidad de obra en la que se contemple la retirada de los protectores (de plástico), una vez que las plantas se hayan desarrollado.



Figura 4. Protectores biodegradables.

- ❖ Para terminar se analizan varios **tratamientos singulares** y la relación entre el porcentaje de cobertura herbácea y el coste derivado del suministro e instalación.

Como tratamientos singulares entendemos aquellos que son realizados en zonas donde las condiciones de partida, o bien no permiten el empleo de tratamientos convencionales (tierra vegetal+hidrosiembra+plantación), o bien, debido a la especial vulnerabilidad de estas zonas, requieren de tratamientos especiales mediante técnicas de bioingeniería para alcanzar mejores resultados. Se analizan cinco tratamientos singulares instalados en taludes de obras de infraestructuras lineales, tales como: manta orgánica, malla tridimensional, red orgánica, muro verde y geoceldas.

Analizando la cobertura herbácea, la instalación de geoceldas con aporte de sustrato o tierra vegetal sobre la que se ha aplicado hidrosiembra, es el tratamiento que ofrece mejores resultados, frente a la manta orgánica (hidrosembra), cuyos resultados no son tan satisfactorios.

Por otra parte, analizando el precio de materiales e instalación, la manta orgánica es el tratamiento más barato en relación a la creación de muros verdes e instalación de geoceldas; tratamientos con el coste más elevado.

Valores medios en relación a los dos parámetros analizados, se asignan a la red orgánica, tratamiento que ofrece buenos resultados, sobre todo si se cuenta con aporte de sustrato previo; siendo la técnica que se considera objeto de recomendación. En la Figura 5 se puede observar un talud de desmonte tapizado por una cobertura herbácea elevada, en la que se ha colocado red orgánica.



Figura 5. Red orgánica instalada en talud de desmonte.

Discusión y Conclusiones

Las puntualizaciones detalladas con anterioridad presentan un carácter general. Para asegurar la correcta restauración de una zona degradada o de nueva creación a tenor de la construcción de una infraestructura lineal, se deberá analizar la naturaleza del terreno, climatología de la zona, pendiente y altura de los taludes resultantes, especies de la flora local y las particularidades de cada una de las zonas a restaurar.

Algunos factores clave a considerar, se corresponden con la creación de taludes tendidos y fácilmente restaurables y formas redondeadas y sinuosas (zonas de préstamo y vertederos), reproduciendo la geomorfología del entorno. Habilitar una adecuada red de drenaje minimiza los procesos de erosión, canalizando las aguas de escorrentía.

En relación a la mezcla de hidrosiembra es importante analizar en fase de proyecto el porcentaje de gramíneas y leguminosas (teniendo en cuenta que

éstas últimas son las que aportan nitrógeno al suelo), el porcentaje de ellas que se corresponden con especies estériles y el porcentaje de pureza y potencia germinativa. Es muy importante elegir el otoño tardío como fecha para realizar los tratamientos señalados, con períodos de lluvias y temperaturas medias (sin heladas).

Para restaurar los taludes de desmonte (con pendiente inferior a 3H/2V), se recomienda el extendido de tierra vegetal (espesor inferior a 10 cm) y realizar trabajos de hidrosiembra y plantación de manera paralela, potenciando la implantación de vegetación con cierta celeridad.

La planta que se debe elegir, debe ser autóctona de la zona y de pequeño tamaño (1 ó 2 savias), puesto que presenta unas necesidades hídricas y nutricionales inferiores a las de mayor tamaño. En zonas en las que se detecte la presencia de ungulados o lagomorfos, se recomienda el empleo de protectores que limiten la ingesta de las plantas. Se considera fundamental contar con un plan de riegos de mantenimiento para ejecutar a posteriori de los trabajos de plantación, al menos durante los dos años siguientes. La adopción de esta medida, facilita el arraigo y desarrollo de la planta en la nueva ubicación.

Se debe perseguir realizar los tratamientos de hidrosiembra y plantación en años consecutivos, para evitar la competencia entre ambos tratamientos.

En zonas que presentan particularidades especiales, tales como zonas áridas, salinas, con presencia de yesos, etc, la producción de planta autóctona a partir de semillas, es garantía del éxito de los trabajos de restauración planteados.

La elección de los tratamientos singulares para integrar zonas difícilmente restaurables, dependerá del presupuesto de la obra en cuestión y de las zonas objeto de restauración (préstamos, taludes de desmonte, zonas de ribera, etc), siendo necesario analizarlas de manera aislada, persiguiendo como objetivo final la correcta integración en el entorno.

SEGUIMIENTO AMBIENTAL DE OBRAS: ANÁLISIS DE LOS ACTORES IMPLICADOS EN LA REPOSICIÓN DE SERVICIOS AFECTADOS

CUENCA LOZANO, J.; DÍEZ CADAVID, A.; VAZQUEZ ESPÍ, M.

Mediotec Incosa

Palabras clave: Seguimiento Ambiental, Servicios Afectados, Evaluación Ambiental, Órgano Sustantivo.

Resumen

El artículo 52.1 de la Ley de Evaluación Ambiental (1) determina que corresponde al Órgano Sustantivo o a los órganos que, en su caso, designen las comunidades autónomas respecto de los proyectos que no sean de competencia estatal, el seguimiento del cumplimiento de la declaración de impacto ambiental o del informe de impacto ambiental. Entre ellas destaca la necesidad de que se redacte y ejecute un programa de vigilancia ambiental.

Durante la ejecución de una obra pública puede ser necesario afectar determinados servicios, accesos o instalaciones que interfieren en la ejecución de la misma, lo que comunmente se denomina “servicios afectados” (2). En esos casos el Promotor tiene 2 opciones: reponer el servicio o expropiarlo, siendo la primera opción la que en la práctica totalidad de los casos se lleva a cabo.

Ante esta reposición de servicios surgen diferentes fórmulas de ejecución en función de su especificidad, dificultad técnica, etc. Derivadas de estas distintas fórmulas, aparecen nuevos actores con diferentes roles, lo que plantea dudas sobre la responsabilidad del Órgano Sustantivo de la obra pública en la ejecución y en particular en el seguimiento ambiental de estas actuaciones.

Introducción

Los servicios afectados son instalaciones, servicios o accesos que por su configuración son incompatibles con la definición técnica de una infraestructura. Estos deben ser expropiados o repuestos de forma obligatoria, siendo lo más habitual que se opte por la reposición de los

mismos, puesto que tanto en términos económicos como de servicio, supone una situación menos gravosa tanto para el Promotor como para los prestatarios de tales servicios.

La inclusión de la reposición de servicios en los proyectos viene recogida tanto en la Ley de Contratos de las Administraciones Públicas (3) como en su Reglamento de desarrollo (4). En el artículo 123 de la citada ley se establece que los servicios afectados son parte a incluir en los proyectos de obras. Por su parte, el artículo 127 del Reglamento establece que los servicios afectados deben formar parte del presupuesto para conocimiento de la administración.

No obstante lo anterior, el alcance de la definición de los servicios afectados en los proyectos depende del Promotor, quien según la interpretación de la Abogacía del Estado, determina dicho alcance para cada caso en concreto (5).

Esta falta de concreción provoca la existencia de dos situaciones básicas que constituyen el cuerpo del análisis que se describe en el presente artículo. Estas dos situaciones básicas son:

- Que la reposición de servicios se incluya en el presupuesto de ejecución material (PEM) de la obra o bien en el presupuesto de un proyecto complementario o modificado.
- Que las reposiciones de servicio no se incluyan en el presupuesto de ejecución material de la obra y formen parte del presupuesto para conocimiento de la administración (PCA).

Material y Métodos

Para poder abordar las comparativas en las que se basa el análisis del presente artículo es imprescindible en primer lugar identificar a los principales actores del seguimiento ambiental, enumerando los roles que cada uno tienen encomendado. Para ello se toma como base las definiciones incluidas en la ley 21/2013 de evaluación ambiental.

Tabla 1. Definición y rol en el seguimiento ambiental de los principales actores que intervienen en la ejecución de una obra pública

	¿Quién es?	¿Qué papel desempeña en el seguimiento ambiental?
Órgano Sustantivo	Órgano de la Administración pública que ostenta las competencias para autorizar un proyecto.	Según el artículo 52 de la Ley 21/2013 es el encargado del seguimiento del cumplimiento de la DIA ¹ o el IIA ² .
Órgano Ambiental	Órgano de la Administración pública que realiza el análisis técnico de los expedientes de evaluación ambiental y formula las DIA o el IIA.	Puede de forma potestativa recabar información y realizar comprobaciones.
Promotor	Cualquier persona física o jurídica, pública o privada, que pretende realizar el proyecto. Es el encargado de contratar a la empresa que ejecutará la obra.	Controla la correcta ejecución de la obra (incluso en términos ambientales) a través de la Dirección de Obra y en su caso la Dirección Ambiental de Obra.
Contratista	Es el encargado de ejecutar de forma correcta la obra, conforme a las indicaciones que se le puedan realizar desde la dirección de obra.	Ejecutar la obra conforme al proyecto.

Cabe señalar que en numerosas ocasiones, en la ejecución de obras públicas el Promotor y el Órgano Sustantivo coinciden recayendo ambas competencias en la misma administración.

El presente artículo parte de las dos situaciones básicas que se han comentado anteriormente, las cuales han sido analizadas aplicándolas a distintas situaciones que se pueden experimentar en una obra. En función de esta aplicación se han obtenido hasta 4 escenarios diferenciados, que son:

- Escenario 1. La reposición forma parte del PEM de la obra y las ejecuta el contratista principal de la misma.
- Escenario 2. La reposición forma parte parcialmente del PEM, si bien, interviene total o parcialmente un contratista distinto al contratista principal de la obra.
- Escenario 3. La reposición no forma parte del PEM ejecutándose de forma totalmente ajena a la obra. Hay otro proyectista, otro contratista e incluso otra dirección facultativa.

¹ Declaración de Impacto Ambiental.

² Informe de Impacto Ambiental.

- Escenario 4. La reposición no forma parte del PEM y tiene tal entidad o afección que debe someterse a un nuevo trámite de evaluación de impacto ambiental.

En función de los diferentes actores sus y roles asignados en materia de seguimiento y vigilancia ambiental, se ha realizado un análisis sobre el posible cambio que tanto los actores como sus roles pueden experimentar en virtud de cada uno de los escenarios descritos.

Resultados

Los resultados obtenidos en los cuatro escenarios objeto de análisis se recogen a continuación.

Escenario 1.

Cuando las reposiciones de servicios forman parte integrante de una obra y las ejecuta el contratista principal (por ejemplo caminos, carreteras, algunas conducciones o instalaciones sencillas) el análisis a realizar es muy simple. El Contratista sigue siendo el mismo, de igual modo sucede con el Promotor que no cambia así como con el Órgano Sustantivo. Por tanto todos los actores implicados mantienen su papel en el seguimiento ambiental por lo que no existen dudas al respecto.

Escenario 2.

Cuando las reposiciones forman parte de la obra principal pero no las ejecuta el contratista principal, o bien, no las ejecuta totalmente. En este caso puede sobrevenir alguna duda en cuanto a los roles en el seguimiento ambiental. En principio no cambian ni el Promotor ni el Órgano Sustantivo por lo que el grueso del seguimiento ambiental no cambia. Tan solo cambia el Contratista pero como hemos visto no tienen encomendadas tareas en el seguimiento ambiental.

Escenario 3.

Cuando por cuestiones de complejidad técnica la reposición del servicio afectado se realiza de forma totalmente ajena a la obra principal. En el caso más extremo de este escenario el contratista es diferente, se ha cambiado la dirección facultativa (que la asume el prestatario del servicio afectado que ha sido asimismo el redactor del proyecto). Además dicha modificación requiere de una nueva autorización sustantiva que hace dudar de la naturaleza del Órgano Sustantivo y si ese ha cambiado.

Como se ha dicho, en este escenario el Contratista cambia, e incluso la dirección facultativa para la ejecución de la reposición. En este caso el Promotor se desliga de las atribuciones en materia de vigilancia y supervisión en la ejecución del proyecto (incluido el seguimiento ambiental) que le son propias, recayendo estas en la nueva dirección facultativa.

Además es necesario determinar si el Órgano Sustantivo en este escenario ha cambiado. Para ello se ha acudido a la definición que la Ley 21/2013 hace del Órgano Sustantivo: “(...) salvo que el proyecto consista en diferentes actuaciones en materias cuya competencia la ostenten distintos órganos de la Administración pública estatal, autonómica o local, en cuyo caso, se considerará órgano sustantivo aquel que ostente las competencias sobre la actividad a cuya finalidad se orienta el proyecto”.

Por tanto, atendiendo al tenor literal de la Ley, el Órgano Sustantivo en el caso analizado no cambia, por lo que las atribuciones en cuanto al seguimiento y vigilancia ambiental se mantienen.

En el caso en que una administración ostente el papel tanto de Órgano Sustantivo como de Promotor, no es infrecuente que ésta se centre en su papel de Promotor olvidando su papel como Órgano Sustantivo. Sobre todo en los casos en el que se ha delegado la dirección facultativa, es fundamental que se tenga presente que esta administración sigue ostentando el papel de Órgano Sustantivo lo que supone que es el encargado del seguimiento del cumplimiento de las determinaciones de la DIA o IIA, incluido el seguimiento ambiental de la actuación.

Escenario 4.

Cuando las reposiciones de servicios tienen tal entidad que deben someterse al trámite de evaluación de impacto ambiental como proyecto independiente. Se trata de la situación más extrema en la que se sustituyen todos los actores y por tanto las atribuciones en materia de seguimiento y vigilancia ambiental cambian.

En este caso el seguimiento del cumplimiento de la DIA (incluido el PVA) de la citada reposición radica claramente en el Órgano Sustantivo del nuevo procedimiento de EIA.

En el marco del nuevo procedimiento de EIA podría haber un nuevo Promotor (diferente al de la obra original) y un nuevo contratista.

Resumen de resultados

A continuación se muestra una síntesis de los resultados obtenidos.

Tabla 2. Resumen de los resultados obtenidos en el análisis de escenarios realizados.

	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Contratista	Igual	Cambia	Cambia	Cambia
Promotor	Igual	Igual	Cambia	Cambia
Órgano Sustantivo	Igual	Igual	Igual	Cambia

Discusión y Conclusiones

La principal conclusión que se ha obtenido del trabajo realizado es que el Órgano Sustantivo se mantiene en casi todos los escenarios en los que es necesaria una reposición de servicios, incluso si la reposición requiere de autorizaciones sustantivas. Por tanto las competencias en materia de seguimiento del cumplimiento de las determinaciones de la DIA o IIA, incluido el seguimiento ambiental de la actuación no cambian.

El único caso en que el Órgano Sustantivo cambia es cuando la reposición del servicio requiera un nuevo trámite ambiental. En tal caso el nuevo Órgano Sustantivo será el competente para autorizar el proyecto de la reposición del servicio.

Por su parte, el Promotor en función del escenario analizado, puede pasar de supervisar de forma activa la ejecución de las obras, a delegar en una nueva dirección facultativa tal supervisión. Cuando el Órgano Sustantivo y el Promotor coincidan dicha delegación no ha de suponer una inhibición de las atribuciones en materia de seguimiento ambiental que ostenta éste por ser Órgano Sustantivo.

En estos casos es fundamental que, el Órgano Sustantivo articule mecanismos de coordinación con la nueva dirección facultativa y con el nuevo Promotor para realizar de forma efectiva el seguimiento ambiental derivado de la reposición del servicio. Para ello debe poner en conocimiento tanto de la nueva dirección facultativa como del nuevo contratista los manuales, procedimiento, documentación, indicadores, etc... necesarios para la realización del seguimiento ambiental efectivo de la reposición del servicio afectado y que éste sea homogéneo con el seguimiento ambiental que se realiza en el resto de la obra.

Referencias / Bibliografía

- (1) Texto consolidado de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre de evaluación ambiental. Boletín Oficial del Estado, 11 de diciembre de 2013, número 296.
- (2) Blog de Víctor Yepes Piqueras. Profesor titular en el área de Ingeniería de Construcción. Universidad Politécnica de Valencia. <http://victoryepes.blogs.upv.es/2014/10/15/la-reposicion-de-servicios-afectados-por-una-obra/>.
- (3) Real Decreto Legislativo 3/2011, de 14 de noviembre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Contratos del Sector Público. Boletín Oficial del Estado, 14 de noviembre de 2011, número 276.
- (4) Real Decreto 1098/2001, de 12 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento general de la Ley de Contratos del Sector Público. Boletín Oficial del Estado, 26 de octubre de 2001, número 257.
- (5) Anales de la Abogacía General del Estado 2003. Derecho Administrativo. Ministerio de Justicia, Boletín Oficial del Estado. Gobierno de España. 2003.

LA TECNOLOGÍA FOTOCATALÍTICA

THOMAS BECKER

Photocat, DK-4000 Roskilde

Resumen

La contaminación del aire es la principal fuente medioambiental que provoca más de 400.000 muertes prematuras en Europa al año. Además, la exposición de las personas a la contaminación del aire es peor cada día; directamente provoca enfermedades como el asma, el cáncer de pulmón, los infartos, etc. Una solución para combatir la contaminación es la tecnología fotocatalítica. A pesar de ser una tecnología madurada y bien documentada, el rendimiento de dicha tecnología es sólida, respaldada por la Norma ISO, EN Norma estándar, certificadas por el Council of North América (TCNA) y documentada por estudios realizados en situaciones reales. Por lo tanto, la tecnología representa un instrumento concreto para combatir la polución del aire y mitigar eficazmente los niveles de NOx en zonas urbanas, reduciendo al mismo tiempo el enorme gasto social en salud causado por la contaminación del aire.

Introducción

La contaminación del aire continúa siendo la principal fuente medioambiental que causa 7 millones de muertes prematuras en el mundo cada año. Este número supera con diferencia el índice de mortalidad causado por la malaria, la tuberculosis y el SIDA (1). Sólo en Europa la contaminación del aire es la única fuente que causa 400.000 muertes prematuras en un año (1). La contaminación del aire es la mayor amenaza de muertes prematuras de nuestra generación y las generaciones venideras (2).

El contaminante del aire más dañino es el NOx, ya que afecta a todos los receptores y provoca enfermedades mortales y prolongadas como son el asma, el cáncer de pulmón, los infartos y las enfermedades cardíacas (2). Además, las emisiones de NOx justifican el tremendo coste económico, un trillón de Euros en la región UNECE. Esto no incluye las enfermedades relacionadas por baja laboral, lo que supone un incremento de un 10% al coste social en salud. Esto significa que las emisiones de NOx están incrementándose, directa o indirectamente según la Organización Mundial de la Salud (3). Sin embargo, las emisiones de NOx dificultan el desarrollo económico, ya que contribuyen al cambio climático, degradan el medioambiente, y nos obligan a tomar ahora medidas eficaces, para combatir la contaminación del aire (2).

La principal fuente de emisión de NOx es el transporte por carretera, que provoca más del 60% de las emisiones totales, mientras que la contaminación por energía y la contaminación industrial produce un 30% aproximadamente. Por lo tanto, las concentraciones más altas de las emisiones de NOx se encuentran en las zonas urbanas, donde existe mayor densidad de población, respecto a las zonas rurales (3). Por otra parte, los niveles de emisiones de NOx son más altos durante el día, coincidiendo con la hora punta del tráfico, que a su vez coincide con un mayor incremento de personas en el exterior (4).

La tecnología fotocatalítica es la solución para las zonas urbanas, ya que mitiga especialmente las emisiones de NOx. Además de ser una solución rentable, es una inversión a largo plazo, que se amortiza entre los primeros tres años, dependiendo de los costes sociales en salud local, regional o nacional (3).

El mecanismo fotocatalítico fue descubierto por el Profesor A. Fujishima y por el Profesor Honda en 1972 de la Universidad de Tokio (5). Ambos profesores fueron los primeros que separaron las moléculas de agua mediante la descomposición foto electroquímica del agua bajo la irradiación de la luz y sin aplicar energía eléctrica, utilizando un fotocatalizador y luz solar.

Sin embargo, no fue hasta 1990 cuando el grupo de trabajo, liderado por el Profesor A. Fujishima, descubrió el efecto de auto-limpieza de la tecnología fotocatalítica y se comenzó a comercializar (6).

Desde que la tecnología fotocatalítica fue descubierta hace más de 40 años, hemos experimentado una expansión comercial durante los años 90 y principios de este siglo. Hoy en día la tecnología fotocatalítica se ha convertido en una tecnología madura y el mercado de los productos fotocatalíticos es una industria multimillonaria en Japón, más de 100 millones de metros cuadrados se han instalado en todo el mundo. La documentación del rendimiento de esta tecnología es muy sólida, con el apoyo de los ensayos EN estándar y la Norma ISO, que documentan el efecto real de la degradación del NOx y la reducción del crecimiento de microorganismos. Además, hay muchos estudios que muestran el poder de degradación de los productos fotocatalíticos y los beneficios en salud para los consumidores finales. Se concluye que es una tecnología muy eficaz para solucionar los problemas de la calidad del aire, mitigando las emisiones dañinas del NOx, mediante el uso de un fotocatalizador y la luz solar.

Material y Métodos

La tecnología fotocatalítica se activa mediante la luz solar natural, ya que es una reacción química foto-inducida, impulsada por un catalizador que

absorbe la luz utilizada para accionar el proceso de degradación de las emisiones de NOx en el aire. En el proceso de degradación de las emisiones de NOx, el contaminante tóxico del aire se transforma en sales de nitrato inocuas.

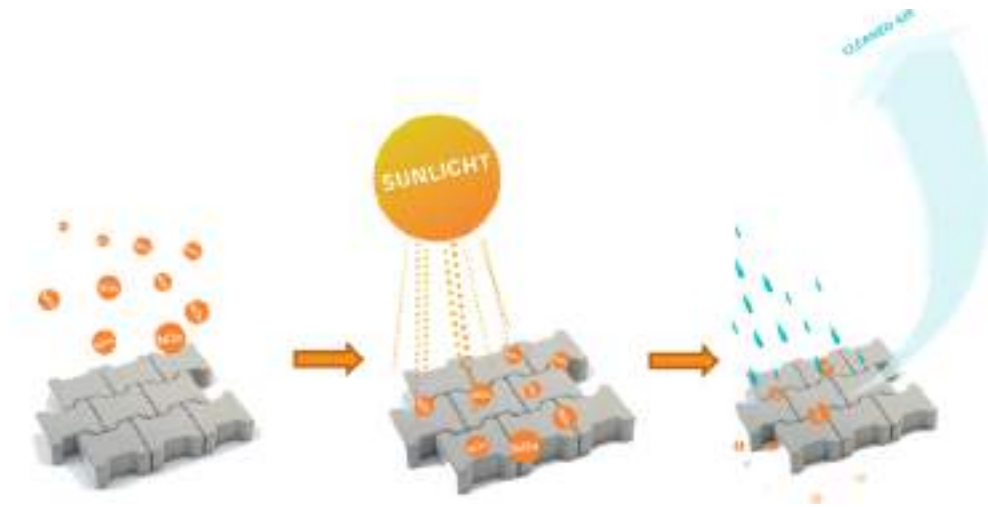


Figura 1. El proceso fotocatalítico en pavimento de hormigón.

Como se puede ver en la Fig. 1 el fotocatalizador transparente (TiO_2) se incorpora en la superficie, por ejemplo, en un pavimento de hormigón. La incorporación del fotocatalizador transparente transforma el material de construcción de material inerte en material activo. Cuando la luz solar se refleja en la superficie, el material fotocatalítico se activa. Entonces, la superficie fotocatalítica captura el NOx del aire y utiliza la luz solar para degradar el NOx capturado, vía fotocátalisis, convirtiéndolo en nitrato fertilizante. La tecnología fotocatalítica no perjudica al ciclo del nitrato, ya que el nitrato que se crea por el proceso de la fotocátalisis se hubiera creado de igual manera si el NOx hubiese entrado en contacto con la atmósfera, materializándose en forma de lluvia ácida.

Por otra parte, la introducción de un catalizador de superficie sobre pavimentos de hormigón y cubiertas nos ha llevado a seguir investigando, permitiendo que la tecnología que existe hoy en día sea una solución líquida transparente, lo que permite que la tecnología al ser transparente se pueda aplicar sobre superficies de materiales de construcción sin obtener ningún efecto visual. Sin embargo, la degradación del nivel de las emisiones de NOx dependerán de la variante específica de la tecnología, variando desde un 2% a un 24%.

La “nueva” versión de la tecnología representa a la tercera generación de tecnología fotocatalítica. Nuestros productos NOxOFF son la versión actual de la tecnología fotocatalítica, documentados por la Norma EN y Norma ISO además de estar certificados por el Council of North América (TCNA) y clasificados como los mejores productos en rendimiento por instituciones externas.

Resultados

La tecnología NOxOFF de Photocat se ensaya con la Norma ISO 22197-1. La ISO 22197-1 instalada en Photocat ha sido validada por el ensayo Round-Robin entre el Laboratorio de Photocat, y dos instituciones externas europeas. La tecnología Photocat también fue validada por la TCNA según la Norma ISO 2009(E), método de ensayo para actividad antibacteriana de materiales fotocatalíticos semiconductores. La conclusión de estos ensayos fueron que la superficie ensayada con la tecnología fotocatalítica mostró una reducción del 99,65% del ensayo *E.coli*, 99,63% de los ensayos *S. aureus* y 99,7% de los ensayos *K. pneumoniae*.

Por otra parte, la versión de Photocat de la tecnología NOxOFF, es hoy en día la tecnología más ensayada en la vida real. Se realiza una demostración de la tecnología NOxOFF durante dos años, en el aeropuerto de Copenhague llevado a cabo por Fornyelsesfond. Se documenta que esta tecnología reduce una concentración aproximada de NOx de un 13 % durante el periodo de ensayo. Además, se demuestra que durante las horas punta, con luz solar y una alta concentración de NOx la efectividad es de más de un 24%. La tecnología NOxOFF también se ensayó a gran escala en una demostración llevada a cabo en la ciudad de Roskilde. Se trataron un total de 5.000 metros cuadrados con la tecnología de Photocat, para posteriormente medir la actividad fotocatalítica. Para esta demostración se desarrolló la primera unidad móvil *in situ*. La conclusión fue que la tecnología NOxOFF fue muy efectiva en degradar las emisiones de NOx, no sólo con un reducido promedio de los valores de NOx sino también con valores extremos por encima de 500 ppb de NOx en las horas puntas de tráfico del día.

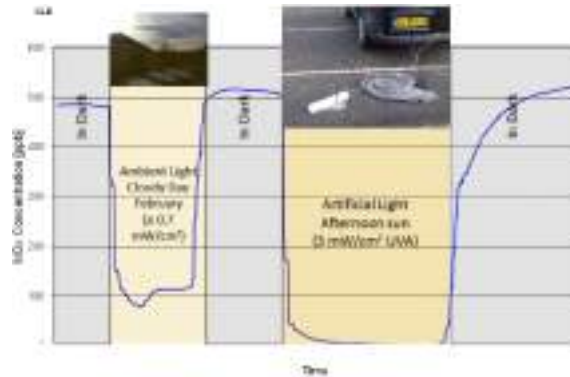


Figura 2. Mediciones del ensayo real *in situ* de la tecnología NOxOFF.

La Fig. 2 muestra los datos de la demostración en la ciudad de Roskilde. Se trataron dos zonas de aparcamiento con la tecnología NOxOFF y se tomaron mediciones durante 2 años. Los datos en la Fig.2 muestran datos durante 6 meses, después de un año de invierno y nieve. Los datos muestran que la tecnología NOxOFF puede degradar grandes concentraciones de NOx incluso durante el invierno y por consiguiente con menos luz solar. En un día nublado del mes de febrero muestra una actividad alta y usando luz artificial, lo que corresponde a una tarde soleada, el resultado es incluso mejor.

Los casos de demostración llevados a cabo por Photocat no son los únicos casos de estudios realizados. En la última década se han realizado un número de proyectos de investigación con ensayos en obra y evaluaciones en varios países: Los Países Bajos en Cartogweg y Hengelo en 2008-2011, Aeropuerto Schipol en Los Países Bajos en 2009-2010, en Londres, Reino Unido en High Holborn en 2007-2010 y en Malmö en Suecia en Admiranlsgaten en 2009-2010. Las instituciones de investigación, autoridades municipales y empresas comerciales han iniciado las actividades y en la mayoría de los casos todos los participantes han cooperado en llevar a cabo los ensayos.

La Unión Europea ha financiado varios proyectos con tecnología fotocatalítica con el propósito de realizar ensayos en una situación real, el proyecto Light2Cat (7). Este estudio se desarrolla en tres zonas de ensayo diferentes: una en España (Valencia) y dos en Dinamarca, acondicionado a diferentes climas, elemento importante para determinar el efecto fotocatalítico, que es más alto en los países del sur de Europa, debido a la luz solar. La conclusión principal del informe Light2Cat fue que la tecnología fotocatalítica se puede convertir en el mayor beneficio para la calidad del aire, reduciendo la cantidad de concentración del NOx en el aire. El informe señaló que la reducción de

las emisiones de NOx varían desde un 5 -56,5% y el resultado más alto fue en España (7). Además, el trabajo de investigación realizado por Ravesloot en Maastunnel en Rotterdam fue publicado en 2012 (8) destacando fundamentalmente una alta reducción de las concentraciones de NOx.

Discusión y Conclusión

Miles de laboratorios y ensayos realizados en situaciones reales han concluido que la tecnología fotocatalítica es un método muy efectivo para reducir las emisiones de NOx, especialmente en zonas urbanas. Por lo que la tecnología funciona como un instrumento para combatir la contaminación, cuando se aplica sobre superficies de construcción, superficies de hormigón o membranas bituminosas convirtiendo estas superficies en purificadores de aire inagotables. Además, invertir en la tecnología es una solución rentable para reducir las emisiones de NOx, reduciendo directamente los costes sociales en salud relacionados con la contaminación del aire. En nuestra opinión, la tecnología fotocatalítica puede llegar a ser un instrumento concreto para disminuir la contaminación NOx en el mundo. Los líderes responsables en reconocer la efectividad de la tecnología fotocatalítica en Europa, corresponden a las autoridades locales y regionales localizadas en Valencia, Madrid y Barcelona.

Sin embargo, hemos de destacar que no sólo la tecnología fotocatalítica combatirá la contaminación del aire a niveles oficiales, sino que disminuirá positivamente las emisiones de NOx afectando la calidad del aire. Invertir en la tecnología fotocatalítica debería, por lo tanto, ser considerada como un instrumento eficaz para combatir la contaminación del aire, y cuando se utiliza en combinación con otras tecnologías, no sólo limpia el aire, sino que también salva vidas. Por desgracia, nos encontramos en un punto donde los instrumentos para combatir la contaminación del aire son extremadamente urgentes y se puede conseguir con la tecnología fotocatalítica. Esto corrobora que las estrategias e iniciativas realizadas durante los últimos cinco a diez años, especialmente enfocadas a cambios conductuales, han demostrado no ser efectivas. De hecho nunca lo han sido.

Referencias / Bibliografía

- (1) European Environment Agency (EEA), *Air Quality in Europe – 2016 report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016.
- (2) United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), *Clean Air for Life*. Geneva: Information Service, 2016.

- (3) WHO Regional Office for Europe, OECD (OECD), *Economic cost of the Health impact of Air pollution in Europe*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2015.
- (4) Jensen, S. S. et, al (2017). *Copenhagen with the greatest air quality among capital cities in the world?* Aarhus: Aarhus University (DCE).
- (5) Fujishima, A. and Honda, K. (1972) *Nature*, 238, 37.
- (6) Wang, R., Hashimoto, K., Fujishima, A., et al., (1997) *Nature* 388, 431-432 [31 July].
- (7) Danish Technical Institute (DTI), *Light2Cat*. Copenhagen: Danish Technical Institute, 2016
- (8) Ravesloot, C. M (2012) *European Coating Journal*, 3. Hannover: Rotterdam University.

OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE EIA EN ESPACIOS DE RED NATURA 2000 PARA PROYECTOS PÚBLICOS. LA COORDINACIÓN CON LOS GESTORES TERRITORIALES

PARRA PRADO, J.

Aguas de las Cuencas Mediterráneas S.A. Madrid

Palabras clave: RED NATURA 2.000, Fondos Europeos, Evaluación ambiental, Coordinación administraciones.

Resumen

Aguas de las Cuencas Mediterráneas, S.A. (Acuamed) es una sociedad estatal que desarrolla infraestructuras hidráulicas.

La experiencia adquirida durante años ha permitido detectar aquellos aspectos que suponen una mayor dilación en la tramitación ambiental, especialmente sobre proyectos que, no estando en el anexo I de la legislación de evaluación ambiental, ocupan áreas de la RED NATURA 2000, y, en aplicación del artículo 7.2. b de la legislación estatal de evaluación ambiental, requieren que se tramite una evaluación de impacto ambiental simplificada. Esta conlleva necesariamente un informe favorable de los organismos territoriales para la obtención de la Resolución de Anexo II.

Acuamed ha establecido una coordinación con las administraciones autonómicas para definir, previa redacción del proyecto, aquellas cautelas y medidas de restauración ambiental que aseguren la respuesta favorable a la ejecución del proyecto y aporten, siempre que sea posible, un plus de protección de los valores de estos espacios, reduciendo asimismo el tiempo de tramitación.

En la presente comunicación se muestran varios ejemplos de los resultados de estas acciones.

Introducción

Aguas de las Cuencas Mediterráneas (Acuamed) es una Sociedad Estatal tutelada por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA), que tiene encomendado el diseño, la construcción y

la explotación de las obras hidráulicas declaradas de interés general, prioritarias y urgentes por la Ley 11/2005, de modificación del Plan Hidrológico Nacional (Ley 10/2001).

En desarrollo de esta encomienda, Acuamed ha tramitado más de un centenar de actuaciones para su resolución por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental del MAPAMA.

El departamento de Medio Ambiente de Acuamed es el encargado del seguimiento de todo el proceso de evaluación ambiental de los proyectos y la supervisión y control de la correcta ejecución de las obras, en cumplimiento del Plan de Vigilancia Ambiental y los requerimientos establecidos por las correspondientes autorizaciones ambientales de los mismos.

Dentro de las diferentes actuaciones que desarrolla Acuamed, se produce en ocasiones una tipología de tramitación que deriva de la ocupación de espacios de RED NATURA 2.000 por proyectos que, no estando en el anexo I de la legislación de evaluación ambiental, les resulta de aplicación el artículo 7.2. b de la legislación estatal de evaluación ambiental, debiendo tramitarse una evaluación de impacto ambiental simplificada. Esta conlleva necesariamente un informe favorable de los organismos territoriales para la obtención de la Resolución de Anexo II. De igual forma, deben ser sancionados por los organismos autonómicos encargados de su gestión, informe requerido para el acceso a fondos europeos.

Con objeto de reducir los tiempos de tramitación, asegurando la protección ambiental de estas áreas protegidas, Acuamed trabaja de forma directa con los gestores territoriales para definir las medidas preventivas y correctoras a aplicar durante la fase de diseño del proyecto.

Material y Métodos

Con el objetivo de hacer viables ambientalmente las actuaciones en espacios RED NATURA, aportando cuando sea posible un plus de protección y conservación en estos espacios de alto valor ecológico, pero con el objetivo principal de agilizar los plazos de tramitación, Acuamed establece desde la fase de puesta en marcha del proyecto, previo a la elaboración de la documentación ambiental, una serie de mecanismos de coordinación y colaboración con el órgano de gestión territorial de estas áreas protegidas, para conocer todas las cautelas a establecer en el proyecto, los elementos de mayor sensibilidad a evitar y las propuestas de corrección y restauración a aplicar. De este modo se refuerza la compatibilidad con los valores naturales por los que se hayan declarado estos espacios y facilita la obtención del correspondiente informe de No afectación significativa a RED

NATURA 2.000, necesario para la financiación de las actuaciones con fondos europeos.

Acuamed, una vez se define el proyecto y su ubicación, los presenta a los técnicos de RED NATURA autonómicos sobre el territorio. Posteriormente revisa con ellos la vigencia de los datos cartográficos y de inventarios de la zona respecto a esos espacios.

Una vez realizadas estas labores, se acuerda con el organismo territorial qué medidas aplicar tanto de diseño, como protectoras y correctoras, las cuales se incorporan en la documentación ambiental y en el propio proyecto, para finalmente solicitar la conformidad a las mismas por parte de los organismos autonómicos.

Se exponen a continuación tres ejemplos, uno de tramitación el proyecto sin estas gestiones previas y otros dos donde sí se han realizado.

➤ **Conducción de abastecimiento a Adra desde la desaladora de Campo de Dalías (Almería). *Afección a Hábitat de Interés Comunitario* [1] [2]**

Se trata de una conducción de abastecimiento humano y agrícola que discurre desde la Desaladora de Dalías hasta el municipio de Adra, atravesando el Lugar de Importancia Comunitario (LIC) "Río Adra" y varias áreas de Hábitat de Interés Comunitario (HIC).

Los retrasos en la tramitación han supuesto que, tras la actualización de la Cartografía de HIC por parte de la Junta de Andalucía, realizada en julio de 2015, deba incorporarse al Estudio de Impacto Ambiental (EslA) y al proyecto de restauración esta nueva información.

➤ **Impermeabilización de la balsa de San Diego (Valencia y Alicante). *Medidas para la protección del cernícalo primilla* [3]**

La balsa de San Diego, con un volumen de almacenamiento de 20 hm³, forma parte de la infraestructura denominada trasvase Júcar-Vinalopó, una conducción de más de 90 km de longitud cuyo objetivo principal es la transferencia de caudales sobrantes desde el curso bajo del Júcar hasta la cabecera de la cuenca del Vinalopó. Tras el comienzo del uso de esta infraestructura, se constató que se están produciendo filtraciones generalizadas de importancia por el fondo del vaso y otras, menores, en el dique de la balsa, por lo que es preciso proceder a la impermeabilización de toda la superficie del vaso.

En el proyecto original se incluyó la ejecución de 3 primillares para realizar una reintroducción de ejemplares de la especie, pudiendo verse afectados por la obra actual.

➤ **Reparación del Desagüe del romano (Valencia). *Intervención de restauración paisajística singular***[4] [5]

Se trata de una actuación de reparación sobre una infraestructura ya ejecutada, el “*Proyecto de la gran reparación y automatización del Canal Principal del Campo del Turia. Valencia*”, que incluía una escalera de gaviones proyectada para el “Desagüe del Romano”. Esa estructura salva un desnivel de 100 m desde el canal hasta su entrega al río Turia.

Esta actuación se realiza para garantizar el correcto funcionamiento del citado “Desagüe del Romano”, pues presenta algunos problemas de impermeabilidad que es necesario corregir.

El área de ubicación está dentro del LIC “Alto Turia”.

Resultados

Para asegurar la viabilidad ambiental de la obra, minimizar los efectos negativos sobre los espacios de RED NATURA, reducir los plazos de tramitación, y si es posible, aportar un plus de protección y conservación en estas áreas, desde Acuamed, en coordinación con los servicios autonómicos de gestión y conservación del medio de cada territorio, se acordaron para estos proyectos, las siguientes medidas.

Es importante señalar que el primer caso utilizado de ejemplo refleja por el contrario, los problemas surgidos por no haber efectuado esta coordinación con los gestores territoriales.

➤ **Conducción de abastecimiento a Adra desde la desaladora de Campo de Dalías (Almería). *Afección a Hábitat de Interés Comunitario (HIC)*** [1] [2]

Esta actuación, que dio comienzo en 2008 su tramitación ambiental, ha supuesto, por los diversos retrasos surgidos en la misma, así como en la propia aprobación del proyecto, la necesidad de introducir cambios en el propio proyecto y el EsIA, al haber actualizado la Junta de Andalucía su cartografía de HICs en julio de 2015.

Los principales problemas han sido:

- Efectuar un análisis ambiental desvinculado del órgano territorial.
- Demora de los plazos de aprobación del proyecto.
- Cambios en la definición cartográfica de los HIC en la zona durante la tramitación del proyecto.
- Dilación en las respuestas de la administración.

- Actualización de datos de HICs que implican modificaciones en proyecto, tanto en la cartografía como en las propuestas de restauración ambiental, que suponen asimismo cambios en el presupuesto y el pliego del proyecto constructivo.

Las consecuencias de esta problemática han sido demoras en la aprobación del proyecto y cambios en el proyecto a ejecutar, que había sido sometido a Información Pública en 2014, momento en el que se consideraba finalizada su redacción.

Gran parte de esta problemática se hubiese minimizado estableciendo la coordinación con los organismos autonómicos que gestionan la RED NATURA 2000 desde el comienzo del diseño del proyecto, quienes habrían comunicado de inmediato las repercusiones al proyecto que supone esta actualización de la cartografía de HIC.

➤ **Impermeabilización de la balsa de San Diego (Valencia y Alicante).
Medidas para la protección del cernícalo primilla[3]**

Tal y como se ha descrito anteriormente, el proyecto original de la balsa de San Diego incluyó, dada la cercanía de la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) “Els Alforins”, tres primillares utilizados para la reintroducción de esta especie. Ante la posibilidad de poder afectar al uso de estos primillares con la actual obra de impermeabilización, se acordaron con el Servicio de Vida Silvestre de la conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana, una serie de medidas protectoras. Dichas medidas, que se resumen a continuación, han sido sancionadas por parte de la propia Generalitat Valenciana

Previo al inicio de las obras

- Construcción dos nuevos primillares.
- Cierre del primillar afectado por los caminos de acceso de las obras a ejecutar.
- *Durante las obras*
- Establecer zona restringida a las obras.
- Limitaciones temporales para algunos trabajos.
- Limitaciones temporales en accesos y tránsito de maquinaria.

Al finalizar las obras

- Recuperar la funcionalidad de los primillares clausurados.

Vigilancia y Control

De febrero a agosto, el periodo de presencia del cernícalo primilla en el territorio, se realizará un seguimiento ornitológico con personal especializado.

Todas ellas, ya incorporadas al proyecto desde la fase inicial de la redacción del mismo, suponen además de una minimización de los posibles impactos negativos sobre la especie, una mejora ambiental adicional, al aumentarse, una vez finalice el proyecto, la zona pasará de tener tres a tener cinco primillares.

➤ **Reparación del Desagüe del romano (Valencia). *Intervención de restauración paisajística singular* [4] [5]**

Esta actuación también supone la ejecución de nuevas obras sobre un territorio ya afectado, dentro de un espacio RED NATURA 2000 como es el LIC “Alto Turia”. No obstante, dado que es necesario contar con el informe favorable de afección a RED NATURA, una vez realizada visita a la zona con los técnicos del Servicio de Vida Silvestre, se acordaron las siguientes medidas a incluir en el proyecto.

- Plantación de especies autóctonas en la zona del camino de servicio, ampliando la diversidad vegetal y cromática con incorporación de especies singulares, al utilizar especies perennes, marcescentes y caducifolias que, si bien son vegetación clímax de esta zona, no tienen apenas presencia en la actualidad.
- Tratamiento respetuoso de las zonas con vegetación natural existente y eliminación de vegetación exótica.
- Adecuación cromática mediante adición de pigmentos en el gunitado de la escalera de gaviones.
- Limitación de periodo de obras por cría de águila perdicera.

Estas medidas, además de asegurar la minimización de los impactos sobre los valores naturales de este espacio, suponen una mejora de la biodiversidad de la zona y un aumento del valor ecológico de este área, al utilizar especies clímax no presentes en la zona actualmente. También ha supuesto la obtención de los certificados de No afección a RED NATURA e informes favorables del gestor territorial de forma muy rápida, al conocer ya la actuación y haber acordado las medidas.

Discusión y Conclusiones

Con este sistema establecido de consideración en fase de diseño de los espacios RED NATURA y de las propuestas de conservación de los gestores

territoriales, a través de la coordinación y puesta en común previa de las actuaciones a desarrollar en estos espacios, suponen una clara mejora en los siguientes aspectos, que repercute en mejoras de carácter ambiental y de agilización de las tramitaciones de los proyectos:

- Se generan instrumentos de mayor coordinación y colaboración institucional en aras a una mayor protección ambiental.
- Se acortan los plazos de tramitación, toda vez que los organismos autonómicos que deben evacuar consultas e informes, conocen el proyecto de primera mano antes de que se les realicen oficialmente las consultas a la documentación ambiental.
- Se reduce el riesgo de que sean necesarias modificaciones del proyecto, las cuales conllevan paralización de las obras en ejecución y la necesidad de realizar nuevas tramitaciones para esos proyectos modificados, con el perjuicio que ello conlleva en los plazos de finalización de las obras.
- Se minimizan los potenciales impactos ambientales en estas zonas de alto valor ecológico.
- Se optimizan los recursos en la redacción del proyecto y su tramitación, que suponen beneficios económicos y técnicos de gran importancia al tratarse de proyectos públicos.
- Se produce de forma directa o indirecta una mejora ambiental en las zonas afectadas, siempre que ello sea posible por las características, tanto del proyecto como del área concreta donde se ubique.
- Se ponen en valor los espacios de RED NATURA durante la ejecución de obras de ámbito público.

Referencias / Bibliografía

- (1) Estudio de Impacto Ambiental de la actuación “Obras complementarias de la planta desaladora del Campo de Dalías. Conducción de abastecimiento a Adra desde la desaladora de Campo de Dalías (Almería)” promovido por Acuamed. En tramitación.
- (2) Proyecto Constructivo de la actuación “Obras complementarias de la planta desaladora del Campo de Dalías. Conducción de abastecimiento a Adra desde la desaladora de Campo de Dalías (Almería)” promovido por Acuamed. En tramitación.
- (3) Proyecto Constructivo de las obras de impermeabilización de la balsa de San Diego, perteneciente a la conducción Júcar-Vinalopó (Valencia y Alicante). En tramitación.

- (4) Documentación ambiental de la actuación “Obras accesorias al canal principal del campo del Turia y adecuación del desagüe del Romano (Valencia)” promovido por Acuamed. En tramitación.
- (5) Proyecto Constructivo de la actuación “Obras accesorias al canal principal del campo del Turia y adecuación del desagüe del Romano (Valencia)” promovido por Acuamed. En redacción.

ANÁLISIS ESPACIAL DE LA VULNERABILIDAD AMBIENTAL

GONZÁLEZ DEL CAMPO, A.

University College Dublin, Irlanda y Girobi Servicios Ambientales, España

Palabras clave: Evaluación ambiental estratégica, vulnerabilidad, análisis espacial, geo-procesamiento online.

Resumen

El análisis de la sensibilidad o vulnerabilidad ambiental contribuye a la rápida identificación de posibles incompatibilidades en el uso del suelo. Dicho análisis permite una mejor comprensión de la línea base que va más allá de la descripción técnica del estado de los recursos naturales, revelando consideraciones relacionadas a su susceptibilidad, resistencia y capacidad de adaptación. Dado que el nivel de vulnerabilidad ambiental está ligado al contexto territorial y espacial, se han empleado Sistemas de Información Geográfica para desarrollar una herramienta online que facilite el análisis sistémico de la misma. La herramienta centraliza información pertinente a la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) y permite generar mapas de vulnerabilidad ambiental específicos al plan o programa evaluado. El objetivo es facilitar un análisis rápido y replicable que anticipe posibles conflictos entre desarrollo y conservación ambiental, y así informar la EAE y, en última instancia, la planificación y toma de decisiones. La innovación de la herramienta reside en su flexibilidad y rápida creación de mapas contextualizados al plan/programa. La selección específica de criterios ambientales y la determinación de sus niveles de importancia por el usuario no solo permiten capturar el contexto sino también fomentar la participación pública.

La herramienta se ha puesto a prueba en estudios de caso basados en EAEs reales. Los resultados validan su aplicabilidad y confirman que permite replicar y, en algunos casos, mejorar los procesos internos de análisis espacial, así como ahorrar tiempo y esfuerzo. Sin embargo, su total dependencia en datos espaciales públicos genera problemas de completitud, resolución y exhaustividad. Aun así, la herramienta proporciona una base fundamental de apoyo a los debates de planificación sectorial y al desarrollo de alternativas que eviten zonificaciones incompatibles o insostenibles, al tiempo que promueve la consistencia y transparencia en la EAE.

Introducción

La consideración de la sensibilidad o vulnerabilidad ambiental es fundamental en la gestión de los recursos naturales. Permite identificar recursos susceptibles (por ejemplo, hábitats protegidos) que podrían verse afectados de manera significativa (perturbados, degradados) por presiones y cambios antropogénicos asociados con la implementación de un plan, programa o proyecto. Aunque el análisis de la vulnerabilidad ambiental no es un requisito de la Directiva de Evaluación Ambiental Estratégica (EAE - CE, 2001) ni de la Directiva de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA - CE, 2014), el mismo permite una mayor comprensión de la línea base, más allá de la pura descripción técnica del estado de los recursos naturales. También presenta un marco sistemático para la determinación de la probabilidad de impactos significativos y cumulativos. De hecho, la Directiva de EIA advierte sobre la posibilidad de efectos significativos al proponer desarrollos en lugares ambientalmente *sensibles* (CE, 2014, artículo 28), y la Directiva de EAE hace referencia a la necesidad de tener en cuenta la *vulnerabilidad* de la zona afectada a la hora de identificar y caracterizar posibles impactos (CE, 2001, anexo II, punto 2). Se ha argumentado que las evaluaciones de impacto que incorporan consideraciones de vulnerabilidad son generalmente menos subjetivas que las que no lo hacen (Kværner et al., 2006). Por lo tanto, el análisis de la vulnerabilidad ambiental puede servir como una base empírica, objetiva y crítica en apoyo a la planificación sectorial y, de este modo, contribuir a evaluaciones y decisiones basadas en evidencia.

En base al potencial del análisis de vulnerabilidad para apoyar y mejorar los procesos de EAE, se ha desarrollado una herramienta online en la República de Irlanda – conocida como ‘Environmental Sensitivity Mapping (ESM) Webtool’¹ (EPA, 2017). El aspecto innovador de la herramienta se basa en la centralización de datos espaciales relevantes a la EAE y, lo que es más importante, en la generación instantánea de mapas de vulnerabilidad específicos al plan/programa sujeto a evaluación. Esta comunicación presenta la ESM Webtool y analiza los beneficios y limitaciones de su aplicación.

Material y Métodos

ESM Webtool y Widget

El objetivo principal del ESM Webtool es apoyar la EAE y mejorar la coherencia y transparencia de las evaluaciones, eliminando a su vez algunas

¹ <http://airomaps.nuim.ie/id/ESM/>

de las barreras técnicas y de conocimiento actuales (por ejemplo, falta de acceso centralizado a la información/datos y limitaciones en cuanto a las habilidades técnicas para la aplicación de los Sistemas de Información Geográfica - SIG). La herramienta proporciona un marco operacional de ayuda a los profesionales de EAE (incluyendo planificadores de administraciones locales, consultores y departamentos del gobierno involucrados en la toma de decisiones). No solo permite un examen espacial sistemático y rápido de las susceptibilidades ambientales, sino también un proceso participativo al permitir la incorporación de valores subjetivos a la hora de priorizar la vulnerabilidad de ciertos recursos – de esta manera apoyando los requisitos de participación pública bajo la Directiva 2003/35/EC (EC, 2003).

El ESM Webtool centraliza más de 70 conjuntos de datos espaciales públicos para su visualización y consulta. Los conjuntos de datos hacen referencia a los temas contemplados en la Directiva de EAE (por ejemplo, red Natura 2000 y hábitats protegidos, calidad del agua, patrimonio cultural, calidad del paisaje, etc.). Como se puede observar en la Figura 1, todos los conjuntos de datos ambientales incluidos pueden ser interrogados - es decir, el usuario puede activar / desactivar los datos para su visualización individual o combinada y para su impresión, así como seleccionar un área y obtener información sobre sus principales características (por ejemplo, descripción, tipología y estado de los recursos naturales en ese lugar).

El Webtool contiene una herramienta innovadora de geoprocésamiento, referida como Widget, que permite la creación instantánea de mapas de vulnerabilidad ambiental. El Widget se basa en un algoritmo de combinación lineal ponderada que evita la normalización (González, 2011). Asume que la vulnerabilidad ambiental y, por lo tanto, la probabilidad de impactos ambientales significativos dependen, entre otras cosas, de la distribución espacial de los efectos y de los recursos ambientales afectados. El Widget lleva a cabo un análisis agregado de los conjuntos de datos espaciales específicos al plan/programa que ilustran no sólo la ubicación y la correlación espacial de las características ambientales sino también su estado (línea base) y la importancia atribuida a los mismos por las partes interesadas / afectadas (es decir, su ponderación subjetiva). Los mapas de vulnerabilidad ambiental generados tienen como objetivo identificar posibles incompatibilidades en el uso del suelo y, en última instancia, promover una toma de decisiones informada.



Figura 1. Captura de pantalla del ESM Webtool y su Widget, el cual ilustra los conjuntos de datos / criterios ambientales y las opciones de ponderación

Estudio de Caso

El ESM Webtool se aplicó en una serie de talleres sectoriales. El objetivo de los talleres era examinar la aplicabilidad tanto de las capacidades de visualización y diseminación de la información disponible en la herramienta, como de la confiabilidad y utilidad de los mapas de vulnerabilidad ambiental generados por el Widget. Esta comunicación se centra en la prueba piloto basada en escenarios de ordenación territorial. Este sector fue seleccionado como estudio de caso ya que aproximadamente el 75% de las EAEs llevadas a cabo en la República de Irlanda están relacionadas a la ordenación territorial (EPA, 2016). Específicamente, el estudio de caso presentado en esta comunicación se basa en la EAE del plan de desarrollo del condado de Clare, al suroeste del país (CCC, 2015).

10 profesionales y representantes gubernamentales involucrados en EAE y planificación ambiental participaron en el taller. Se les solicitó retroalimentación sobre la validez y utilidad de los mapas producidos y sobre su capacidad para proporcionar información adicional útil para mejorar la EAE y los procesos de planificación.

Resultados

Durante la preparación de la EAE para el plan de desarrollo del condado de Clare (CCC, 2015), se llevó a cabo un análisis de la vulnerabilidad ambiental siguiendo las directrices nacionales (EPA, 2009; 2015). El Consejo del condado aplicó los conjuntos de datos y la ponderación

presentados en la Tabla 1, resultando en el mapa de vulnerabilidad presentado en la Figura 2 (parte superior). Destacan las áreas al norte y noreste del condado que incluyen designaciones ecológicas, paisajes patrimoniales y vulnerabilidad de acuíferos. Asimismo las tierras del sur, a lo largo del estuario Shannon, donde las áreas inundables y los paisajes patrimoniales, entre otras consideraciones, hacen que estas tierras sean susceptibles al desarrollo.

Tabla 1. Criterios ambientales incluidos en el estudio de caso (análisis de vulnerabilidad en la EAE real llevada a cabo internamente por el equipo de planificación del condado de Clare – columna izquierda; análisis de vulnerabilidad en el taller sectorial para el testeo de la ESM Webtool y Widget – columna derecha)

Criterios ambientales aplicados en el caso real (EAE condado de Clare) – Figura 2 (arriba)	Criterios ambientales aplicados en la prueba piloto (taller ESM Webtool) – Figura 2 (abajo)
Vulnerabilidad de acuíferos	Vulnerabilidad de acuíferos
Designaciones ecológicas (Zonas de Especial Protección para las Aves, Zonas de Especial Conservación y Áreas de Patrimonio Natural)	Designaciones ecológicas (Zonas de Especial Protección para las Aves, Zonas de Especial Conservación y Áreas de Patrimonio Natural)
Zonas de riesgo de inundabilidad	Eventos históricos de inundaciones *Conjunto de datos proxy – los mapas de riesgo de inundabilidad no están públicamente disponibles
Estado de las agua subterráneas	Estado de las agua subterráneas
Estado de los ríos	Estado de los ríos
Patrimonio del paisaje	Paisajes designados como vulnerables en el Plan de Desarrollo del Condado *Conjunto de datos proxy – los mapas de patrimonio paisajístico no están públicamente disponibles
Reservas naturales	Reservas naturales excluidas del análisis ya que el conjunto de datos no está públicamente disponible
Áreas de protección de fuentes de agua subterránea	Áreas de protección de fuentes de agua subterránea
Hábitats de humedales	Hábitats de humedales excluidos del análisis ya que el conjunto de datos no está públicamente disponible

Las consideraciones de vulnerabilidad ambiental de la EAE del condado de Clare se reflejaron, en la medida de lo posible, en el estudio de caso llevado a cabo en el taller sectorial (Tabla 1). En ambos casos, los criterios seleccionados no se ponderaron. Ciertos conjuntos de datos no están

incluidos en el Widget al no estar públicamente disponibles, como es el caso de las reservas naturales o los paisajes patrimoniales. En cualquier caso, los resultados del taller son comparables con los del caso real, ya que ambos mapas capturan la susceptibilidad general de las tierras del norte y, en algunos casos, existe alta correlación de vulnerabilidad en áreas específicas (Figura 2).

Los participantes del taller señalaron que el acceso centralizado a múltiples conjuntos de datos es un excelente recurso para apoyar los procesos de EAE. También recalcaron que el hecho de que la herramienta es intuitiva y no requiere conocimientos SIG para su aplicación es un valor añadido que reduce tiempos y recursos. Un participante indicó que los mapas son “útiles (...) para identificar áreas en las que el desarrollo debería ser cuidadosamente considerado y sensatamente planificado”. La mayoría de las respuestas recogidas indican que los mapas proporcionan una visión exhaustiva de los diferentes grados de vulnerabilidad a nivel estratégico y, de esta manera, mejoran la comprensión de la idoneidad de las distintas áreas para el desarrollo. Un representante de la Agencia de Protección Ambiental señaló que el Widget “permite crear resultados comparables y facilita el análisis de los resultados”. Sin embargo, un número de participantes observó que un conocimiento del área de estudio puede ser necesario para interpretar apropiadamente los resultados, y se observó que las limitaciones existentes en la disponibilidad de datos ambientales y su calidad pueden afectar la validez de los resultados. Se recomendó la inclusión de conjuntos de datos adicionales (paisaje, vistas protegidas, corredores ecológicos, etc.) a medida que éstos estén disponibles a fin de continuar desarrollando la herramienta y proporcionar un conjunto completo de criterios de análisis.

Discusión y Conclusiones

El estudio de caso valida la aplicabilidad del ESM Widget al facilitar la recreación sistemática de los análisis espaciales de vulnerabilidad llevados a cabo internamente por equipos de EAE. Sin embargo, una recreación completa solo es posible si se superan las limitaciones actuales de disponibilidad de datos. Como señaló un funcionario ambiental “los resultados del ESM se comparan bien y, en realidad, pueden ser hasta mejores que el proceso llevado a cabo [internamente]”. El ESM Webtool y Widget dependen totalmente de conjuntos de datos espaciales accesibles al público y, como resultado, la integridad y la resolución siguen presentando problemas. Se reconoce que la disponibilidad de datos y su calidad afectan los resultados de la evaluación espacial (González, 2012; Cavan y Kingston, 2012). En principio, la exhaustividad de los resultados puede refinarse fácilmente a medida que los datos existentes mejoren y datos adicionales se hagan públicamente disponibles. Es más, la herramienta se podría mejorar incorporando conjuntos de datos para Irlanda del Norte para así examinar posibles vulnerabilidades transfronterizas. Del mismo modo, la inclusión de datos marítimos permitiría utilizar la herramienta como apoyo a las evaluaciones ambientales de los planes y programas relacionados con el medio marino.

El análisis de vulnerabilidad aumenta la objetividad de las evaluaciones (Kværner et al., 2006, Marull et al., 2007). Sin embargo, para asegurar un análisis enfocado, es necesario incorporar valores subjetivos asociados a la selección de criterios y su ponderación (Jones et al., 2005; Adger, 2006). Aunque ponderar criterios no es siempre necesario, la ponderación no sólo permite incorporar percepciones y consideraciones locales relativas a la vulnerabilidad de los recursos naturales asociados con diferentes alternativas de planificación, sino que fomenta la participación pública. Sin embargo, cuando se consultan diferentes grupos/partes interesadas, posibles variaciones en la importancia asignada a cada criterio ambiental pueden resultar en mapas divergentes para un solo análisis. Es por esto que la ponderación debe utilizarse de manera consciente e informada. En cualquier caso, el objetivo de este enfoque participativo es asegurar que tanto los aspectos clave como las percepciones públicas sean capturadas en el análisis. Si bien la herramienta se aplica mejor a las etapas iniciales de la EAE (es decir, al punto de partida analítico), también proporciona una base sólida para informar las etapas posteriores (por ejemplo, evaluación y mitigación del impacto).

Dada su naturaleza estratégica y reconociendo las limitaciones existentes, algunas de las cuales han sido elaboradas en esta comunicación, los mapas

de vulnerabilidad deben utilizarse para alertar e informar sobre posibles incompatibilidades en el uso del suelo, y sobre posibles efectos acumulativos. Proporcionan una base evidencial de apoyo a los debates de planificación sectorial y al desarrollo de alternativas que eviten o minimicen zonificaciones potencialmente incompatibles o insostenibles. Es bajo estas consideraciones, y su categorización como herramientas de apoyo, que el ESM Webtool y Widget pueden desempeñar un papel significativo en la EAE.

Referencias / Bibliografía

- (1) Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16(3), 268-281.
- (2) Cavan, G. and Kingston, R. (2012). Development of a climate change risk and vulnerability assessment tool for urban areas. *International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment*, 3(3), 253-269.
- (3) CCC (2015). Draft Clare County Development Plan 2017-2023 – Strategic environmental assessment - Environmental report. Clare County Council - Ireland.
- (4) EC (2001). Directive 2001/42/EC, of 27th June, on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment. European Commission. *Official Journal of the European Union*, L197/30, 21.7.2001.
- (5) EC (2003). Directive 2003/35/EC of the European Parliament and of the Council of 26 May 2003 providing for public participation in respect of the drawing up of certain plans and programmes relating to the environment and amending with regard to public participation and access to justice Council Directives 85/337/EEC and 96/61/EC. European Commission. *Official Journal of the European Union*, L156, 25/06/2003.
- (6) EC (2014). Directive 2014/52/EU of the European parliament and of the Council, of 16 April 2014, amending Directive 2011/92/EU on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. European Commission. *Official Journal of the European Union*, L124/1, 25.4.2014.
- (7) EPA (2009). GISEA manual: Current practice and potential on the application of geographic information systems as a support tool in Strategic Environmental Assessment of Irish land-use plans. Ireland - Environmental Protection Agency.
- (8) EPA (2015). GISEA Manual: Improving the evidence base in SEA. Ireland - Environmental Protection Agency.

- (9) EPA (2016). SEA Statistics. Ireland - Environmental Protection Agency. Retrieved from - <http://www.epa.ie/monitoringassessment/assessment/sea/statistics/>
- (10) EPA (2017). Environmental sensitivity mapping Webtool to support Strategic Environmental Assessment in the Republic of Ireland. Ireland - Environmental Protection Agency.
- (11) González, A. (2012). GIS in environmental assessment: A review of current issues and future needs. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 14, 1250007 (23 pages).
- (12) González, A., Gilmer, A., Foley, R., Sweeney, J. and Fry, J. (2011a). Applying geographic information systems to support strategic environmental assessment: Opportunities and limitations in the context of Irish land-use plans. *Environmental Impact Assessment Review*, 31(3), 368-381.
- (13) Jones, C., Baker, M., Carter, J., Jay, S., Short, M. and Wood, C. (2005). Evaluating the SEA of land-use plans. In Jones, C., Baker, M., Carter, J., Jay, S., Short, M. and Wood, C. (Eds.), *Strategic environmental assessment and land-use planning - An international evaluation* (p. 28-43). London - Earthscan.
- (14) Kværner, J., Swensen, G. and Erikstad, L. (2006). Assessing environmental vulnerability in EIA - The content and context of the vulnerability concept in an alternative approach to standard EIA procedure. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 511-27.
- (15) Marull, J., Pino, J., Mallarach, J. M. and Cordobilla, M. J. (2007). A land suitability index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas. *Landscape and Urban Planning*, 81, 200-212.

TRAMITACIÓN CONJUNTA DE EVALUACIONES AMBIENTALES ESTRATÉGICAS DE PLANES Y PROGRAMAS, Y DE IMPACTO DE PROYECTOS

RODRÍGUEZ MARTÍN, B.; SOBRINI SAGASETA DE ILÚRDOZ, I.

ICMA - Ingenieros Consultores en Medio Ambiente S.L. (Madrid)

Palabras clave: Evaluación ambiental estratégica simplificada, evaluación de impacto ambiental simplificada, plan, programa, proyecto, tramitación conjunta, optimización.

Resumen

La Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de Evaluación Ambiental (1) diferencia la tramitación de planes y programas, bajo la denominación de evaluación estratégica, del procedimiento de evaluación de proyectos. Se define plan o programa como el conjunto de estrategias, directrices y propuestas destinadas a satisfacer necesidades sociales, no ejecutables directamente, sino a través de su desarrollo por medio de uno o varios proyectos.

Si un plan se desarrolla a través de diferentes programas, y de la misma forma, un programa se desarrolla mediante proyectos, se podría plantear una solución combinada que ahorrara tiempos de tramitación y duplicidad de procedimientos en determinados casos concretos.

Introducción

Amparados en el lema del IX CONEIA, “*Éxitos y desafíos de la Evaluación Ambiental*” y aceptando la reflexión de Víctor Hugo “*El éxito es sobre todo un trabajo de constancia, de método y de organización*”, en esta comunicación nos planteamos el **desafío**: simplificar el procedimiento.

Múltiples planes-proyectos de servicios públicos, son sometidos primero a evaluación ambiental estratégica y, posteriormente a evaluación ambiental de proyecto, lo que supone un claro problema de doble evaluación. Éste se hace aún más patente en el caso de planes especiales, donde el alcance de ambos documentos, plan especial y proyecto, es casi idéntico debido a la escasa magnitud de las obras a ejecutar y a que el plan especial se redacta con la única intención de dar cobertura legal a un ulterior proyecto, obligados por la normativa urbanística.

En Madrid, de acuerdo a la Ley 9/2001, de 17 de julio, del Suelo (2) y la Ley del suelo estatal (3), el plan especial es necesario en los casos en los que sea inevitable la expropiación de terrenos para ejecutar una actuación pública. Se requiere un instrumento de ordenación territorial que declare la obligatoriedad de ocupación de bienes y derechos para la correcta ejecución de las obras, produciéndose la misma por expropiación. Por tanto, primero se aprueba un plan especial y posteriormente un proyecto, aunque la magnitud y grado de detalle de ambos sea similar. Para cada uno de ellos es preceptiva a su vez la consiguiente evaluación ambiental, estratégica la primera y de impacto la segunda.

Esta doble evaluación de estos planes y proyectos ha sido detectada y valorada desde la propia Administración, sirviendo como ejemplo la solución planteada por la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad Madrid. Así en determinadas actuaciones de servicios públicos, cuando el órgano sustantivo sea la Dirección General de Urbanismo y el procedimiento sea simplificado, tanto el Área de Análisis de Planes y Programas, como el Área de Evaluación Ambiental de la Consejería de Medio Ambiente han establecido tramitar un **procedimiento coordinado para la evaluación ambiental simplificada del plan especial y del proyecto**.

Material y Métodos

En las figuras 1 y 2 se muestra esquemáticamente los procedimientos de evaluación ambiental estratégica (EAE) simplificada y de evaluación de impacto ambiental (EIA) simplificada, de acuerdo a la Ley 21/2013.

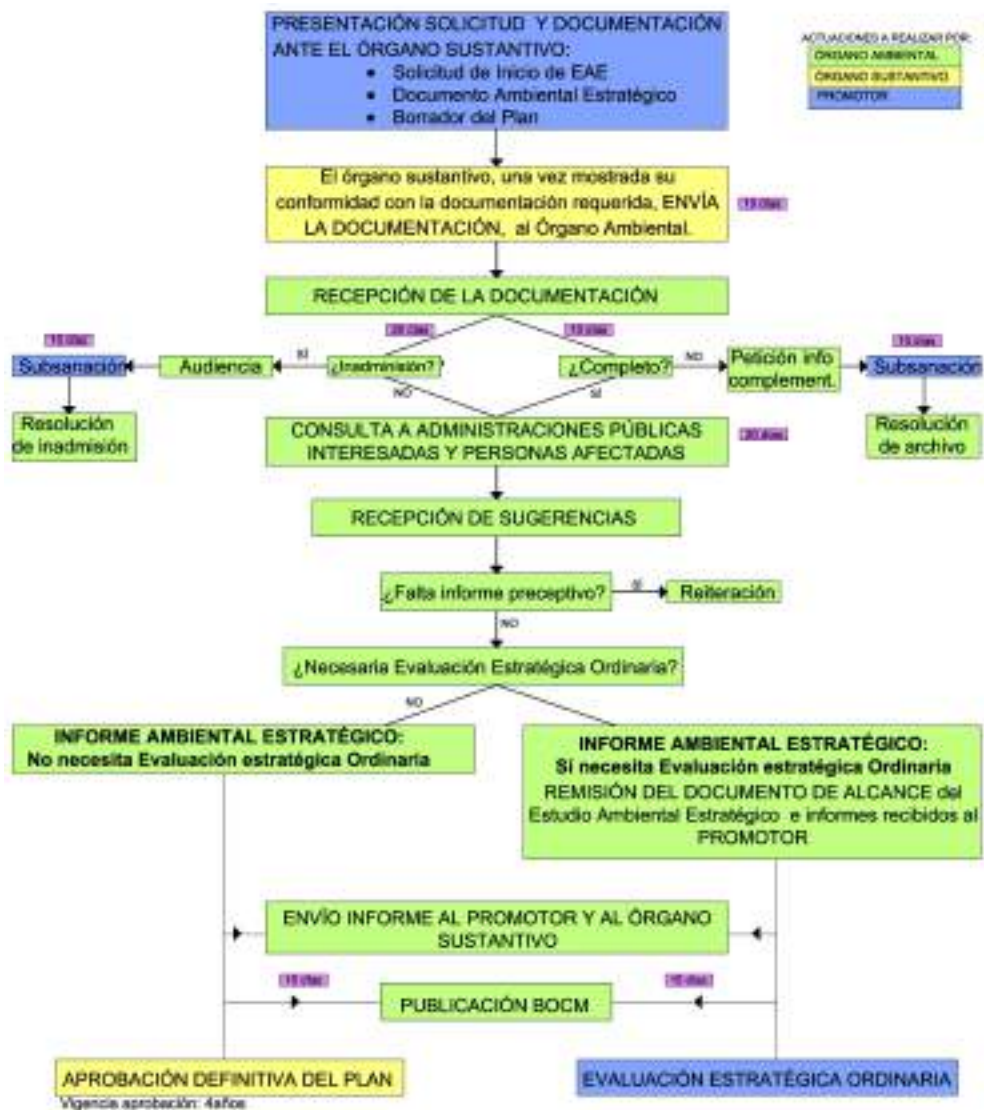


Figura 1. Esquema del procedimiento de EAE simplificada.

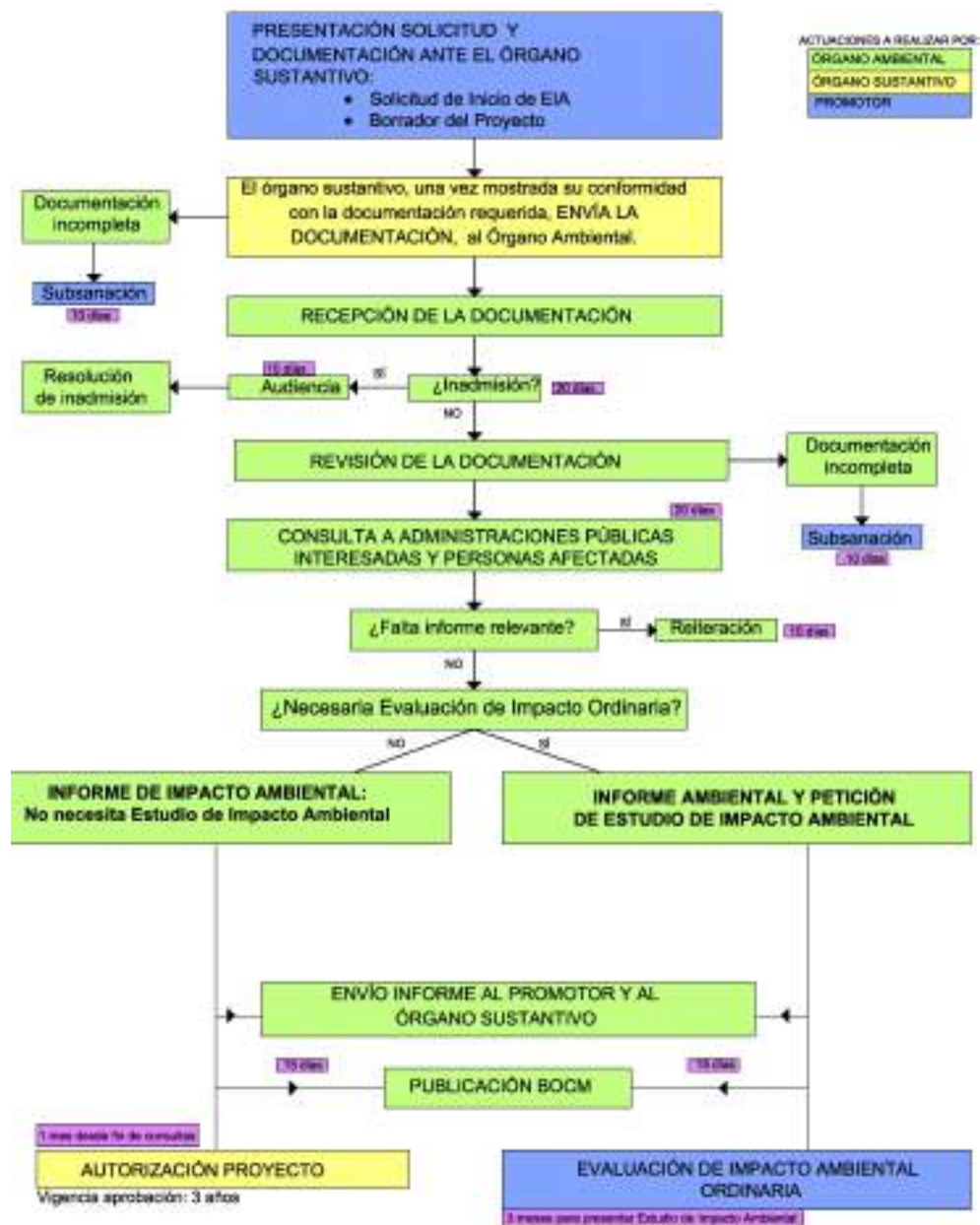


Figura 2. Esquema del procedimiento de EIA simplificada.

Si analizamos la duración de ambos procedimientos, tomando rigurosamente los plazos determinados por la Ley 21/2013, la tramitación de una EAE simplificada conlleva un tiempo de 4 meses y la EIA simplificada 3 meses, sin

contar los tiempos de redacción de documentos. En total, ambos procedimientos llevarían 7 meses de tramitación, en el mejor de los casos. Este es el tiempo que se necesita para la tramitación ambiental de un plan especial, y posteriormente la tramitación ambiental del proyecto que comprende.

En ambos se observa un esquema similar de procedimiento, con una inicial presentación de documentación por parte del promotor, que tras la necesaria revisión se somete a consultas a otras administraciones afectadas y al público interesado, para terminar en la emisión del informe final correspondiente.

Por su parte, al comparar los contenidos técnicos y referencias administrativas que deben incluir los documentos a presentar por el promotor para la EAE simplificada y la EIA simplificada, según lo establecido en la Ley 21/2013, se observa que un 70% de los epígrafes de la documentación exigida para ambos casos es coincidente. Destacamos el hecho de que nos referimos a epígrafes, no a contenido real. La coincidencia efectiva es mayor a dicho 70% porque los epígrafes que se repiten son precisamente los de mayor peso (ej. descripción del medio natural, medidas preventivas, correctoras o compensatorias, seguimiento ambiental, etc.).

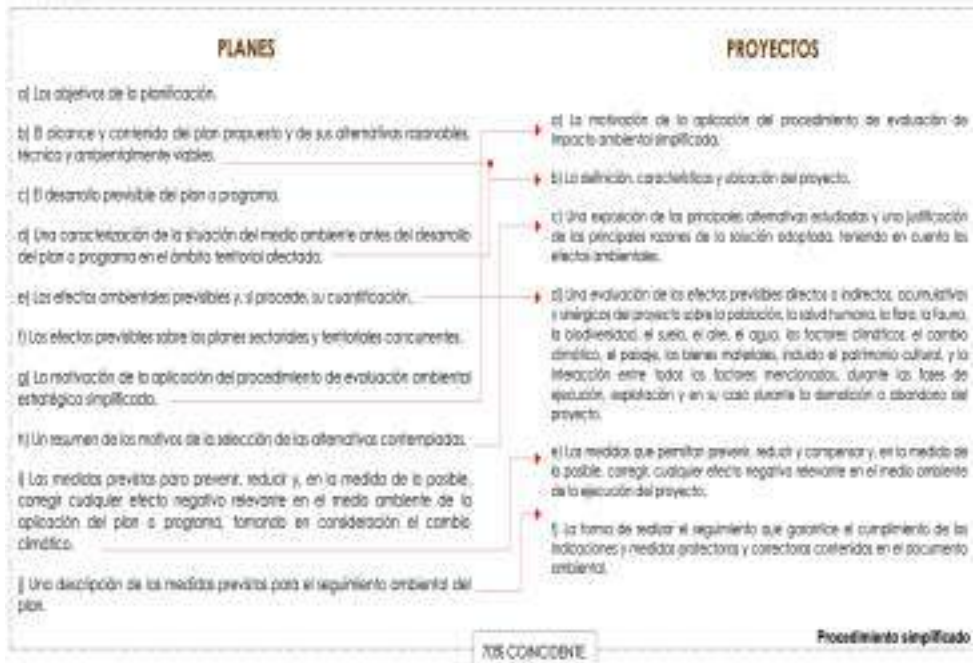


Figura 3. Coincidencias entre los contenidos de la documentación a aportar para la EAE y la EIA simplificadas.

Esta duplicidad tanto en el procedimiento administrativo como en los contenidos de la documentación a presentar, llevó tanto al Área de Análisis de Planes y Programas como al Área de Evaluación Ambiental de la Consejería de Medio Ambiente a establecer la realización de un procedimiento coordinado de los trámites ambientales del Plan Especial y Proyecto siempre que se cumplan ciertas premisas: que sean proyectos de determinados servicios públicos, que el órgano sustantivo sea la Dirección General de Urbanismo y, finalmente, que el procedimiento sea simplificado en ambos.

Para ello, se ha unificado en un único Documento Ambiental el Documento Ambiental Estratégico para la EAE simplificada y el Documento Ambiental la EIA simplificada, incorporando los requerimientos que para cada uno determina la Ley 21/2013. Los principales epígrafes del documento conjunto serán los citados a continuación:

- a. Objetivos de la planificación
- b. Motivación de la evaluación ambiental simplificada
- c. Alcance, contenido y alternativas
- d. Desarrollo previsible del plan especial
- e. Caracterización medioambiental del ámbito
- f. Análisis de posibles efectos ambientales. Identificación y cuantificación de impactos
- g. Relaciones con otros planes y programas
- h. Medidas preventivas, correctoras o compensatorias
- i. Seguimiento ambiental del plan

Desde el propio Ministerio de Agricultura y Pesca, alimentación y Medio Ambiente (4) , en su presentación de la nueva Ley de Impacto Ambiental, destacan como objetivo *“Máxima protección del medio ambiente, agilizar y simplificar procedimientos y homogeneizar la normativa”*.

Resultados

La combinación de los dos procedimientos de EAE y EIA simplificadas permite reducir la tramitación administrativa de 7 meses a solo 4. Esto supone una reducción del 43% en cuanto a plazos administrativos se refiere, considerando los plazos legalmente establecidos.

En contrapartida, el esfuerzo técnico inicial del promotor es mayor, pues debe preparar inicialmente una documentación más compleja. También lo es para los distintos organismos públicos porque deben evaluar en el mismo lapso de tiempo una documentación más compleja. La ventaja, evidente, es que la preparan (los promotores) y la evalúan (las Administraciones) una única vez, con el ahorro de recursos que conlleva en su conjunto.

A efectos prácticos, todavía no se ha terminado de tramitar ningún procedimiento de manera conjunta. Se está en fase de redacción del primer documento ambiental unificado, por lo que aún se desconoce la eficacia real de este sistema y el cumplimiento efectivo de todos los objetivos marcados. A pesar del hecho de tratarse de un planteamiento hasta ahora teórico, se estima como un gran paso hacia una tramitación más dinámica dirigida a obras de carácter público.

El Plan Especial-Proyecto a evaluar mediante tramitación conjunta ⁽⁵⁾ es el “*Proyecto de aducción al depósito de Las Herreras T.M. Santa María de la Alameda*”. Consiste en la instalación de una nueva conducción de 6.500 metros de longitud que conectará la arteria conducción Entronque- Robledo de Chavela, con el depósito de agua potable existente en Las Herreras. Este proyecto, tiene por objeto solucionar el problema de desabastecimiento del núcleo urbano, donde en la actualidad este servicio se realiza mediante camiones cisterna.

Desde el punto de vista medioambiental, se ve afectada la vía pecuaria Vereda de la Cruz Verde, un monte preservado tipo I y diversos hábitats de interés comunitario no prioritarios. No afecta a espacios naturales protegidos ni a elementos catalogados dentro de la Red Natura 2000.

Por todo ello, tras la realización de la pertinente consulta, los órganos ambientales en materia de EAE y de EIA (Consejería de Medio Ambiente, Administración Local y Ordenación del Territorio de Madrid) resolvieron que el citado plan especial y proyecto debían someterse a EAE y EIA ambas simplificadas.

Discusión y Conclusiones

Las ventajas de esta forma coordinada de evaluación son múltiples:

- disminución de los plazos de tramitación en un 43%, reduciendo el tiempo de tramitación de 7 a 4 meses,
- ahorro de recursos administrativos y técnicos de los distintos Organismos implicados,

- menor tiempo de espera para la ejecución de infraestructuras de servicio público, y
- mayor capacidad de respuesta a afecciones ambientales que necesiten una intervención urgente (ej. vertidos).

En contrapartida, se encuentra el inconveniente de ser sólo aplicable a determinados planes - proyectos de pequeña envergadura y siempre que su tramitación sea por procedimiento simplificado. De igual forma, será necesaria una mayor dedicación técnica para realizar documentación inicial que combine ambos procedimientos.

La conclusión sobre la tramitación conjunta es que todos los implicados (promotor, órgano ambiental y sustantivo), ven necesario optimizar el proceso de evaluación obteniendo, dotándose así de una mayor capacidad de respuesta frente a determinados problemas medioambientales y mejoras de los servicios públicos. La unificación del procedimiento conlleva evidentes beneficios a todos los niveles, administrativos, técnicos y medioambientales.

Referencias / Bibliografía

- (1) *Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de Evaluación Ambiental*. BOE núm. 296, de 11 de diciembre de 2013, páginas 98151 a 98227 (77 págs.).
- (2) *Ley 9/2001, de 17 de julio, del Suelo de la Comunidad de Madrid*. BOCM núm. 177, de 27 de julio de 2001; BOE núm. 245, de 12 de octubre de 2001.
- (3) *Real Decreto Legislativo 7/2015, de 30 de octubre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Suelo y Rehabilitación Urbana*. BOE núm. 261, de 31 de octubre de 2015, páginas 103232 a 103290 (59 págs.).
- (4) Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.
- (5) Promotor: www.canaldeisabelsegunda.es

EFFECTIVIDAD DE LOS ESTUDIOS DE AFECCIÓN DE LA RED NATURA 2000 EN EL PANORAMA ACTUAL DE LA EVALUACIÓN AMBIENTAL

JIMÉNEZ RAYADO, A.; SOBRINI SAGASETA DE ILÚRDOZ, I.

ICMA - Ingenieros Consultores en Medio Ambiente S.L. (Madrid)

Palabras clave: Red Natura 2000, RN2000; Directiva Hábitat, estudio de afección, estudio de impacto ambiental, documento ambiental.

Resumen

Se cumplen 25 años de la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitats que marcarse el inicio de la creación y establecimiento de una red de espacios protegidos por toda Europa. Aunque en España se han creado algo más de 2000 zonas con esta categoría de protección, tan solo el 20% de ellos cuentan con un plan de gestión aprobado, lo que compromete la práctica y la efectividad de los estudios de afección que la legislación de evaluación ambiental obliga para los proyectos, actividades o planes que afecten a este tipo de áreas.

Para acompañar la reflexión de este artículo se comentan cuatro ejemplos prácticos que la empresa ICMA - Ingenieros Consultores en Medio Ambiente S.L. ha desarrollado en estos últimos años, en los que se han dado cuatro escenarios diferentes, con o sin plan de gestión aprobado, de afección directa e incluso un escenario en el que, a pesar de no ocupar un espacio Red Natura, por la naturaleza del proyecto se analizó esta afección pese a no haber sido solicitado un estudio específico sobre ello.

Introducción

En España, la Red Natura 2000 (en adelante RN2000) está compuesta por unos 1.467 zonas catalogadas como Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) y Zonas de Especial Conservación (ZEC), y por unas 644 catalogadas como Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). La suma de todas estas zonas significan una superficie total terrestre de 210.000 km², que es aproximadamente un 27 % del territorio nacional.

De acuerdo a los requisitos de la Directiva 92/43/CEE Hábitats y en la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad, para cualquier actuación que pueda afectar un espacio Red Natura se debe evaluar las consecuencias que ésta pueda tener sobre los valores que han llevado a incluir ese territorio en esta red de espacios protegidos. La evaluación de estas consecuencias, de acuerdo al marco normativo nacional, debe hacerse en forma de estudios o informes complementarios al estudio de impacto o memoria ambiental del proyecto. Estos informes, comúnmente denominados “Estudios de Afección a la Red Natura” deben incluir un contenido específico que recoja todas y cada una de las afecciones sobre los valores destacados de estos espacios, contenido que difiere de la evaluación de impacto ambiental regular, como se resume en la Figura 1:

DIFERENCIAS ENTRE EIA Y EVALUACION DE REPERCUSIONES SOBRE RN2000		
	RN2000	EIA
Ámbito de aplicación	Todo proyecto no relacionados con la gestión del lugar	Proyectos Anexo I y Anexo II Ley 21/2013
Factores sobre los que se evalúa	Objetivos de conservación	Flora, fauna, Biodiversidad, suelo, atmosfera, hidrología, geología, clima, paisajes, patrimonio cultural, población, salud humana, etc.
Análisis de alternativas	Recomendado Obligatorio (art 6.4)	Obligatorio
Resultados de la evaluación	Vinculante	No vinculante

Figura 1. Diferencias entre la Evaluación de Impacto Ambiental y la Afección a la RN2000. (Fuente: SEO / Birdlife).

Es en los “factores sobre los que se evalúa” dónde surge, en la práctica, la principal problemática de estos tipos de estudios. Al contrario que el proceso de EIA, donde los factores evaluados son los que figuran en los inventarios naturales de los estudios de impacto ambiental, documento o memorias ambientales, determinados por la Ley 21/2013, de evaluación ambiental, un estudio de afección a la RN2000 debe focalizarse en los “objetivos de conservación”, es decir, los valores que hacen particular al espacio Red Natura, y por tanto lo que lo caracterizan.

En la actualidad apenas el 20% de los espacios declarados RN2000 poseen un Plan de Gestión aprobado, es decir, que apenas la quinta parte de los Lugares de Importancia Comunitario (LICs) existentes en España han sido

declarados Zonas de Especial Protección (ZECs). El Plan de Gestión es el documento donde se enumeran todos y cada uno de los “objetivos de conservación” propios de cada zona, y por lo tanto, la base sobre la que elaborar un adecuado estudio de afección.

Consecuencia de ello es que tal y como se recoge en varias guías publicadas como *“Directrices para la elaboración de la documentación ambiental necesaria para la evaluación de impacto ambiental de proyectos con potencial afección a la Red Natura 2000”* (1) y *“Guías para la elaboración de Estudios Ambientales de proyectos con Incidencia en el Medio natural. Proyectos que pueden afectar a la red Natura 2000.”*(2), a pesar de la voluntad de la mejora en los procesos de evaluación ambiental, la evaluación contenida en los estudios de afección resulta demasiado genérica, siendo en muchos casos una copia del contenido del estudio principal sometido a EIA.

Casos Prácticos

Para reflejar el panorama actual de los estudios de afección a la RN2000 vamos a exponer cuatro casos prácticos que ICMA ha intervenido, tanto en el proceso de EIA como en la gestión de la RN2000, en los últimos tres años.

El proyecto de rehabilitación de un edificio existente en el municipio de Cercedilla (Madrid) para convertirlo en hotel rural, se ubica dentro del “Parque Regional del curso medio del río Guadarrama y su entorno” y afecta directamente al ZEC ES3110005 “Cuenca del río Guadarrama” y a la zona de importancia para las aves IBA 76 “Alto Lozoya - La Pedriza”. En el año 2015, cuando se inició el expediente de EIA simplificada, el espacio RN2000 ya contaba con Plan de Gestión aprobado (Decreto 105/2014 del 3 de septiembre, BOCM 213 del 8 de septiembre de 2014), por lo que el estudio de afección se redactó tomando como guía el propio plan. Consistió en una evaluación pormenorizada de las afecciones sobre el ZEC, principalmente el deterioro de los hábitats declarados como presentes en la zona e incluidos en el Anexo I de la Directiva Hábitats; así como la alteración a las especies declaradas e incluidas en el Anexo II de la misma Directiva mencionadas en el plan de gestión y cotejadas con los inventarios realizados “in situ”.

El segundo de los casos prácticos es un plan parcial para la construcción de una EDAR, ubicado también en la Comunidad de Madrid, que afectaba al actual ZEC ES3110007 “Cuencas de los ríos Alberche y Cofio” y a la ZEPA ES0000056 “Encinares de los ríos Alberche y Cofio”. En la fecha del inicio el expediente (2016) el Plan de Gestión del entonces LIC se encontraba en fase de borrador, plan que ha sido recientemente aprobado por el Decreto

26/2017 del 14 de marzo (BOCM 65 del 17 de marzo de 2017). El estudio de afección a la RN2000 se redactó en este caso tomado el borrador del mencionado plan de gestión, a modo orientativo, con especial atención a la afección sobre los Hábitats de Interés Comunitario (HIC) que el borrador enumeraba como presentes en la zona de estudio: el 6310 “Dehesas perennifolias de *Quercus spp*” catalogado como prioritario y el hábitat 6220 “zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *thero Brachypodietea*” y que en el programa de visitas a campo se comprobó como existentes.

Otro caso fue el proyecto de sondeo para regadío en una finca agrícola próxima a Medina del Campo (Valladolid). Este es un ejemplo de nuevo de afección de una zona RN2000 sobre la que no existe plan de gestión aprobado a fecha de inicio de expediente (2016). En este caso particular el proyecto afecta a la ZEPA ES0000204 “Tierra de Campiñas” y al IBA 61 con el mismo nombre. Al no existir el plan de gestión, el estudio de afección RN2000 se focaliza en la afección a los hábitats HIC presentes en la zona de acuerdo a las diferentes fuentes de datos de la naturaleza disponibles en las webs de la Administración y cuya existencia se constató en campo: 6310 “Dehesas perennifolias de *Quercus spp*”; 1410 “Pastizales salinos mediterráneos”; 6420 “Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinion-maritimae*”; y 3170 “Estanques temporales mediterráneos”.

El cuarto caso práctico supone un ejemplo de proyecto que, sin estar ubicado en LIC/ZEC o ZEPA, se realizó un estudio de afección Red Natura 2000 dada la naturaleza y ubicación del mismo, si bien no se presentó como documento independiente o anexo separado por no haber sido así requerido. Se trata de un aeródromo de uso restringido ubicado en Ciudad Real, a unos 3 kilómetros de la ZEPA ES0000158 “Áreas Esteparias del Campo de Montiel” y a 10 kilómetros del ZEC y ZEPA “Sierra Morena”, que afectaba directamente a zonas representativas de hábitats HIC como el hábitat 6310 “Dehesas perennifolias de *Quercus spp*”; el 5330 “Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos”; el 5210 “Matorrales arborescentes de *Juniperus spp*”; el 6220 “Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *thero Brachypodietea*” y el 9340 “Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*”. En este caso particular, se completó el Documento Ambiental, y posteriormente el Estudio de Impacto Ambiental, con los impactos que esta actividad podría ocasionar tanto en la fauna como en los hábitats incluidos en los anexos de las Directivas Aves y Hábitats.

En resumen, y tomando como ejemplos los casos prácticos descritos anteriormente, que datan de los últimos tres años, tan sólo uno de los cuatro contaban con un Plan de Gestión aprobado en la fecha de inicio del expediente, lo cual se corresponde con los porcentajes que mencionábamos en la introducción de este artículo.

Discusión y Conclusiones

La discusión sobre las problemáticas de la afección a espacios Red Natura es tratada en numerosas guías metodológicas, bibliografía especializada, conferencias, congresos y hasta en foros sectoriales de actividades económicas diversas (naturalistas, ecólogos, ganaderos, etc.). La falta de planes de gestión aprobados tiene una serie de consecuencias que se suman a las dificultades de evaluar las afecciones en un espacio de RN2000, además del objetivo primordial de evaluar los efectos sobre los objetivos de conservación de los éstos lugares.

Al igual que sucede con muchos estudios o documentos de impacto ambiental, los efectos sinérgicos y acumulados con otros proyectos ya existentes en el mismo ámbito de estudio no son evaluados o lo son de manera inadecuada.

La inexistencia de planes de gestión supone que en la mayoría de las zonas RN2000 carece de una información suficiente y actualizada sobre las que efectuar una valoración y evaluación de efectos e impactos, así como un claro déficit en la predicción de impactos futuros sobre la integridad del espacio Red Natura.

El desconocimiento de la dinámica de los hábitats, especies y ecología y un diagnóstico actualizado del estado de conservación de cada espacio RN2000 son otras de las principales problemáticas que restan efectividad al proceso. Las causas más destacadas a este respecto mencionadas en la bibliografía son bien la falta de cualificación de los agentes involucrados o bien por falta de personal técnico en los diferentes órganos con competencia en el espacio Red Natura.

Otro factor importante mencionado en la bibliografía y que resulta evidente en la práctica es la falta de comunicación entre los diferentes sectores afectados e implicados en los espacios, además de la falta de participación pública en los Planes de Gestión más allá de las asociaciones ecologistas y naturalistas.

En menor medida, pero no por ello menos importante, el conflicto de intereses entre los sectores económicos existentes dentro de los espacios protegidos y la falta de consenso en la definición de usos (especialmente el uso recreativo) afectan a la hora de determinar muchos de los objetivos de conservación particulares de cada zona principalmente los ligados a cada sector económico.

En los 25 años de experiencia de RN2000, toda esta problemática, junto a los ya consabidos hándicaps burocráticos y la crisis económica, han servido tanto a administraciones como partes interesadas para definir unas líneas

claras de actuación encaminadas por un lado a i) conocer el estatus y la dinámica de todos los elementos a conservar presentes en las diferentes espacios; ii) a acelerar en la manera de lo posible los Planes de Gestión en aquellos espacios que carecen del mismo, y iii) un reforzamiento en el seguimiento de las medidas previstas de manera genérica en las diferentes Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA) como en las contempladas en los respectivos Estudios de Afección a la RN2000.

Para encarar estas líneas de actuación clave se hace imprescindible la creación de una serie de herramientas encaminadas principalmente a mejorar la información disponible de cada uno de los espacios RN2000 existentes. La creación de una base de datos histórica que contenga la afección que cada actividad tipo haya tenido en situaciones ya estudiadas sobre las especies o hábitat incluidos en las diferentes zonas objeto de estudio con anterioridad, supondría una fuente de información clave para una valoración periódica de su evolución y estado de conservación. Esta base de datos puede hacerse disponible online de la misma manera que existen otras fuentes de datos de la naturaleza y cartográficos disponibles en las webs der organismos oficiales y administraciones. La fuente de datos se puede implementar con las evaluaciones de proyectos y actividades que vayan realizándose en cada zona RN2000, de manera que pueda ser compartida por las diferentes administraciones involucradas.

De la misma manera, una creación de webs especializadas para cada zona RN2000, o bien aplicaciones o campañas de concienciación y comunicación pueden resultar útiles a la hora de fomentar la participación de la mayor parte de agentes y partes interesadas posibles, involucradas directa o indirectamente en la conservación y gestión de los espacios, y representativos de todos los espectros y sectores económicos existentes en la zona. En esta línea, debería establecerse la obligatoriedad de pronunciamiento a las partes afectadas, mediante, por ejemplo un informe exhaustivo, por los cauces ya existentes, en la presentación de alegaciones en los procesos de EIA.

La creación de grupos de profesionales y técnicos cualificados a cargo de la Comisión Europea puede mejorar el control que se hace de estas zonas por parte de Europa, en la práctica inexistente en la actualidad; Grupos de trabajo que se pudieran encargar también de asegurar la independencia en las evaluaciones e informes respecto a injerencias y decisiones políticas, por desgracia tan comunes.

A modo de conclusión, a pesar de las dificultades durante estos años, en la actualidad se debe potenciar no solo la creación de nuevos espacios RN2000, si no las exigencias y requisitos a establecer en los estudios de

afección, ampliando el abanico a planes, programas y proyectos que no estando directamente sobre espacios Red Natura por sus características pueden afectarla, e incluso tener un mayor impacto que otras ubicadas dentro del espacio; y para concluir reforzar el sistema de control externo posterior al trámite administrativo de EIA.

Referencias / Bibliografía

- (1) Valls, J, Infante, O., Atienza J.C. (2014) "*Directrices para la elaboración de la documentación ambiental necesaria para la evaluación de impacto ambiental de proyectos con potencial afección a la Red Natura 2000*". SEO/Birdlife, Madrid.
- (2) Díez de Revenga Martínez, E. et al. (2005) *Guías para la elaboración de Estudios Ambientales de proyectos con Incidencia en el Medio natural. Proyectos que pueden afectar a la red Natura 2000*. Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- (3) Comisión Europea (2000). *Gestión de espacios Natura 2000. Disposiciones del artículo 6 de la Directiva 92/43/CEE sobre hábitats*.
- (4) Ministerio de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente (MAPAMA): <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/red-natura-2000/>
- (5) Comunidad de Madrid: http://www.madrid.org/cs/Satellite?c=CM_InfPractica_FA&cid=1109168009798&language=es&pagename=ComunidadMadrid%2FEstructura
- (7) Natura 2000. Comisión Europea: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm
- (8) Activa Red Natura 2000: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm

HERRAMIENTAS PARA EL CÁLCULO DE EMISIONES DE CO₂ DEL PLANEAMIENTO URBANÍSTICO GENERAL Y DERIVADO EN CATALUÑA

TORRENTS ABAD, J.M.¹; AGELL MAS, E.¹; IRAEGUI NAVARRO, J.²

¹ *Departamento de Territorio y Sostenibilidad. Generalitat de Catalunya (Barcelona)*

² *ENT Medi Ambient i Gestió (Vilanova i la Geltrú)*

Palabras clave: Evaluación ambiental estratégica, Emisiones de CO₂, Planeamiento urbanístico.

Resumen

La Subdirección General de Evaluación Ambiental y la Oficina Catalana del Cambio Climático del Departamento de Territorio y Sostenibilidad trabajan desde el año 2007 en la incorporación de los aspectos de cambio climático en la evaluación ambiental estratégica de planes y programas.

Durante el período 2007-2016, la Oficina ha evaluado unos setenta planes sectoriales y un centenar de planes urbanísticos, a los que se ha solicitado que informen del impacto sobre las emisiones de CO₂ y en los que se han introducido recomendaciones explícitas sobre las propuestas urbanísticas en el ámbito de la adaptación de los territorios más vulnerables a los efectos del cambio climático.

De este proceso, surge la necesidad de disponer de herramientas de cálculo que faciliten esta tarea a los consultores ambientales. Así pues, se constituyó un grupo de trabajo técnico cuya tarea culminó el año 2012 con la presentación de una primera herramienta de estimación de emisiones de CO₂ generadas por los planes de ordenación urbanística municipal (POUM), que calcula las emisiones de los consumos energéticos residenciales, de la movilidad generada y del ciclo del agua.

Con la entrada en vigor de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, que convierte en un mandato explícito el cálculo de la huella de carbono de los planes y programas sometidos a evaluación ambiental, el grupo de trabajo ha actualizado recientemente la herramienta de cálculo de planeamiento urbanístico general así como su aplicación al planeamiento urbanístico derivado, con la asistencia técnica de una consultora especializada (ENT).

Las mejoras técnicas introducidas se basan en mejorar los factores de emisión de los usos residenciales, ampliar el ámbito de aplicación para considerar los consumos de los usos energéticos de los usos terciarios, industriales y de equipamientos, así como las emisiones generadas en la gestión de los residuos municipales.

Introducción

La incorporación de los aspectos de cambio climático en la evaluación ambiental estratégica de planes y programas es una línea de trabajo compartida por la Subdirección General de Evaluación Ambiental y la Oficina Catalana del Cambio Climático del Departamento de Territorio y Sostenibilidad. Durante el período 2007-2016, la Oficina ha evaluado unos setenta planes sectoriales y un centenar de planes urbanísticos, a los que se ha solicitado que informen del impacto sobre las emisiones de CO₂ y en los que se han introducido recomendaciones explícitas sobre las propuestas urbanísticas en el ámbito de la adaptación de los territorios más vulnerables a los efectos del cambio climático.

El cálculo de las emisiones del planeamiento urbanístico requiere del planteamiento de metodologías compartidas y posibles herramientas que ayuden a automatizar dicho cálculo y así facilitar esta tarea a los consultores ambientales que participan en los procesos de evaluación ambiental. Ante esta necesidad el órgano ambiental constituyó un grupo de trabajo técnico cuya tarea culminó el año 2012 con la presentación de una primera herramienta de estimación de emisiones de CO₂ generadas por los planes de ordenación urbanística municipal (POUM), que son el instrumento urbanístico por excelencia del sistema de planeamiento vigente en Catalunya (1). Esta primera herramienta calculaba las emisiones asociadas a: los consumos energéticos residenciales, la movilidad generada y la gestión del ciclo del agua.

Posteriormente, con la entrada en vigor de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, que convierte en un mandato explícito el cálculo de la huella de carbono de los planes y programas sometidos a evaluación ambiental, el grupo de trabajo ha actualizado recientemente la herramienta de cálculo de planeamiento urbanístico general así como su aplicación al planeamiento urbanístico derivado, con la asistencia técnica de una consultora especializada (ENT).

Material y Métodos

El soporte escogido para la implementación de las herramientas de estimación de emisiones de CO₂ generadas por los planes urbanísticos es

un documento Excel. El documento tiene una estructura muy sencilla y se organiza de la siguiente manera: entrada de datos básicos, visualización de las emisiones de las alternativas consideradas y presentación de los resultados totales comparados.

Se han desarrollado dos herramientas que permiten realizar los cálculos de manera diferenciada para el planeamiento urbanístico general y para el planeamiento urbanístico derivado. La herramienta para el planeamiento urbanístico general calcula las emisiones asociadas a la movilidad generada; los consumos energéticos de los usos residenciales, equipamientos, terciarios e industriales; el ciclo del agua y la gestión de los residuos. La herramienta para el planeamiento urbanístico derivado posibilita el cálculo desagregado de las emisiones asociadas a los consumos energéticos de equipamientos deportivos y no deportivos; oficinas y comercios (usos terciarios); logística y no logística (usos industriales) y alumbrado público. Ambas herramientas dispondrán de su correspondiente manual que ofrecerá una explicación de cómo realizar la introducción de los datos y el detalle de la metodología utilizada.

El motor de cálculo de la herramienta es bastante sencillo, mientras que la dificultad reside en la caracterización/modelización de los elementos generadores de las emisiones (vehículos, edificios, residuos y agua). Para ello es fundamental disponer de datos que permitan realizar una caracterización lo más ajustada posible del factor de generación y del factor de emisión: para la movilidad es Kg CO₂/Km recorrido, para consumos energéticos es Kg CO₂/superficie edificada (o Kg CO₂/viviendas), para el ciclo del agua es Kg CO₂/volumen de agua consumida y para los residuos es Kg CO₂/peso de residuos generados.

La metodología seguida para el cálculo de las emisiones de CO₂ generadas por la movilidad consiste en estimar la distancia recorrida por las siguientes tipologías de vehículos: turismos, motocicletas, furgonetas, camiones y autobuses, y multiplicar por el factor de emisión de CO₂. La herramienta realiza el cálculo de los viajes generados por tipología de vehículos a partir de los datos disponibles en la fase de planeamiento (población, superficies de usos, etc.) y de parámetros de cálculo establecidos por la normativa de evaluación de la movilidad generada. La distancia recorrida es una variable fundamental que se obtiene de los planes de movilidad urbana vigentes o los estudios de evaluación de la movilidad generada del mismo plan urbanístico. Una vez se ha obtenido la distancia total recorrida se multiplica por un factor de emisión, que gracias a la herramienta AMBIMOB (2) se puede particularizar para cada municipio, ya que depende de la composición de su parque móvil.

El cálculo de las emisiones asociadas al consumo de energía se realiza a partir de una caracterización de las diferentes tipologías de edificación de cada uso urbanístico. Para el cálculo de las emisiones de los usos residenciales se escoge como edificio modelo una tipología representativa que diferencia entre edificios residenciales plurifamiliares y unifamiliares (3). A partir de los datos de consumo promedio para cada servicio energético, para cada fuente de energía y para cada zona climática (según datos del Instituto Catalán de la Energía), se establece un factor de emisión de CO₂ por superficie, para el caso de los servicios de calefacción, refrigeración e iluminación, y un factor de emisión de CO₂ por vivienda, para el resto de servicios.

Los usos terciarios y de equipamientos se caracterizan a partir de los datos obtenidos en diferentes estudios del Instituto Catalán de la Energía (4) (5) y auditorías energéticas (6).

Para poder establecer diferentes niveles de emisiones de CO₂ de los usos residenciales, equipamientos y terciario se calculan unas categorías de emisiones que comprenden desde un nivel de muy baja emisión (categoría A) hasta un nivel de emisiones superiores (categoría D). De esta manera se tiene la posibilidad de planificar edificaciones con menores emisiones y analizar su impacto sobre el conjunto y entre las diferentes alternativas.

El cálculo de las emisiones asociadas a la gestión de residuos generados radica en establecer la cantidad de residuos generados para cada uso y el sistema de gestión aplicado. Los residuos generados se estiman a partir de diferentes fuentes. Para usos residenciales se calculan a partir de los datos estadísticos de la Agencia de Residuos de Catalunya, para usos de terciarios y de equipamientos se han utilizado los datos procedentes del “Estudi sobre la generació de residus comercials a Catalunya” (7) y para usos industriales se han estimado a partir del total de residuos industriales generados dividido por la superficie industrial consolidada. Los factores de emisión utilizados se obtienen de la Oficina Catalana de Cambio Climático (8), y se aplican sobre las diferentes fracciones de residuos, suponiendo que algunas fracciones reciben el mismo tratamiento, como es el caso de los residuos industriales y la fracción de resto de los residuos municipales.

Finalmente, el cálculo de las emisiones asociadas al ciclo del agua se realiza a partir de los consumos medios de agua de los diferentes usos facilitados por el Instituto Catalán del Suelo, y aplicando el factor de emisión establecido por la Oficina Catalana de Cambio Climático, tanto para el abastecimiento como para el saneamiento.

Resultados

Las herramientas de estimación de emisiones de CO₂ generadas por los planes urbanísticos generales y derivados se conciben para la evaluación de diferentes alternativas de planeamiento teniendo en cuenta sus emisiones de CO₂, y poder de esta manera justificar soluciones con un menor impacto ambiental.

Estas herramientas permiten trabajar hasta con tres alternativas además de la alternativa cero, que se considera como el desarrollo del planeamiento urbanístico vigente. Para ello se ofrecen cuatro pestañas que muestran los resultados de los criterios escogidos para cada una de las alternativas, y que permiten su análisis. Mientras que en la pestaña de resumen de emisiones se muestran los resultados para comparación.

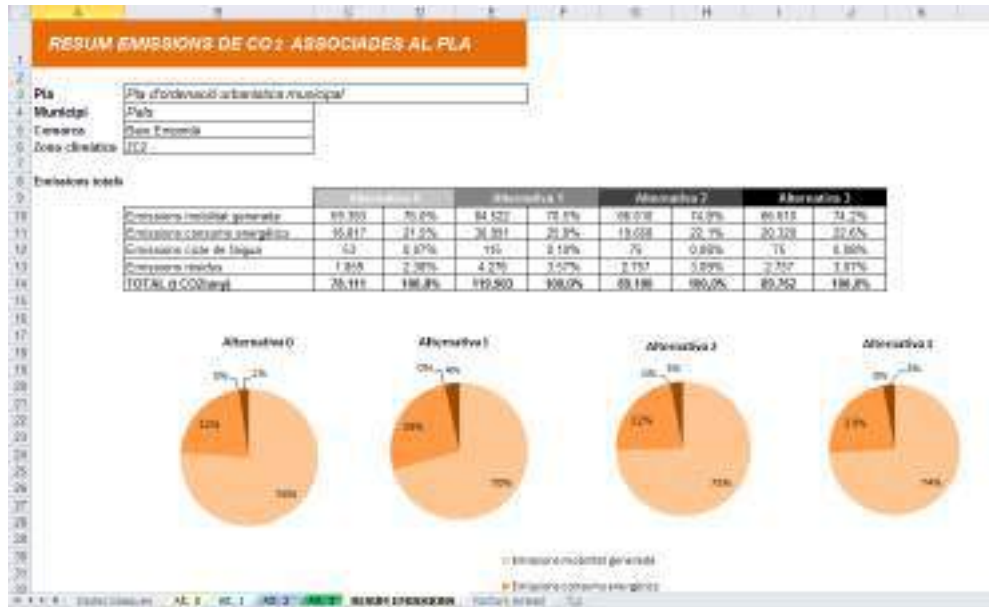


Figura 1. Pestaña de Resumen de Emisiones de la herramienta de estimación de emisiones de CO₂ generadas por el planeamiento urbanístico general.

Los criterios de diseño/urbanísticos sobre los que se puede incidir para la consideración de diferentes alternativas son:

- La superficie de los diferentes usos en el planeamiento, de manera que una mayor superficie y un determinado uso implicarán unas mayores emisiones de CO₂, tanto para la movilidad, el consumo de energía, los residuos generados y el ciclo del agua.

- La ubicación de los diferentes usos afectará las emisiones asociadas a la movilidad.
- La elección de categorías de emisiones de CO₂ para introducir edificios más eficientes y que aprovechen las energías renovables generará menores emisiones de CO₂.

Discusión y Conclusiones

Las herramientas de estimación de emisiones de CO₂ generadas por los planes urbanísticos generales y derivados creadas por el Departamento de Territorio y Sostenibilidad constituyen una herramienta de gran utilidad para facilitar el cumplimiento de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, en relación a la obligación del cálculo de la huella de carbono de los planes y programas sometidos a evaluación ambiental.

La finalidad y el uso de estas herramientas deben limitarse a la evaluación y comparación de alternativas, puesto que los resultados no dejan de ser unas estimaciones basadas, por un lado, en fuentes de datos que ofrecen la mejor información disponible pero que en ocasiones pueden no ser representativas de la realidad futura y, por otro lado, las hipótesis realizadas incorporan aproximaciones que pueden generar errores. En este sentido debe realizarse un análisis más basado en el orden de magnitud que no en la cifra exacta. Esta limitación es intrínseca a la metodología utilizada puesto que en la fase de planeamiento es difícil obtener datos más reales del desarrollo futuro.

En lo que se refiere a datos del consumo de energía de los diferentes usos, a excepción de los usos residenciales, hay una falta de datos estadísticos que permitan caracterizar sectores de actividad económica como el hotelero, de gran importancia, así como otros usos terciarios y sectores industriales. La falta de datos se agrava cuando tenemos que referenciar los datos de emisiones de CO₂ a superficies de estos usos. Por tanto, una futura disponibilidad de datos mejorará la caracterización de los distintos usos urbanísticos.

Las herramientas se nutren de datos que pueden variar con el tiempo, por este motivo es necesaria su actualización periódica, tanto a nivel metodológico como de datos. Por ejemplo, en previsión de cambios normativos inminentes, las herramientas actuales ya contemplan las edificaciones de consumo “casi nulo” pero su caracterización deberá ser ajustada según vaya determinando la legislación.

Las posibilidades de diseño que ofrecen las herramientas son limitadas, aunque posiblemente permiten actuar sobre el sector generador de mayores

emisiones: la movilidad. Aun así, futuras actualizaciones de las herramientas deberían incorporar más criterios de diseño que permitan incidir sobre aspectos de eficiencia y ahorro de energía, así como también en el ciclo del agua y la gestión de residuos.

Finalmente, la estructura de las dos herramientas es tan similar que se podría prever una integración futura en una sola herramienta.

Referencias / Bibliografía

- (1) Departamento de Territorio y Sostenibilidad. Generalitat de Catalunya, 2012. *Herramienta para el cálculo de las emisiones de CO₂ asociadas a los POUM*
http://mediambient.gencat.cat/es/05_ambits_dactuacio/avaluacio_ambiental/eines_documentacio_tecnica/eines/poum/index.html
- (2) Departamento de Territorio y Sostenibilidad. Generalitat de Catalunya, 2016. *Manual de l'AMBIMOB 2.0*.
http://mediambient.gencat.cat/web/.content/home/ambits_dactuacio/avaluacio_ambiental/eines/ambimob/Manual-AMBIMOB-2-0-08-10-2015.pdf
- (3) Garrido Soriano, N., 2010. *Eficiència i certificació energètica d'edificis residencials: avaluació del potencial d'estalvi energètic i d'emissions dels edificis residencials a Catalunya segons diferents escenaris normatius. Definició d'una metodologia de certificació energètica*.
- (4) Instituto Catalán de la Energía (ICAEN), 2009. *Caracterització del consum energètic en els establiments del sector de pimes de comerç i serveis de Catalunya*.
- (5) Instituto Catalán de la Energía (ICAEN), 2016. *Registre d'edificis existents certificats a Catalunya*.
http://icaen.gencat.cat/ca/pice_ambits_tematicos/pice_l_energia_als_edificis_i_serveis/pice_certificacio_edificis/pice_registre_edificis_certificats/index.html
- (6) Diputación de Barcelona. *Cercador de dades de consum d'equipaments de la Província de Barcelona*.
- (7) Institut Cerdà, 2014. *Estudi sobre la generació de residus comercials a Catalunya*. ECOVIDRIO, Agencia de Residuos de Catalunya, ECOEMBES.
- (8) Oficina Catalana de Cambio Climático, 2015. *Càlcul de les emissions de GEH derivades de la gestió dels residus municipals*.

LA EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA EN ARAGÓN

ABAD GARCÍA, J.

*Ecología y Ordenación del Territorio, S.L.P.
Zaragoza*

Palabras clave: Evaluación, estrategia, planificación.

Resumen

Se trata de analizar la Evaluación Ambiental Estratégica de Planes y Programas en Aragón mediante el estudio de las Declaraciones Ambientales Estratégicas comprendidas desde su inicio en el año 2008 hasta el año 2016.

Se han seleccionado una serie de criterios de comparación atendiendo a la legislación y normativa de referencia, a los trabajos realizados y a las publicaciones sobre la materia, trasladándolos al contenido y determinaciones de las Resoluciones administrativas publicadas, y proponiendo las cuestiones más relevantes que se abordarán específicamente sobre los planes urbanísticos, supuestos que presentan uniformidad y capacidad para integrar los distintos problemas que surgen con esta herramienta técnica.

Introducción

La Directiva 2001/42/CE, de 27 de junio, del Parlamento Europeo y del Consejo, origen del procedimiento de evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente, Evaluación Ambiental Estratégica (en adelante EAE), entró en vigor el 21 de julio de 2001, sin que se haya sometido a ninguna modificación en este plazo de prácticamente 16 años.

Se propone comprobar la situación de la EAE a través de un estudio de las Declaraciones Ambientales Estratégicas (en adelante DAE), documentos aprobados por Resolución administrativa de los órganos ambientales, publicados en los Boletines Oficiales, que presentan un carácter preceptivo y determinante, y contienen los principales hitos del procedimiento.

La comunicación procura establecer un análisis comparado, tomando como ámbito administrativo Aragón, mediante el estudio de la mayor parte de las Memorias Ambientales (DAE) identificadas en el periodo desde su inicio, en

el año 2008, hasta el año 2016 incluido, y se fundamenta en las condiciones que se prescriben para su cumplimiento por el Plan o Programa y en el proceso de consultas personalizadas realizado.

Se ha elegido para un análisis más pormenorizado las Memorias Ambientales relacionadas con el planeamiento urbanístico, incluyendo los planes de desarrollo y sus modificaciones, dada la capacidad de integración territorial, ambiental, social y económica que aportan.

Material y métodos

En el periodo analizado, 2008-2016, se han detectado 171 memorias ambientales de las que 130, un 76%, se corresponden con planes urbanísticos, en los que se ha centrado el trabajo atendiendo a las determinaciones establecidas en cada una de estas Resoluciones administrativas y considerando el análisis en base a la siguiente distribución en tres conceptos: Modelo territorial, determinaciones legislativas y prioritarias, y medidas de mitigación.

En cuanto al modelo territorial se fundamenta en la Agenda Territorial Europea 2020 (1), y se han discriminado varios aspectos para el análisis de acuerdo a las prioridades que establece:

- Modelo de evolución y crecimiento urbanístico. Prioridad 1: Promover un desarrollo territorial policéntrico y equilibrado.
- Retos de la integración territorial. Prioridad 2: Fomentar un desarrollo integrado en las ciudades, las regiones rurales y zonas específicas.
- Retos sociales y económicos. Prioridad 4: Asegurar la competitividad global de las regiones sobre la base de unas economías locales sólidas. Prioridad 5: Mejorar la conectividad territorial de comunidades, particulares y empresas.
- Patrimonio natural, cultural y paisaje. Prioridad 6: Gestionar y conectar los valores ecológicos, paisajísticos y culturales.
- Cambio climático y riesgos naturales. Retos y potenciales para el desarrollo territorial.

Respecto a las determinaciones legislativas y prioritarias, se trata de diferenciar las que se establecen en la legislación sectorial y las prioritarias para la EAE, entre las que se han elegido las siguientes:

- Estudio de alternativas y modos de reducir o evitar efectos significativos.
- Integración con otros planes y programas.
- Tratamiento de los impactos acumulativos y sinérgicos.

- Supervisión y sistemas de seguimiento y control.
- Ámbito espacial: Comarcal, municipal, sectorizado o puntual.
- Determinaciones relacionadas con el órgano sustantivo.
- Condiciones derivadas sobre otros planes, programas, proyectos o actividades.
- Determinaciones en aplicación de legislación sectorial.

Con las medidas de mitigación ambiental se considera la incorporación de determinaciones más propias de declaraciones de impacto ambiental de proyectos, bien por su grado de detalle o por implicación en la toma de decisiones. Se han diferenciado:

- Sobreexplotación de recursos.
- Contaminación: Agua, atmósfera/ruido/ y suelo/residuos.
- Patrimonio natural y biodiversidad.
- Patrimonio cultural y paisaje.

En esta revisión de las memorias ambientales de los planes urbanísticos también se ha dotado de importancia al trámite de consultas personalizadas a los agentes sociales interesados y a los organismos competentes y afectados, con la siguiente asignación de consultados por el órgano ambiental:

- Administración Estatal: 12 organismos.
- Administración Autonómica: 23 organismos.
- Administración Comarcal y Local: 6 Administraciones públicas.
- Organismos colegiados, científicos y empresariales: 4 entidades.
- Agentes sociales: 7 Asociaciones ecologistas, vecinales y patrimoniales.

Resultados

Se han consultado un total de 171 Resoluciones administrativas (DAE) que se corresponden con las siguientes tipologías de EAE (2):

- Planes integrales (Ordenación territorial): 1 (0,6%). Estrategia de Ordenación del Territorio de Aragón.
- Planeamiento urbanístico: 130 (76%). Objeto principal del trabajo.
- Planificación multisectorial con enfoque económico: 34 (20%). Se corresponde con Planes Comarcales de Desarrollo Rural.
- Planificación sectorial: 6 (3,4%). Se corresponden con áreas de actividad asociadas a legislaciones sectoriales como el Plan de Gestión Integral de Residuos –con dos memorias ambientales–, Plan General de Carreteras, Plan de Ordenación de los Recursos Forestales de la Comarca de Gúdar-Javalambre, Plan Energético de Aragón o el Programa de Desarrollo Rural de Aragón 2014-2020.

De las 130 figuras de planeamiento urbanístico sometidas a EAE, 122 casos (94%) se refieren a Planes Generales de Ordenación Urbana (en adelante PGOU) y ámbito municipal, 6 casos a Modificaciones puntuales de PGOU y 2 casos a Planes Parciales en ámbitos sectorizados. Entre ellas existe una singularidad con una Modificación de PGOU, la primera EAE publicada en Aragón el 29 de febrero de 2008, única con una “*evaluación ambiental desfavorable*” por afecciones a la Red Natura 2000, este caso no se incluye en el estudio de detalle.

De las 934 determinaciones o condiciones analizadas en las 129 memorias ambientales (DAE), se concluye una media de 7,2 por cada Resolución administrativa, con la siguiente distribución: 245 (26,2%) se relaciona con el modelo territorial, 467 (50%) con las determinaciones legislativas y prioritarias y 222 (23,8%) con medidas de mitigación.

De las determinaciones contempladas en el concepto de modelo territorial destaca la relacionada con el modelo de evolución urbana, que supone la síntesis ambiental del modelo de crecimiento urbanístico del PGOU. De las 123 EAE que lo contemplan, en 69 (56%) se estima un modelo sostenible, pero en 54 (44%) de los casos se valora como inadecuado, incumpliendo los criterios de sostenibilidad.

El resto de condiciones que se determinan respecto al criterio de modelo territorial y que suman 122, se fundamentan en alertar las carencias detectadas y que son:

- Patrimonio natural, cultural y paisaje: 63 determinaciones. De ellas 50 sobre biodiversidad, 11 sobre paisaje y 2 sobre patrimonio cultural. Se corresponden con la prioridad 6 (1).
- Cambio climático y riesgos naturales: 49.
- Retos sociales y económicos: 9.
- Retos de la integración territorial: 1.

En cuanto a las 467 determinaciones legislativas y prioritarias, se distribuyen:

- Relacionadas con el órgano sustantivo: 203 determinaciones. De ellas 90 asociadas con la clasificación del suelo no urbanizable; 47 con la clasificación de suelos urbanos y urbanizables; 45 con el tratamiento de las normas urbanísticas; y 21 respecto a la necesidad de adaptar los documentos ambiental y sustantivo.
- En aplicación de la legislación sectorial: 144 determinaciones. De ellas 70 con la legislación de vías pecuarias; 38 con la legislación de montes; 35 con la normativa de incendios forestales; y 1 con la legislación de residuos.
- Condiciones derivadas sobre otros planes, programas, proyectos o actividades: 61 determinaciones. De ellas 58 obligan a EIA en urbanización

de polígonos industriales; 2 EIA en urbanización de campo de golf y en otra de uso residencial; y 1 destinada a coordinar EAE+EIA.

- Integración con otros planes y programas: 50 determinaciones. De ellas 49 prescriben integrar el Plan Aragonés de Saneamiento y Depuración; y 1 establece la integración con el Plan Director del Aeropuerto Pirineos.
- Estudio de alternativas: 5 determinaciones.
- Sistemas de seguimiento y control: 4 determinaciones.
- Impactos acumulativos y sinérgicos: Ninguna.

De las 222 medidas de mitigación la distribución es la siguiente:

- Contaminación: 111 determinaciones. De ellas 61 relacionadas con el agua; 47 con atmósfera, ruido y eficiencia energética; y 3 con suelo y residuos.
- Sobreexplotación de recursos: 100 determinaciones asociadas con medidas para garantizar los servicios urbanísticos a los nuevos usos planificados.
- Patrimonio natural y biodiversidad: 9 determinaciones.
- Patrimonio cultural y paisaje: 2 determinaciones.

Respecto a la fase de consultas personalizadas de la EAE, se han analizado las realizadas por el órgano ambiental en las 130 Resoluciones administrativas del planeamiento urbanístico, y se han comprobado un total de 2018 consultas personalizadas que cursó el Instituto Aragonés de Gestión Ambiental, de las que se recibieron 878 contestaciones, un 43,5% de respuestas del total de requerimientos, con la siguiente distribución resumida:

- Administración General del Estado: De 240 consultas se recibieron 188 contestaciones.
- Administración Autonómica: De 923 consultas se recibieron 570 contestaciones.
- Administración Comarcal y Local: De 243 consultas se recibieron 92 contestaciones.
- Organismos colegiados, instituciones científicas y empresariales: De 124 consultas se formalizaron 9 contestaciones.
- Agentes sociales. Vecinales y patrimoniales: De 18 consultas se contestaron 7.
- Agentes sociales. Asociaciones ecologistas: De 470 consultas se contestaron 12.

Discusión y conclusiones

Del análisis comparado se advierte que una gran parte de las determinaciones establecen carencias o ausencias de variables y contenidos en el documento ambiental que deberían cumplimentarse en fases

posteriores, desligadas ya del procedimiento ambiental que culmina con la memoria ambiental (DAE). Todo ello le quita trascendencia a las EAE en lo que respecta a la toma de decisiones y a la naturaleza estratégica que debería tener, generando la incertidumbre del tratamiento posterior que se realiza de los 54 PGOU, 44% de los planes urbanísticos analizados, en los que se concluye que el modelo de evolución y crecimiento urbanístico se valora como inapropiado, de crecimiento excesivo, con una relevante ocupación del suelo y/o desconectado de las tramas urbanas que constituyen el sistema de núcleos de población del municipio, vulnerando la Prioridad 1 (1).

Este carácter estratégico del que no debe desligarse la EAE, también queda obviado por la práctica ausencia de planes que recojan ámbitos espaciales que integren las zonas de influencia ambiental social y económica, en cambio lo que predomina es la fragmentación basada en límites administrativos: municipales, comarcales o regionales, en este caso.

De la carga de determinaciones en relación al modelo territorial, la práctica totalidad se refiere a la Prioridad 6 (1) en el sentido de cumplimentar las carencias observadas en patrimonio natural, cultural y paisaje, así como los riesgos naturales, olvidando y sin contemplar su integración y equilibrio con las actividades sociales y económicas, reto en el que se fundamenta la política territorial europea Prioridades 4 y 5 (1).

Las determinaciones legislativas y prioritarias suponen prácticamente la mitad de las analizadas, y de ellas la primacía la tienen las condiciones relacionadas con competencias urbanísticas: clasificación del suelo y tratamiento de normas; además de las destinadas a la aplicación de la legislación sectorial que tan solo contempla la legislación de vías pecuarias, montes e incendios forestales. Se debe precisar a su vez que en 21 PGOU se determina la necesidad de adaptación entre los documentos ambiental y sustantivo.

Otro grupo de determinaciones legislativas y prioritarias se concentran en las condiciones asociadas a la obligatoriedad de aplicar el procedimiento de EIA a los proyectos de urbanización de polígonos industriales con 58 casos y un 48% de los PGOU, en los que se incorpora una ocupación del suelo con estos usos, con la previsión de impactos acumulativos en ámbitos supramunicipales sin analizar. Estas condiciones también contemplan la integración con otros planes y se centra exclusivamente en el cumplimiento del Plan Aragonés de Saneamiento y Depuración, tan solo en un caso, por motivos de servidumbres aeronáuticas, se cita el Plan Director del Aeropuerto Huesca-Pirineos.

Entre estas determinaciones legislativas y prioritarias, sobresale la práctica inexistencia de referencias a la selección de alternativas con menor impacto,

a la supervisión mediante medidas o indicadores de seguimiento, vigilancia y control, y lo insólito que supone no haberse detectado ni una sola determinación que se refiera a los impactos acumulativos y sinérgicos. Todas ellas se conciben como limitaciones que no pueden abordarse adecuadamente en las más detalladas EIA de proyectos y que deberían tener un tratamiento adecuado en la EAE centrada en la fase de planificación, incomprensiblemente no se está verificando su cumplimiento.

Las medidas de mitigación suponen cerca de la cuarta parte del conjunto analizado, primando la sobreexplotación de recursos encaminada a la medida genérica de garantizar los servicios urbanísticos a los nuevos usos planificados; respecto a la contaminación se establece la ausencia de medidas específicas con este orden de prioridad: agua, atmósfera y ruido y menor influencia suelo y residuos. En cuanto al patrimonio natural, cultural y el paisaje las medidas concretas que se establecen son minoritarias.

Respecto a la participación de las administraciones, organismos y agentes sociales y económicos en el denominado trámite de consultas personalizadas, es necesario precisar que en las EAE del planeamiento urbanístico se fusiona la participación ambiental y territorial con la asociada a las competencias sectoriales, lo que conlleva que una gran parte de las contestaciones tienen un componente sustantivo mezclado con determinaciones de naturaleza ambiental, lo que sirve para difuminar las condiciones preceptivas de estas DAE.

Atendiendo a los grupos formados, en la Administración General del Estado se observa de un 11,9% del total de consultas, un 21,4% de respuestas.

En la Administración Autonómica, con el mayor porcentaje global de consultas que abarca el 45,7%, se ha estimado un porcentaje de respuestas del 64,9%.

En la Administración Comarcal y Local, con un porcentaje de consultas sobre el total del 12,1%, se obtiene una respuesta del 10,5%. Señalar la minoritaria consulta a los Ayuntamientos en el área de influencia del planeamiento urbanístico, de 2018 consultas solo se ha recurrido al ámbito municipal en 6 ocasiones.

De los organismos colegiados, instituciones científicas y empresariales, las consultas han sido el 6,1% del total y las respuestas de tan solo un 1%.

En cuanto a las asociaciones rurales, vecinales y patrimoniales se les ha consultado tan solo un 0,9% del total y han contribuido con un 0,8% de respuestas.

Mención aparte tienen las organizaciones no gubernamentales que debido a las características de la EAE se requiere a asociaciones y fundaciones

ecologistas con un 23,2% del total de consultas y tan solo un 1,4% de las respuestas totales. Es un bagaje insuficiente y que denota fallos en esta fase de la tramitación en relación a este grupo social que es necesario solucionar dada la ausencia de respuestas percibida.

Referencias/Bibliografía

- (1) Agenda Territorial de la Unión Europea 2020. Hacia una Europa integradora, inteligente y sostenible de regiones diversas. Reunión de los Ministros responsables de ordenación del territorio y desarrollo territorial de la Unión Europea. 19 de mayo de 2011. Gödöllo (Hungría).
- (2) Oñate, J. J.; Pereira, D.; Suárez, F.; Rodríguez, J. J. y Cachón, J. Evaluación Ambiental Estratégica. Ediciones Mundi-Prensa (2002).

NUEVAS HERRAMIENTAS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES: EL ANÁLISIS DE RIESGOS AMBIENTALES DE SUELOS CONTAMINADOS

MARTÍN RAMOS, P.^{1*}; ESPINOSA, S.³; SÁNCHEZ BÁSCONES, M.²;
HERNÁNDEZ NAVARRO, S.²; MARTÍN GIL, J.³

¹ Dpto. CC. Agrarias y del Medio Natural, EPS, Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA), Universidad de Zaragoza, Carretera de Cuarte s/n, 22071, Huesca.

² Dpto. CC. Agroforestales, ETSIIAA, Universidad de Valladolid, Avda. Madrid 57, 34004, Palencia.

³ Dpto. Ing^a Agroforestal, ETSIIAA, Universidad de Valladolid, Avda. Madrid 44, 34004, Palencia.

Palabras clave: Análisis de riesgos ambientales, Residuos de construcción y demolición, Sulfuro de hidrógeno, Sulfatos.

Resumen

En esta comunicación se hace uso de una nueva herramienta de EIA basada en los modelos de análisis de riesgos que resultan de la interacción de vulnerabilidad, exposición y peligro, acorde con el 5º informe del grupo de expertos sobre el cambio climático (IPCC, 2014). El modelo seleccionado se basa en definir el problema y evaluar la exposición y el efecto (Norma ISO/DIS 19204).

Nuestro objetivo es presentar un caso práctico de EIA en el que, haciendo uso del análisis de riesgos ambientales (ARA), se aborda el problema de la contaminación por sulfuro de hidrógeno en vertederos de residuos de construcción y demolición (RCD). El tratamiento metodológico conlleva diagnosticar el problema, identificar las fuentes de contaminación potencial, medir el contaminante en los puntos finales y realizar la oportuna evaluación. Después, se precisa identificar los receptores y los niveles de exposición potencial (ingestión, inhalación o contacto dérmico). Como técnica de prevención se ha elegido la adsorción de los sulfatos presentes en RCD con hidróxido de doble capa, ventajosa frente a la adsorción por carbón activado o zeolitas y más idónea que la captura sobre óxidos de hierro del H₂S generado.

Introducción

El presente estudio muestra un caso práctico de EIA haciendo uso del ARA y propone una metodología de generación de alternativas para la construcción de un vertedero de RCD en Tierra de Campos (Palencia) basado en la evaluación dosis-respuesta: se trata de establecer la proporción entre la cantidad de sustancia tóxica a la cual se expone la población y los ecosistemas y la severidad de una respuesta o efecto.

El RD 1481/2001 recomienda que los vertederos de RCD no contengan materia orgánica susceptible de reaccionar con la fracción fina de los sulfatos (reacción *redox*), evitando así la generación de sulfuro biogénico (1,2,3).

Material y Métodos

La evaluación del riesgo es una herramienta de trabajo idónea para el proceso de toma de decisiones de acuerdo con la Norma ISO/DIS 19204 y que comprende las siguientes fases: 1. identificación de problemas ambientales; 2. cuantificación de las emisiones probables de contaminantes y de las rutas de exposición; y 3. evaluación del nivel de riesgo. Para el cálculo de emisiones se ha aplicado la metodología USEPA (software CatReg) (4) y para el análisis de capacidad de acogida se han seguido los métodos heurísticos tradicionales.

Para adsorción de los sulfatos se han utilizado hidróxidos dobles laminares, materiales cuyas láminas poseen una carga neta positiva balanceada por aniones localizados en la región interlaminar. El estudio de la adsorción ha sido realizado por conductivimetría eléctrica y espectroscopías UV-vis y FTIR.

Resultados

1. Fase de identificación de los problemas ambientales

La presencia de sulfatos en los RCD tiende a ser elevada y se debe a morteros y yeso procedente de las obras de fábrica, susceptibles de producir lixiviados. Para que los residuos sean considerados inertes, los lixiviados no pueden exceder los 1000 mg SO₄/L. El INE, de acuerdo con EUROSTAT, informó que España, en 2012, había generado 27 MMt de RCD y había reciclado 19 MMt (un 68%). De los otros 8 MMt no reciclados, la mitad fueron utilizados en relleno de zonas de extracción de áridos y la otra mitad fueron a vertedero.

2. Fase de cuantificación de las emisiones probables de contaminantes y de las rutas de riesgo.

El sulfuro de hidrógeno se produce en los RCD por acción de las bacterias sulfato-reductoras, bajo condiciones anaerobias, a partir del yeso como principal fuente de sulfatos. Si el H_2S liberado lo hace a concentraciones de 10-20 ppm ya es susceptible de producir problemas respiratorios, pero a concentraciones de 500 ppm es causa de pérdida de conciencia y síntomas neurotóxicos irreversibles (Tabla 1). A mayores concentraciones (750-1000 ppm) produce directamente el colapso.

Dado que la mayoría de los RCD carecen de sistemas de recogida de emisiones gaseosas, el H_2S emitido desde la superficie del vertedero puede dar lugar a problemas de salud. Los residentes en las proximidades de los vertederos se quejan de irritación del tracto respiratorio, dolores de cabeza y asma. Dependiendo del tipo de suelo, humedad y temperatura, la concentración de H_2S en las zonas próximas al vertedero puede variar de 140 ppm a 3500 ppm, con tasas de emisión promedio de $4,67 \cdot 10^{-5} \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (3). Dado el carácter de los sulfatos como precursores del H_2S , se ha establecido (FAO/EPA/OMS) precautoriamente como valores guía o concentraciones admisibles de SO_4 en el vertedero los de 0-1000 mg/L. Se consideran inadmisibles los superiores a 3000 ppm, mientras los comprendidos entre 1000 y 3000 ppm precisan de autorización ambiental.

Para rebajar los niveles de sulfato se hace uso de plantas de tratamiento que neutralizan los lixiviados con lechada de cal hasta obtener concentraciones de 1200 mg SO_4/L . No obstante, estos niveles siguen siendo altos y susceptibles de provocar riesgos ambientales por lo que deben ser rebajados hasta el valor guía (450 mg SO_4/L). Esto puede conseguirse con tratamientos físicos y biológicos que, incluso, pueden permitir la utilización del lixiviado depurado para regadío.

En la Figura 1 se han establecido las 5 rutas de riesgo en función de la exposición a que pueden verse sometidas las poblaciones y los ecosistemas vulnerables si un vertedero se situara en el Centro de Tierra de Campos. El objetivo es evitar se vean afectadas las poblaciones importantes, ZEPAS y LICs de la RED NATURA 2000.

Tabla 1. Ficha de seguridad del sulfuro de hidrógeno: (a) relaciones dosis-respuesta (OMS, 2000); (b) límites en inmisión del sulfuro de hidrógeno en diversos países; (c) valores límite de exposición por inhalación LOAEL; (d) niveles NOAEL; (e) niveles de exposición; (f) propiedades físicas.

(a) Relación dosis-respuesta

Concentración H ₂ S		Efecto
mg/m ³	ppm	
1400-2800	1000-2000	Colapso de la respiración con parálisis
750-1400	530-1000	Fuerte estimulación del SNC, hiperapnea
450-750	320-530	Edema pulmonar con riesgo de muerte
210-350	150-250	Pérdida del sentido olfativo
70-140	50-100	Lesiones oculares graves
15-30	10-20	Irritación de los ojos

(b) Límites de inmisión

País	Sulfuro de hidrógeno
Holanda	10 mg/m ³
WHO (Europa)	0,13-1,3 ppbv
Nueva Zelanda	5 ppbv
Japón	20-200 ppbv
Australia	0,1 ppbv
Canadá	10 ppbv
Estados Unidos (Connecticut)	6,3 ppbv

(c) Niveles de LOAEL:

41,7 mg/m³ (30 ppm), LOAEL (ADJ): 10,4 mg/m³, LOAEL (HEC): 1,9 mg/m³

(d) Niveles NOAEL:

13,9 mg/m³ (10 ppm), NOAEL (ADJ): 3,48 mg/m³, NOAEL (HEC): 0,64 mg/m³

(e) Niveles de exposición o inhalación:

TLV (valor límite umbral) – TWA (media ponderada en el tiempo): 10 ppm/TLV-STEL (límite de exposición de corta duración): 15 ppm

(f) Propiedades físicas:

Umbral de detección, 0,34 ppm; Composición en el aire, 200-10000 ppm; composición en el agua, 15-38 ppm; Solubilidad en agua, 0,0054 g/mL; Cte. de Henry, 0,023 atm·m³/g·mol

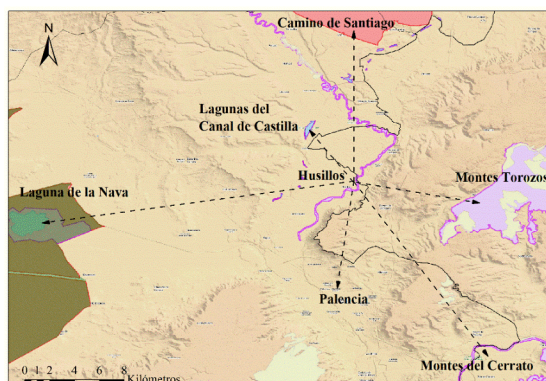


Figura 1. Mapa de ZEPA y LIC de la provincia de Palencia en Tierra de Campos. En el Centro del mapa se localiza la población de Husillos en la carretera A62 sobre la ribera del río Carrión.

3. *Evaluación, utilizando una metodología reglada o normalizada, del nivel de riesgo existente, sobre la base de los datos obtenidos o disponibles.*

El objetivo fundamental de una evaluación dosis-respuesta es conocer la cantidad de sustancia tóxica a la cual está expuesto un ser humano o una población y la incidencia y severidad de una respuesta o efecto, todo ello a efectos de identificar cuál es la dosis mínima a partir de la cual se observa un efecto en la curva dosis-respuesta (Figura 2a). Para ello, disponemos de los valores NOAEL y LOAEL dados por Brenneman et al. (2000) para H₂S (Tabla 1). Teniendo en cuenta estos umbrales (NOAEL y LOAEL), resulta posible conocer y llegar a establecer los efectos críticos (www.epa.gov/iris Integrated Risk Information System (IRIS)) CASRN 7783-06-4 IRIS/US EPA/ORD del H₂S, siendo preciso conocer los factores de conversión cuando se opera en c.n. (25 °C y 760 mm de Hg, Pm=34,04).

Se ofrece un ejemplo de factores de conversión para 10 ppm de NOAEL: (i) en mg/m³ y en c.n., (ii) como NOAEL (ADJ), (iii) como NOAEL (HEC), deposición del gas extratorácico y extrapolación de ratas a humanos; y (iv) concentración de referencia o RfC (mg/m³):

- (i) [10 ppm x (34,08/24,45) = 13,9 mg/m³];
- (ii) [(13,9 mg/m³) x (6 h/24 h) = 3,48 mg/m³];
- (iii) (V/área superficial de ratas (0,19 L/min/15 cm²) vs humanos (13,8 L/min/200 cm²) o bien [0,184 x 3,48 mg/m³ = 0,64 mg/m³] y
- (iv) dosis de referencia RfC en (mg/m³), obtenible del producto NOAEL/UF x MF, donde UF son los factores de incertidumbre típicos y MF la calidad de los datos (1-10). Para un UF de 300 (10 por población sensible, 10 por exposición subcrónica y un factor de 3 de ajustes dosimétricos de ratas a humanos), se tiene [0,64 mg/m³/300 = 0,002 mg/m³] o bien 2 · 10⁻³ mg/m³, susceptible de producir daños al sistema respiratorio y lesiones de la mucosa nasal.

Seguidamente, y de acuerdo con la EPA (4), se deben efectuar estimaciones de los niveles aceptables de riesgo para el H₂S en función de la fracción de la población no afectada, y conocer sobre las diversas parcelas las estimaciones de la probabilidad (o verosimilitud) de una respuesta de cierta gravedad, para diversas concentraciones y duraciones, a un nivel de riesgo de 0,1 con límites de confianza del 95% (figura 2b). Para la codificación se pueden usar tres categorías de gravedad: letalidad, efectos adversos y efectos adversos no observados y definir los niveles riesgo.

En nuestro estudio se ha efectuado, mediante métodos heurísticos, un análisis de vulnerabilidad y otro de amenazas, siendo la resultante de la interacción el riesgo (=peligro x vulnerabilidad).

En el análisis de vulnerabilidad, se ha trabajado con cuatro categorías de gravedad (1, bajo; 2, medio; 3, alto; y 4, muy alto) y se han seleccionado tres variables y cuatro rangos de las poblaciones y ecosistemas afectados [1 bajo (30 a 53), 2 medio (53 a 74), 3 alto (75 a 97) y 4 muy alto (98 a 120)]:

- *Materiales de construcción*: la vulnerabilidad de un vertedero es función de si se impermeabiliza o no y de la eficacia de los materiales que se utilicen para la cubierta. Dado que en el caso que nos ocupa se tiene previsto aplicar medidas preventivas, el impacto previsible es BAJO.
- *Presencia de materia orgánica*: la vulnerabilidad de un vertedero se incrementa en presencia de materia orgánica, de acuerdo con la Directiva 1999/31/CE y la decisión del Consejo 2003/33/CE donde se establecen los valores límite de carbono orgánico total (COT) y orgánico disuelto (COD) que se aplicarán a los residuos vertidos. Dado que en el caso bajo consideración se tiene previsto no superar los límites de COD y COT, el impacto previsible es BAJO.
- *Variables climáticas (humedad, temperatura, viento, suelo)*: La vulnerabilidad de un vertedero disminuye si se lixivian previamente los sulfatos contenidos en los RCD y se opera en condiciones de humedad, ya que de esa forma se retarda la difusión por disolución del H_2S en el agua del suelo, y también si se facilita su dispersión en la atmósfera (5). Algunos estudios recomiendan que la concentración de SO_4 debe ser inferior a 50 mg SO_4/L con el fin de suprimir la generación de H_2S a menos de 1000 ppm (5). El valor límite de la UE es de 560 o de 1000 mg SO_4/kg de residuos en función de la relación líquido-sólido (L/S) de operación: 2 L/kg vs 10 L/kg. Dado que se tiene previsto llevar a cabo el lavado previo de los finos de los RCD en la planta de tratamiento mediante técnicas de ultrasonidos, el impacto previsible es BAJO.

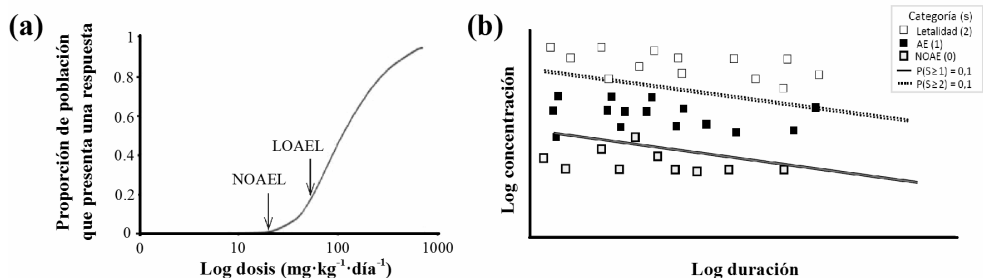


Figura 2. (a) Curva dosis respuesta para predecir el riesgo del sulfuro de hidrógeno y (b) Ecuaciones concentración en función del tiempo y situación aproximada de los valores de NOAEL, efectos activos (AE) y letales, en función del tiempo para tres categorías de gravedad: letalidad, efectos adversos y efectos adversos no observados (NOAE).

		NIVELES DE VULNERABILIDAD								
		Muy alto		Alto		Medio		Bajo		
		4		3		2		1		
NIVELES DE PELIGRO	Muy alto	4	4	Muy alto	4	Muy alto	3	Alto	3	Alto
	Alto	3	4	Muy alto	3	Alto	2	Medio	2	Medio
	Medio	2	3	Alto	2	Medio	2	Medio	1	Bajo
	Bajo	1	3	Alto	2	Medio	1	Bajo	1	Bajo

Figura 3. Matriz de zonificación de riesgos a partir de los niveles de vulnerabilidad y de peligro.

Para la estimación de las amenazas o peligros se han establecido 4 niveles (muy alto o 4, cuando se trata de una zona próxima a una ZEPA, LIC o población o valor singular) y, a medida que nos vamos alejando, la amenaza se considera menor (nivel alto o 3, nivel medio o 2 y nivel bajo o 1).

La formulación de escenarios de riesgo comprende la estimación de pérdidas y daños que podría sufrir una población o ecosistema y se puede clasificar de Zonas de Riesgo (muy alto, alto, medio y bajo).

Del análisis heurístico desarrollado se observa que en el centro de Tierra de Campos y en torno a la población de Husillos todos los valores del análisis se encuentran comprendidos entre bajo- medio (puntuaciones entre 1-2) (Figura 3).

En el capítulo de prevención, los resultados obtenidos sobre la adsorción del ion SO_4^{2-} en el hidróxido de doble capa CaAl-LDH- NO_3 indican que: (a) que a medida que el tiempo de contacto y la dosis de adsorbente aumentan, la concentración de SO_4^{2-} disminuye; (b) el efecto de iones competitivos sobre la adsorción de SO_4^{2-} decrece en el orden $NO_3^- > HCO_3^- > Cl^- > H_2PO_4^-$; (c) la utilización de ultrasonidos permite mejorar la liberación de los sulfatos de los RCD durante el lavado; (d) el tipo de adsorción utilizado es ventajoso frente a la adsorción por carbón activado o zeolitas; y (e) en todo caso, la eliminación de sulfatos es más eficaz y eficiente que la eliminación de SH_2 .

Discusión y Conclusiones

A la vista del mapa de ZEPAS y LICs de la provincia de Palencia (Figura 1) y del estudio del análisis de riesgos o de capacidad de acogida realizado, es posible afirmar que la población de Husillos es la zona menos vulnerable y con ecosistemas menos amenazados a efectos de construir un vertedero RCD.

Del estudio se establecen las siguientes rutas de contaminantes: 1. lagunas de la Nava, y lagunas del canal de Castilla, 2. montes Torozos, páramos de Torquemada-Astudillo y montes del Cerrato, 3. Camino de Santiago; 4. riberas y afluentes del Carrión y Pisuerga, 5. grandes poblaciones.

Se concluye que para las tres primeras rutas, el riesgo es bajo (puntuación 1 en promedio) y para las rutas 4 y 5, de bajo a medio (puntuaciones entre 1-2).

La población de Husillos tiene en la actualidad una planta de tratamiento de residuos de construcción y demolición y se encuentra fácilmente accesible desde Palencia por la carretera A62. Por otra parte, la empresa Reciclaje y Medio Ambiente SL y el pueblo de Husillos tienen previsto solicitar la construcción de un vertedero RCD y presentar su autorización ante la JCyL, por lo que han encargado el estudio técnico de evaluación ambiental a la Universidad. La empresa se compromete a llevar a cabo medidas de reutilización, reciclado y valorización de materiales de los residuos no peligrosos procedentes de la construcción y de las demoliciones y de acuerdo con la Directiva 2008/98/CE, a incrementar su porcentaje de recuperación para usos agrícolas y forestales.

La tecnología de tratamiento más idónea es la adsorción de SO_4^{2-} sobre el hidróxido de doble capa propuesto.

Referencias / Bibliografía:

- (1) Kijjanapanich P, Annachhatre AP, Espósito G, van Hullebusch ED, Lens PNL, 2013, Biological sulfate removal from gypsum contaminated construction and demolition debris. *J. Environ. Manage.* 131, 82-91.
- (2) Karnachuk OV, Kurochkina SY, Tuovinen OH, 2002, Growth of sulfate-reducing bacteria with solid-phase electron acceptors. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 58, 482-486.
- (3) Asakura H, 2015, Sulfate and organic matter concentration in relation to hydrogen sulfide generation at inert solid waste landfill site – Limit value for gypsum. *Waste Management.* 43, 328–334.
- (4) Stanek J, Gift J, Woodall G, Foureman G. Hydrogen Sulfide: Integrative Analysis of Acute Toxicity Data for Estimating Human Health Risk. US EPA/ORD/NCEA, Research Triangle Park, NC, USA, 2011.
- (5) Xu Q, Townsend T, 2014, Factors affecting temporal H_2S emission at construction and demolition (C&D) debris landfills. *Chemosphere.* 96, 105–111.

EVALUACIÓN AMBIENTAL DEL PAISAJE DE UN PARQUE EÓLICO: ANÁLISIS, INTEGRACIÓN Y VALORACIÓN SOCIOLOGICA

ROLDAN ARROYO, J.M.; MONTEAGUDO MARTINEZ, L.A.

Ideas Medioambientales, SL., Albacete. España.

Palabras clave: Parque Eólico, evaluación, paisaje, integración, cuetación, sociológico.

Resumen

Se realiza un análisis sobre la metodología utilizada para valorar el impacto ambiental sobre el paisaje durante el trámite de Evaluación de Impacto Ambiental de un Parque Eólico. Para el desarrollo de este estudio, fueron varias las labores, que de forma cronológica y de manera consecutiva se realizaron para poder recopilar toda la información necesaria para evaluar la presencia de los aerogeneradores en el paisaje, y valorar su repercusión sobre los potenciales observadores. En una primera fase se delimitó la proximidad de los aerogeneradores a los núcleos de población en base a normativa y referencias nacionales e internacionales sobre distancias de parques eólicos a núcleos habitados. Para estas posiciones se elaboró una colección de fotomontajes desde los puntos de observación más críticos en tres escenarios: antes de la instalación, tras la instalación y con las medidas de integración ejecutadas. Y posteriormente se realizó un estudio sociológico sobre la población afectada, para poder valorar la aceptación de estas nuevas construcciones.

Introducción

Referencias

En España, los retranqueos con respecto a los núcleos poblacionales se establecen a nivel autonómico. Con un promedio, con respecto a núcleos urbanos de algo más de 500 metros, con variaciones extremas: Canarias: 400 m, Valencia: 1.000 m, Galicia: 500 m, Cantabria: 1.000 m y Cataluña: entre 900 y 1,000 m (recomendación). En el contexto internacional, los elementos de afección a las viviendas o poblaciones se tienen en cuenta a través, esencialmente, de: La seguridad física en caso de accidente

catastrófico en alguno de los aerogeneradores, el ruido producido por el generador, la sombra proyectada por las palas al girar (shadow flicker) y el campo electromagnético. Estos cuatro criterios dictan la normativa internacional acerca de la distancia mínima a la cual deben colocarse los aerogeneradores respecto a zonas habitadas. Y que de forma detallada se recoge en la siguiente gráfica: (observar figura 1).

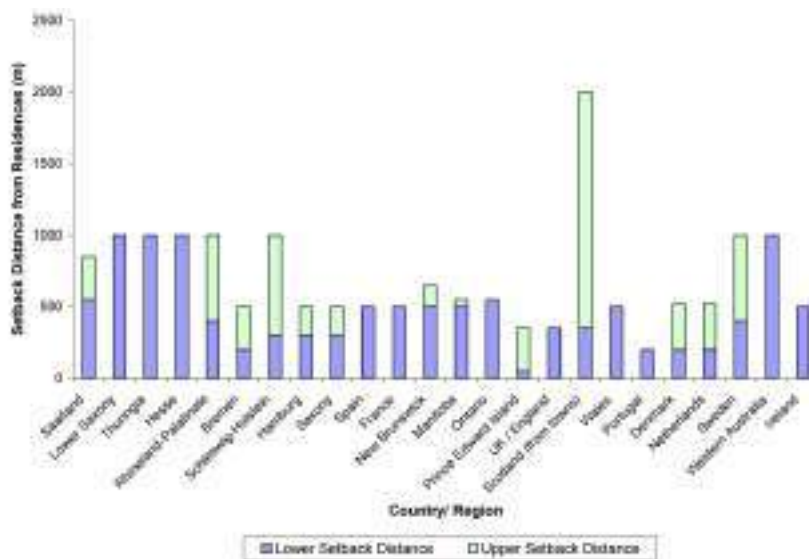


Figura 1. Relación de distancias de aerogeneradores a núcleos de población de alcance internacional. (Fuente: International Review of Policies and Recommendations for Wind Turbine Setbacks from Residences: Setbacks, Noise, Shadow Flicker, and Other Concerns, Kathryn M. B. Haugen October 19, 2011).

De esta relación de países, cabe destacar las distancias recomendadas en los países que más penetración eólica del mundo tienen. En Dinamarca la distancia recomendada es de 4 veces la altura total de aerogenerador (Mills and Manwell, 2012), en Alemania, cinco landers establecen 1.000 m, y el resto oscila entre los 300 m y los 500 m.

En relación a la capacidad de percepción, en el caso de los aerogeneradores, la dimensión más característica es la altura, la cual no varía de forma lineal con la distancia, sino que decrece rápidamente en el rango más próximo al objeto para después disminuir asintóticamente. (VV.AA.- Sevilla: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía. 2014). (Observar Figura 2).

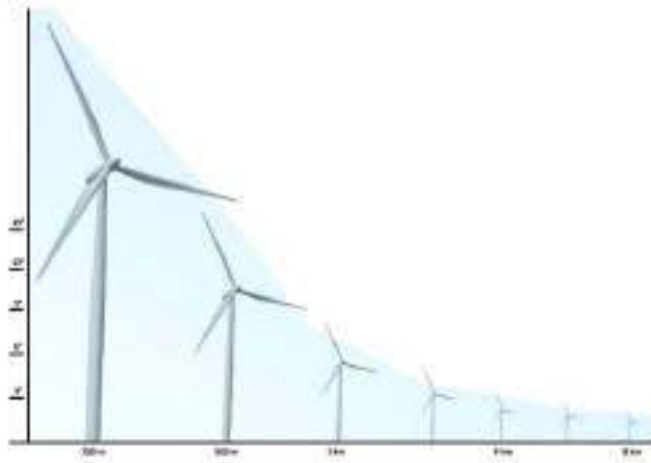


Figura 2. Variación del ángulo de percepción de los aerogeneradores en función la posición del observador. (Fuente: schéma éolien - commune de communes de Plateu Picard 2004⁴ J. Negrín Ormaetxea).

De igual forma que a grandes distancias la visual se puede aproximar a los límites de la percepción humana, más limitante que el efecto de la curvatura terrestre, que se manifiesta a partir de 45 kilómetros (Soerensen y Hansen, 2001). Esta cuestión es abordada por el Sistema de Visibilidad de Andalucía, considera un radio de 15 kilómetros para la zona de influencia visual potencial y determina la zona de influencia visual efectiva teniendo en cuenta la altura variable del objeto intrusivo para cualquier posible observador cuyo punto de vista se encuentre situado a 1,70 metros sobre la superficie del terreno.

Área de estudio

El proyecto PARQUE EÓLICO GECAMA propone la instalación de 100 aerogeneradores con una potencia nominal de 3000 Kw. línea de evacuación de alta tensión (400 Kv) hasta la subestación de Minglanilla, propiedad de Red Eléctrica de España (REE). Este proyecto se sitúa dentro de los TTMM de Honrubia, Tébar, Cañada Juncosa y Atalaya del Cañavate, en la provincia de Cuenca.

Situación

Dentro de las cuatro localidades afectadas por la presencia de los aerogeneradores se realizó un análisis de las Zona de Concentración Potencial de Observadores (ZCPO). Estableciendo una clasificación en función de la importancia adquirida del efecto en un Plano Visual Cercano

(de 0 a 1 Km.) y Plano Visual Medio (de 1 a 3 Km.). La cual quedo establecida en: (Observar Figura 3).

Población	Nº habitantes	Nº aerogeneradores Visible	Plano visual	Distancia aerogenerador más cercano
Honrubia	1.780	77	Medio/lejano	1,159 kilómetros
Tébar	381	91	Medio/lejano	2,106 Kilómetros
Cañada Juncosa	306	97	Medio/lejano	1,174 Kilómetros
Atalaya del Cañavate	110	95	Medio/lejano	1,815 Kilómetros

Figura 3. Relación de municipios afectados por número de aerogeneradores visibles, plano de la visual y distancia de aerogenerador más próximo.

Material y Métodos

Fotomontaje

Bajo este escenario se realizó un estudio de las visuales en el entorno de los cuatro núcleos de población afectados (15 kilómetros de radio dentro de la cuenca visual), determinando en cada localidad cuales de estos puntos de observación serían críticos para la visual de los aerogeneradores. (Observar Figura 4). Y de esta forma poder determinar el fondo de escenario alterado por la presencia de los mismos. Los criterios de elección de estos puntos, se establecieron bajo dos aspectos. El primero, analizando el estado actual de las visuales en el entorno de los municipios, buscando en los límites externos del casco urbano aquellas visuales orientadas a las posiciones de las infraestructuras eólicas que estuviesen libres de obstáculos o barreras visuales. Y el segundo, eligiendo las zonas de mayor cota, como punto propicio para la observación.(Observar Figura 5).

De este trabajo, se determinaron hasta nueve puntos de visuales del parque eólico. Los cuales se recopilaron en fichas informativas, que posteriormente sirvieron de base para realizar las encuestas en el estudio sociológico:

DENOMINACIÓN	PUNTO 01
LOCALIDAD	Honrubia
UBICACIÓN	Noroeste
COORDENADAS VISUAL	561.284 / 4.385.968
MEDIDAS DE INTEGRACIÓN	Aerogeneradores 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9 y 20. Creación de barrera vegetal en las inmediaciones de la localidad de Honrubia: 2,10 km.



Figura 4. Montaje fotográfico zona ocupación aerogeneradores visibles desde el límite Noroeste del término municipal de Honrubia. Antes, con aerogeneradores y con medidas de Integración (Fuente: Image © 2016 Digital Globe Google Earth)

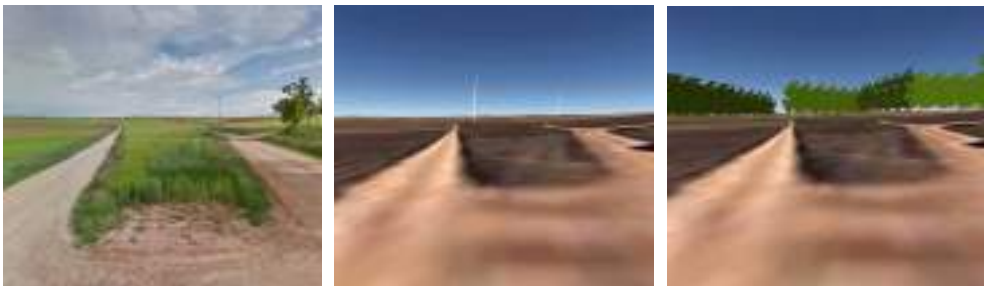


Figura 5. Montaje fotográfico visuales de los aerogeneradores, desde el límite Noroeste del término municipal de Honrubia. Antes, con aerogeneradores y con medidas de Integración (Fuente: Image © 2016 Digital Globe Google Earth).

Estudio Sociológico

Para realizar el estudio de la valoración ciudadana sobre el impacto visual de los Parques Eólicos, se adoptó un planteamiento que pudiera indagar y preguntar sobre el mayor campo de significación posible (perspectiva multicriterio: sensibilidad, magnitud y significado) y sobre el impacto de la contemplación sobre la mayor área visual posible (panorámica paisajística completa y calidad escénica con objeto de calibrar la fragilidad visual). Bajo este enfoque, se realizó un cuestionario dividido en cuatro bloques:

1. General, orientado al conocimiento y grado de percepción de la energía, la energía renovable y la eólica en particular.
2. Aceptabilidad del parque eólico en el entorno, con respecto a las ventajas y desventajas que se pueden percibir por su instalación.
3. Sensibilidad y percepción del impacto visual.
4. Magnitud del impacto visual y cómo se acepta y asimila.

El estudio realizado por Concepto Sociológico S.L., fue dirigido por Isabel Colmenero y Luis A. Martínez, doctores en Ciencias Sociales, bajo las siguientes condiciones:

Diseño y realización	Concepto Sociológico S.L.
Universo	Personas mayores de 18 años de las cuatro localidades.
Tamaño de la muestra	300 personas
Tamaño de la población	1.979 individuos
Municipios	Atalaya del Cañavate, Honrubia, Tébar y Cañada Juncosa.
Nivel de confianza	95%
Error	±5,6%
Fecha de realización del trabajo de campo	Entre el 9 y 24 de junio
Diseño de la muestra	Muestra estratificada por número de habitantes y selección aleatoria
Instrumento	Encuesta realizada personalmente con cuestionario
Documentación de apoyo al instrumento	Fotomontaje cenital con ubicación de aerogeneradores. Fotomontaje perspectiva subjetiva con tres planos: - antes de la intervención - después de la intervención con los aerogeneradores - después de la intervención con los aerogeneradores y las medidas correctivas.

Resultados

• Bloque General

La mayoría de los vecinos de los cuatro municipios encuestados saben lo que es la energía renovable; priorizan la energía eólica entre otras fuentes para la producción de energía; y su opinión de la producción de electricidad a partir de la energía eólica es ante todo “positiva” y “muy positiva”. (Consultar Figura 6).

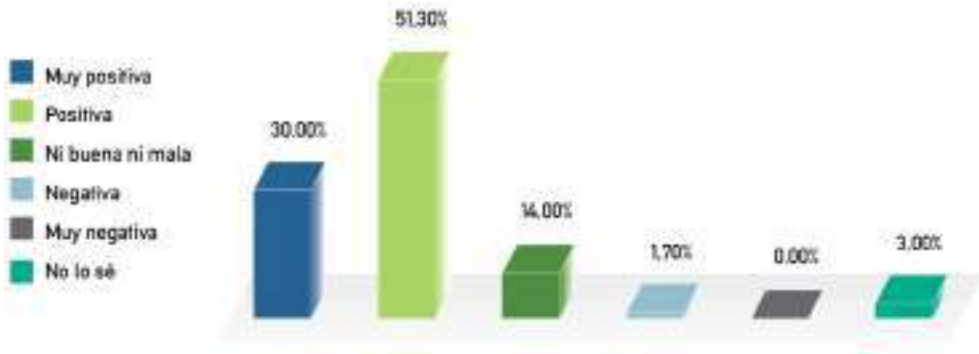


Figura 6. Resultados pregunta del cuestionario: “¿Cuál es su opinión de la producción de electricidad a partir de la energía eólica?”. (Fuente: encuesta realizada por Concepto Sociológico S.L.)

• Bloque aceptabilidad

Se valora muy positivamente el impacto socioeconómico de los parques para los municipios. Los ingresos para los ayuntamientos (reducción de impuestos, mejoras de infraestructuras y servicios, etc.); ingresos para la población (mayor ocupación laboral, se incrementa el nivel de renta, etc.); la creación de puestos de trabajo; el crecimiento económico, en general; su instalación es compatible con otros usos del suelo. (Consultar Figura 7).

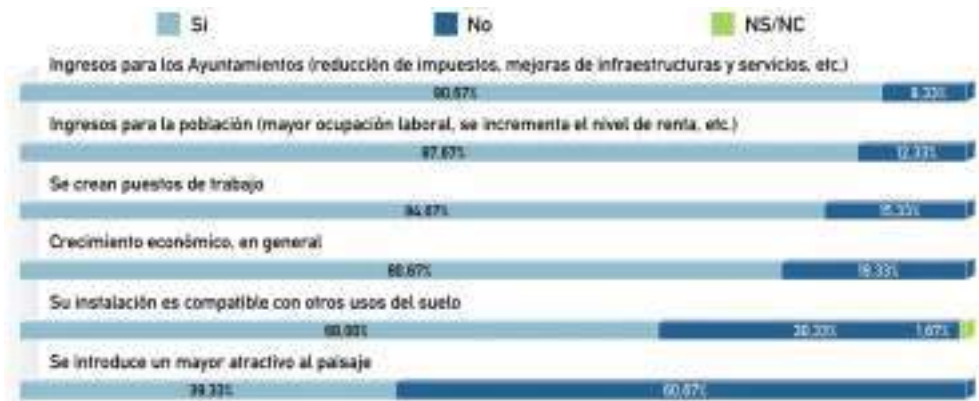


Figura 7. Resultados pregunta del cuestionario: “De entre las siguientes opciones, ¿cuáles cree que son las principales VENTAJAS que tendría instalar un parque eólico en esta zona?”. (Fuente: encuesta realizada por Concepto Sociológico S.L.)

• Bloque sensibilidad y percepción

Entre el 71 y el 99% de los encuestados opinan que no le afectaría “nada” visualmente los aerogeneradores: efecto sombra en su casa/lugar de

estancia, ni el del reflejo de la luz en las palas, consideran que la visión no se acumula a otros efectos visuales, tampoco les afectan las luces de posición nocturnas ni la visibilidad de los aerogeneradores debido a su tamaño. También para la mayoría de la población es “poco” o “nada” el impacto visual que tendría en su día a día y en sus actividades cotidianas, debido a que consideran que no lo verían con frecuencia, salvo cuando se tuviera que desplazar en vehículo por el municipio. Para alrededor de nueve de cada 10 del total de los encuestados, no hay ninguna vista del paisaje del municipio que se pueda ver afectada por un aerogenerador. (Consultar Figura 8). Son muy minoritarios los que señalan que su instalación sea incompatible con otros usos del suelo. A la mayoría les resulta indistinto verlos, consideran que no afecta al paisaje, o no le prestan mucha atención, ni les desagradan ni les disgusta verlos. A un porcentaje significativo, les gusta verlos, opinan que le dan un mayor atractivo al paisaje y les agrada por su aportación al paisaje y al pueblo.

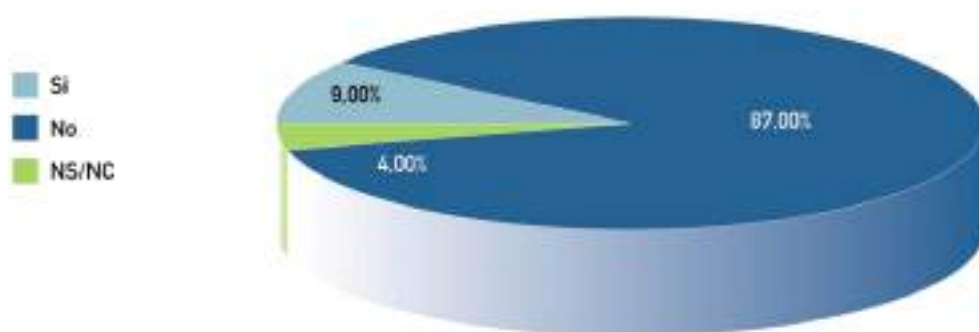


Figura 8. Resultados pregunta del cuestionario: “¿Hay alguna vista del paisaje del municipio que usted no aceptaría de ningún modo que se viera afectada por un aerogenerador? (Por ejemplo, una ermita, paraje, colina, restos arqueológicos, cultivos especiales, etc.) (Fuente: encuesta realizada por Concepto Sociológico S.L.)

• Bloque impacto visual

El 96 % considera que el impacto visual es aceptable, incluyendo las medidas correctoras. El 80 % cree que no afecta a la panorámica o escenario paisajístico general del municipio. Al mostrar los fotomontajes donde los encuestados pueden ver los aerogeneradores sin medidas correctoras, se puede ver que los porcentajes mayoritarios representan un impacto visual “alto” o “normal”. Cuando se aplican las medidas correctoras la tendencia a la afectación visual baja aún más, en las cuatro localidades se considera que disminuirá el impacto visual tras las medidas correctoras, situándose en todos ellos la valoración del mismo entre “muy bajo” y “bajo”. Tras conocer las

medidas correctoras se observa que a la mayoría de la población encuestada no les afectaría ninguno de los efectos propuestos, solo el 2% de las respuestas recogidas manifiestan desacuerdo. (Consultar Figura 9). Un 4 % valora que el paisaje perderá calidad para siempre. Este porcentaje que coincide con los que valoran el impacto visual como muy alto y con los que valoran, en general, el hecho de que se instalen los parques y su relación con el impacto visual. (Consultar figura 10). La mayoría de la población encuestada considera que el mayor impacto se produciría en la fase de obras.

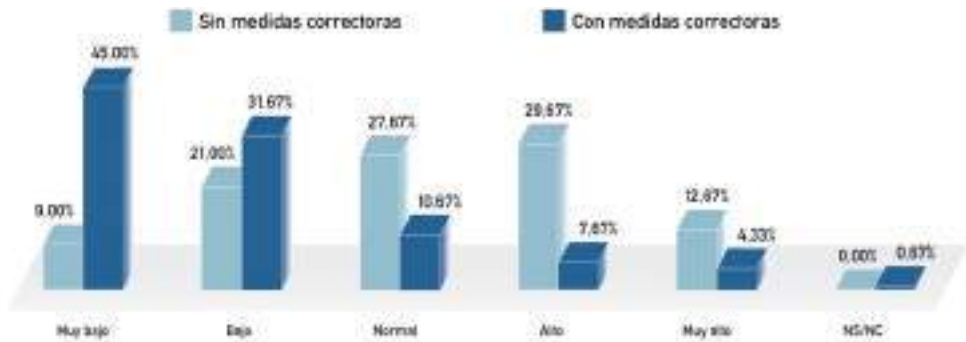


Figura 9. Resultados pregunta del cuestionario: “P16. Le rogamos que mire detenidamente estos tres fotomontajes (Mostrar imágenes 03, 04, 05 y 06). En ellos se ha simulado la vista subjetiva del parque eólico desde la posición señalada con una “A” en el mapa cenital. Mire los tres supuestos: antes, ya instalados y con las medidas correctoras incorporadas. ¿Cómo valora el impacto visual de los aerogeneradores, una vez sean instalados?” (Fuente: encuesta realizada por Concepto Sociológico S.L.)



Figura 10. Resultados pregunta del cuestionario: “P18. Para concluir, a partir de las opiniones que nos ha dado y de las imágenes que le hemos mostrado, por favor, indique puntuando entre 0 y 10 el nivel de impacto visual que tendría el parque eólico en su municipio. El 0 significa el menor grado de impacto visual para su municipio, y el 10 el mayor” (Fuente: encuesta realizada por Concepto Sociológico S.L.)

Discusión y Conclusiones

La encuesta muestra que entre la población de las localidades existe conciencia sobre el valor de las energías renovables (solar y eólica) y las priorizan frente a otras. Que entre los habitantes existe gran aceptación sobre los valores económicos de esta actividad, y su compatibilidad con otros usos en el territorio. Los vecinos valoran el impacto visual como no-negativo e, incluso, positivo, y asumen la presencia visual de los aerogeneradores como elementos integrables en el paisaje, incluidas las medidas correctoras. De igual forma que los vecinos esperan que esta actividad rinda a los municipios beneficios económicos y de empleo.

La participación ciudadana dentro del proceso de evaluación ambiental del paisaje, reveló que la población es consciente de lo que supondrá la instalación de un parque eólico, y que esta valora su impacto visual como bajo, asimilable y aceptable. Mostrando que la metodología propuesta es una herramienta válida y eficaz para determinar la intensidad de un impacto sobre las visuales en un entorno

Bibliografía

- (1) Hernandez Murat, R; Erans Rangel, J; Serna López, JL, Monteagudo Martínez, L.A.; Roldán Arroyo, J.M. 2014. Estudio de Impacto Ambiental del Parque Eólico GECAMA, 300 Mw. Situado en los TT.MM. de Honrubia, Tébar, Cañada Juncosa y Atalaya del Cañavate. Provincia de Cuenca.
- (2) Kathryn M. B. Haugen, 2011. International Review of Policies and Recommendations for Wind Turbine Setbacks from Residences: Setbacks, Noise, Shadow Flicker, and Other Concerns Minnesota Department of Commerce: Energy Facility Permitting.
- (3) Chapman, S; St George, A; Waller; K; Cakic, V, 2006 Australia. Spatio-temporal differences in the history of health and noise complaints about Australian wind farms: evidence for the psychogenic, “communicated disease” hypothesis.
- (4) Frolova, M; Pérez Pérez, B, 2008. El desarrollo de las energías renovables y el paisaje: algunas bases para la implementación de la convención europea del paisaje en la política energética española.
- (5) Villacreces Arnedo, S; De San Antonio Gómez, J.C.; Arredondo Ruiz, F.; Casas Flores, R.; Centeno Muñoz, A. 2014. Estudio del impacto visual y propuesta de mejora mediante la implantación de arbolado urbano del parque eólico “La Plata”.

- (6) Al. Katsaprakakis, D. 2012. A review of the environmental and human impacts from wind parks. A case study for the Prefecture of Lasithi, Crete.
- (7) VV.AA.- Sevilla: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía. 2014. Guía de integración paisajística de parques eólicos en Andalucía.

Nota del Autor:

Este Parque Eólico supondrá la construcción del primer proyecto de generación de energía renovable de mayor potencia instalada bajo un régimen regulatorio libre de primas. Y es el Primer Parque Eólico con DIA a nivel estatal. DIA publicada en el BOE Núm. 87, del 12 de abril de 2017.

NUEVOS ENFOQUES PARA LA EIA: LOS IMPACTOS AMBIENTALES DE LA AUSENCIA DE ACTIVIDAD

DEL ROMERO RENAU, LUIS

Departament de Geografia, Universitat de València. Valencia

Palabras clave: Evaluación impacto ambiental, áreas rurales, agricultura, ganadería, áreas de montaña.

Resumen

La lógica y modelos de EIA se adecúan relativamente bien a proyectos que suponen un fuerte impacto ambiental o bien en aquellos territorios en los que la presión antrópica llega a amenazar gravemente el equilibrio del sistema natural. Sin embargo, a la hora de hablar de territorios rurales en declive o con una muy baja presión antrópica, los modelos formales existentes no siempre se adaptan bien a la realidad territorial que han de analizar. Se propone en este sentido abrir un debate de redefinición política de la EIA desde el punto de vista del análisis de la ausencia de actividad como factor a tener en cuenta.

Introducción

Es bien sabido que la evaluación ambiental como procedimiento administrativo, aparato legal y corpus teórico hunde sus raíces en los primeros movimientos ecologistas surgidos en los años 60 fundamentalmente en EE.UU. y Canadá. Martínez-Alier (2009) sintetiza en tres los principales movimientos o corrientes ecologistas que tendrán una diversa relación con las políticas ambientales de las cuales derivan las normativas sobre evaluación ambiental. La primera la denomina “el culto de la vida silvestre”, centrada en preservar la naturaleza sin ninguna interferencia humana; ésta es indiferente al crecimiento económico. La segunda corriente es el “Evangelio de la eco-eficiencia”, que se preocupa por el manejo sustentable de los recursos naturales, cree en el desarrollo sostenible y la modernización ecológica, y tiene en cuenta el control de la contaminación. La tercera corriente es el llamado “ecologismo de los pobres” o “ecologismo popular”. Con esta se busca preservar la naturaleza puesto que es la fuente del sustento de diferentes comunidades (por lo general rurales) alrededor del

mundo. Todo el corpus legal desarrollado desde la primera Directiva 85/337/CEE pionera en Europa en la aplicación de mecanismos de evaluación ambiental a la implantación de actividades económicas se hallaría enmarcada dentro del pensamiento de la economía ambiental y por lo tanto dentro de la corriente del evangelio de la ecoeficiencia.

Más allá de las críticas clásicas a las dificultades de la monetarización de los costes ambientales y la valoración del coste social de la actividad económica (Klink y Alcántara, 1994), el fundamento de la evaluación ambiental como ciencia que busca identificar, valorar y mitigar los impactos ambientales de un proyecto, plan o programa en una supuesta naturaleza inalterada puede resultar problemática en algunos territorios. En especial nos referimos a aquellos territorios en los que se constata que, junto con los impactos ambientales clásicos derivados de toda actividad (contaminación, sobrexplotación de recursos, alteración de uno o varios factores ambientales...) y tratados de manera amplia y diversa en los manuales de referencia (Garmendia, 2005; Gómez Orea, 1999), es precisamente la ausencia de actividad la principal fuente con diferencia de impactos ambientales de todo tipo. Existe poca literatura acerca de cómo integrar en los procedimientos de evaluación ambiental la ausencia de actividades tradicionales como la ganadería, especialmente la trashumante, actividades agrícolas, silvícolas o incluso algunas industrias artesanales, que contribuían a mantener un cierto equilibrio inestable en los ecosistemas en los que se implantaban.

Esta aportación, más que un trabajo teórico o una propuesta de nuevas metodologías dentro de los procedimientos de evaluación ambiental de proyectos, planes y programas, pretende ser una breve reflexión sobre los problemas que conlleva la aplicación universalizada de estos procedimientos sin apenas reparar en las peculiaridades de cada territorio, en especial los territorios rurales mediterráneos, y sobre todo en las complejas interrelaciones históricas entre el ser humano y la naturaleza.

Material y Métodos

Esta comunicación aborda una de las cuestiones centrales estudiadas en dos trabajos de investigación realizado por el Grupo de investigación-acción Recartografías de la Universitat de València. En ellos se ha abordado, a partir del estudio de la crisis del sector industrial y minero, así como el abandono de pueblos en la provincia de Teruel, las consecuencias ambientales de dejar de manejar un territorio rural mediterráneo, que como muchos otros ha ido evolucionando de la mano del hombre durante al menos los últimos 2000 años. Por lo tanto el área de estudio preferente es la misma provincia de

Teruel, si bien muchos de los problemas descritos son aplicables a otros muchos territorios.

Resultados y discusión

Es bien sabido que uno de los principales desafíos a nivel territorial es la disparidad de densidad de población en muchos países, fruto de la concentración de personas y actividades económicas en unos pocos polos urbanos. El 47% de la superficie de países tan poblados como Estados Unidos está vacía de gente. La situación es quizás más llamativa aún en Argentina: el 60% de la población vive en menos del 1% del territorio, la gran conurbación de Buenos Aires (González, 2014). En España la situación es igualmente alarmante: la mitad de la población española vive en solamente 125 de los más de 8000 municipios del país y en comunidades como Aragón la situación es extrema: un solo municipio, Zaragoza, contiene más población que los 730 restantes y los apenas 130000 habitantes censados en Teruel equivalen a la población de tan solo dos distritos de la ciudad de Valencia, a partir de datos analizados en el INE (2016).

No obstante estos territorios no han estado siempre vacíos, sino que han ido desarrollando diferentes actividades especialmente ligadas al sector agropecuario. La industrialización y mecanización de las actividades agropecuarias ha exigido la paulatina concentración de éstas en los territorios más fértiles y accesibles (Mac Donald, 2000), dejando muchas otras áreas prácticamente sin actividad. Existe una abundante literatura sobre las consecuencias ambientales del abandono de la agricultura (García, 1988; Bonet, 1997; Strijker, 2005; Stoate, 2009). Otras actividades rurales en crisis desde hace muchas décadas en España es la ganadería trashumante por su creciente concentración; las actividades forestales (recogida de leña, carboneo, actividades madereras etc.), las actividades cinegéticas en algunas áreas montañosas e incluso algunas actividades artesanales como la molinería. El siguiente cuadro pretende mostrar una síntesis de las principales consecuencias ambientales del abandono de dichas actividades:

Tabla 1: Impactos ambientales del abandono de actividades rurales tradicionales. Fuente: Elaboración propia a partir de varias fuentes.

Actividad en declive	Impactos ambientales	Fuente
Agricultura de secano abancalada	<ul style="list-style-type: none"> - Cambios en la composición florística y recolonización vegetal - Erosión y pérdida neta de suelo - Alteraciones en la escorrentía superficial - Aumento de los movimientos en masa - Desertificación 	García, (1988); Lasanta et al (1996), Bonet (1997), Mac Donald et al. (2000), Molina y Soriano (2004), Chocano et al. (2007), Cerdà et al. (2012),
Agricultura de secano no abancalada	<ul style="list-style-type: none"> - Cambios en la composición florística y recolonización vegetal - Alteraciones en la escorrentía subsuperficial e infiltración - Alteraciones en la distribución y biodiversidad faunística - Aumento del matorral y riesgo de incendios - desertificación 	Soriano (1994); Lasanta et al. (1996) Bonet (1997), Mac Donald et al (2000), Stoate et al. (2009), Cerdà et al. (2012), Haddaway et al., (2014)
Regadíos	<ul style="list-style-type: none"> - Recolonización vegetal - Alteraciones en la distribución y biodiversidad faunística - Alteraciones paisajísticas - Procesos erosivos - Desertificación 	Chocano et al. (2007), Stoate et al (2009), Haddaway et al. (2014)
Ganadería y pastos	<ul style="list-style-type: none"> - Recolonización vegetal - Disminución de la biodiversidad - Disminución de la fertilidad del suelo - Alteraciones edáficas - Aumento del matorral y riesgo de incendios - Expansión forestal 	Lasanta et al. (1996), Molina y Soriano (2004), Stoate et al (2009), Pérez (2014), Aldeazábal et al. (2015), García-Ruiz et al. (2016)
Actividades forestales	<ul style="list-style-type: none"> - Cambios en la composición florística - Alteraciones paisajísticas 	Pèllachs et al. (2009)

Existe como se puede observar, un conjunto amplio y heterogéneo de impactos ambientales asociados al declive o cese de actividades rurales tradicionales, en especial la agricultura y ganadería de montaña. Entre estos impactos cabe señalar el desencadenamiento de procesos erosivos, alteraciones de todo tipo en flora, fauna y paisaje o los cambios en la geomorfología e hidrología superficial y subsuperficial de laderas. España es justamente el segundo país del mundo detrás de China en número de investigaciones que tratan la cuestión de las consecuencias ambientales del abandono de los sistemas agrosilvopastorales de montaña, ocupando Italia y Francia, también países mediterráneos, el segundo y tercer lugar de la lista sobre un estudio total de más de 9000 artículos científicos (Haddaway, 2014). Sin embargo estas importantes contribuciones no acaban de trasladarse al campo de la evaluación ambiental, que sigue tratando el análisis de proyectos básicamente a partir de la identificación de posibles impactos futuros de la actividad en un medio físico supuestamente estático.

Esta lógica de evaluación ambiental choca con la realidad de muchos territorios rurales, donde precisamente es la falta de actividades de todo tipo el principal problema desde el punto de vista ambiental, pero obviamente también social y económico. Esto ha llevado en demasiados casos a la implantación de actividades de gran impacto con argumentos como el potencial efecto beneficioso en cuanto a empleo, la inexistencia de factores ambientales representativos o la baja densidad de población potencialmente afectada. Algunos ejemplos son los numerosos proyectos presentados en los últimos años de fractura hidráulica, la construcción de infraestructuras viarias, la minería a cielo abierto o de equipamientos NIMBY como vertederos o plantas de residuos, en una suerte de paradigma neoextractivista muy semejante en ocasiones a lo que sucede en otros ámbitos como Latinoamérica (Gudymas, 2010). Por ello, no debe ser utilizado el conjunto de impactos ambientales derivados de la ausencia de actividad simplemente como un aliciente para evaluación positiva de todo tipo de proyectos en medios rurales deprimidos, sino como una variable a tener en cuenta a la hora de realizar este tipo de evaluaciones sobre algunos tipos de proyectos.

Concretamente, dos son los ámbitos en los que se podría actuar. En primer lugar la implantación de proyectos de agroecología, ganadería extensiva, agroturismo o explotación forestal sostenible deberían de disponer de un estudio previo en el que se determinen los impactos preoperativos derivados de la ausencia de actividades tradicionales, a partir del cual se podría proponer como impacto positivo la propia naturaleza de la actividad a implantar, si ésta se encamina a recuperar campos o pastos abandonados, bosques sin ningún tipo de gestión o actividades tradicionales relacionadas con el ganado y la agricultura. Existe un enorme

consenso al señalar estas actividades tradicionales como la mejor garantía en la lucha contra la desertificación, erosión de laderas, movimientos en masa e incendios forestales (Soriano, 1994, Lasanta et al, 1996, Chocano, 2007, Cerdà, 2012 etc.).

En segundo lugar, en todo el conjunto de actividades objeto de evaluación que no estén relacionadas con la agricultura, ganadería o actividades forestales, el impacto negativo de la ausencia de actividades podría verse contrarrestado con la aplicación de medidas compensatorias en procedimientos ordinarios de evaluación ambiental, más allá de las clásicas de la revegetación o restauración ambiental de determinadas áreas. Estas medidas podrían encaminarse a recuperar en la medida de lo posible las actividades tradicionales que se hallan en declive. El abanico de posibilidades es amplio, y podría ir desde la restauración ambiental con conocimiento de causa de laderas abancaladas, el incentivo, si no económico, al menos mediante intervenciones físicas, de las actividades agrosilvopastorales que aun queden en el territorio (ganadería extensiva, agricultura de secano, extracción de leña etc.) y sobre todo el respeto por estas actividades, algo que en demasiados casos no ha ocurrido, en especial con la construcción de infraestructuras viarias o hidráulicas que han alterado gravemente pastos, veredas, cañadas, fuentes, corrales o terrenos fértiles.

Conclusiones

Las metodologías de evaluación ambiental aplicadas de manera sistemática y estándar sin reparar en las peculiaridades de cada territorio puede resultar problemática cuando se estudian áreas rurales en declive. En estas zonas, es más la ausencia de actividades tradicionales, que la implantación de otras nuevas en muchos casos el principal problema ambiental, dadas sus numerosas implicaciones sobre la biodiversidad, geomorfología, edafología, hidrología y paisaje fundamentalmente. Existe poca relación entre los numerosos estudios que analizan con detalle el enorme problema ambiental que conlleva el abandono de actividades tradicionales en áreas rurales mediterráneas por un lado, con la elaboración de metodologías de evaluación ambiental de proyectos y planes por el otro. Con esta aportación se ha pretendido en primer lugar poner de relieve esta separación incomprensible de campos de investigación, y por otro lado esbozar de qué manera se podría incorporar la ausencia de actividad y sus impactos ambientales como un ítem importante de análisis, que permita valorar positivamente aquellos planes y proyectos encaminados a recuperar actividades tradicionales, y a diversificar el catálogo de medidas compensatorias incluyendo aquellas que contribuyan a mantener estas actividades en el territorio.

Referencias / Bibliografía:

- (1) Aguilera, F. y Alcántara, V., 1994, De la economía ambiental a la economía ecológica. Barcelona, Icaria FUHEM.
- (2) Aldeazábal, A. et al., 2015, Impact of grazing abandonment on plant and soil microbial communities in an Atlantic mountain grassland. *Applied Soil Ecology*. Volume 96, November 2015, Pages 251–260.
- (3) Bonet, A., 1997, Efectos del abandono de los cultivos sobre la vegetación en la cuenca del Alt Llobregat (Barcelona). Relación con factores ambientales y de uso del suelo. *Ecología*, nº 11, 1997, pp. 99-104.
- (4) Cerdà, A., 2012, El impacto del cultivo, el abandono y la intensificación de la agricultura en la pérdida de agua y suelo. El ejemplo de la vertiente norte de la Serra Grossa en el este peninsular. Cuadernos de Investigación Geográfica, nº 38 (1), pp. 75-94.
- (5) Chocano, C., Sánchez, C. y López, F., 2007, La agroecología como alternativa a la prevención y lucha contra la desertificación en la región de Murcia: la comarca del noroeste. *Agroecología*, vol. 2 (2007), pp. 75-84.
- (6) García-Ruiz, J.M., 1988, *La evolución de la agricultura de montaña y sus efectos sobre la dinámica del paisaje*. *Revista de Estudios Agrosociales*, nº 146, 1988, págs. 7-37.
- (7) García-Ruiz, J.M. et al, 2016, La evolución del piso subalpino en la Sierra de Urbión (Sistema Ibérico, norte de España): un modelo de impacto geocológico de actividades humanas en el Valle de Ormazal. *Pirineos*, Vol 171 (2016). DOI: <http://dx.doi.org/10.3989/Pirineos.2016.171006>
- (8) Garmendia, A., 2005, *Evaluación de impacto ambiental*. Madrid: Pearson.
- (9) Gómez Orea, D., 2002, *Evaluación de impacto ambiental*. Madrid: Mundi-Prensa.
- (10) González, D., 2014, El 47% de EE.UU. está vacío. En: *Fronteras*, 24 de abril de 2014. En línea: <https://fronterasblog.com/2014/04/24/el-47-de-ee-uu-esta-vacio/> Consulta: [22-mar-2017].
- (11) Gudymas, E., 2010, El Nuevo extractivismo progresista. Tesis sobre un viejo problema bajo nuevas expresiones. Observatorio Boliviano de Industrias Extractivas, año IV, nº 8, pp. 1-16.
- (12) Haddaway, N.R., Styles, D. y Pulin, A.S., 2014, Evidence on the environmental impacts of farm land abandonment in high altitude/mountain regions: a systematic map. *Environmental*

- Evidence* The official journal of the Collaboration for Environmental Evidence. 2014, 3:17 DOI: 10.1186/2047-2382-3-17.
- (13) Instituto Nacional de Estadística, 2016, Explotación estadística del padrón de habitantes. En línea: www.ine.es
- (14) Lasanta, T. et al., 1996, Consecuencias geoecológicas del abandono agrícola en Cameros Viejo (Sistema Ibérico), *Zubía Monográfico*, nº 8, pp. 61-85.
- (15) Mac Donald, D. et al, 2000, Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*. Volume 59, Issue 1, May 2000, Pages 47-69.
- (16) Martínez-Alier, J., 2009, *El ecologismo de los pobres*. Barcelona: Icaria Editorial.
- (17) Molina, D. y Soriano, M., 2004, Resposta dels sòls a l'abandonament de la muntanya: El Pirineu català". *Publicacions de la Presidència, Institut d'Estudis Catalans, cicle la Terra i el Medi*, 17, 139-174.
- (18) Pèlachs, A. et al., 2009, Changes in Pyrenean woodlands as a result of the intensity of human exploitation: 2,000 years of metallurgy in Vallferrera, northeast Iberian Peninsula. *Vegetation History and Archaeobotany*, 18 (5), 403-416.
- (19) Pérez, C., 2014, Efectos de la intensificación y el abandono ganaderos en la composición, diversidad y funcionamiento de pastizales mediterráneos. *Ecosistemas*. 23(1):73-78. Doi.: 10.7818/ECOS.2014.23-1.13.
- (20) Soriano, M., 1994, Efectes del despoblament sobre el medi físic d'un territori de muntanya: Tuixén, Parc Natural del Cadí-Moixeró. Estudi de la variació de la fertilitat del sòl en camps abandonats. Bellaterra: Universitat Autònoma de Barcelona, Tesis Doctoral.
- (21) Stoate, C. et al., 2009, Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, Volume 91, Issue 1, October 2009, Pages 22-46
- (22) Strijker, D., 2005, Marginal lands in Europe—causes of decline. *Basic and Applied Ecology*. Volume 6, Issue 2, 1 April 2005, Pages 99-106.

¿CÓMO EVALUAMOS EL IMPACTO AMBIENTAL DE LAS NANOPARTÍCULAS?

¹ LÓPEZ FERNÁNDEZ, A.; ¹ GARCÍA-DÍAZ, I.; ² CASERMEIRO, M.A.

¹ Centro Nacional de Investigaciones Metalúrgicas (CENIM-CSIC), Madrid

² Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid, Madrid

Palabras clave: nanomateriales, nanopartículas, ecotoxicidad, citotoxicidad.

Resumen

Los nanomateriales han experimentado un rápido desarrollo en todo el mundo presentando un gran número de aplicaciones en sectores muy diversos. Sin embargo, existe una falta de información sobre la toxicidad potencial de estos nuevos nanomateriales que están en el centro de atención de las discusiones públicas y científicas. Aunque existe una casi ilimitada diversidad de los nanomateriales comercializados en la actualidad, no está claro ni el impacto ambiental, ni la toxicidad de estos materiales. Por tanto es un deber moral del científico evaluar de manera anticipada, los inconvenientes futuros por el uso de estos nanomateriales.

El objetivo de este trabajo es llevar a cabo una primera revisión sobre el estado actual del conocimiento sobre el riesgo y efectos negativos que los nanomateriales y nanopartículas tienen o pueden tener en el medio ambiente y en la salud, y describir algunos métodos de evaluación.

Introducción

La nanotecnología es la ciencia de manipular materiales a niveles atómicos y moleculares. Es un campo en continuo crecimiento, que permite el desarrollo y la producción de una gran variedad de materiales nanométricos en diversas áreas puesto que presenta propiedades y efectos muy diferentes a los mismos materiales a escala macro. Lo que lleva a considerar a esta tecnología emergente como la siguiente revolución industrial, con un gran impacto social y económico [1]. Todo ello ha contribuido a incrementar la investigación en este sector y al desarrollo de nuevos productos, que contienen nanomateriales o bien son fabricados usando nanotecnología.

De acuerdo a los datos reflejados en el Proyecto de Nanotecnología Emergente (PNE) [2], en el 2015 se incorporaron al mercado 1814 productos

manufacturados que contenían nanomateriales, se estima que en el 2020 esa cifra alcanzará los 3400 productos, aumentando su valor de mercado. Se prevé que el mercado mundial de la nanotecnología aumente exponencialmente desde su valor actual de 10.500 millones de dólares a 1 billón de dólares [3]. Datos que reflejan el desarrollo e impacto de esta tecnología en la sociedad.

Algunos de los nanomateriales que actualmente se utilizan son por ejemplo metales de transición (principalmente Ag), siliconas, materiales carbonosos (nanotubos de carbono, nanofibras, grafeno y fullerenos, entre otros) y óxidos metálicos (óxido de zinc y dióxido de titanio, principalmente).

Tabla 1. Algunos sectores industriales donde se aplica la nanotecnología y nanomateriales [6]

Sectores de actividad	Ejemplos de aplicaciones
Transporte (a automóvil, aeronáutica, aeroespacial)	Materiales reforzados. Pinturas anticorrosión. Pinturas inteligentes
Electrónica y comunicaciones	Células solares, ordenadores, pantallas de TV, memorias
Agroalimentación	Aditivos, colorantes, emulsificantes, embalajes
Química	Pigmentos, cerámicas, catalizadores.
Construcción	Cementos, pinturas, barnices, adhesivos, arcillas
Farmacia	Medicamentos y principios activos, vacunas orales, recubrimiento de medicamentos
Cosmética	Cremas solares, maquillajes
Energía	Células fotovoltaicas, nuevos tipos de baterías, sensores.
Medio ambiente	Disminución de las emisiones de CO ₂ , captura de CO ₂ , pesticidas y fertilizantes, control de plagas, obtención de agua ultra pura
Industria textil	Tintes, tejidos
Medicina	Diagnóstico y terapia de tumores, agentes antibacterianos

Según la norma ISO TS 80004-1 [4] un nanomaterial es un material con al menos una dimensión externa en escala nanométrica, comprendida entre 1-100 nm y que posee una estructura interna o de superficie en escala nanométrica. Los nanomateriales presentan propiedades singulares en términos de magnetismo, reactividad química, conductividad eléctrica y

fluorescencia, las cuales permiten la creación de nuevos materiales, más ligeros y resistentes, con innumerables aplicaciones en distintos campos [5]. Sin embargo, las propiedades singulares de estos nanomateriales explican la capacidad de provocar daños en el medio ambiente y en el ser humano. En comparación con los químicos tradicionales, los riesgos asociados a estos nanomateriales son aún un desafío, por lo que se abre una nueva dimensión para la evaluación de sus efectos ambientales. La Tabla 1 resume algunas de estas aplicaciones en diversos sectores industriales [6,7].

Nanomateriales en el Medio Ambiente

En la industria, existen diferentes procesos que favorecen la emisión de estas nanopartículas al medio ambiente: procesos térmicos; fundición y afino de metales; tratamientos térmicos de superficie metálicas (galvanización); procesos de fabricación de compuestos poliméricos; mecanizado; procesos de combustión, incineración y pirolisis; emisiones de motores (diésel, gasolina, gas...); procesos térmicos de transformación de alimentos, entre otros [6,7].

La liberación de estas nanopartículas al medio puede proceder de diversos focos de emisión. Por ejemplo, de las plantas de tratamiento de aguas residuales, o bien, aquellos focos sin un punto de origen concreto como la degradación de materiales que contengan nanopartículas. Puede suceder también una liberación de forma intencionada. Estas nanopartículas emitidas a la atmósfera llegan directamente al agua o a la tierra, o bien a través del aire, lo que puede implicar un impacto en el medio ambiente y en el ser vivo directa o indirectamente a través del consumo de plantas o animales que acumulan nanopartículas, o bien a través del aire, agua o tierra.

En la Fig.1 se representa un esquema de los procesos de emisión de nanopartículas y su incorporación al agua y al suelo.

La notoria presencia de estos nanomateriales en el medio ambiente requiere una evaluación de su toxicidad e interacciones biológicas para proteger al medio ambiente y al ser humano. Numerosos estudios hablan del desafío ambiental y de salud pública que supone la presencia de estas nanopartículas en el medio ambiente [9,10].

Un ejemplo muy significativo, lo representan las nanopartículas de Ag (AgNPs), consideradas como un contaminante emergente ambiental. En general, las nanopartículas están consideradas contaminantes emergentes del agua [11]. AgNPs están teniendo una gran utilización en biomedicina, debido a sus propiedades antivirales y antimicrobiales, se utilizando también en la fabricación de filtros para agua y aire; fabricación de envases; industria cosmética; textiles; aplicaciones en electrónica y productos de limpieza. En

2013, 622 compañías en todo el mundo utilizaban AgNPs en la fabricación de más de 430 productos diferentes. Por este motivo, se generan en Asia, Europa y Norte América, entre 190-400 t/año de residuos conteniendo Ag. Se estima que entre el 12 y el 32% de la Ag residual no responde a los tratamientos convencionales del agua en las estaciones depuradoras y se incorpora al agua de uso común [12] lo que produce un claro fenómeno de persistencia de AgNPs. Se han descrito efectos tóxicos en animales (hipo actividad, pérdida de peso, alteración enzimática, entre otros) [13].

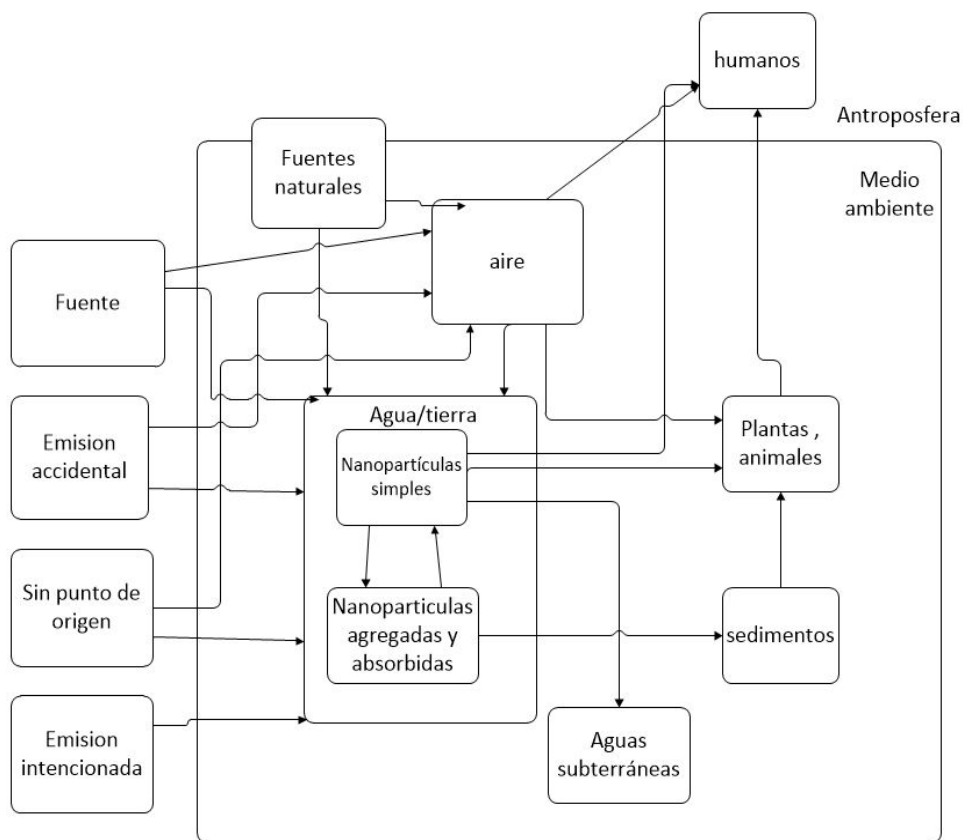


Figura 1. Esquema de los procesos de emisiones de nanopartículas y su incorporación al agua y al suelo [8].

Salud y nanomateriales

Debido al tamaño de los nanomateriales y nanopartículas, logran penetrar en el organismo de forma relativamente sencilla. Se han descrito diferentes vías de acceso al organismo, por inhalación, contacto, ingesta o inyección, siendo la inhalación la principal vía de entrada [10]. Las nanopartículas son

capaces de atravesar las barreras biológicas y difundir a través de la sangre, linfa o capilares y alcanzar rápidamente diferentes órganos, tejidos y células, donde se acumulan. Las nanopartículas con un tamaño entre 10-100 nm tienden a agregarse en los alveolos, mientras que los de menor tamaño, se acumulan en las vías aéreas superiores y una pequeña parte, en la región traqueo-bronquial [10].

Los principales factores que afectan a la toxicidad de los nanomateriales en el organismo son las alteraciones de carácter pulmonar, como la irritación, aunque estudios recientes hablan también de efectos citotóxicos, neurológicos, cardiotoxicos, genotóxicos, ecotóxicos y bacteriológicos. La Fig. 2 resume los efectos de las nanopartículas en el organismo [6]

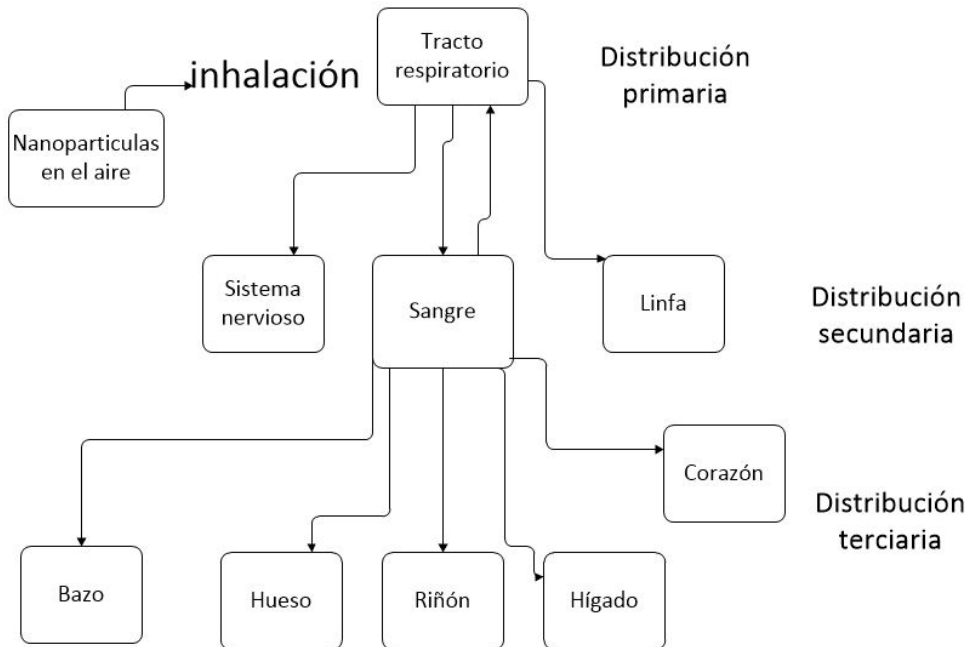


Figura 2. Distribución de las nanopartículas en el organismo

Las causas principales de las que depende su toxicidad son:

- Exposición (vía, frecuencia, duración)
- Factores dependientes del organismo expuesto (susceptibilidad, lugar de deposición)
- Propiedades físico-químicas del nanomaterial (composición química, características de superficie, presencia de sustancias que favorezcan su absorción, tendencia a la aglomeración, carga superficial, reactividad química)

- Liberación (en forma de nanopartículas, funcionalizadas, agregadas o embebidas en una matriz)

Evaluación de las nanopartículas

Aunque no existe una metodología normalizada para la evaluación ambiental y toxicológica, la comunidad científica ha desarrollado diferentes métodos para la evaluación y monitorización de los efectos tóxicos asociados a la presencia de los nanomateriales *in vivo* e *in vitro*.

Evaluación ambiental

Las primeras aproximaciones a la evaluación de la movilidad de nanomateriales en el medio ambiente son modelos simplificados de exposición en los diferentes compartimentos ambientales [14]. Posteriormente la comunidad científica se ha centrado en el análisis del impacto a escala de individuo o de comunidad a través de aproximaciones toxicológicas que se presentan a continuación.

Evaluación In silico:

El instituto Nacional para la salud pública y ambiental de Holanda [15] ha diseñado un software (ConsExpo Nano) que permite estimar la exposición a los nanomateriales presentes en productos en forma de aerosol y calcular el riesgo, medido en carga alveolar. En función de diferentes variables de exposición tales como la duración, densidad del aerosol, peso de la fracción de nanomateriales en el aerosol, distribución granulométrica; características del spray y del entorno; características del nanomaterial y existencia o no de estudios anteriores de peligrosidad para comparar datos.

Evaluación In vitro e In vivo:

Los estudios *in vitro* proporcionan un método rápido de evaluación usando varios tipos de células y condiciones. [16] Existen métodos de evaluación *in vitro* de la toxicidad de nanopartículas metálicas sobre células hepáticas de rata de la línea BRL3a. En estos estudios, se comprobó que el estrés oxidativo jugaba un papel importante sobre la toxicidad y genotoxicidad, provocando alteraciones en la morfología y función mitocondrial.

La mayoría de los estudios se llevan a cabo *in vitro*, sin embargo la información más relevante se obtiene de los estudios *in vivo*, que permite determinar los daños reales producidos en los órganos o tejidos de un organismo completo. Se han realizado estudios *in vivo* tanto en organismos procariontas como en eucariotas [17]. Ge et al. 2011 [17] evaluaron el efecto de nanopartículas de TiO₂ y ZnO sobre una comunidad bacteriana. Se vio

que ambos tenían efecto negativo sobre la biomasa microbial, que alteraban la diversidad y la composición de esta [18,19,20].

Se han utilizado también de forma exitosa embriones de pez cebra [21]. Se registraron alteraciones en las funciones fisiológicas, bradicardia, alteraciones en parte del cuerpo y en la piel, inflamación [22] alteraciones de tipo neurológico y en el control del ritmo cardíaco y respiración [23,24] entre otros.

Conclusiones

Se confirman los efectos perjudiciales sobre la salud y el medio ambiente que resultan de la emisión de las nanopartículas al medio.

Existe escasa información acerca de la presencia de estas nanopartículas en el medio, lo que impide el diseño de un método estandarizado para poder evaluar la presencia de estas nanopartículas, lo que hace difícil determinar cómo afectan realmente la emisión de estos materiales al medio ambiente y a la salud a largo plazo. La mayoría de los métodos existentes se enfocan hacia el organismo no a los ecosistemas. Finalmente, existen numerosas aproximaciones en función del objetivo de la evaluación.

Agradecimientos

Ana López Fernández (PhD) expresa su gratitud a la Comunidad de Madrid por la beca de Fomento de Empleo Juvenil (Ref. PEJ15/AMB/AI-0049) cofinanciada por el Fondo Social Europeo.

Referencias / Bibliografía

- (1) Brar, S.K., Verma, M., Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y., 2010. Engineered nanoparticles in wastewater and wastewater sludge- Evidence and impacts. *Waste Management*, 30, 504-520.
- (2) The Project on Emerging Nanotechnologies (PEN), 2017. <http://www.nanotechproject.org/> (comprobado 22/04/2017)
- (3) Vance, M.E., Kuiken, T., Vejarano, E.P., McGinnis, S.P., Hochella, M.F., Hull, D.R., 2015. *Nanotechnology in the real world: Redeveloping the nanomaterial consumer products inventory*. *Beilstein Journal of Nanotechnology*, 6, 1769-1780.
- (4) International Organization for Standardization. *ISO/TS 80004-1:2015, Nanotechnologies — Vocabulary — Part 1: Core terms*.

- (5) Hullmann, A., Meyer, M. 2003. *Publications and patents in nanotechnology: An overview of previous studies and the state of the art*, *Scientometrics*, 58, 507-527.
- (6) Ricaud, M., Witschger, O. 2012. Les nanomatériux. L'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS), ED6050
- (7) Hullmann, A. 2007. Measuring and assessing the development of nanotechnology. *Scientometrics*, 70, 739
- (8) Nowack, B., Bucheli, T.D. 2007. Occurrence, behavior and effects of nanoparticles in the environment. *Environmental Pollution*, 150, 5-22.
- (9) Drehe, K.L., 2004. Health and Environmental Impact of Nanotechnology: Toxicological Assessment of Manufactured Nanoparticles. *Toxicological Sciences*, 77, 3-5.
- (10) Bakand, S., Hayes, A., Dechsakulthorn, D. 2012. *Nanoparticles: a review of particle toxicology following inhalation exposure*. *Inhalation Toxicology*, 24, 125-135
- (11) El-Rafiea, M.H., Shaheena, Th.I., Mohamedb, A.A., Hebeisha, A. 2012. Bio-synthesis and applications of silver nanoparticles onto cotton fabrics. *Carbohydrate Polymers*, 90, 915-920
- (12) Limbach, L.K., Bereiter, R., Müller, E., Krebs, R., Gälli, R., Stark, W.J. 2008. Removal of Oxide Nanoparticles in a Model Wastewater Treatment Plant: Influence of Agglomeration and Surfactants on Clearing Efficiency. *Environmental Science & Technology*, 42, 5828-5833
- (13) Nam, D.H., Lee, B.C., Eom, I.C., Kim, P., Yeo, M.K. 2014. Uptake and bioaccumulation of titanium- and silver-nanoparticles in aquatic ecosystems. *Molecular & Cellular Toxicology*. 10, 9-17
- (14) Mueller, N. Nowack, B. 2008. Exposure modelling of engineered nanoparticles in the Environment. *Environ. Sci. Technol.* 42, 4447-4453.
- (15) *National Institute for Public Health and environment Ministry of Health, Welfare and Sport*. <https://www.consexponano.nl/> (Comprobado 22/04/2017)
- (16) Priester, J.H., Randall, Y.G., Mielke, G., Horst, A.M., Moritz, S.C., Espinosa, K., Gelb, J., Walker, S.L., Nisbet, R.M., An, J.J., Schimel, J.P., Palmer, R.G., Hernandez-Viezcas, J.A., Zhao, L., Gardea-Torresdey, J.L., Holden, P.A. 2012. Soybean susceptibility to manufactured nanomaterials with evidence for food quality and soil fertility interruption. *PNAS*, 109, E2451-E2456
- (17) Ge, Y., Schimel, J.P., Holden, P.A. 2011. *Evidence for Negative Effects of TiO₂ and ZnO Nanoparticles on Soil Bacterial Communities*. *Environmental Science & Technology*, 45, 1659-1664

- (18) Mortimera, M., Kasemetsa, K., Kahrua, A. 2010. Toxicity of ZnO and CuO nanoparticles to ciliated protozoa *Tetrahymena thermophila*. *Toxicology*, 269, 182-189.
- (19) Heinlaan, A., Ivask, I., Blinova, H.-C., Dubourguier, A., Kahru, A. 2008. Toxicity of nanosized and bulk ZnO, CuO and TiO₂ to bacteria *Vibrio fischeri* and crustaceans *Daphnia magna* and *Thamnocephalus paltryrus*. *Chemosphere*, 71, 1308-1316
- (20) Huang, Z., Zheng, X., Yan, D., Yin, G., Liao, X., Kang, Y., Yao, Y., Huang, D., Hao, B. 2008. Toxicological effect of ZnO nanoparticles based on bacteria *Langmuir: the ACS Journal of Surfaces and Colloids*, 28, 4140-4144.
- (21) Asharani, P.V., Wu, Y.L., Gong, Z., Valiyaveetti, S. 2008. Toxicity of silver nanoparticles in zebrafish models. 2008. *Nanotechnology*, 19, 255102-25110.
- (22) Duffin, R., Tran, L., Brown, D., Stone, V., Donaldson, K. 2007. Proinflammatory Effects of Low-Toxicity and Metal Nanoparticles In Vivo and In Vitro: Highlighting the Role of Particle Surface Area and Surface Reactivity. *Inhalation Toxicology*. 19, 849-856.
- (23) Bermejo-Nogales, A., Connolly, M., Rosenkranz, P., Fernández-Cruza, M.L., Navas, J.M. 2017. Negligible cytotoxicity induced by different titanium dioxide nanoparticles in fish cell lines. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 138, 309-319.
- (24) Alaraby, M., Annangi, B., Marcos, R., Hernández, A. 2016. *Drosophila melanogaster* as a suitable in vivo model to determine potential side effects of nanomaterials: A review, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 19, 65-104.

EVOLUCIÓN DE LA RESTAURACIÓN DE UNA ANTIGUA CANTERA EN UN ESPACIO NATURAL PROTEGIDO

DÍAZ MARTÍN, MANUEL¹; DE LA PEÑA LEIVA, ROBERTO¹;
CARCHANO GARCÍA, FRANCISCO JAVIER²

¹ *Asociación Española de Evaluación de Impacto Ambiental*

² *Acciona Infraestructuras, S.A.*

Palabras clave: evolución, restauración, espacio natural protegido, cantera.

Resumen

Las actuaciones de restauración de esta antigua cantera se iniciaron a mediados de 2009. Se rellenó parcialmente la zona Sur del hueco existente utilizando las tierras procedentes de las obras de ampliación de la ETAP de Valmayor, dejando un talud con dos pendientes diferentes, la inferior de 33° y la superior de 20°.

La restauración del talud consistió en la incorporación de una mejora edáfica, la implantación de una red de fibras de coco y la ejecución de una hidrosiembra, así como plantaciones de leñosas en la cabecera del talud y junto a la lámina de agua. En el caso de las zonas horizontales en cabecera de talud se realizó en primer lugar una mejora edáfica y posteriormente una siembra y plantaciones de especies arbóreas, arbustivas y subarbustivas.

La restauración finalizó a mediados de 2011 y durante los 3 años posteriores se llevaron a cabo controles visuales tanto de la estabilidad del talud como de la cobertura vegetal. La evolución de la restauración realizada ha sido totalmente satisfactoria, sin que se hayan producido desplazamientos de tierras o hayan aparecido fenómenos erosivos sobre el talud, presentando una cubierta vegetal densa en la que las especies implantadas inicialmente ha ido siendo sustituidas por las existentes en la zona, lo que hace que se haya producido una integración ecológica y paisajística total.

Introducción

De esta antigua cantera se extrajo hace más de 30 años el material para construir la actual presa de Valmayor, y años más tarde se ha rellenado parcialmente con los materiales sobrantes de excavación generados en las obras de ampliación de la Estación de Tratamiento de Agua Potable (ETAP) de Valmayor, situada a 2 km de distancia.

La restauración de esta antigua cantera, situada en el Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su entorno, dentro del término municipal de Valdemorillo (Madrid), se ejecutó entre los años 2009 y 2011. Este trabajo aborda la evolución de las actuaciones llevadas a cabo a lo largo del tiempo.

Material y Métodos

El proyecto de restauración fue redactado en el primer trimestre del año 2009, iniciándose las primeras actuaciones de relleno a mediados de ese mismo año, finalizando la restauración a mediados de 2011.

La situación de partida mostraba una cantera de planta rectangular e inundada gran parte de ella (figura 1). La zona Sur era la única que no quedaba inundada, con distintos niveles de banqueo. El río Aulencia discurre al Norte de la cantera a escasos metros.

Tras el abandono de la cantera y al haberse creado una depresión cerrada, se fueron almacenando las aguas de lluvia y de escorrentía de la pequeña cuenca creada (en total unos 60.000 m³), y al constituir el punto más bajo del entorno, hacia él convergieron los flujos subterráneos locales (1). Año tras año el hoyo se fue llenando hasta llegar a la situación con la que se la conoce actualmente y que no ha variado desde hace más de 30 años. El hecho es que el nivel no ha llegado a superar la cota del umbral que lo separa del río, es decir, nunca se ha desbordado, pero tampoco ha bajado sustancialmente, manteniendo una profundidad de al menos 7 u 8 m.

Para la restauración de la cantera, inicialmente se rellenó parcialmente el hueco utilizando las tierras y materiales pétreos de excavación exentos de contaminación, procedentes de las obras de ampliación de la ETAP de Valmayor, quedando expresamente prohibido el empleo de cualquier otro tipo de material. El relleno se realizó únicamente en la zona Sur de la cantera, no pudiendo ocupar éste más de 25% de la lámina de agua que existía (figura 2) de acuerdo con las condiciones marcadas por la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. El volumen de materiales aportados fue de aproximadamente 1.000.000 m³.

Las recomendaciones geotécnicas para un pedraplén con granito sano mediante vertido indicaban que el talud debía ser de 40° o menor. En este caso el modelo construido planteaba dejar un talud de 3H/2V (ángulo 34°) suponiendo bermas de 2 m cada 8 m de altura (2). Finalmente, se ejecutó un talud con dos pendientes diferentes, la inferior de 33° y la superior de 20°, dejando dos bermas, una en la parte inferior junto a la lámina de agua y otra a mitad de talud, tal y como se aprecia en las figuras 2 y 3.



Figura 1. Situación de partida de la antigua cantera



Figura 2. Perfil de relleno de la antigua cantera

No obstante, indicar que la pendiente estuvo más condicionada por la estabilidad de la extensión de la tierra vegetal que por la propia estabilidad del pedraplén, es decir, a igual pendiente sería más estable el pedraplén que la capa de tierra vegetal. Por ello, se colocó una red de fibras de coco recubriendo la tierra vegetal, que evitara la erosión y sirviera de soporte a la hidrosiembra (3).

En la cabecera del talud se ejecutó una cuneta de guarda con el objeto de que las aguas se recircularan a los laterales y no discurrieran libremente por el talud. Asimismo, se ejecutaron dos bajantes en los laterales de los taludes que condujeran las pluviales hasta la masa de agua. Estas bajantes se rellenaron de materiales gruesos al objeto de que las aguas circularan lentamente por la misma y no tuvieran poder erosivo (4).

Para el diseño de la revegetación se diferenciaron dos zonas: Taludes (23.800 m²) y Zonas horizontales en cabecera de talud (19.300 m²).

La restauración de la *parte superior del talud* consistió en la incorporación de 15 cm de tierra vegetal (14.000 m³), la implantación de una red de fibras de coco de 400 g/m² y la ejecución de una hidrosiembra.



Figura 3. Situación de relleno de la cantera en diferentes épocas.

Los componentes y características de la hidrosiembra empleada fueron los siguientes: Agua 0,005 m³/m², Estabilizador sintético de base acrílica 10 g/m², Abono mineral de liberación muy lenta (12-24-12) 50 g/m², Mulch protector de fibra larga 200 g/m² y Mezcla de semillas 25 g/m².

Las semillas son una mezcla pluriespecífica de gramíneas y leguminosas herbáceas constituidas por: *Festuca arundinacea* 3 g/m², *Dactylis glomerata* 3 g/m², *Lolium rigidum* 3 g/m², *Lotus corniculatus* 2 g/m², *Trifolium subterraneum* 4 g/m², *Sanguisorba minor* 3 g/m², *Vicia sativa* 4 g/m² y *Avena sativa* 3 g/m².

De forma complementaria a la hidrosiembra, se realizó una plantación de especies arbustivas en la cabecera del talud (5 m de anchura), con el fin de anclar el terreno con las raíces (5). Se dispusieron 35 arbustos y subarbustos cada 50 m². Las especies empleadas fueron Enebro (*Juniperus oxycedrus*), Romero (*Rosmarinus officinalis*), Tomillo (*Thymus mastichina*), Jara pringosa (*Cistus ladanifer*) y Espliego (*Lavandula latifolia*).

En la *parte inferior del talud*, la ejecución consistió en el extendido de la red de coco y la mezcla de semillas propuestas, envuelta en compost de origen vegetal (a razón de 750/1000 g/m²) y abono de liberación lenta 12-24-12 (50 g/m²). Este compost sustituiría al aporte de tierra vegetal, al mulch (200 g/m²) y al estabilizador (10 g/m²) de la hidrosiembra. Asimismo, se ejecutaron plantaciones en las zonas colindantes con la lámina de agua.



Figura 4. Estado de la restauración en distintas épocas.

En el caso de las *zonas horizontales en cabecera de talud* se realizó en primer lugar una mejora edáfica en un espesor de 50 cm. A continuación, se incorporó la semilla mediante siembra, siendo ésta una mezcla pluriespecífica de especies herbáceas de gramíneas y leguminosas. Finalmente, se ejecutaron las plantaciones a base de especies arbóreas, arbustivas y subarbustivas propias de la zona, a razón de 2 encinas y 56 arbustos y subarbustos cada 100 m² (enebro, romero, tomillo, espliego y jara pringosa).

Resultados

Durante los tres años siguientes a la finalización de las obras se ha llevado a cabo un seguimiento de la estabilidad del relleno y de los taludes generados, controlando que no existen corrimientos de tierras y que no aparecen regueros en superficie. Este control se ha hecho de forma visual cada tres meses, sin haber apreciado signos significativos de inestabilidad y/o erosión.

Asimismo, se ha ido analizando la cobertura de vegetación para evitar la aparición de “vacíos” que puedan desencadenar fenómenos erosivos o inestabilidades.

Como puede apreciarse en la figura 5, en mayo de 2012 la cobertura de herbáceas en el talud era total, no apareciendo especies subarbustivas o arbustivas.



Figura 5. Estado de la cobertura de vegetación en el talud en mayo de 2012.

En mayo de 2013 la situación es muy similar al año anterior, con una cobertura de herbáceas total en los taludes, apareciendo, no obstante, algunas especies arbustivas y subarbustivas con escaso desarrollo, tal y como se aprecia en la figura 6.



Figura 6. Estado de la cobertura de vegetación en el talud en mayo de 2013.

En los dos años posteriores se aprecia como las herbáceas siguen con cobertura total sobre el talud, si bien las especies arbustivas y subarbustivas empiezan a tener un porte y distribución de cierta importancia (figura 7).



Figura 7. Estado de la zona restaurada en distintas épocas.

En abril de 2017 la cobertura de herbáceas sigue siendo total, habiendo aumentado considerablemente la cobertura de las especies leñosas de subarbustos y arbustos en los taludes.



Figura 8. Estado de la zona restaurada febrero de 2017.

En el talud aparecen fundamentalmente dos arbustos, retama de bolas (*Retama sphaerocarpa*) y retama negra (*Cytisus scoparius*), y tres especies subarbuscivas, siempreviva (*Helychrisum stoechas*), tomillo (*Thymus vulgaris*) y botonera (*Santolina rosmarinifolia*). En cuanto a las herbáceas las especies presentes son: *Arundo donax*, *Diplotaxis sp.*, *Bromus tectorum*,

Reseda lutea, *Avena sterilis*, *Rumex induratus*, *Lupinus angustifolius*, *Plantago lanceolata* y *Anchusa azurea*.



Figura 9. Panorámica del talud en abril de 2017.

En las zonas horizontales en cabecera de talud aparece fundamentalmente una especie arbórea, chopo negro (*Populus nigra*), tres especies arbustivas, jara pringosa (*Cistus ladanifer*), romero (*Rosmarinus officinalis*) y retama de bolas (*Retama sphaerocarpa*), y tres especies subarbustivas, cantueso (*Lavandula stoechas*), tomillo (*Thymus vulgaris*) y mejorana (*Thymus mastichina*). En cuanto a las herbáceas las especies presentes son: *Arundo donax*, *Bromus tectorum*, *Reseda lutea*, *Diplotaxis* sp., *Anacyclus clavatus*, *Verbascum thapsus*, *Sanguisorba minor*, *Avena sterilis*, *Lupinus angustifolius*, *Anchusa azurea*, *Rumex induratus* y *Silene latifolia*.



Figura 10. Panorámica de la plataforma superior horizontal en abril de 2017.

Discusión y Conclusiones

La antigua cantera objeto de restauración llevaba más de 30 años en la situación original en la que fue abandonada una vez finalizada la construcción de la presa de Valmayor.

El proyecto de restauración se redactó en el primer trimestre del año 2009, comenzando las obras de relleno a mediados de ese mismo año y finalizando las actuaciones a mediados de 2011.

A partir de 2011 y durante 3 años se han llevado a cabo controles visuales tanto de la estabilidad del talud como de la cobertura vegetal. No se han apreciado signos significativos de inestabilidad y/o erosión en toda la zona de actuación.

En cuanto a la vegetación, se ha apreciado una cobertura herbácea casi total en todas las zonas en las que se realizan siembras e hidrosiembras. No obstante, las especies inicialmente sembradas han ido cambiando progresivamente a lo largo de los años, apareciendo en la actualidad las propias del entorno inmediato (*Arundo donax*, *Bromus tectorum*, *Reseda lutea*, *Avena sterilis*, *Rumex induratus*, *Lupinus angustifolius*, *Plantago lanceolata*,...).

Respecto a las leñosas, en el talud predominan especies que no se plantaron inicialmente en la cabecera del mismo, entre las que destacan retama de bolas, retama negra, siempreviva, tomillo y botonera. Por el contrario, en la zona horizontal se han mantenido algunas de las especies plantadas inicialmente tales como la jara pringosa, el romero o la mejorana, y han aparecido otras nuevas tales como el chopo negro, el cantueso, la retama de bolas o el tomillo común.

Referencias / Bibliografía

- (1) Sáenz Sanz, C. y Sanz Pérez, E. Notas acerca de las condiciones hidrogeológicas actuales y pronóstico de las futuras en la laguna de la cantera del pie de presa de Valmayor. Acciona, Madrid, 2007.
- (2) Barco Herrera, J.A. y Lorenzo Martín, F. Análisis de la estabilidad resultante de las operaciones de relleno. Restauración de la cantera existente junto a la presa. Ferrovial-Agroman, Madrid, 2008.
- (3) López Jimeno, C. et al. Manual de Restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería. Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid, 1999.
- (4) ITGE. Criterios geoambientales para la restauración de canteras, graveras y explotaciones a cielo abierto en la Comunidad de Madrid. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 1987.
- (5) ANEFA. Manual de Restauración de Minas a Cielo Abierto. Consejería de Turismo, Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno de La Rioja, 2006.
- (7) <http://www.medioambienteyaridos.org>



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Centro de Publicaciones
P.º Infanta Isabel, 1
28014 Madrid