



UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA  
Departamento de Ingeniería Química

**Diferenciación espacial en la  
metodología de Análisis del Ciclo de  
Vida: Desarrollo de factores  
regionales para eutrofización  
acuática y terrestre**

**Alejandro Gallego Schmid**  
**Tesis Doctoral 2008**



UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA  
Departamento de Ingeniería Química

**Diferenciación espacial en la metodología  
de Análisis del Ciclo de Vida: Desarrollo  
de factores regionales para eutrofización  
acuática y terrestre**

Memoria presentada por:

**Alejandro Gallego Schmid**

Para optar al grado de Doctor por la  
Universidad de Santiago de Compostela

Santiago de Compostela, 12 de Diciembre de 2008

Título:

Diferenciación espacial en la metodología de Análisis del Ciclo de Vida: Desarrollo de factores regionales para eutrofización acuática y terrestre

Serie:

Tesis Doctorales. Grupo de Ingeniería Ambiental y Bioprocesos – USC

Reservados todos los derechos. Está prohibido, bajo sanciones penales y el resarcimiento civil previsto en las leyes, reproducir, registrar o transmitir esta publicación, íntegra o parcialmente por cualquier sistema de recuperación y por cualquier medio, sea mecánico, electrónico, magnético, electroóptico, por fotocopia o por cualquier otro, sin la autorización previa por escrito del autor.

©Alejandro Gallego Schmid, 2008  
Departamento de Ingeniería Química  
Universidade de Santiago de Compostela

Imprime: LÁPICES 4  
Avda. Coruña, 4  
Santiago de Compostela – SPAIN

Depósito legal: C 4790-2008  
ISBN-13: 978-84-612-8888-5  
Impreso en España







UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA  
Departamento de Ingeniería Química

D. Gumersindo Feijoo Costa, Catedrático de Universidad y Dña. Almudena Hospido Quintana, Personal Docente Investigador, de la Universidad de Santiago de Compostela,

Informan:

Que la memoria titulada “Diferenciación espacial en la metodología de Análisis del Ciclo de Vida: Desarrollo de factores regionales para eutrofización acuática y terrestre” que, para optar al grado de Doctor en Ingeniería Química, Programa de Doctorado en Ingeniería Química y Ambiental, presenta D. Alejandro Gallego Schmid, ha sido realizada bajo nuestra inmediata dirección en el Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Santiago de Compostela.

Y para que así conste, firman el presente informe en Santiago de Compostela, Julio de 2008.

D. Gumersindo Feijoo Costa

Dña. Almudena Hospido Quintana

Esta memoria fue presentada el 12 de Diciembre de 2008 en la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de la Universidad de Santiago de Compostela ante el tribunal compuesto por:

**Dr. Ramón Méndez Pampín.** Departamento de Ingeniería Química. Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.

**Dra. María Teresa Moreira Vilar.** Departamento de Ingeniería Química. Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.

**Dra. María del Carmen Monterroso Martínez.** Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.

**Dr. Francesc Castell i Piqué.** Departamento de Ingeniería Química. Universitat Rovira i Virgili. Tarragona

**Calificación: *Sobresaliente Cum Laude.***

## Agradecimientos

Sin duda, los agradecimientos son unas páginas peculiares. Normalmente son las últimas en escribirse, pero son las primeras que aparecen en la tesis; son las que menos aportan al trabajo pero con toda seguridad son las más leídas (¡y en la mayoría de los casos las únicas!). Paradojas aparte, este trabajo ha podido realizarse gracias a la contribución económica de la Xunta de Galicia (bolsas para a realización de estudos de terceiro ciclo), de la Unión Europea (proyecto Biorenew ref. NMP2-CT-2006-026456) y de la Universidad de Santiago de Compostela (programa de contratos predoctorais).

Quisiera empezar agradeciendo a Sindo Feijoo por haber confiado en mí desde el principio y por su gran optimismo, que ha sido de gran ayuda en muchos momentos. A Almu Hospido quería agradecerle el introducirme en el ACV y ser ese apoyo científico constante, además de hacerme partícipe de tantos momentos tan importantes de su vida. Desde aquí quería hacer extensivo este agradecimiento a todos los profesores del Grupo de Ingeniería Ambiental y Bioprocesos, especialmente a Juan Lema y Maite Moreira, que siempre han estado ahí.

¿Cómo me iba olvidar de mis niñ@s de ACV? Beiña, aún se te sigue echando de menos; ¡espero que no cambies nunca, porque eres muy especial! Sarita, gracias por estar siempre dispuesta a echar una mano con una sonrisa y por ser tan buena amiga. A Diego, “mi telefonista”, gracias por ayudarme con temas informáticos y aguantar estoicamente mis sesiones musicales. A los nuevos valores (Ian, Gemmita y Pablito) deciros que sois la caña, habéis traído alegría, simpatía y buen rollo a raudales a este grupo.

Al resto de la “República Independiente del Instituto” (Thelmo, María, Laura, Juan, los Jorges (el autóctono y el cántabro), Elenita, Edmundo, las Martas (Herva y Carballa), Ernie, las Paulas (Fernández y Parga), Magda, Gonzalo, Paco, Ovidio y Alberto) deciros que los cafés (y las cañas) con vosotros han sido inolvidables. Seguro que ya Sarkozy os parece más atractivo, la de la Oreja de Van Gogh menos delgada y sabéis nuevas utilidades del cráneo. ¡Esto sólo es una muestra de los grandes momentos que hemos pasado! No quería dejar pasar estas líneas sin acordarme de mi amigo Carlos alias “el boss”, cuyo recuerdo en mi mesa no ha hecho sino alegrarme todos las mañanas desde hace tiempo.

A todos los de “Villabajo” querría agradecerlos todo lo que de una manera u otra habéis aportado a esta tesis. Pauliña e Iaguito, hemos vivido muchas cosas



(Guimâraes, boda...) pero estoy seguro que lo mejor está por venir. Al “pechuguita” y a las “cuatro sudamericanas” (Dafne, Angélica, Denisse y Marisol, alias “la pelos”) y a Lucía deciros que no cambiéis, que sigáis siendo tan buenas personas como ahora. Rubén, tú sí que deberías cambiar un poco (¡es broma!). Chulapo, mi reif, sabes que tienes un amigo para toda la vida. Carlos, te agradezco que siempre me regales lo mejor de los productos venezolanos y ten por seguro que cada vez que vea un periódico de Mongolia me acordaré de ti. A Gemmiña y a mi “ángel de la guarda informático” Javi, gracias por vuestra ayuda, amistad y cariño. A Christian, Josiño y Nico, gracias por avisarme para los partidos pese a mi peculiar estilo futbolístico. Rosiña y Sonia, gracias por vuestra ayuda con los siempre difíciles trámites burocráticos. Isaac, jugaste un papel muy importante para que me decidiese a iniciar toda esta aventura. ¡Gracias por estar siempre ahí! Zipi y Zape (Ángela y Almu) espero que sigáis con vuestra sana locura y que sepáis que digáis lo que digáis, no soy un “rancio”. ¡No me puedo olvidar de Belén, que si no se queja☺! Estos últimos meses contigo (y con “nuestras” tortillas) han sido espectaculares, ¡gracias por todo!

No quiero olvidarme del resto de mi gente santiaguesa (Lorena, Montse, Cala, Alex, Jose...). Habéis estado desde el principio apoyándome en los buenos y los malos momentos y eso no se olvida. La terra galega me ha dado, entre otras cosas, la posibilidad de conocer a gente tan especial como vosotros.

Al sector “polaco” gracias por acogerme como uno más, especialmente a Héctor, que me abrió las puertas de su casa. Fue una estancia muy intensa y muy divertida. Espero poderos visitar próximamente y sobre todo si hay algún acontecimiento de la comissió lúdico-esportiva.

A los de la “patria chica” comentaros que estos años me han demostrado que la distancia no es nada y que aunque pasen los meses, cada vez que voy a Almería es como si hubiese estado ayer. Espero de corazón que pronto podamos estar de nuevo juntos.

Dicen que la familia no se elige. Pero si se pudiese elegir, sin duda los escogería a ellos. Papá, Mamá, Marcos, Sergio, Elena y Carmen, creo que no puedo alcanzar a expresar con palabras la gratitud, cariño y orgullo que siento por vosotros. Todo lo que he conseguido y lo que pueda conseguir en el futuro es en buena parte gracias a vosotros.

Carmencita, *sigues siendo tú.*

<b>Resumen</b>	<b>R-1</b>
<b>Resumo</b>	<b>R-7</b>
<b>Summary</b>	<b>R-13</b>
<b>Capítulo 1. Análisis del Ciclo de Vida (ACV)</b>	<b>1-1</b>
1. Antecedentes del ACV	1-3
2. Definición del ACV	1-5
3. Etapas del ACV	1-6
3.1. Definición de objetivos y alcance	1-6
3.2. Inventario del ciclo de vida	1-7
3.3. Evaluación del impacto	1-9
3.4. Interpretación del análisis del ciclo de vida	1-10
4. Limitaciones del ACV	1-11
5. Objetivos y estructura de la tesis	1-13
6. Referencias	1-15
<b>Capítulo 2. Factores de caracterización para eutrofización acuática y terrestre: estado del arte</b>	<b>2-1</b>
1. Mejora de los factores de caracterización	2-3
1.1. Introducción	2-3
1.2. Diferenciación espacial	2-5
2. Eutrofización acuática	2-7
2.1. Introducción	2-7
2.2. Sustancias relevantes	2-10
2.3. Metodologías de EICV - Estado del arte	2-11
2.4. Retos futuros de las metodologías de EICV	2-13
3. Eutrofización terrestre	2-15
3.1. Introducción	2-15
3.2. Sustancias relevantes	2-16
3.3. Metodologías de EICV - Estado del arte	2-16
3.4. Retos futuros de las metodologías de EICV	2-17
4. Referencias	2-18
<b>Capítulo 3. Inventario de emisiones de NH<sub>3</sub> en Galicia</b>	<b>3-1</b>
1. Introducción	3-3
2. Selección de fuentes	3-4
3. Metodologías para el cálculo de emisiones	3-6

4. Cálculo de incertidumbres	3-6
5. Inventario de emisiones	3-9
5.1. Cálculo de emisiones	3-9
5.2. Resumen del inventario	3-23
5.3. Análisis de incertidumbre	3-25
6. Conclusiones	3-27
7. Referencias	3-28
Anexo A: Factores de incertidumbre del inventario de NH <sub>3</sub>	3-34

**Capítulo 4. Inventario de emisiones de NO<sub>x</sub> en Galicia** **4-1**

1. Introducción	4-3
2. Selección de fuentes	4-4
3. Metodologías para el cálculo de emisiones e incertidumbres	4-6
4. Inventario de emisiones	4-6
4.1. Cálculo de emisiones	4-6
4.2. Resumen de inventario	4-16
4.3. Análisis de incertidumbre	4-19
4.4. Variabilidad de las emisiones asociadas a los incendios	4-20
5. Conclusiones	4-21
6. Referencias	4-22
Anexo A: Factores de incertidumbre del inventario de NO <sub>x</sub>	4-25

**Capítulo 5. Factores de caracterización para eutrofización terrestre en Galicia** **5-1**

Nomenclatura	5-3
1. Introducción	5-4
2. Área de estudio	5-5
3. Metodología	5-6
4. Recogida de datos	5-9
4.1. Deposición de compuestos nitrogenados	5-10
4.2. Sensibilidad de los ecosistemas terrestres a la eutrofización	5-13
4.3. Exceso de nitrógeno depositado	5-14
5. Resultados	5-15
5.1. Factores de caracterización	5-15
5.2. Comparación con otros factores de caracterización	5-19
5.3. Valor de normalización	5-20

5.4. Incertidumbre	5-20
6. Conclusiones	5-22
7. Referencias	5-22
Anexo A: Relación entre emisiones y deposiciones en Galicia	5-27
<b>Capítulo 6. Factores de caracterización para eutrofización acuática en Galicia</b>	<b>6-1</b>
Nomenclatura	6-3
1. Introducción	6-4
2. Metodología	6-5
3. Factores de caracterización y valores de normalización	6-7
3.1. Deposición atmosférica	6-7
3.2. Aguas residuales urbanas e industriales	6-11
3.3. Aportes directos de nutrientes al suelo	6-12
3.4. Factores de caracterización y valores de normalización	6-13
3.5. Incertidumbre	6-14
4. Discusión	6-14
4.1. Comparación con otros factores de caracterización	6-14
5. Conclusiones	6-17
6. Referencias	6-18
<b>Capítulo 7: Evaluación ambiental de EDARs para pequeños núcleos de población</b>	<b>7-1</b>
1. Introducción	7-3
2. Definición de objetivos y alcance	7-4
2.1. Objetivos	7-4
2.2. Unidad funcional	7-4
2.3. Sistema	7-5
2.4. Límites del sistema	7-5
3. Inventario	7-6
3.1. Descripción de las EDARs	7-6
3.2. Recogida de datos	7-10
3.3. Simplificaciones	7-13
4. Evaluación del impacto	7-14
4.1. Selección de categorías de impacto	7-14
4.2. Clasificación	7-17

4.3. Caracterización	7-17
4.4. Normalización	7-18
5. Interpretación de los resultados	7-19
5.1. Eutrofización acuática	7-20
5.2. Toxicidad terrestre	7-26
5.3. Consumo de electricidad	7-27
6. Conclusiones	7-29
7. Referencias	7-30
<b>Capítulo 8: Conclusiones generales</b>	<b>8-1</b>

## **Resumen**

En el capítulo 1 de esta memoria se describe el Análisis del Ciclo de Vida (ACV); esta es una metodología de gestión ambiental que se define como “un método objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas con un proceso, producto o servicio mediante la identificación y cuantificación de la energía y materiales consumidos y de los residuos generados al ambiente, para valorar el impacto de estos consumos y generaciones al ambiente y para evaluar e implementar mejoras ambientales. Este análisis considera el ciclo de vida entero del proceso, producto o servicio, incluyendo la extracción y procesado de las materias primas; transformación, transporte y distribución; uso, reutilización y mantenimiento; reciclado y eliminación final”<sup>1</sup>.

El sentido holístico de intentar analizar el ciclo de vida completo de un producto (una tarea tan compleja que no se puede realizar sin simplificar ciertos aspectos) y la relativa juventud de la metodología (se ha consolidado a partir de la década de 1990), son las responsables de que actualmente el ACV tenga ciertas limitaciones, entre las que destacan: la escasez de datos de calidad, la existencia de diversas metodologías de evaluación de impacto, la falta de valoración de la incertidumbre o la escasa sofisticación de las categorías de impacto. La presente memoria propone una mejora en este último aspecto, al plantearse como principal objetivo el cálculo de factores de caracterización para las categorías de impacto de eutrofización terrestre y eutrofización acuática con una diferenciación espacial mayor (escala regional) que la desarrollada hasta ahora. Dichos cálculos han sido realizados para la región de Galicia (NO de España), donde se han detectado importantes riesgos tanto de eutrofización terrestre como acuática.

En el capítulo 2 se presenta el estado del arte para eutrofización acuática y terrestre en el ACV. Concretamente, la eutrofización acuática se define como el impacto provocado por el enriquecimiento excesivo de nutrientes en ambientes acuáticos. La llegada de importantes cantidades de nutrientes de origen antropogénico a ecosistemas acuáticos puede perturbar el balance natural de consumo de dichos nutrientes, llegando a provocar cambios en la estructura biológica del sistema. La mayoría de las metodologías de ACV incluyen la

---

<sup>1</sup> ISO (2006a). Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Principios y marco de referencia (ISO 14040:2006). Ginebra, Suiza.

eutrofización acuática entre sus categorías de impacto; y, en concreto, las metodologías más avanzadas introducen factores de caracterización que tienen en cuenta el transporte de los nutrientes por tierra y aire hasta el agua y una relativa diferenciación para Europa (a nivel de país) y Norte América (amplias regiones).

En el caso de la eutrofización terrestre, este impacto se produce por la llegada masiva de compuestos nitrogenados aéreos de origen humano a los ecosistemas terrestres; esto supone un excedente de nutrientes que genera efectos adversos para la vegetación como una menor tolerancia frente a enfermedades, sequías, nevadas, herbívoros o ataques de hongos. A nivel de comunidad, el desequilibrio en nutrientes puede causar cambios en el tipo de especies, proliferando especies adaptadas al nitrógeno que desplazan a las autóctonas. Aunque la inclusión de la eutrofización terrestre en las metodologías de evaluación de impacto dentro del ACV es más reciente, esta categoría ha alcanzado un importante desarrollo en los últimos años. Así, los factores de caracterización de las metodologías más avanzadas tienen en cuenta el máximo de nitrógeno que puede recibir cada ecosistema sin verse afectado (“carga crítica”) y han sido desarrollados al nivel de país en el caso de Europa.

Los capítulos 3 y 4 describen el cálculo de los inventarios de  $\text{NH}_3$  y  $\text{NO}_x$  (respectivamente) para Galicia y sus incertidumbres asociadas, empleándose una metodología específica que tiene en cuenta la calidad de los datos (desde las perspectivas geográfica, temporal y de fiabilidad) así como su incertidumbre intrínseca. Estos inventarios eran imprescindibles para el cálculo de los factores de caracterización regionales y no estaban disponibles.

En el caso del inventario de  $\text{NH}_3$ , las principales conclusiones fueron:

- El ganado es la principal fuente de emisiones de  $\text{NH}_3$ , originando casi el 90%, y siendo el vacuno y los pollos de engorde las especies de mayor incidencia.
- La aplicación de fertilizantes nitrogenados, especialmente urea, también juega un importante papel en la generación de  $\text{NH}_3$ .
- Las fuentes de origen no-agrícola son menos importantes, aunque se debe prestar especial atención a las fuentes móviles, bosques, industrias e incendios.
- Si se comparan con las de origen antropogénico, las fuentes naturales tienen una contribución insignificante.

- Basándose en las incertidumbres calculadas, se observó que las futuras investigaciones se deberían centrar en el cálculo de factores de emisión más adaptados a las condiciones de Galicia en el caso del ganado (vacuno y pollos de engorde, especialmente) así como en la aplicación de fertilizantes (urea). También sería muy beneficioso el desarrollo de factores de emisión más específicos para incendios, bosques, animales domésticos y humanos.

En lo referente al inventario gallego de emisiones de NO<sub>x</sub>, las principales conclusiones fueron:

- Las fuentes móviles e industriales fueron identificadas como los principales focos de emisión, representando el 90% del total de emisiones de NO<sub>x</sub>. El transporte por carretera es responsable del 33% de las emisiones, principalmente debido a los turismos, camiones y autobuses. En el caso de la industria, las centrales térmicas y de cogeneración son los principales focos, con un peso del 24% y el 12%, respectivamente.

- Las fuentes agrícolas (uso de fertilizantes y quema de residuos agrícolas) y las emisiones de los suelos e incendios son focos menores de emisión (2%, 1,6% y 5%, respectivamente).

- Cuando se comparan emisiones antropogénicas con emisiones naturales, las primeras dominan claramente siendo responsables del 95% del total.

- Las fuentes móviles son los principales focos de incertidumbre, especialmente en el caso de las emisiones provocadas por maquinaria para agricultura, pesca y sector forestal y por el transporte marítimo y ferroviario, debido fundamentalmente a la falta de datos específicos. En el caso de las emisiones asociadas a suelos e incendios, la ausencia de una metodología más específica es la causa de la alta incertidumbre.

- En las regiones que se ven especialmente afectadas por incendios, como es el caso de Galicia, se debe prestar especial atención a la variabilidad interanual de este fenómeno a la hora de escoger el año de referencia puesto que su contribución puede alterar significativamente el total de emisiones de NO<sub>x</sub>.

Una vez estimadas las emisiones, se procedió al cálculo de los factores de caracterización regionales para eutrofización terrestre (capítulo 5) y eutrofización acuática (capítulo 6). Para el cálculo de factores para eutrofización terrestre en el ACV se han venido utilizando diversos modelos (RAINS, EMEP o EcoSense),



cuya principal limitación es el uso de datos nacionales. Esto hace imposible la obtención de resultados más detallados, que sería lo deseable, principalmente, en países extensos (como España), donde los factores de caracterización pueden variar de una región a otra. Por ello, usando como caso práctico Galicia, se han establecido los valores de exceso acumulado (que es uno de los indicadores de impacto más utilizados y que refleja la cantidad de nitrógeno acumulado por encima de la carga crítica) a partir de los niveles de deposición de compuestos nitrogenados y la sensibilidad de sus ecosistemas terrestres a la eutrofización. Los factores obtenidos fueron significativamente menores que los disponibles hasta ahora para España, lo que demuestra la importancia de calcular factores a nivel regional. Para disminuir la incertidumbre sería necesario: (i) incrementar el conocimiento sobre productividad de biomasa, capacidad de consumo de compuestos nitrogenados y distribución espacial de los distintos ecosistemas forestales gallegos; (ii) obtener, mediante métodos empíricos, valores específicos para Galicia de la tasa de desnitrificación y del valor crítico de nitrógeno en los procesos de lixiviación; (iii) incrementar el número de estaciones de muestreo; (iv) comprobar empíricamente la hipótesis de considerar Galicia como una “caja cerrada”.

En el capítulo 6, se estableció una metodología para el cálculo de factores de caracterización regionales para eutrofización terrestre, teniendo en cuenta las principales fuentes de nutrientes (deposición atmosférica, aguas residuales y aportes de nutrientes al suelo (principalmente fertilizantes y estiércol)) y diferenciando, por primera vez en ACV, las características ecológicas de tres tipos de ecosistemas (océanos, aguas continentales y uno muy característico de Galicia, las rías). Asimismo se ha tenido en cuenta el transporte hasta dichos ecosistemas acuáticos de los nutrientes emitidos al aire y al suelo. La comparación de los resultados obtenidos con otros disponibles en la bibliografía permitió concluir que el uso de la diferenciación espacial y, especialmente, la aplicación de factores de transporte, proporcionaba una definición más realista de la categoría de impacto de eutrofización acuática. Se consideró que los principales focos de incertidumbre en el cálculo de dicho factores fueron: (i) los valores de nitrógeno y fósforo depositado en el suelo que alcanza los ecosistemas acuáticos; (ii) el cálculo de las fracciones de las emisiones aéreas de  $N-NO_x$  y  $N-NH_x$  que alcanzan aguas marítimas, continentales y el suelo; (iii) los valores locales de eliminación de nitrógeno y fósforo en estaciones depuradoras de aguas residuales.

Por último, el capítulo 7 presenta un ACV de 13 estaciones de depuración de aguas residuales (EDARs) de núcleos pequeños de población (menos de 20.000 habitantes equivalentes) en Galicia, con el fin de observar los efectos de utilizar los factores regionales calculados frente a los valores incluidos en una metodología sin diferenciación espacial, así como analizar un proceso que se ha demostrado que tiene una importante incidencia en la eutrofización acuática. A nivel de resultados globales, la utilización de factores regionales afectó de manera significativa a los resultados de la categoría de eutrofización acuática. Sin embargo, el análisis pormenorizado de las principales sustancias responsables del impacto no se vio afectado en demasía ya que el factor de caracterización del contribuyente mayoritario ( $\text{PO}_4^{3-}$  en el agua) no se vio influido por dicha regionalización. Por otro lado, se demostró que la utilización de factores de caracterización para tres ecosistemas diferentes (aguas continentales, rías y océanos) permite un análisis más detallado del impacto y una comparación más exhaustiva entre EDARs, ya que el aporte de cada planta varía significativamente de un ecosistema a otro. Del análisis ambiental de las EDARs se extrajeron las siguientes conclusiones:

- Los principales responsables del impacto global de las plantas estudiadas fueron el consumo de electricidad, la emisión de nutrientes y el uso de los lodos en agricultura.

- En cuanto a la comparación de tecnologías existentes para el tratamiento secundario, se dedujo que los tratamientos biodenitrógeno y aeróbico-anóxico eran las opciones más favorables desde el punto de vista ambiental, ya que obtenían eficiencias de eliminación de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  mejores que las que se conseguían mediante aireación prolongada, consumiendo generalmente menos electricidad y generando cantidades similares de lodo.

- En las plantas que usaban biodenitrógeno y tratamiento aeróbico-anóxico, la influencia del manejo no fue significativa. En cambio, en las plantas que usaban aireación prolongada, la operación de las mismas sí que influyó en el comportamiento ambiental, con variaciones en el consumo de electricidad y niveles de depuración que afectaron a los impactos ambientales asociados.



## Resumo

No capítulo 1 desta memoria descríbese a Análise do Ciclo de Vida (ACV); esta é unha metodoloxía de xestión ambiental que se define como “un proceso obxectivo para avaliar as cargas ambientais asociadas cun proceso, produto ou servizo mediante a identificación e cuantificación da enerxía e materiais consumidos e dos residuos xerados ó ambiente e para avaliar e implantar melloras ambientais. Esta análise considera o ciclo de vida enteiro do proceso, produto ou servizo, incluíndo a extracción e procesado das materias primas; transformación, transporte e distribución; uso, reutilización e mantemento; reciclaxe e eliminación final”<sup>1</sup>.

O sentido holístico de tentar analizar o ciclo de vida completo dun produto (unha tarefa tan complexa que non se pode realizar sen simplificar certos aspectos) e a relativa xuventude da metodoloxía (consolidouse a partires da década de 1990), son as responsables de que actualmente o ACV teña certas limitacións, entre as que destacan: a escaseza de datos de calidade, a existencia de diversas metodoloxías de avaliación de impacto, a falla de valoración da incerteza ou a escasa sofisticación das categorías de impacto. A presente memoria propón unha mellora neste último aspecto, ó formularse como principal obxectivo o cálculo de factores de caracterización para as categorías de impacto de eutrofización terrestre e eutrofización acuática cunha diferenciación espacial maior (escala rexional) que a desenvolvida ata agora. Os devanditos cálculos foron realizados para a rexión de Galicia (NON de España), onde se detectaron importantes riscos tanto de eutrofización terrestre coma acuática.

No capítulo 2 preséntase o estado da arte para eutrofización acuática e terrestre no ACV. Concretamente, a eutrofización acuática defínese como o impacto provocado polo enriquecemento excesivo de nutrientes en ambientes acuáticos. A chegada de importantes cantidades de nutrientes de orixe antropoxénica a ecosistemas acuáticos pode perturbar o balance natural de consumo dos devanditos nutrientes, chegando a provocar cambios na estrutura biolóxica do sistema. A maioría das metodoloxías de ACV inclúen a eutrofización acuática entre as súas categorías de impacto; e, en concreto, as metodoloxías máis

---

<sup>1</sup> ISO (2006a). Xestión ambiental. Análise do ciclo de vida. Principios e marco de referencia (ISO 14040:2006). Xenebra, Suíza.

avanzadas introducen factores de caracterización que teñen en conta o transporte dos nutrientes por terra e aire ata a auga e unha relativa diferenciación para Europa (a nivel de país) e Norte América (amplas rexións).

No caso da eutrofización terrestre, este impacto prodúcese pola chegada masiva de compostos nitroxenados aéreos de orixe humana ós ecosistemas terrestres; isto supón un excedente de nutrientes que xera efectos adversos para a vexetación como unha menor tolerancia fronte a enfermidades, secas, nevadas, herbívoros ou ataques de fungos. A nivel de comunidade, o desequilibrio en nutrientes pode causar cambios no tipo de especies, proliferando especies adaptadas ao nitróxeno que desprazan ás autóctonas. Aínda que a inclusión da eutrofización terrestre nas metodoloxías de avaliación de impacto dentro do ACV é máis recente, esta categoría alcanzou un importante desenvolvemento nos últimos anos. Así, os factores de caracterización das metodoloxías máis avanzadas teñen en conta o máximo de nitróxeno que pode recibir cada ecosistema sen verse afectado ("carga crítica") e foron desenvolvidos ao nivel de país no caso de Europa.

Os capítulos 3 e 4 describen o cálculo dos inventarios de  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_x$  (respectivamente) para Galicia e as súas incertezas asociadas, empregándose unha metodoloxía específica que ten en conta a calidade dos datos (dende as perspectivas xeográfica, temporal e de fiabilidade) así como a súa incerteza intrínseca. Estes inventarios eran imprescindibles para o cálculo dos factores de caracterización rexionais e non estaban dispoñibles.

No caso do inventario de  $\text{NH}_3$ , as principais conclusións foron:

- O gando é a principal fonte de emisións de  $\text{NH}_3$ , orixinando case o 90%, sendo o vacún e os polos de engorde as especies de maior incidencia.
- A aplicación de fertilizantes nitroxenados, especialmente urea, tamén xoga un importante papel na xeración de  $\text{NH}_3$ .
- As fontes de orixe non agrícola son menos importantes, aínda que se debe prestar especial atención ás fontes móbiles, bosques, industrias e incendios.
- Se son comparadas coas de orixe antropoxénica, as fontes naturais teñen unha contribución insignificante.
- Baseándose nas incertezas calculadas, observouse que as futuras investigacións deberían centrarse no cálculo de factores de emisión máis

adaptados ás condicións de Galicia no caso do gando (vacún e polos de engorde, especialmente) así como na aplicación de fertilizantes (urea). Tamén sería moi beneficioso o desenvolvemento de factores de emisión máis específicos para incendios, bosques, animais domésticos e humanos.

No referente ao inventario galego de emisións de  $\text{NO}_x$ , as principais conclusións foron:

- As fontes móbiles e industriais foron identificadas como os principais focos de emisión, representando o 90% do total de emisións de  $\text{NO}_x$ . O transporte por estrada é responsable do 33% das emisións, principalmente debido aos turismos, camións e autobuses. No caso da industria, as centrais térmicas e de coxeración son os principais focos, cun peso do 24% e o 12%, respectivamente.

- As fontes agrícolas (uso de fertilizantes e queima de residuos agrícolas) e as emisións dos chans e incendios son focos menores de emisión (2%, 1,6% e 5%, respectivamente).

- Cando se comparan emisións antropoxénicas con emisións naturais, as primeiras dominan claramente sendo responsables do 95% do total.

- As fontes móbiles son os principais focos de incerteza, especialmente no caso das emisións provocadas por maquinaria para agricultura, pesca e sector forestal e polo transporte marítimo e ferroviario, debido fundamentalmente á falta de datos específicos. No caso das emisións asociadas a solos e incendios, a ausencia dunha metodoloxía máis específica é a causa da alta incerteza.

- Nas rexións que se ven especialmente afectadas por incendios, como é o caso de Galicia, débese prestar especial atención á variabilidade interanual deste fenómeno á hora de escoller o ano de referencia posto que a súa contribución pode alterar significativamente o total de emisións de  $\text{NO}_x$ .

Unha vez estimadas as emisións, procedeuse ao cálculo dos factores de caracterización rexionais para eutrofización terrestre (capítulo 5) e eutrofización acuática (capítulo 6). Para o cálculo de factores para eutrofización terrestre no ACV viñéronse utilizando diversos modelos (RAINS, EMEP ou EcoSense), a principal limitación dos cales é o uso de datos nacionais. Isto fai imposible a obtención de resultados máis detallados, que sería o desexable, principalmente, en países extensos (como España), onde os factores de caracterización poden variar dunha rexión a outra. Por iso, usando como caso práctico Galicia, establecéronse

os valores de exceso acumulado (que é un dos indicadores de impacto máis utilizados e que reflicte a cantidade de nitróxeno acumulado por enriba da carga crítica) a partir dos niveis de deposición de compostos nitróxenos e a sensibilidade dos seus ecosistemas terrestres á eutrofización. Os factores obtidos foron significativamente menores que os dispoñibles ata agora para España, o que demostra a importancia de calcular factores a nivel rexional. Para diminuír a incerteza sería necesario: (i) incrementar o coñecemento sobre produtividade de biomasa, capacidade de consumo de compostos nitróxenos e distribución espacial dos distintos ecosistemas forestais galegos; (ii) obter, mediante métodos empíricos, valores específicos para Galicia da taxa de desnitrificación e do valor crítico de nitróxeno nos procesos de lixiviación; (iii) incrementar o número de estacións de mostraxe; (iv) comprobar empiricamente a hipótese de considerar Galicia como unha "caixa pechada".

No capítulo 6, estableceuse unha metodoloxía para o cálculo de factores de caracterización rexionais para eutrofización terrestre, tendo en conta as principais fontes de nutrientes (deposición atmosférica, augas residuais e achegas de nutrientes ao solo (principalmente fertilizantes e esterco)) e diferenciando, por primeira vez en ACV, as características ecolóxicas de tres tipos de ecosistemas (océanos, augas continentais e un moi característico de Galicia, as rías). Así mesmo, tívose en conta o transporte ata os devanditos ecosistemas acuáticos dos nutrientes emitidos ao aire e ao chan. A comparación dos resultados obtidos con outros dispoñibles na bibliografía permitiu concluír que o uso da diferenciación espacial e, especialmente, a aplicación de factores de transporte, proporcionaba unha definición máis realista da categoría de impacto de eutrofización acuática. Considerouse que os principais focos de incerteza no cálculo destes factores foron: (i) os valores de nitróxeno e fósforo depositados no chan que alcanzan os ecosistemas acuáticos; (ii) o cálculo das fraccións das emisións aéreas de  $N-NO_x$  e  $N-NH_x$  que alcanzan augas marítimas, continentais e o solo; (iii) os valores locais de eliminación de nitróxeno e fósforo en estacións depuradoras de augas residuais.

Por último, o capítulo 7 presenta unha ACV de 13 estacións de depuración de augas residuais (EDARs) de núcleos pequenos de poboación (menos de 20.000 habitantes equivalentes) en Galicia, coa fin de observar os efectos de utilizar os factores rexionais calculados fronte aos valores incluídos nunha metodoloxía sen diferenciación espacial, así como analizar un proceso que se demostrou que ten

unha importante incidencia na eutrofización acuática. A nivel de resultados globais, a utilización de factores rexionais afectou de xeito significativo aos resultados da categoría de eutrofización acuática. Non obstante, a análise pormenorizada das principais substancias responsables do impacto non se viu afectado en demasía xa que o factor de caracterización do contribuínte maioritario ( $\text{PO}_4^{3-}$  na auga) non se viu influído pola devandita rexionalización. Por outra banda, demostrouse que a utilización de factores de caracterización para tres ecosistemas diferentes (augas continentais, rías e océanos) permite unha análise máis detallada do impacto e unha comparación máis exhaustiva entre EDARs, xa que a achega de cada planta varía significativamente dun ecosistema a outro. Da análise ambiental das EDARs extraéronse as seguintes conclusións:

- Os principais responsables do impacto global das plantas estudadas foron o consumo de electricidade, a emisión de nutrientes e o uso das lamas en agricultura.

- En canto á comparación de tecnoloxías existentes para o tratamento secundario, deduciuse que os tratamentos bionípho e aeróbico-anóxico eran as opcións máis favorables dende o punto de vista ambiental, xa que obtiñan eficiencias de eliminación de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  mellores que as que se conseguían mediante aireación prolongada, consumindo xeralmente menos electricidade e xerando cantidades similares de lama.

- Nas plantas que usaban bionípho e tratamento aeróbico-anóxico, a influencia do manexo non foi significativa. En cambio, nas plantas que usaban aireación prolongada, a súa operación si que influíu no comportamento ambiental, con variacións no consumo de electricidade e niveis de depuración que afectaron ós impactos ambientais asociados.





## Summary

In Chapter 1 of this Memory, Life Cycle Assessment (LCA) is described; LCA is an environmental management methodology defined as: “a technique for assessing environmental aspects and potential impacts associated with a process, product or service by identifying and quantifying the energy and materials consumed and the waste generated to the environment, in order to evaluate the impact of these consumptions and generations to the environment for a posterior evaluation and implementation of environmental improvements. This analysis considers the whole life cycle of the process, product or service, including extraction and processing of the raw materials; transformation, transport and distribution; use, reuse and maintenance; recycling and final disposal”<sup>1</sup>.

The holistic sense of trying to analyze the whole life cycle of a product (so complex a duty that it is not feasible without simplifying some aspects) and the relative youth of the methodology (it has been consolidated in the decade of 1990), are mainly responsible for LCA having some limitations nowadays, like shortage of quality data, existence of diverse environmental impact methodologies, absence of uncertainty estimations or poor sophistication of impact categories. This Memory proposes an improvement in this last aspect, being the main objective the calculation of characterization factors for the impact categories of aquatic and terrestrial eutrophication with a bigger spatial differentiation (regional scale) than the one developed until now. Those calculi have been developed for the region of Galicia (NW of Spain), where a high risk of both terrestrial and aquatic eutrophication has been detected.

The state of the art of aquatic and terrestrial eutrophication in LCA is shown in Chapter 2. Concretely, the aquatic eutrophication is defined as the impact produced by the excessive enrichment of nutrients in aquatic environments. The arrival of important amounts of anthropogenic nutrients to aquatic environments can disturb the natural balance of consumption of these nutrients and can provoke changes in the biological structure of the system. Most of the LCA methodologies include aquatic eutrophication among their impact categories; and, specifically, the most advanced methodologies introduce

---

<sup>1</sup> ISO (2006a). Environmental management. Life cycle assessment -- Principles and framework (ISO 14040:2006). Geneva, Switzerland.

characterization factors that take into account the transport of the nutrients by soil and air to the water and a relative spatial differentiation for Europe (at the level of countries) and North America (large regions).

Terrestrial eutrophication impact is produced by the massive arrival of aerial nitrogen compounds of human origin to the terrestrial ecosystems. This excess of nutrients provokes adverse effects for the vegetation like less tolerance to disease, drought, frost and herbivores. At community level, the nutrient imbalance can cause changes in the type of species, with the result that those species adapted to nitrogen proliferate and replace the autochthonous ones. Even though the inclusion of terrestrial eutrophication among the environmental impact methodologies of LCA is quite recent, this category has achieved an important development in the last years. So, the characterization factors in the most advanced methodologies consider the maximum amount of nitrogen that ecosystems can handle without any effect (“critical load”) and have been developed at country level in Europe.

Chapters 3 and 4 describe, respectively, the calculation of the inventory for  $\text{NH}_3$  and  $\text{NO}_x$  in Galicia and their associated uncertainties, using a specific methodology that considers the quality of the data (from a geographic, temporal and reliability perspective) and also the intrinsic uncertainty. Those inventories are essential for the calculation of the regional characterization factors and were not available before.

In the  $\text{NH}_3$  inventory, the main conclusions were:

- Livestock is the major source of  $\text{NH}_3$  emissions (almost 90% of the emissions) mainly produced by cattle and broilers.
- Application of N-fertilizers, principally urea, also plays an important role in the generation of  $\text{NH}_3$  emission.
- Non-agricultural sources are of less importance, although attention should be paid to mobile sources, forestry, industry and fires.
- If compared to anthropogenic sources, natural focuses have an insignificant contribution.
- Based on the uncertainties calculated, future research should be focused, in the first place, on the computation of precise emission factors better adapted to local conditions for livestock (cattle and broilers) as well as fertilizer application,

and secondly, on the development of a more specific emission factor for fires, forest, pets and humans..

In relation with the Galician inventory of NO<sub>x</sub> emissions, the major conclusions were:

- Industrial activities and mobile sources are the major sources of NO<sub>x</sub> emissions, accounting for 90% of the total inventory. In the case of industry, power and cogeneration plants are the main focus, with a share of 24% and 12% of the total emissions, respectively. Road transport stands for 33% of the emissions, principally due to passenger cars, followed by trucks and buses.

- Agricultural sources (use of fertilizers and burning of agricultural waste), soil emissions and fires represent minor sources of emissions (2%, 1.6% and 5%, respectively).

- When anthropogenic and natural emissions are compared, the former dominate clearly being responsible for 95% of the total.

- The emissions produced by agricultural, fishery and forest vehicles and machines as well as by maritime and railway traffic are the main focus of uncertainty due to the lack of specific data for Galicia like type, age and power of the machines. In addition, the absence of a more specific methodology is also an important source of uncertainty for the emissions originated by soils and fires.

- In regions that have especially been affected by fires, as in the case of Galicia, attention has to be paid to the variability over the years when defining the year of reference as this source can significantly alter the total NO<sub>x</sub> emissions.

After the estimation of the emissions, the regional characterization factors for terrestrial eutrophication (Chapter 5) and aquatic eutrophication (Chapter 6) were calculated. In order to calculate terrestrial eutrophication factors in LCA several models (RAINS, EMEP or EcoSense) have been used, being the major limitation that their data were available only at national level. This makes it impossible to obtain more detailed results, as would be desirable, mainly in extensive countries (like Spain), where characterization factors can vary from one region to another. Therefore, using Galicia as a case study, the values of accumulated exceedance (one of the most used impact indicators which reflects the amount of nitrogen accumulated above the critical load) have been established considering the nitrogen deposition levels and the sensibility of terrestrial

ecosystems to eutrophication. The obtained factors were significantly lower than the ones available for the whole of Spain, which demonstrates the importance of calculating factors at a regional level. To diminish this uncertainty associated with critical loads it would be necessary to (i) increase our knowledge of the spatial distribution estimates of biomass productivity of forest stands and their uptake rates; (ii) obtain, with empirical methods, specific values of N denitrification ( $N_{de}$ ) and N critical leaching ( $N_{le(crit)}$ ) for Galicia; (iii) increase the monitoring stations; (iv) prove empirically the hypothesis of considering Galicia as a “closed box”.

In Chapter 6, a methodology for the calculation of regional characterization factors for terrestrial eutrophication was established, considering the main sources of nutrients (atmospheric deposition, wastewaters and inputs applied to the soil (mainly fertilizers and manure)) and distinguishing, for the first time in LCA, the ecological characteristics of three types of ecosystems (ocean, freshwater and the rias). Likewise, the transport of the nutrients emitted to the soil and the air to these aquatic ecosystems has been considered. By comparing the results obtained with those available in the literature, it is clear that the application of spatial differentiation, and specially, of transport factors in the calculation of characterization factors, led to a more realistic definition of aquatic eutrophication. The main sources of uncertainty in the calculation of these factors were (i) the amount of N and P deposited in the soil that reaches water ecosystems; (ii) the fractions of aerial N- $NO_x$  and N- $NH_x$  deposited in maritime waters, freshwater and terrestrial land; (iii) the local values of removal of N and P through wastewater treatment plants.

Chapter 7 shows a LCA of 13 wastewater treatment plants (WWTPs) for small populations (less than 20.000 population equivalent) in Galicia, with the objective of observing the effect of using the regional characterization factors calculated instead of the values included in the methodology without spatial differentiation, as well as analyze a process that has an important incidence in aquatic eutrophication. Analyzing the global results, the use of regional factors affected in a significant way the results of the aquatic eutrophication category. Even though, the detailed analysis of the major substances responsible for the impact was not affected in excess because the principal contributor ( $PO_4^{3-}$  in water) was not influenced by regionalization. On the other hand, it was proved that the use of characterization factors for three different ecosystems (freshwater, rias and oceans) allows a more detailed analysis of the impact and a more

exhaustive comparison of WWTPs, because the contribution of each plant varies significantly from one ecosystem to another. From the environmental analysis of the WWTPs the following conclusions were extracted:

- Electricity use, emission of nutrients to the water and application of sludge for agricultural purposes were identified as the main contributors to the global impact of all the facilities studied.

- Regarding the comparison of technologies, bionitrogen and aerobic-anoxic treatments were found to be the less damaging options for secondary treatment, as they attained higher  $\text{N-NH}_4^+$  and  $\text{P-PO}_4^{3-}$  removal efficiencies than extended aeration by using low-middle values of electricity and producing similar amounts of sludge.

- In the case of the plants that used bionitrogen technology and aerobic-anoxic treatment, the influence of the operation of these plants was not significant. In the case of those using extended aeration, operation influenced the environmental performance, with variations in electricity consumption and purification levels affecting the associated environmental impacts.



## Capítulo 1

# Análisis del Ciclo de Vida (ACV)<sup>1,2</sup>

### Resumen

En este primer capítulo se define el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) y se realiza una breve descripción de la evolución histórica de esta metodología desde sus inicios hasta su situación actual. Asimismo se describen individualmente las cuatro etapas fundamentales de un ACV: objetivos y alcance, inventario, evaluación del impacto e interpretación de los resultados; detallando los conceptos fundamentales para su desarrollo así como sus aplicaciones más habituales y sus principales limitaciones.

Finalmente se presentan los objetivos y estructura de la presente memoria, haciendo hincapié en los principales hitos a tratar en cada uno de los capítulos que la constituyen.

---

<sup>1</sup> Feijoo, G., A. Hospido, A. Gallego, B. Rivela y M.T. Moreira (2007). Análisis del ciclo de vida (II). Metodología y etapas. *Ingeniería Química* **444**, 114-125.

<sup>2</sup> Feijoo, G., S. González, A. Gallego, A. Hospido y M.T. Moreira (2007). Análisis del ciclo de vida (III). Caso práctico. *Ingeniería Química* **445**, 96-102.



## Índice

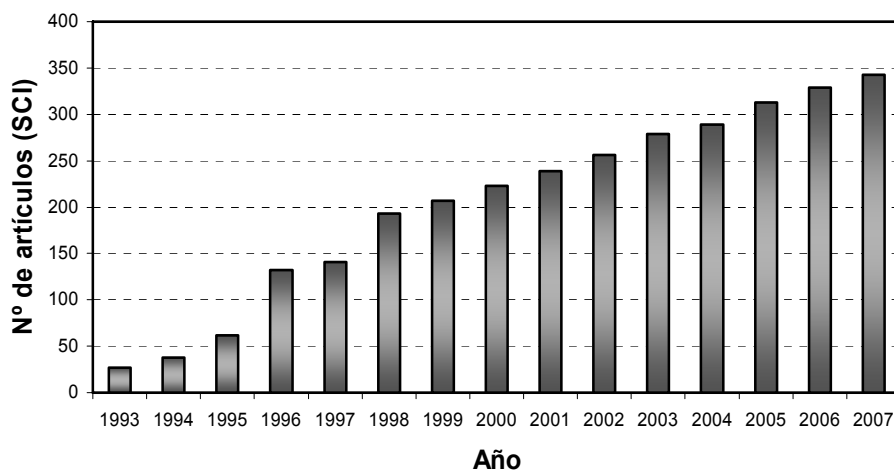
<b>1. Antecedentes del ACV</b>	<b>1-3</b>
<b>2. Definición del ACV</b>	<b>1-5</b>
<b>3. Etapas del ACV</b>	<b>1-6</b>
3.1. Definición de objetivos y alcance	1-6
3.2. Inventario del ciclo de vida	1-7
3.3. Evaluación del impacto	1-9
3.4. Interpretación del ACV	1-10
<b>4. Limitaciones del ACV</b>	<b>1-11</b>
<b>5. Objetivos y estructura de la tesis</b>	<b>1-13</b>
<b>6. Referencias</b>	<b>1-15</b>

## 1. Antecedentes del ACV

Aunque la consideración del impacto ambiental de un producto, proceso o servicio a lo largo de su ciclo de vida ha recibido un importante impulso en los últimos años, sus inicios se remontan a 1969, cuando la empresa Coca-Cola presentó los primeros trabajos sobre el perfil ambiental de los diferentes tipos de envases que utilizaba (Feijoo *et al.*, 2007a). A partir de la crisis energética de 1973 fue cuando tuvieron gran expansión los estudios conducentes a la identificación del consumo de energía en cada una de las etapas de producción, y consecuentemente, a la toma de medidas para su reducción. La mayoría de los estudios realizados durante este período todavía estaban referidos a sectores de producción nacional y no a productos concretos.

En los años ochenta, en la mayoría de los estudios, los balances de energía, materia y residuos todavía se aplicaban de forma separada. En este período, las primeras mejoras metodológicas fueron aportadas por el Programa de Inventario de Descargas de Tóxicos aplicado en Estados Unidos y por los trabajos de la “Society of Environmental Toxicology and Chemistry” (SETAC: <http://www.setac.org>), relativos a los métodos internacionales de mejora de los efectos ambientales y el desarrollo de la metodología ACV (Klöpfer, 2006).

No obstante, es en la década de 1990 cuando se produce una consolidación de la metodología del ACV: en 1991 se publica la primera gran base de datos específica de ACV realizada por el Ministerio de Medio Ambiente de Suiza (BUWAL250), en 1992 se crea la “Society for the Promotion of Life Cycle Development” que establece como prioridad el aumentar la disponibilidad de inventarios del ciclo de vida (<http://lca-net.com/spold/>) y en 1993 la SETAC define por primera vez la metodología (Consoli, 1993). Es tal el auge de los trabajos de ACV que numerosas revistas como “Environmental Science & Technology”, “Chemosphere” y “AIChE Journal” incorporan en sus ámbitos de estudio este tipo de temática (Figura 1.1). Así, en 1996, se publica por primera vez una revista científica dedicada exclusivamente a trabajos sobre la metodología y aplicaciones del ACV: “International Journal of Life Cycle Assessment” (<http://www.scientificjournals.com/sj/lca/startseite>) publicada por “Ecomed Publisher” y que entra en el “Scientific Citation Index” en 2001 tanto en la categoría de “Environmental Engineering” como en la de “Environmental Sciences” con un índice de impacto de 1.412.



**Figura 1.1.** Artículos sobre ACV en revistas del “Scientific Citation Index”

En 1998 se publica la primera de las normas ISO referidas al ACV: la norma ISO 14040:1998, que establece los principios y estructura de esta metodología (<http://www.iso.org/iso/home.htm>). En años sucesivos aparecen otras normas ISO relacionadas con el ACV, entre las que destacan: ISO 14041:1999 (objetivo, alcance y análisis del inventario), ISO 14042:2001 (evaluación del impacto del ciclo de vida) e ISO 14043:2001 (interpretación del impacto del ciclo de vida) (ISO, 2002). Estas normas han sido revisadas y reemplazadas por la ISO 14040:2006 (principios y marco de referencia) y por la ISO 14044:2006 (requisitos y directrices) (Finkbeiner *et al.*, 2006; ISO, 2006a, 2006b).

A finales de los 90 se alcanza una masa crítica que permite la puesta en marcha de congresos científico-técnicos específicos en la materia. En el año 2001 tiene lugar la “1ª Conferencia Internacional sobre Gestión del Ciclo de Vida” (LCM2001) en Copenhague. Como continuación a este congreso tiene lugar en 2005 en Barcelona la “2ª Conferencia Internacional sobre Gestión del Ciclo de Vida” (LCM2005) con la participación de 320 congresistas de más de 30 países de los cinco continentes (Jensen *et al.*, 2005). Se analizó en profundidad la aplicación del ACV a la agricultura, gestión de residuos y energía a través de diversos casos prácticos. Entre los principales retos para el futuro se planteó el incluir factores sociales en el análisis y el integrar el ACV con otras herramientas. Hasta ahora, la última conferencia celebrada fue en Zurich con la asistencia de

casi de 500 participantes (Hellweg *et al.*, 2008). Se trató específicamente la aplicación del ACV en campos tan diversos como la industria farmacéutica y química, generación de energía a partir de biomasa, transporte o producción de productos metálicos. Entre los principales retos que se plantearon se encuentra la mejora de las bases de datos y de algunas categorías de impacto, como por ejemplo la de uso del suelo. En esta misma línea, se estableció la necesidad de desarrollar a nivel regional las categorías de impacto relacionadas con aspectos ecológicos.

## 2. Definición del ACV

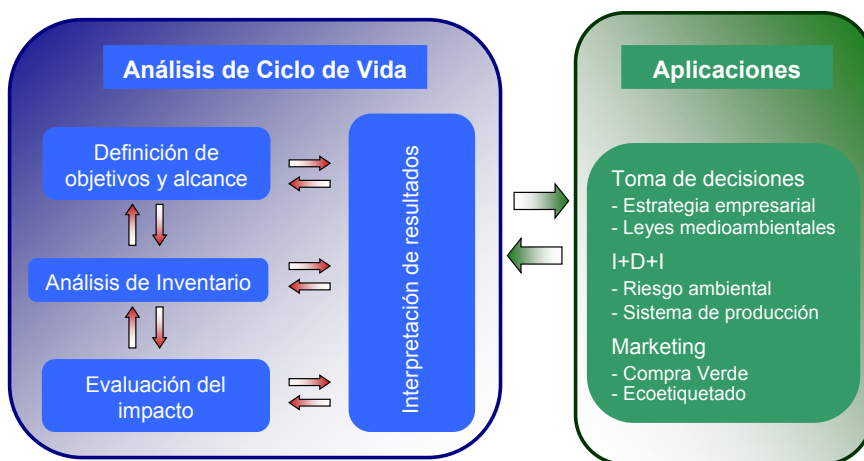
Como se mencionó anteriormente, en 1993, SETAC estableció la primera definición del ACV (Consoli, 1993): “El análisis del ciclo de vida es un proceso objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas con un proceso, producto o servicio mediante la identificación y cuantificación de la energía y materiales consumidos y de los residuos generados al ambiente, para valorar el impacto de estos consumos y generaciones al ambiente y para evaluar e implementar mejoras ambientales. Este análisis incluye el ciclo de vida entero del proceso, producto o servicio, incluyendo la extracción y procesado de las materias primas; transformación, transporte y distribución; uso, reutilización y mantenimiento; reciclado y eliminación final”.

De esta definición se deduce que el ACV es una metodología que se puede emplear para evaluar las cargas de tipo ambiental asociadas a un producto, proceso o actividad teniendo en cuenta su ciclo completo (Feijoo *et al.*, 2007a). Si, por ejemplo, se trata de disminuir la contaminación asociada a la producción de un compuesto farmacéutico y sólo se aplican medidas de reducción de emisiones en el proceso industrial de fabricación, se reducirá la contaminación “inmediata” de la instalación. Pero estas medidas normalmente obligan a un mayor consumo de energía y de reactivos químicos y al tratamiento y eliminación de los residuos generados, y si esto ocurre en vez de proteger el medio ambiente, se estará aumentando la contaminación “aguas arriba” o “aguas abajo” del proceso. Para evitar estos efectos indirectos es necesario realizar un ACV del producto farmacéutico puesto que así dicho producto asumirá la parte alícuota de la contaminación asociada a procesos como la extracción de materias primas, la generación de energía o la gestión de los residuos. De esta forma se garantiza la

protección del medio ambiente en su conjunto y se evita la simple transferencia espacial de la contaminación.

### 3. Etapas del ACV

Un estudio de ACV se compone de cuatro etapas fundamentales, cuya interrelación (según las normas ISO) se muestra en la Figura 1.2, junto con las aplicaciones fundamentales de esta metodología.



*Figura 1.2. Fases y aplicaciones del ACV (Feijoo et al., 2007a)*

#### 3.1. Definición de objetivos y alcance

En esta primera fase del ACV se establece el producto<sup>1</sup> que se va a analizar y se definen los objetivos que se pretenden alcanzar. Estos objetivos deben establecer la aplicación prevista, las razones para realizar el estudio, el público a quién se dirige el estudio y si se prevé utilizar los resultados en aseveraciones comparativas que se divulgarán en un futuro (ISO, 2006a).

Entre las principales acciones que componen la definición del alcance destacan:

- La definición de la unidad funcional.
- El establecimiento del sistema y sus límites.

<sup>1</sup> En adelante el término producto se usará genéricamente para referirse a producto, proceso o servicio.

- El análisis de la calidad de los datos.

### *Unidad funcional*

La unidad funcional se define como la “cuantificación de la funciones identificadas (características de desempeño) del producto” y “proporciona una referencia clara de la asignación de entradas y salidas del proceso considerado” (ISO, 2006a). Al considerar el estudio de un único producto, la unidad funcional coincide con el concepto de base de cálculo empleado en la resolución de balances de materia y energía. Sin embargo, en los estudios de ACV comparativos es crucial definir adecuadamente la unidad funcional a partir de la correcta definición de la “función del sistema”, puesto que al ser la base de la comparación afectará a los resultados del estudio (Baumann y Tillman, 2004). Por ejemplo, para comparar dos tipos de envases de aceite lubricante, se puede utilizar como unidad funcional “cantidad de envase necesaria para contener cinco litros de aceite lubricante” (Feijoo *et al.*, 2007b) o para comparar cerillas y mecheros se puede establecer “encendido de 100 fuegos”.

### *Establecimiento del sistema y sus límites*

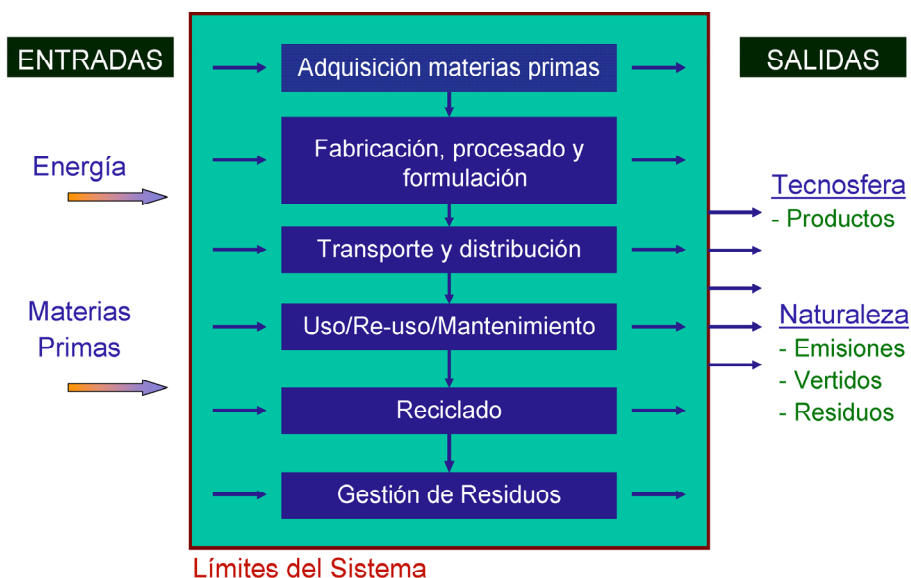
El sistema y sus límites irán en función de los objetivos a alcanzar. Se tienen que tener en cuenta límites temporales (si el análisis es retrospectivo, presente o prospectivo), geográficos (área a la que se limita el estudio), límites entre la tecnosfera y el sistema natural (por ejemplo, ¿es el suelo parte de la naturaleza o es un sistema de producción tecnológica o ambos?) y límites dentro del sistema tecnológico (qué actividades se deben incluir y cuáles no, en el caso de que varios productos compartan un mismo proceso, qué carga ambiental le corresponde a cada uno...) (Baumann y Tillman, 2004). Por ejemplo, si se quiere analizar el producto desde su extracción hasta su eliminación, los límites del sistema incluirán todas las etapas del ciclo de vida. En este caso se trata de un ACV desde “la cuna hasta la tumba”. Pero en cambio, si se realiza el ACV de una materia prima, que puede tener numerosos usos, es imposible seguir todos sus ciclos de vida. En este caso, se analizaría el ciclo de vida de la materia prima desde su extracción hasta su entrada en la fábrica (se trataría de un análisis “desde la cuna a la puerta”), siendo estos los límites del sistema.

## **3.2. Inventario del ciclo de vida**

En la fase más laboriosa de todo ACV se recogen los datos de entradas y salidas asociadas al sistema objeto de estudio, cuantificándose la energía y

materias consumidas; las emisiones a la atmósfera y a las aguas; los residuos sólidos y cualquier otro vertido al medio que se produzca durante cualquier etapa incluida en el ciclo de vida (Baumann y Tillman, 2004). El inventario del ciclo de vida incluye los siguientes pasos (Feijoo *et al.*, 2007c):

- Definición detallada del sistema estudiado: A partir de la descripción preliminar del sistema realizada en la fase de objetivos y alcance, se define detalladamente el sistema estudiado, incluyendo la división en subsistemas interrelacionados para facilitar la recogida de los datos asociados. Se recomienda la construcción de un diagrama de flujo para la identificación de corrientes y conexiones entre los subsistemas (Figura 1.3).



**Figura 1.3.** Diagrama de flujo del inventario del ciclo de vida

- Recogida de datos. La recogida de datos de inventario, sin duda la etapa que más tiempo y recursos consume en la elaboración de un ACV, será diferente en cada situación concreta. Así, la adquisición de datos pueden dividirse en los siguientes cuatro grupos (von Bahr, 2001):

- (i) comunicaciones personales.
- (ii) medidas directas.
- (iii) documentos publicados.
- (iv) fuentes electrónicas.

- Normalización de los datos en base a la unidad funcional definida y obtención de los inventarios parciales de los subsistemas y global del sistema.

### 3.3. Evaluación del impacto

La evaluación de impacto en el ciclo de vida (EICV) es un proceso técnico, cualitativo y/o cuantitativo para la caracterización y el análisis de las cargas ambientales identificadas en el inventario (Consoli, 1993), con el objetivo de convertir los datos del inventario en información ambiental más relevante (Baumann y Tillman, 2004). Con las técnicas de evaluación del impacto se consigue que los centenares o miles de datos procedentes del inventario queden reducidos a unos pocos datos, representando cada uno el impacto del producto sobre el medio ambiente en diversas categorías de impacto: calentamiento global, destrucción de la capa de ozono, acidificación...

Esta fase consta de una serie de subetapas (ISO, 2006b):

- Selección de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos de caracterización.

- Clasificación. Supone la agrupación de los datos del inventario según su potencial impacto en las distintas categorías previamente seleccionadas.

- Caracterización. Implica la aplicación de modelos para obtener un indicador ambiental en cada categoría de impacto, unificando a una única unidad de referencia todas las sustancias clasificadas dentro de cada categoría mediante el empleo de factores de peso o equivalencia.

- Normalización. Consiste en la evaluación de la significación del perfil ambiental generado mediante la “adimensionalización” de las categorías (relativizando los valores obtenidos en cada categoría respecto a una cantidad de referencia, por ejemplo, el valor de aquella categoría en cuestión para el conjunto de la actividad mundial, o del país, o de la región donde se realiza el estudio) y la comparación entre las mismas.

- Valoración. Permite determinar, cualitativa o cuantitativamente, la importancia relativa de las distintas categorías de impacto con la finalidad de obtener un resultado único o índice ambiental. La valoración o ponderación entre categorías es un paso difícil y controvertido debido a la subjetividad envuelta en el proceso (juicios de valor, razones políticas...) y por ello pocas veces se realiza.



La selección de categorías ambientales, la clasificación y la caracterización son etapas obligatorias, mientras que la normalización y la valoración son etapas opcionales (ISO, 2006b).

### *Metodologías*

Existen diferentes metodologías para la evaluación del impacto del ciclo de vida, cada una de las cuales establece una serie de categorías ambientales a analizar, por ejemplo, calentamiento global, eutrofización, acidificación, toxicidad, etc. Estas metodologías pueden ser agrupadas en “midpoints” o “endpoints” en función de dónde definen el impacto en la relación causa-efecto ambiental. Las metodologías “midpoint” definen el efecto ambiental (acidificación, destrucción de la capa de ozono, etc.) pero sin llegar a identificar el daño causado al hombre y a los sistemas naturales, como sí hacen las metodologías “endpoint”. La elección de uno u otro tipo de metodología ha sido uno de los principales focos de discusión entre la comunidad científica que trabaja con ACV (Bare *et al.*, 2000). De hecho, constituye uno de los principales objetivos de la iniciativa conjunta de la SETAC y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) para la mejora de distintos aspectos del ACV (<http://lcinitiative.unep.fr/>), que busca “aumentar el consenso global y la relevancia de las metodologías del ACV de existentes y emergentes”. Esto implicará definir las mejores prácticas en lo referente a la elección y definición de las categorías de impacto que deben ser consideradas a la hora de realizar un estudio de ACV.

### **3.4. Interpretación del ACV**

Esta última fase combina los resultados del análisis del inventario o de la evaluación del impacto, o de ambos, con los objetivos y el alcance planteados, para establecer conclusiones y recomendaciones (ISO, 2006b). Generalmente incluye las siguientes etapas (Azapagic *et al.*, 2004):

- Análisis de contribución, mediante el que se identifican las principales cargas ambientales e impactos.
- Análisis de dominancia o identificación de los “hot spots” o puntos conflictivos del ciclo de vida. Una vez que se conocen, será sobre estos elementos donde deben dirigirse las medidas de mejora o innovación.

- Análisis de sensibilidad de los datos. Este análisis ayuda a identificar los efectos que la variabilidad, lagunas o incertidumbres de los datos tienen sobre el resultado final del estudio e indican el nivel de fiabilidad del mismo.
- Conclusiones y recomendaciones finales del ACV.

#### 4. Limitaciones del ACV

Intentar analizar el ciclo de vida completo de un producto es una tarea tan compleja que no se puede realizar sin simplificar ciertos aspectos (Guinée *et al.*, 2001), lo que conlleva ciertas limitaciones del ACV como las siguientes:

- Calidad de los datos. La situación ideal sería aquella donde todos los datos requeridos para la realización de un ACV estuvieran accesibles y fueran relevantes, fiables y presentados con las unidades de medida adecuadas. Desgraciadamente, esto no es lo que habitualmente ocurre en realidad y normalmente faltan datos, son poco representativos, existen pero no son accesibles... (von Bahr, 2001). Esto se hace aún más patente en los países en desarrollo, donde la falta de datos de “background”<sup>2</sup> obliga a utilizar los presentes en los software comerciales, que en muchas ocasiones no son necesariamente compatibles (por ejemplo, producción eléctrica de otro país), provocando que dichos ACVs tengan poca fiabilidad en sus resultados (Mungkung *et al.*, 2005).

- Existencia de diversas metodologías de evaluación del impacto en el ACV. Cada una define distintos tipos de categorías de impacto, lo que reduce la comparabilidad del ACV e incluso pueden provocar que la interpretación de los resultados varíe en función de la metodología empleada, especialmente en el caso de las categorías de toxicidad (Renou *et al.*, 2008). Estas metodologías realizan numerosas asunciones (ignoran procesos no lineales o sinergias, asumen estados estacionarios...) que pueden desvirtuar el resultado final del análisis si no son tenidas en cuenta (Huijbregts *et al.*, 2003). Además, en muchos casos, la base de dichas metodologías no es de fácil acceso para el público en general, lo que reduce su credibilidad.

---

<sup>2</sup> Datos de “background”: Datos correspondientes a aquellos procesos que influyen en el ACV de una manera indirecta y que por tanto no se pueden modificar basándose en las conclusiones del análisis (Baumann y Tillman, 2004).

- Poca sofisticación de las categorías de impacto. Diversos autores reclaman un mayor desarrollo en algunas categorías de impacto de forma que se acerquen cada vez más a la medición del daño real al medio ambiente (mediante la inclusión de factores de transporte, exposición...) y que tengan en cuenta la variabilidad temporal y espacial (Potting *et al.*, 2001). Estos aspectos se desarrollan en profundidad a lo largo de la tesis, ya que la sofisticación de las categorías de impacto de eutrofización acuática y terrestre en Galicia es uno de los objetivos de esta memoria.

- Escasa valoración de la incertidumbre en los ACVs. Según Huijbregts *et al.* (2003) podemos distinguir tres tipos de incertidumbre en un ACV:

- Incertidumbre en los parámetros. Causada por los errores en las medidas de los datos de entrada, debido, por ejemplo, a mediciones imprecisas, estimaciones o asunciones.

- Incertidumbre en los escenarios. Los resultados de un ACV pueden variar en función de las decisiones que se tomen a la hora de definir el sistema objeto de estudio (selección de una determinada unidad funcional, límites del sistema, reglas de asignación...). Nuestros resultados pueden variar, por ejemplo, en función de si escogemos distintos escenarios de tratamiento de residuos.

- Incertidumbre en los modelos. Asociada directamente al hecho de que un modelo será siempre una aproximación de la realidad pero no la realidad en sí misma y por lo tanto no es posible que se incluyan siempre todos los aspectos potencialmente relevantes del mundo real en la estructura de modelado del ACV. Así, un ejemplo sería la falta de diferenciación espacial en la evaluación de determinadas categorías de impacto.

Si no se tiene en cuenta estas incertidumbres, el ACV puede derivar en la toma de decisiones incorrectas (Sonnemann *et al.*, 2003). Por ejemplo, puede descubrirse que la aparente diferencia entre dos productos sea estadísticamente insignificante al calcular las incertidumbres.

En esta tesis hay dos de estos tipos de incertidumbre: asociada a los parámetros (capítulos 3 y 4)<sup>3</sup> y asociada a los modelos (capítulos 3, 4, 5 y 6). En los capítulos 3 y 4 se ha considerado los rangos de incertidumbre propuestos por

---

<sup>3</sup> Aunque no se trate de trabajos de ACV, la descripción de la incertidumbre asociada a parámetros y modelos también se puede aplicar a los inventarios de NO<sub>x</sub> y NH<sub>3</sub>.

las distintas metodologías para los diferentes parámetros y modelos. En caso de no ser proporcionada por la propia metodología, la incertidumbre ha sido calculada atendiendo a criterios de fiabilidad, representatividad geográfica y temporal e incertidumbre intrínseca de los parámetros y modelos siguiendo la metodología desarrollada por Frischknecht y Jungbluth (2004). Todos estos resultados han permitido obtener un rango de incertidumbre para cada una de las emisiones de  $\text{NH}_3$  y  $\text{NO}_x$  cuantificadas en Galicia (secciones 5.3 del capítulo 3 y 4.3 del capítulo 4). En el caso de los capítulos 5 y 6, no ha sido posible realizar un análisis cuantitativo debido a la enorme cantidad de variables involucradas, y en su lugar, se presenta un estudio cualitativo identificando los principales focos de incertidumbre en base al criterio de expertos y a la propia experiencia del trabajo realizado.

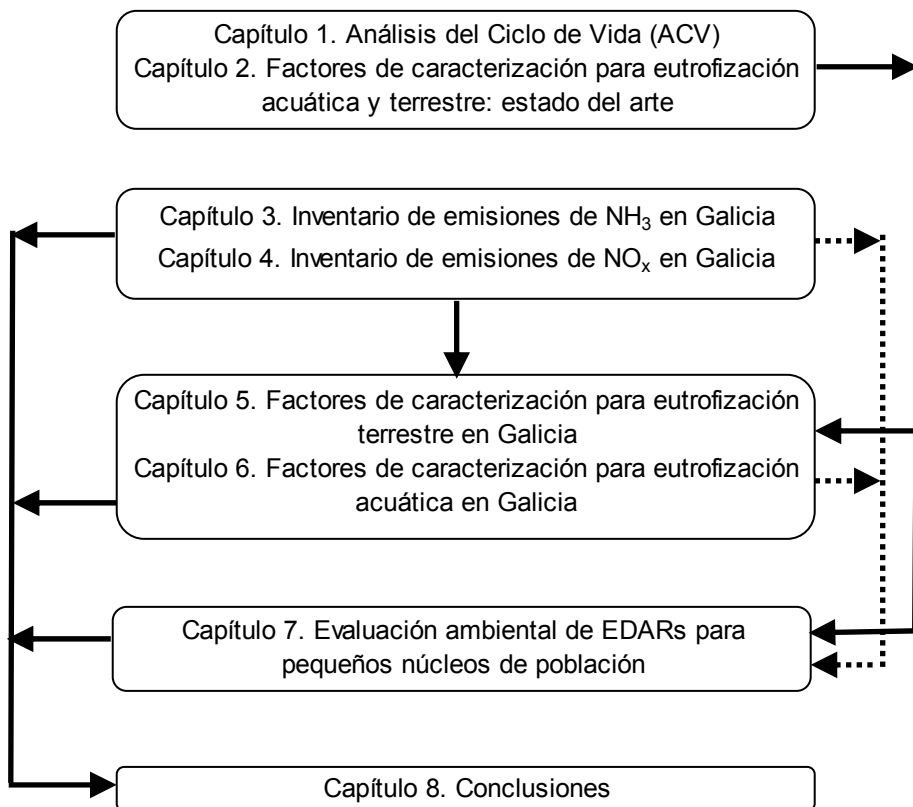
Aunque estas limitaciones son fundamentalmente fruto de la relativa juventud de esta herramienta de gestión ambiental, los esfuerzos de la comunidad que trabaja en ACV están ayudando a superarlas. En cualquier caso, estas restricciones deben ser tenidas en cuenta a la hora de aplicar el ACV, considerándolo como una herramienta que aporta información útil para la toma de decisiones, pero que no debe ser empleada en solitario para tomar la decisión en sí.

## 5. Objetivos y estructura de la tesis

El objetivo general de esta memoria es el cálculo de factores de caracterización para dos categorías de impacto, eutrofización acuática y eutrofización terrestre, en un área de referencia concreta, Galicia. Asociados a este, se desarrollan los siguientes sub-objetivos más específicos:

- Cálculo de inventarios de emisiones de  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_3$  en Galicia, necesarios para el cálculo de los mencionados factores de caracterización.
- Desarrollo de un caso práctico (ACV de estaciones de tratamiento de aguas municipales en pequeños núcleos de población de Galicia) para la validación de los factores de caracterización calculados.

Esta memoria se estructura en ocho capítulos (Figura 1.3), presentados en cinco secciones:



*Figura 1.3. Estructura de la tesis*

- Sección 1: INTRODUCCIÓN. En el primer capítulo se define el ACV, sus etapas y sus principales limitaciones. En el segundo se ahonda en una de estas restricciones que es la escasa sofisticación de los factores de caracterización y la necesidad de su mejora. El principal objetivo de esta tesis es la mejora de estos factores para Galicia, concretamente en las categorías de eutrofización acuática y terrestre. Por ello, se describe en qué consisten estos impactos, las sustancias que los provocan, el estado del arte para su cálculo en ACV y qué aspectos concretos se van a abordar y mejorar en esta memoria.

- Sección 2: INVENTARIOS. En el tercer y cuarto capítulo se estiman las emisiones de  $\text{NH}_3$  y  $\text{NO}_x$ , respectivamente, en Galicia. En ambos casos, se calcula la incertidumbre general y para cada fuente de emisión. Estos inventarios suponen un paso previo para el cálculo de los factores de caracterización.

- Sección 3: FACTORES DE CARACTERIZACIÓN. En el quinto capítulo se calculan los factores de caracterización y el valor de normalización

para eutrofización terrestre en Galicia, usando como indicador el exceso acumulado. En el sexto capítulo se calculan dichos factores y el valor de normalización, pero en este caso para eutrofización acuática. En ambos casos se comparan los resultados con los factores usados habitualmente hasta ahora y se establecen los principales focos de incertidumbre.

- Sección 4: EDARs. En el séptimo capítulo, se presenta un caso práctico de aplicación de ACV para evaluar el comportamiento ambiental de 13 estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) de núcleos de población pequeños (menos de 20.000 habitantes equivalentes) en Galicia. Se compara el efecto de utilizar los factores disponibles hasta ahora o los propuestos en esta memoria.

- Sección 5: CONCLUSIONES. El último capítulo resume las principales conclusiones de esta memoria y propone caminos en los que se debería ahondar en futuras investigaciones.

## 6. Referencias

- Azapagic, A., S. Perdan y R. Clift (2004). Sustainable development in practice. Case studies for engineers and scientists. John Wiley & Sons Ltd. West. Sussex, Gran Bretaña.
- Bare, J.C., P. Hofstetter, D.W. Pennington y H.A. Udo de Haes (2000). LCIA Workshop Summary. Midpoints versus Endpoints: the sacrifices and benefits. *International Journal of LCA* **5**(6), 319-326.
- Baumann, H. y A.M. Tillman (2004). The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application. Studentlitteratur. Lund, Suecia.
- Consoli, F. (1993). Guidelines for life cycle assessment: A code of practice. SETAC. Sesimbra, Portugal.
- Feijoo, G., A. Hospido y M.T. Moreira (2007a). Análisis del ciclo de vida (I). Desarrollo sostenible y ACV. *Ingeniería Química* **443**, 153-162.
- Feijoo, G., S. González, A. Gallego, A. Hospido y M.T. Moreira (2007b). Análisis del ciclo de vida (III). Caso práctico. *Ingeniería Química* **445**, 96-102.
- Feijoo, G., A. Hospido, A. Gallego, B. Rivela y M.T. Moreira (2007c). Análisis del ciclo de vida (II). Metodología y etapas. *Ingeniería Química* **444**, 114-125.

- Finkbeiner, M., A. Inaba, R.B.H. Tan, K. Christiansen, y H.J. Klüppel (2006). The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *International Journal of LCA* **11**(2), 80-85.
- Frischknecht, R. y N. Jungbluth (2004). Overview and methodology. Ecoinvent Database v. 1.1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Suiza.
- Guinée, J.B., M. Gorreé, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L.A. van Oers, A. Weneger, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin y M. Huijbregts (2001). Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Leiden, Holanda.
- Hellweg, S., A. Koehler y G. Rebitzer (2008). LCM2007 – From analysis to implementation. *International Journal of LCA* **13**(1), 7-9.
- Huijbregts, M.A.J., W. Gilijamse, M.J. Ragas y L. Reijnders (2003). Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment. A case study comparing two insulation options for a Dutch one-family dwelling. *Environmental Science & Technology* **37**, 2600-2608.
- ISO (2006a). Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Principios y marco de referencia (ISO 14040:2006). Ginebra, Suiza.
- ISO (2006b). Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Requisitos y directrices (ISO 14044:2006). Ginebra, Suiza.
- ISO (2002). ISO 14000. Environmental management. ISO standards collection on CD-ROM. Ginebra, Suiza.
- Jensen, A., D. Hunkeler, G. Gaillard, S. Hellweg y K. Christiansen (2005). LCM 2005 - Innovation by life cycle management. *International Journal of LCA* **10**(6), 451-453.
- Klöpfer, W. (2006). The role of SETAC in the development of LCA. *International Journal of LCA* **11**(1), 116-122.
- Mungkung, R.T., H. Udo de Haes y R. Clift (2005). Potentials and limitations of life cycle assessment in setting ecolabelling criteria: A case study of Thai shrimp aquaculture product. *International Journal of LCA* **11**(1), 55-59.
- Potting, J., W. Klöpffer, J. Seppälä, J. Risbey, S. Meilinguer, G. Norris, G.L. Lindfords y M. Goedkoop (2001). Best available practice in life cycle assessment of climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification and eutrophication. Backgrounds and general issues. RIVM report 550015002. Bilthoven, Holanda.
- Renou, S., J.S. Thomas, E. Aoustin y M.N. Pons (2008). Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *Journal of Cleaner Production* **16**(10), 1098-1105.

Sonnemann, G.W., M. Schuhmacher y F. Castells (2003). Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. *Journal of Cleaner Production* **11**(3), 279-292.

von Bahr, B. (2001). The relevant aspect of life cycle inventory data quality. Licentiate Thesis. Chalmers University of Technology. Gotemburgo, Suecia.





## Capítulo 2

### Factores de caracterización para eutrofización acuática y terrestre: estado del arte

#### Resumen

El presente capítulo se inicia con una exposición de las principales vías que se plantean actualmente para mejorar los factores de caracterización, haciendo especial hincapié en la que más se ha desarrollado en esta memoria que es la diferenciación espacial.

A continuación, se describen las sustancias más relevantes para las dos categorías de impacto objeto de estudio de esta tesis (eutrofización acuática y eutrofización terrestre), así como, el estado del arte y los principales retos futuros, para concluir con las líneas de mejora que se desarrollarán en los siguientes capítulos.

## Índice

<b>1. Mejora de los factores de caracterización</b>	<b>2-3</b>
1.1. Introducción	2-3
1.2. Diferenciación espacial	2-5
<b>2. Eutrofización acuática</b>	<b>2-7</b>
2.1. Introducción	2-7
2.2. Sustancias relevantes	2-10
2.3. Metodologías de EICV - Estado del arte	2-11
2.4. Retos futuros de las metodologías de EICV	2-13
<b>3. Eutrofización terrestre</b>	<b>2-15</b>
3.1. Introducción	2-15
3.2. Sustancias relevantes	2-16
3.3. Metodologías de EICV - Estado del arte	2-16
3.4. Retos futuros de las metodologías de EICV	2-17
<b>4. Referencias</b>	<b>2-18</b>

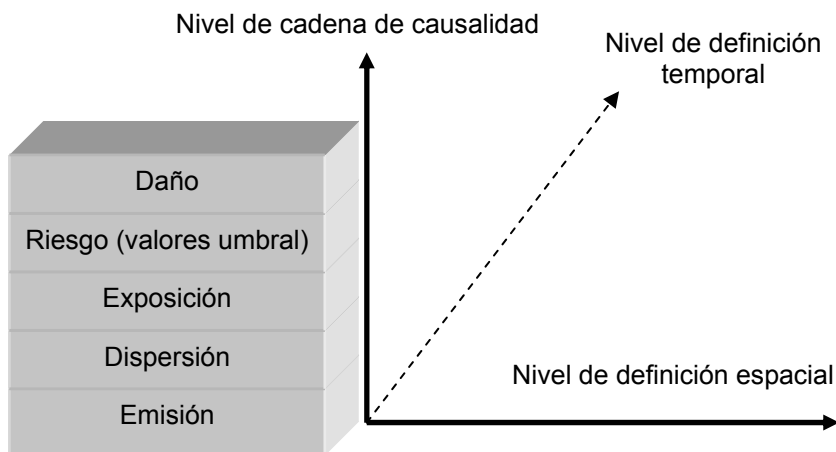
## 1. Mejora de los factores de caracterización

### 1.1. Introducción

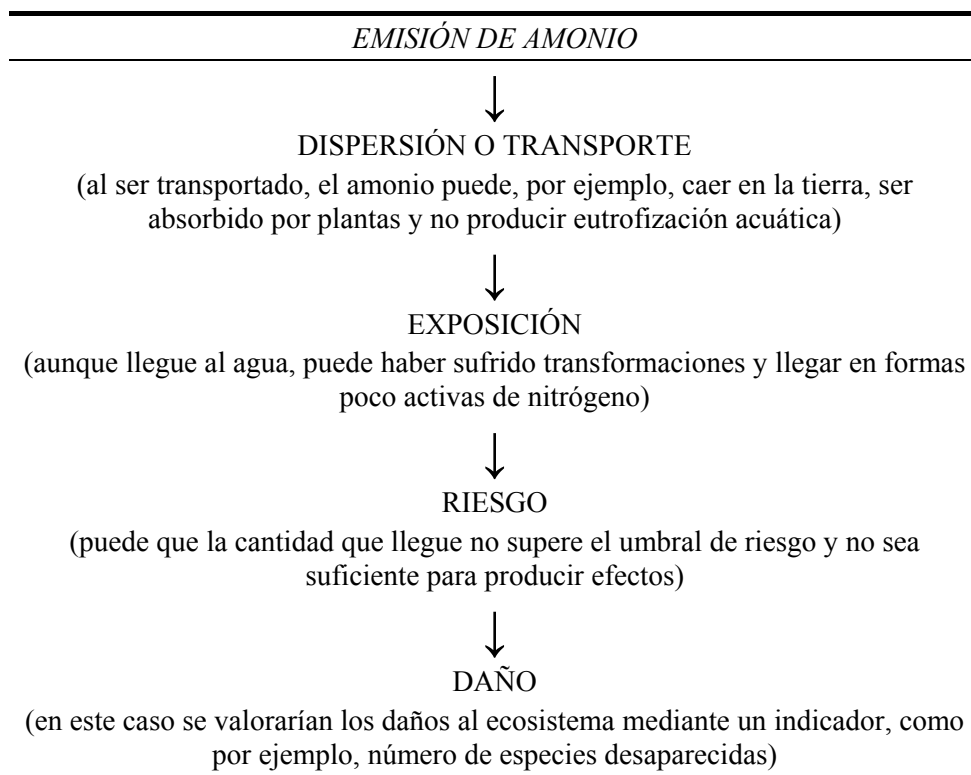
El principal objetivo de la fase de evaluación del impacto en el ACV es la agregación de la gran cantidad de datos del inventario en una cantidad manejable de impactos interpretables. Los primeros modelos empleados para calcular los impactos eran muy sencillos, limitándose a establecer relaciones de equivalencia entre las sustancias y sus efectos sobre la base de una característica intrínseca de dichas sustancias (Hauschild y Potting, 2005). Por ejemplo, en el caso de la acidificación, la característica intrínseca era la capacidad potencial para liberar iones de hidrógeno. Estos modelos no consideraban ni cuándo ni dónde se emitían las sustancias (Udo de Haes, 1996). Sin embargo, diversos autores comenzaron a argumentar que teniendo en cuenta únicamente las características de las sustancias no se conseguían representaciones adecuadas de los impactos ambientales reales en algunas categorías de impacto y que, por tanto, era necesario incluir diferenciación espacial y temporal. Así, Fava *et al.* (1993) o Potting y Block (1995) mostraron ejemplos de cómo la credibilidad de la herramienta se veía afectada al no tenerse en cuenta esta diferenciación, llegando a obtenerse resultados claramente erróneos.

Junto con estas mejoras en la diferenciación espacial y temporal, para conseguir lo que Potting *et al.* (2001) denominaron sofisticación o mejora de los distintos factores de caracterización (Figura 2.1), es necesario también que dichos factores representen mejor el impacto dentro de la cadena de causalidad.

El término “cadena de causalidad” describe la secuencia de mecanismos ambientales que provocan que una determinada emisión tenga un daño ambiental final (Potting y Hauschild, 2005). Así, la Figura 2.2 presenta, a modo de ejemplo, los eslabones de la cadena de causalidad para el impacto de eutrofización acuática provocado por una emisión de amonio.



**Figura 2.1.** Posibles niveles de mejora de factores de caracterización en el ACV (Potting et al., 2001).



**Figura 2.2.** Cadena de causalidad para una emisión de amonio en la categoría de eutrofización acuática

Siguiendo la línea de mayor sofisticación, la tendencia en el ACV es la de definir el impacto lo más lejos posible dentro de la cadena de causalidad (Udo de Haes *et al.*, 1999; Braunschweig *et al.*, 1996), y de este modo un factor de caracterización que mide el daño es considerado más depurado que uno que sólo mide, por ejemplo, la exposición, siempre y cuando se mantenga en similares niveles de incertidumbre.

A un mismo nivel de causalidad, el progreso también se puede establecer, como ya se ha comentado, mediante la mejora de los grados de resolución espacial y temporal, y de este modo los niveles de diferenciación espacial y temporal pueden ser considerados una “sofisticación perpendicular” al nivel de cadena de causalidad por el cual el factor de caracterización es definido (Figura 2.1). Por ejemplo, se puede definir una categoría de impacto al nivel de daño y al mismo tiempo decidir si la escala espacial del factor es continental, regional o local o valorar la importancia de que la emisión se produzca durante 1, 10 ó 200 años.

Esta memoria aborda la sofisticación de dos categorías de impacto: eutrofización terrestre y acuática, en el eje de la diferenciación espacial. Para ello se han empleado las metodologías actuales más avanzadas para calcular los factores de caracterización correspondientes. Estas metodologías, que se describen en detalle en las secciones 2.3 y 3.3 de este capítulo, permiten el cálculo del impacto en el penúltimo eslabón de la cadena de causalidad (nivel de riesgo, mediante el empleo de valores umbral) para la eutrofización terrestre y al inicio de la misma (nivel de transporte) para la eutrofización acuática. Tomando como base dichas metodologías, la mejora ha consistido en el cálculo de factores de caracterización adaptados a la escala espacial de Galicia, donde se han descrito importantes problemas con ambas categorías de impacto (Rodríguez y Macías, 2006; Environmental European Agency, 2001).

## **1.2. Diferenciación espacial**

Una parte importante de las emisiones de sustancias que provocan impacto en el ACV son transportadas a largas distancias (varios cientos o incluso miles de kilómetros), lo que provoca que el área donde ocurre el impacto de la emisión sea amplia. Estas amplias zonas de impacto hacen que el punto exacto de emisión no sea tan importante porque los patrones de dispersión y las áreas de impacto de las fuentes vecinas se solapan; solamente empiezan a diferenciarse notablemente

cuando las fuentes de emisión están situadas a cierta distancia las unas de las otras porque las condiciones regionales comienzan a variar (Potting y Hauschild, 2005). Esto nos permite establecer factores de caracterización dependientes del espacio, o regionales, que se situarían en un punto intermedio entre factores totalmente independientes del espacio, o globales, y los factores muy dependientes de la localización, o locales.

Los factores regionales se calculan para categorías de impacto producidas por emisiones de sustancias que tienen tiempos de vida relativamente cortos y que son transportadas cientos o miles de kilómetros. Entre ellas se encuentran las categorías que miden la acidificación, la eutrofización acuática y terrestre, la formación de oxidantes fotoquímicos o la toxicidad (Antón, 2004; Udo de Haes *et al.*, 2002). Sin embargo, otros contaminantes, como los gases de efecto invernadero o los compuestos halogenados, se caracterizan por tiempos de vida mucho más largos, lo que permite que se distribuyan globalmente de manera que su efecto sea independiente del lugar de emisión. Por eso las categorías de impacto de cambio climático y de reducción de la capa de ozono estratosférico son consideradas como globales y no se calculan factores regionales.

La inclusión de la diferenciación espacial en los factores de caracterización ha sido objeto de debate en la comunidad científica del ACV (Bare *et al.*, 1999; Barnthouse *et al.*, 1997; Udo de Haes, 1996; Fava *et al.*, 1993). Los argumentos de sus detractores se han centrado más en las posibles dificultades de su aplicación que en la utilidad de esta diferenciación en sí misma.

Uno de los argumentos esgrimidos ha sido el hecho de que la recogida de datos de inventario se complicaría, implicando un esfuerzo y un consumo de tiempo extra que convertiría a la herramienta en impracticable (Udo de Haes *et al.*, 1999). Sin embargo, algunos autores, como Potting y Hauschild (1997), han rebatido que la región, o al menos el país donde tiene lugar la emisión es generalmente conocida en el inventario porque es necesaria para cuantificar el transporte de materias primas o productos. En el caso de que esta localización sea desconocida, se deberán aplicar factores de caracterización independientes del espacio y se establecerá la incertidumbre asociada a no utilizar factores regionales (Potting y Hauschild, 1997).

Otro inconveniente es que los factores regionales no están desarrollados para todas las partes del mundo (normalmente sólo para Europa y América del

Norte) (Potting *et al.*, 2001), lo que es un problema en un mundo globalizado donde los procesos que componen un sistema pueden tener lugar en cualquier parte del planeta. Así, si queremos evaluar el impacto ambiental del lavado a máquina de una prenda de vestir en España tenemos que tener en cuenta que la lavadora empleada puede haber sido fabricada en Europa pero que la electricidad que consume puede estar parcialmente producida utilizando carbón de Sudáfrica y que la materia prima de la prenda, por ejemplo algodón, puede venir de Estados Unidos. En estos casos donde tengamos mezcla de localizaciones geográficas lo más práctico es usar los factores con diferenciación espacial asociados al continente donde se producen la mayoría de los procesos considerados en el sistema.

Por último, también se ha argumentado que la aplicación de factores regionales demandaría una capacidad informática excesiva que impide su inclusión en los softwares actualmente disponibles de ACV. Esta dificultad es seguramente una cuestión de tiempo porque la tecnología informática está en continuo avance y, de hecho, ya ha permitido a algunos usuarios la utilización combinada de ACV y sistemas de información geográfica con una resolución espacial aún mayor que la necesaria para factores regionales (Potting *et al.*, 2001).

## **2. Eutrofización acuática**

### **2.1. Introducción**

La eutrofización acuática es el resultado del enriquecimiento excesivo de nutrientes de los ambientes acuáticos (Pennington *et al.*, 2004). Bajo condiciones naturales, la llegada de nutrientes (nitrógeno y fósforo) se ve compensada por su consumo para el crecimiento de biomasa, pero los elevados aportes de nutrientes de origen antropogénico pueden perturbar este balance, llegando a provocar cambios en la estructura biológica del ecosistema (Kristensen y Hansen, 1994).

Tras una masiva entrada de nutrientes, el agua pasa a estar dominada por fitoplancton, que genera turbidez, y macroalgas, que utilizan los nutrientes para la producción autotrófica de materia orgánica (biomasa algal). Bajo las condiciones necesarias (luz-temperatura-nutriente), esta biomasa se multiplica en la capa más superficial, obstruyendo el paso de luz a las capas más profundas, lo que provoca que las algas sumergidas desaparezcan y que los peces predadores no sean



capaces de ver y cazar alimento, alterándose así el equilibrio de la ictiofauna. Para agudizar este desequilibrio, el conjunto de peces que se alimentan de zooplancton pasa a ser el dominante, al ser estos más tolerantes a la escasez de luz, de manera que los niveles de zooplacton disminuyen y, consecuentemente, aumentan los niveles de fitoplancton. El exceso de fitoplancton y macroalgas que mueren genera materia orgánica que se deposita por gravedad en el fondo, consumiendo oxígeno<sup>1</sup> en su descomposición, pudiendo liberar nuevamente los nutrientes que comenzarían un nuevo ciclo.

Además de los efectos biológicos descritos, la eutrofización acuática interfiere en los usos estéticos y recreativos del agua de diferentes formas (presencia excesiva de algas, problemas de olores...). También pueden generarse problemas de sabor, lo que inutiliza esta agua para el consumo humano (Alfaro, 2003). Los cambios físicos y químicos provocados por este fenómeno (variaciones del pH, excreciones de algunas algas...) pueden provocar la producción de compuestos tóxicos para humanos, ganado o mamíferos acuáticos (Bare *et al.*, 2003).

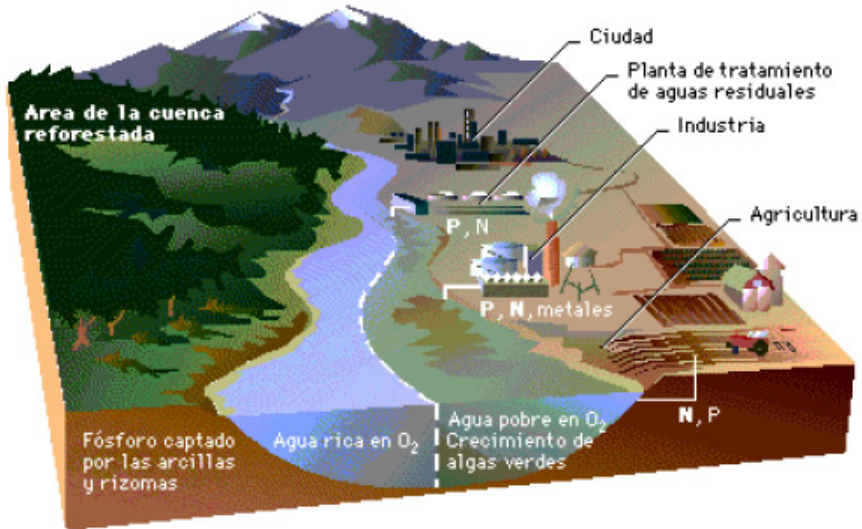
El proceso de eutrofización depende de multitud de factores externos al medio acuático que causan la movilización de una elevada carga de los nutrientes hasta las aguas superficiales (Figura 2.3). Algunos de estos factores externos son el crecimiento y concentración de población dentro de la cuenca que drena a los cauces, el uso desmedido de abonos (orgánicos e inorgánicos) en cultivos agrícolas, la utilización masiva de detergentes, etc. De hecho, la fuente que aporta una mayor contribución, aparte de las aguas residuales domésticas o industriales, es el conjunto de las aguas excedentes del riego en la agricultura, enriquecidas previamente con fertilizantes (Alfaro, 2003). Las emisiones industriales a la atmósfera también influyen en la eutrofización acuática (Breeuwsma y Silva, 1993).

El proceso de eutrofización se ve también afectado por una serie de factores internos. En el caso concreto de las aguas continentales, destacan la forma del reservorio (la profundidad y la relación superficie-volumen, que condicionan la importancia relativa de los procesos de oxidación-reducción) y la composición mineralógica de las aguas (por ejemplo, la alcalinidad de las aguas se relaciona

---

<sup>1</sup> El descenso de oxígeno provoca más muertes de peces y la desaparición de la fauna del fondo.

directamente con su potencial para precipitar el fósforo) (Ministerio de Medio Ambiente, 2000).



**Figura 2.3.** Movilización de nutrientes hacia los cauces acuáticos en una cuenca hidrográfica (Alfaro, 2003).

La mayoría de metodologías de EICV disponibles hoy en día han incluido la eutrofización acuática entre las categorías de impacto que consideran, puesto que se trata de un problema ampliamente extendido en aguas continentales y marítimas (Guinée *et al.*, 2001). No obstante, se trata de una categoría difícil de evaluar por diversas razones (Finnveden y Potting, 1999):

- Las sustancias eutrofizantes pueden ser emitidas en diferentes compartimentos: aire, agua y suelo.
- Los impactos pueden ocurrir en diferentes tipos de ecosistemas acuáticos con características propias (ríos, mares, estuarios...).
- Tanto el transporte de contaminantes como el impacto producido requieren diferenciación espacial. El transporte del contaminante depende de las características de la fuente de emisión, del medio que le rodea y del ambiente de destino. Los impactos variarán en función de la concentración de fondo de los diferentes ecosistemas, así como su sensibilidad a la eutrofización.

• Diferentes nutrientes pueden ser considerados “nutriente limitante”. Este concepto hace referencia a que, en un determinado ecosistema, un nutriente es el que limita el crecimiento de la biomasa y el resto se encuentra en exceso. Si se añade una cantidad adicional de nutriente limitante se producirá crecimiento, pero si se añade una cantidad adicional de alguno de los otros nutrientes, que se encuentran en exceso, no habrá crecimiento.

### 2.2. Sustancias relevantes

En el caso de la eutrofización acuática en la EICV, todas las metodologías describen factores de caracterización para el nitrógeno (N) y el fósforo (P) emitido al aire, al agua y al suelo. En el caso concreto de los contaminantes aéreos nitrogenados se consideran  $\text{NO}_x$  (generalmente calculado como  $\text{NO}_2$ ) y  $\text{NH}_x$  (como  $\text{NH}_3$ ) (Potting *et al.*, 2005a; Seppälä *et al.*, 2004; Huijbregts y Seppälä, 2001; Huijbregts y Seppälä, 2000). El nitrógeno libre o atmosférico ( $\text{N}_2$ ) es un gas no reactivo que no contribuye a la eutrofización acuática aunque está disponible para ciertas bacterias y algas (Hauschild y Potting, 2005). El óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) tiene un gran tiempo de vida en la atmósfera (120-150 años) y es eliminado mayoritariamente mediante destrucción fotoquímica en la estratosfera, siendo mínimo el consumo microbiano (Sherwood, 2005) por lo que normalmente se considera que tampoco tiene efecto eutrofizante.

La inclusión o no del efecto del consumo de oxígeno provocado por la materia orgánica presente en el agua<sup>2</sup> ha sido objeto de debate por parte de la comunidad científica del ACV (Norris, 2003; Udo de Haes *et al.*, 2002). Los defensores de su inclusión argumentan que el descenso de oxígeno provocado por la materia orgánica en el agua causa el mismo efecto que el enriquecimiento de nutrientes y, por tanto, aunque este se derive de dos situaciones distintas, debe ser considerado conjuntamente en la categoría de eutrofización acuática. Los detractores argumentan que ese descenso de oxígeno debido a la materia orgánica no implica crecimiento en biomasa y, en consecuencia, hay ciertos impactos asociados a la eutrofización (como puede ser el descenso de la luz que llega al fondo) que no se producirían; en esta línea, Seppälä (1997) propuso una aproximación en la que se consideraban consumo de oxígeno y eutrofización como categorías independientes. En esta memoria se ha optado por esta

---

<sup>2</sup> Expresada como DQO (Demanda Química de Oxígeno) o DBO (Demanda Biológica de Oxígeno).

separación y por esa razón no se desarrollan factores de caracterización para DBO ni DQO.

### **2.3. Metodologías de EICV - Estado del arte**

Heijungs *et al.* (1992) fueron los primeros en incluir la eutrofización dentro del marco de la EICV usando como indicador de impacto la producción de biomasa (para N y P) y la demanda de oxígeno (para la materia orgánica). Sus factores de caracterización para N y P se basaban en la relación relativa de nutrientes que constituyen el fitoplancton, también conocido como la relación de Redfield (C:N:P = 106:16:1) (Redfield *et al.*, 1963), mientras que el factor correspondiente a la materia orgánica se expresaba a través de la DQO y se obtenía de asumir que 138 moles de O<sub>2</sub> degradan un mol de biomasa de alga (C<sub>106</sub>H<sub>263</sub>O<sub>110</sub>N<sub>16</sub>P). Usando como unidad de referencia el kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> equivalente, estos factores permitían expresar el impacto potencial provocado por estas sustancias (Tabla 2.1).

**Tabla 2.1.** Factores de caracterización para eutrofización acuática (Heijungs *et al.*, 1992)

<i>Sustancia</i>	<i>Factor de caracterización (kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> equivalente /kg de sustancia)</i>
NO	0,20
NO <sub>x</sub> (como NO <sub>2</sub> )	0,13
NH <sub>3</sub>	0,35
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,33
N	0,42
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,10
P	3,06
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1,00
DQO	0,022

Finnveden *et al.* (1992) propusieron otra metodología, que posteriormente fue desarrollada por Samuelsson (1993) y Lindfors *et al.* (1995), que consideraba varios escenarios o subcategorías diferentes:

- P como nutriente limitante, en el que se tienen en cuenta las emisiones de P y materia orgánica.
- N como nutriente limitante, en el que se proponen a su vez dos escenarios: en uno se consideran las emisiones de N y materia orgánica al agua y en el otro se

incluyen además las emisiones de N al aire. Dicha subdivisión se justifica en base al desconocimiento de hasta qué punto realmente las emisiones aéreas alcanzan las aguas limitadas por nitrógeno.

- Por último, se propone un escenario máximo, en el que se consideran conjuntamente todas las emisiones; escenario idéntico al método propuesto por Heijungs *et al.* (1992).

A partir de este momento numerosos trabajos científicos comienzan a demandar una mayor diferenciación espacial en esta categoría (Blau y Seneviratne, 1995; Potting y Block, 1994; Pujol y Boidot, 1994). Esta diferenciación espacial se ha desarrollado especialmente en Norte América y Europa.

En Norte América, Tolle (1997) plantea la incorporación de factores de escala (de 1 a 9) a los factores de caracterización de las emisiones aéreas de nutrientes en distintas regiones de Estados Unidos. Propone utilizar los valores más altos de la escala para las zonas donde se reciben más nutrientes basándose en la hipótesis de que las regiones van perdiendo la capacidad amortiguadora de sus ecosistemas al ir recibiendo más nutrientes. Esta modificación propuesta por Tolle (1997), si bien puede ser considerada como un primer avance en regionalización, no incluye factores de transporte de las emisiones aéreas (considera que todo lo que se emite al aire de una región llega a las aguas de esa región). Esta carencia fue solventada por Norris *et al.* (2003) al calcular factores de caracterización teniendo en cuenta el transporte para emisiones aéreas para los 48 estados continentales de los Estados Unidos, usando una combinación de modelos atmosféricos de deposición y modelos hidráulicos de escorrentía a aguas continentales y marinas. Por otro lado, la metodología canadiense de evaluación de impacto LUCAS<sup>3</sup> estableció factores de caracterización para eutrofización acuática en las 15 regiones biogeográficas en las que se divide el país (Toffoleto *et al.*, 2007), utilizando los modelos ASTRAP<sup>4</sup> y CARMEN<sup>5</sup> para calcular los factores de transporte de nutrientes emitidos al aire y al suelo, respectivamente.

En Europa, Huijbregts y Seppälä (2000) presentaron factores de transporte de emisiones aéreas de NO<sub>x</sub> y NH<sub>3</sub> al mar para 44 regiones (en su mayoría países)

---

<sup>3</sup> LCIA method Used for CANadian-Specific context

<sup>4</sup> Advanced STATistical Regional Air Pollution model

<sup>5</sup> CAUSE effect Relation Model to support Environmental Negotiations

basados en el modelo de dispersión de contaminantes de EMEP<sup>6</sup> (EMEP/MSC-W, 1996). Dando un paso más y añadiendo factores de transporte para nutrientes aplicados a suelos agrícolas, los mismos autores establecieron factores de caracterización y valores de normalización para Holanda, Europa y el Mundo (Huijbregts y Seppälä, 2001). La metodología RECIPE<sup>7</sup> realizó una aproximación similar, utilizando también el modelo CARMEN pero en este caso combinado con el modelo EUTREND<sup>8</sup> para calcular el factor de transporte de los compuestos aéreos nitrogenados (Heijungs *et al.*, 2003). Seppälä *et al.* (2004) propusieron diferentes factores de caracterización para el caso concreto de Finlandia a partir de 3 escenarios distintos: en el primero se consideraba sólo el nitrógeno que llegaba al Mar Báltico (zona más sensible a este nutriente), en el segundo se consideraba todo el nitrógeno emitido y el tercero incluía además factores temporales (considerando el periodo bioproductivo anual en Finlandia). En este estudio se consideraban los 11 sectores de producción de Finlandia que más afectaban a la eutrofización, teniéndose en cuenta, a partir del criterio de expertos, el transporte y biodisponibilidad de los nutrientes emitidos por cada sector. Recientemente, Potting *et al.* (2005a) calcularon factores de caracterización para 32 países europeos, usando como factores de transporte para las emisiones al suelo los valores obtenidos con el modelo CARMEN, mientras que para las emisiones aéreas tuvieron en cuenta los factores de transporte propuestos por Huijbregts y Seppälä (2000).

## 2.4. Retos futuros de las metodologías de EICV

Si bien el desarrollo de diferentes metodologías ha mejorado la descripción y evaluación de una categoría de impacto compleja como es la eutrofización acuática (sección 2.3 de este capítulo) todavía existe la necesidad de mejoras, puesto que todas estas aproximaciones comparten una serie de simplificaciones, entre las que cabe destacar:

- Considerar la relación de Redfield constante. La relación N:P en el fitoplancton depende de las especies dominantes en la zona fótica y puede por

---

<sup>6</sup> EMEP: Programa cooperativo para el monitoreo y evaluación de la transmisión a larga distancia de contaminantes aéreos en Europa.

<sup>7</sup> RECIPE: Metodología de EICV desarrollada por la Universidad de Leiden, la consultora Pré Consultants y el Ministerio de Medio Ambiente de Holanda.

<sup>8</sup> EUTREND: Modelo lagrangiano de transporte de contaminantes aéreos a nivel europeo desarrollado por el Ministerio de Medio Ambiente de Holanda.

tanto variar en el tiempo y en el espacio, según el tipo de ecosistema y el estado nutricional del mismo (Samuelsson, 1993). Seppälä *et al.* (2004) estimaron que la relación N:P podía variar desde 13:1 hasta 19:1, mientras que la relación de Redfield establece un valor fijo de 16:1.

- No estimar la biodisponibilidad de los nutrientes. Para que los nutrientes que alcanzan las aguas fomenten la generación de biomasa y por tanto la eutrofización es necesario que se encuentren en formas biodisponibles. Sin embargo, resulta muy complejo analizar qué cantidad de N y P va a estar efectivamente biodisponible puesto que dicha biodisponibilidad se ve afectada por diversos fenómenos que son variables en el tiempo y en el espacio, como la sedimentación, (Boström *et al.*, 1988), o el tipo de especies receptoras. Por ejemplo, las bacterias acuáticas y los macrófitos pueden utilizar formas de P que no son asimilables por las algas planctónicas (Eklom, 1998). Como ya se indicó, Seppälä *et al.* (2004) sí estimaron factores de caracterización que tenían en cuenta la biodisponibilidad de los nutrientes para los 11 sectores que más eutrofización producían en Finlandia, pero indicando que se trataba de una aproximación sometida a mucha incertidumbre y que era necesario una mayor investigación de los roles de las diferentes formas de nutrientes en la eutrofización acuática.

- Ignorar la sensibilidad de los sistemas acuáticos. Sería necesario establecer valores de cargas críticas<sup>9</sup> para los diferentes ecosistemas acuáticos, pero el conocimiento científico no permite a día de hoy este cálculo (Udo de Haes *et al.*, 2002). Esta falta de diferenciación hace que se consideren igualmente vulnerables a la eutrofización ecosistemas que todavía tienen una amplia capacidad de amortiguación y los que ya la perdieron en su totalidad.

- Asumir que todas las emisiones de nutrientes contribuyen una vez (y sólo una vez) a la eutrofización acuática (Finnveden y Potting, 1999).

- Ignorar factores temporales. Los efectos adversos de la eutrofización acuática tienen una dimensión estacional que varía de unas regiones a otras. Por ejemplo, en el Norte de Europa, el crecimiento de la biomasa se reduce durante el invierno por la escasa luz y las bajas temperaturas (Udo de Haes *et al.*, 2002), en contraste con otras regiones, como las tropicales, donde las condiciones son

---

<sup>9</sup> En el contexto que nos encontramos se define el concepto de carga crítica como “el mayor depósito posible de nutrientes por debajo del cual no se producen efectos nocivos para la estructura y función del ecosistema acuático” (Werner y Spranger, 1996).

favorables durante todo el año permitiendo un constante crecimiento activo de biomasa (Wetzel, 1983).

- El usar de forma genérica el concepto de nutriente limitante, que es una simplificación en sí mismo (Grennfelt y Thörnelöf, 1992), ya que dicho nutriente puede variar a lo largo de las estaciones o incluso, a lo largo de los años. Desde la perspectiva espacial, la asunción de que el P es el nutriente limitante para aguas continentales y el N para aguas marítimas se cumple especialmente en Europa y Norte América, pero no necesariamente en otras zonas del planeta (Grennfelt y Thörnelöf, 1992).

Estas simplificaciones presentan, en cada caso, distinto nivel de dificultad para ser resueltas. Así, el disponer de indicadores de daño como se ha conseguido para otras categorías como toxicidad humana o descenso de la capa de ozono (Jolliet *et al.*, 2003) es un objetivo a largo plazo puesto que primero se deben superar algunos de los otros condicionantes mencionados, como la incapacidad para calcular la biodisponibilidad de los nutrientes. A corto plazo, una mejora importante puede ser el cálculo de factores de caracterización con diferenciación espacial para regiones no pertenecientes a Europa o Norte América. Otra mejora podría consistir en detallar a una escala aún inferior a la ya desarrollada los factores disponibles para estas dos áreas, algo que es especialmente importante en aquellos países de gran extensión y que, por tanto, presentan mayor variabilidad geográfica, climática y económica. En este sentido, esta memoria propone una metodología que permite el cálculo de factores de caracterización y valores de normalización a escala regional, usando la región de Galicia como caso de estudio (capítulo 6), debido a que se trata de una de las regiones con mayor riesgo de eutrofización acuática en Europa (Environmental European Agency, 2001).

### **3. Eutrofización terrestre**

#### **3.1. Introducción**

La eutrofización terrestre describe los impactos negativos provocados por el exceso de nutrientes en el crecimiento de las plantas y en la composición de especies en ecosistemas terrestres naturales o seminaturales. Entre estos ecosistemas se incluyen aquellos que se consideran interesantes para su



conservación natural como bosques, arbustos, matorrales, pastos o vegetación presente en turberas y zonas pantanosas (Grouzet *et al.*, 1999).

Bajo condiciones naturales o seminaturales, las necesidades de nutrientes de las plantas se satisfacen mayoritariamente a través del suelo, y el crecimiento y competición de las plantas está normalmente controlado por la disponibilidad limitada de nitrógeno. Sin embargo, la llegada masiva de compuestos nitrogenados aéreos de origen humano supone un excedente de nutrientes que genera efectos adversos en cada vez más ecosistemas, como una menor tolerancia frente a enfermedades, sequías, nevadas, herbívoros o ataques de hongos (Hornung *et al.*, 1994). A nivel de comunidad, el desequilibrio en nutrientes puede causar cambios en el tipo de especies, proliferando especies adaptadas al nitrógeno que desplazan a las autóctonas (Grouzet *et al.*, 1999).

### **3.2. Sustancias relevantes**

Aunque el fósforo es un nutriente clave en la eutrofización acuática de aguas continentales, tiene una relevancia menor en el caso de los ecosistemas terrestres porque, bajo condiciones naturales, el crecimiento de las plantas raramente está limitado por el fósforo (Weidema y Meusen, 2000). Por esta razón, en el cálculo de la eutrofización terrestre sólo se considera el efecto de las emisiones áreas de NO<sub>x</sub> (generalmente expresado como NO<sub>2</sub>) y NH<sub>x</sub> (como NH<sub>3</sub>) (Udo de Haes *et al.*, 2002).

### **3.3. Metodologías de EICV - Estado del arte**

La inclusión de la eutrofización terrestre en las metodologías de EICV fue más tardía que en el caso de la eutrofización acuática. Así, Lindfors *et al.* (1995) fueron los primeros en considerar la eutrofización terrestre como categoría de impacto, proponiendo la utilización de factores de caracterización obtenidos a partir de la relación de Redfield para los compuestos nitrogenados aéreos que se depositan en el suelo. Poco a poco, diferentes trabajos han ido demostrando la importancia de este impacto y así, por ejemplo, Grouzet *et al.* (1999) consideran que, en el caso de Europa, la eutrofización terrestre puede ser un problema al menos tan grave como el de la eutrofización acuática. En esta línea, Busch *et al.* (2001) demostraron que la eutrofización terrestre no era un problema exclusivo de Europa y Norte América, ya que las regiones tropicales y subtropicales están recibiendo cantidades cada vez mayores de nitrógeno. Por otro lado, el desarrollo

en el marco de la CLRTAP<sup>10</sup> del concepto de carga crítica en eutrofización terrestre (Werner y Spranger, 1996), ha permitido obtener factores de caracterización más sofisticados, más cercanos al daño dentro de la cadena de causalidad. Huijbregts *et al.* (2000) calcularon dos tipos de factores de caracterización para eutrofización terrestre para los 15 estados miembros de la Unión Europea en ese momento, junto con Suiza y Noruega: uno teniendo en cuenta el efecto de las emisiones sobre la totalidad de los ecosistemas y otro considerando únicamente aquellos ecosistemas que se encuentran por encima de su carga crítica. Krewitt *et al.* (2001) y Potting *et al.* (2005b) también establecieron factores de caracterización para eutrofización terrestre con diferenciación espacial en diversos países europeos, usando cargas críticas combinadas con los modelos de emisión-deposición RAINS<sup>11</sup> y EcoSense<sup>12</sup>. Ambos trabajos emplearon como indicador de impacto el aumento del área de ecosistemas que se situaban por encima de su carga crítica cuando se producía un aumento de las emisiones en un país y año dados. Por último, Seppälä *et al.* (2006) usando matrices emisor-receptor basadas en el modelo lagrangiano de transporte de contaminantes aéreos de largo recorrido desarrollado por EMEP y los datos más actualizados del momento de cargas críticas (Hettelingh *et al.*, 2004), desarrollaron factores de caracterización para 35 países europeos. En este caso tuvieron en cuenta como indicador de categoría la variación que se produce en el exceso acumulado (cantidad de equivalentes de N que están por encima de la carga crítica) con una variación marginal de las emisiones en un país y año dados.

### 3.4. Retos futuros para las metodologías de EICV

Al igual que sucedía con la categoría de eutrofización acuática y pese a los recientes desarrollos, las metodologías de evaluación todavía deben ser mejoradas. Se listan a continuación algunas de las mejoras que se podrían introducir:

- Cuantificación de indicadores de daño. Si bien la caracterización de esta categoría de impacto se sitúa más próxima al “endpoint” dentro de la cadena causal que la eutrofización acuática, no ha sido posible todavía definir valores de

---

<sup>10</sup> Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution

<sup>11</sup> Regional Air Pollution INformation and Simulation

<sup>12</sup> Modelo integrado de evaluación del impacto desarrollado dentro de los proyectos “Costes externos de la Energía” (European Commission, 1999).

daño (por ejemplo, cantidad de especies desaparecidas por kg de nutriente emitido).

- Acuerdo en la definición del indicador de categoría de impacto, puesto que en la actualidad la diversidad de indicadores hacen incomparables los resultados entre sí.

- Desarrollo de valores de cargas críticas para otros ecosistemas. Actualmente en muchos casos estas cargas sólo están calculadas para los bosques.

- Mejora del estudio de los aspectos temporales. Si bien las metodologías tienen en cuenta las variaciones de las emisiones y de las concentraciones acumuladas durante el tiempo, la acumulación de nitrógeno es un proceso lento y los efectos pueden notarse hasta décadas después de la superación de los valores de carga crítica en los ecosistemas. Lo mismo ocurre con los periodos de recuperación de los ecosistemas terrestres impactados. Krewitt *et al.* (2001) y Seppälä *et al.* (2006) tuvieron por primera vez en cuenta aspectos temporales al presentar dos series de factores de caracterización (1990 & 2010 y 2002 & 2010, respectivamente) que incluían la variación de las concentraciones de fondo en función de las variaciones previstas del total de emisiones producidas en cada zona.

Tal y como se presentó en el caso de la eutrofización acuática, la resolución de estas simplificaciones presenta diferente grado de complejidad y esta memoria aporta una ayuda en el avance hacia una mayor diferenciación espacial. Así, en Galicia la eutrofización terrestre ha sido identificada como la mayor amenaza para la sostenibilidad de los ecosistemas terrestres (Rodríguez y Macías, 2006) lo que justifica su elección para el desarrollo que se presenta en el capítulo 5, donde se describe la metodología y los cálculos que permiten la determinación de los factores de caracterización para  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$  así como del valor de normalización para esta categoría de impacto.

## 4. Referencias

Alfaro, M.P. (2003). Estudio de los procesos de contaminación difusa y de los riesgos de eutrofización en los embalses de Portodemouros (cuena del Ulla) y Fervenza (cuena del Xallas). Tesis Doctoral. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Santiago de Compostela, España.

- Antón, A. (2004). Utilización del análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. Tesis Doctoral. Departamento de Projectes d'Enginyeria. Universidad Politècnica de Barcelona, España.
- Bare, J., G. Norris, D. Pennington y T. McKone (2003). TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. *Journal of Industrial Ecology* 6(3-4), 49-78.
- Bare, J.C., D.W. Pennington y H.A. Udo de Haes (1999). Life cycle impact assessment sophistication international workshop. *International Journal of LCA* 4(5), 299-306.
- Barnthouse, L., J. Fava, K. Humphreys, B. Hunt, L. Laibson, S. Noesen, G. Norris, J. Owens, J. Todd, B. Vigon, K. Weitz y J. Young (1997). Life-cycle impact assessment: The-state-of-the art. SETAC-North America. Pensacola, Estados Unidos.
- Blau, S. y S. Seneviratne (1995). Acidification and eutrophication in life cycle assessments (LCAs). Swiss Federal Institute of Technology. Zurich, Suiza.
- Boström, B., G. Persson G y B. Broberg B (1988). Bioavailability of different phosphorus forms in fresh-water systems. *Hydrobiologia* 48, 133-155.
- Braunschweig, A., R. Förster, P. Hofstetter y R. Müller-Wenk (1996). Developments in LCA valuation. Institut für Wirtschaft und Ökologie. St. Gallen, Suiza.
- Breeuwsma, A. y S. Silva (1993). Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and Italy. European Conference on Environment, Agriculture and Stock Farming in Europe. Mantua, Italia.
- Busch, G., G. Lammel, F.O. Beese, J. Feichter, F.J. Dentener y G.F. Roelofs (2001). Forest ecosystems and the changing patterns of nitrogen input and acid deposition today and in the future based scenario. *Environmental Science and Pollution Research* 8(2), 95-102.
- Ekholm, P. (1998). Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. Finnish Environment Institute. Monographs of the Boreal Environment Research 11. Helsinki, Finlandia.
- EMEP/MS-Clear (1996). Transboundary air pollution in Europe. Part I: estimated dispersion and acidifying agents and near surface ozone. EMEP MS-Clear status report 32/1996. The Norwegian Meteorological Institute. Oslo, Noruega.
- Environmental European Agency (2001). Analysis and mapping of soil problem areas (Hot spots). Final Report. Copenhagen, Dinamarca.

- European Commission (1999). Externalities of fuel cycles. ExternE-Externalities of Energy. Volume 7: Methodology 1998 update. DG XII, Science, Research and Development. Bruselas, Bélgica.
- Fava, J., F. Consoli, R. Denison, K. Dickson, T. Mohin y B. Vigon (1993). A conceptual framework for life-cycle impact assessment. SETAC-North America. Pensacola, Estados Unidos.
- Finnveden, G. y J. Potting (1999). Eutrophication as an impact category. *International Journal of LCA* 4(6), 311-314.
- Finnveden, G., Y. Andersson-Sköld, M.O. Samuelsson, L. Zetterberg, y L.G. Lindfords (1992). Product life-cycle assessment – principles and methodology. *NORD 1992:9*. Nordic Council of Ministers. Copenhagen, Dinamarca.
- Grennfelt, P. y E. Thörnelöf (1992). Critical loads for nitrogen-A workshop report. *Nord 1992:41*. Nordic Council of Ministers. Copenhagen, Dinamarca.
- Grouzet, P., J. Leonard, S. Nixon, Y. Rees, W. Parr, L. Laffon, J. Bogestrand, P. Kristensen, C. Lallana, G. Izzo, T. Bokn, J. Bak, T.J. Lack y N. Thyssen (1999). Nutrients in European ecosystems. European Environment Agency. Environmental Assessment Report n° 4. Copenhagen, Dinamarca.
- Guinée, J.B., M. Gorreé, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Weneger, S. Suh, A.H. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin y M. Huijbregts (2001). Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. Leiden, Holanda.
- Hauschild, M.Z. y J. Potting (2005). Spatial differentiation in life cycle impact assessment. The EDIP2003 methodology. Copenhagen, Dinamarca.
- Heijungs, R., M. Goedkoop, J. Struijs, S. Effting, M. Sevenster y G. Huppes (2003). Towards a life cycle impact assessment method which comprises category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report of the first project phase: Design of the new method. Leiden, Holanda. Disponible en: [http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe\\_phase1.pdf](http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_phase1.pdf).
- Heijungs, R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Weneger, P. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin y H. de Goede (1992). Environmental life cycle assessment of products. Centre of Environmental Science (CML). Leiden University. Leiden, Holanda.
- Hettelingh, J.P., M. Posch y J. Slootweg (2004). Critical loads and dynamic modelling results. RIVM. Bilthoven, Holanda.
- Hornung, M., P. Ineson, K.R. Bull, M. Cresser, A. Davison y D. Fowler (1994). Impacts of nitrogen deposition in terrestrial ecosystems. Report of the Department of the Environment. Londres, Gran Bretaña.

- Huijbregts, M.A.J. y J. Seppälä (2001). Life cycle impact assessment of pollutants causing aquatic eutrophication. *International Journal of LCA* **6**(6), 339-343.
- Huijbregts, M.A.J. y J. Seppälä (2000). Towards region-specific, European fate factors for airborne nitrogen compounds causing aquatic eutrophication. *International Journal of LCA* **5**(2), 65-67.
- Huijbregts, M.A.J., W. Schöpp, E. Verkuijen, R. Heijungs y L. Reijnders (2000). Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology* **4**(3), 75-92.
- Jolliet, O., M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer y R. Rosenbaum (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *International Journal of LCA* **8**(6), 324-330.
- Krewitt, W., T.M. Bachmann, T. Heck y A. Trukenmüller (2001). Country-specific damage factors for air pollutants. A step towards site dependent life cycle impact assessment. *International Journal of LCA* **6**(4), 199-210.
- Kristensen, P. y H.O. Hansen (1994). European rivers and lakes. Assessment of their environmental state. Environmental monographs vol. 1. European Environment Agency. Copenhagen, Dinamarca.
- Linford, L.G., K. Christiansen, L. Hoffman, L.Y. Virtanen, V. Juntilla, O.J. Hanssen, A. Rønning, T. Ekvall y G. Finnveden (1995). Nordic guidelines on life-cycle assessment. NORD 1995:20. Nordic Council of Ministers. Copenhagen, Dinamarca.
- Norris, G (2003). Impact characterization in the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. Methods for acidification, eutrophication and ozone formation. *Journal of Industrial Ecology* **6**(3-4), 79-101.
- Ministerio de Medio Ambiente (2000). Libro blanco del agua en España. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas y Secretaría de Estado de Aguas y Costas. Madrid, España.
- Pennington, D.W., J. Potting, G. Finnveden, E. Lindeijer, O. Jolliet, T. Rydberg y G. Rebitzer (2004). Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International* **30**, 721-739.
- Potting, J. y M. Hauschild (2005). Background for spatial differentiation in LCA impact assessment- The EDIP2003 methodology. Environmental project nº 996. Copenhagen, Dinamarca.
- Potting, J., A. Beusen, H. Øllgaard, O.C. Hansen, B. de Haan y M. Hauschild (2005a). Aquatic eutrophication. Chapter 5. En: Potting, J. y M. Hauschild (eds.). Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment -

- The EDIP2003 methodology. Environmental project n° 996. Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen, Dinamarca.
- Potting, J., M. Hauschild y W. Schöpp (2005b). Terrestrial eutrophication. En: Potting, J. y M. Hauschild (eds.). Background for spatial differentiation in LCA impact assessment - The EDIP2003 methodology. Environmental project n° 996. Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen, Dinamarca.
- Potting, J., W. Klöpffer, J. Seppälä, J. Risbey, S. Meilinguer, G. Norris, G.L. Lindfords y M. Goedkoop (2001). Best available practice in life cycle assessment of climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification and eutrophication. Backgrounds and general issues. RIVM report 550015002. Bilthoven, Holanda.
- Potting, J. y M. Haulchild (1997). Predicted environmental impact and expected occurrence of actual impact. Part 2: Spatial differentiation in life cycle assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions. *International Journal of LCA* **2**(4), 209-216.
- Potting, J. y K. Block (1995). Life cycle assessment of four types of floor covering. *Journal of Cleaner Production* **3**(4), 201-213.
- Potting, J. y K. Block (1994). Spatial aspects of life-cycle impact assessment. En: Udo de Haes, H.A., A.A. Jensen, W. Klöpfer y L.G. Lindfords (eds.). Integrating impact assessment into LCA. SETAC-Europe. Bruselas, Bélgica.
- Pujol, J.L. y M. Boidot (1994). Reasonable use of site-specific information in life-cycle assessment. Examples based on nitrification. En: Udo de Haes, H.A., A.A. Jensen, W. Klöpfer y L.G. Lindfords (eds.). Integrating impact assessment into LCA. SETAC-Europe. Bruselas, Bélgica.
- Redfield, A.C., B.H. Ketchum y F.A. Richards (1963). The influence of organism on the composition of seawater. En: I.P.M.N. Hill (eds.). The composition of seawater. Comparative and descriptive oceanography. The sea: ideas and observations on progress in the study of seas. Londres, Gran Bretaña.
- Rodríguez, L. y F. Macías (2006). Eutrophication trends in forest soils in Galicia (NW Spain) caused by the atmospheric deposition of nitrogen compounds. *Chemosphere* **63**, 1598-1609.
- Samuelsson, M.O. (1993). Life cycle assessment and eutrophication. A concept for calculation of the potential effects of nitrogen and phosphorus. Swedish Environmental Research Institute. Estocolmo, Suecia.
- Seppälä, J., M. Posch, M. Johansson y J.P. Hettelingh (2006). Country-dependent characterization factors for acidification and terrestrial eutrophication based

- on accumulated exceedance as an impact category indicator. *International Journal of LCA* **11**(6), 403-416.
- Seppälä, J., S. Knuutila y K. Silvo (2004). Eutrophication of aquatic ecosystems. *International Journal of LCA* **9**(2), 90-100.
- Seppälä, J. (1997). Decision analysis as a tool for life cycle assessment. Finnish Environment Institute. Helsinki, Finlandia.
- Sherwood, F. (2005). Stratospheric ozone depletion. *Philosophical Transactions of Royal Society of Biological Science* **361**(1469), 769–790.
- Toffoletto, L., C. Bulle, J. Godin, C. Reid y L. Deschênes (2007). LUCAS- A new LCIA method used for a Canadian-specific context. *International Journal of LCA* **12**(2), 93-102.
- Tolle, D.A. (1997). Regional scaling and normalization in LCIA. *International Journal of LCA* **2**(4), 197-208
- Udo de Haes, H.A., G. Finnveden, M. Goedkoop, M.Z. Hauschild, E. Hertwich, P. Hofstetter, W. Klöpffer, W. Krewitt, E. Lindeijer, R. Müller-Venk, S.I. Olsen, D.W. Pennington, J. Potting y B. Steen (2002). Life-cycle impact assessment: Striving towards best practise. SETAC-North America. Pensacola, Estados Unidos.
- Udo de Haes, H.A., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt y R. Müller-Wenk (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of LCA* **4**(2), 66-74.
- Udo de Haes, H.A. (1996). Towards a methodology for life-cycle impact assessment. SETAC-Europe. Bruselas, Bélgica.
- Weidema, B.P. y M.J.G. Meusen (2000). Agricultural data for life cycle assessment. Volume 1 and 2. Agricultural Economics Research Institute. La Haya, Holanda.
- Werner, B. y T. Spranger (1996). Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. Umweltbundesamt. Berlín, Alemania.
- Wetzel, R. G. (1983). Limnology. CBS College Publications. Filadelfia, Estados Unidos.





## Capítulo 3

# Inventario de emisiones de NH<sub>3</sub> en Galicia<sup>1</sup>

### Resumen

Este capítulo presenta el inventario de emisiones de NH<sub>3</sub> en la Comunidad Autónoma de Galicia. Este inventario no estaba disponible y es esencial para determinar los valores de los factores regionales de caracterización y de normalización de las categorías de eutrofización terrestre y acuática.

El cálculo de estas emisiones se ha realizado a partir de las principales fuentes emisoras (tanto agrícolas como no agrícolas), incluyendo un análisis de las incertidumbres asociadas. Se ha seguido en la medida de lo posible la metodología de cálculo propuesta por la guía EMEP/CORINAIR, que es la que utilizan los países que forman parte del Convenio de Contaminación Aérea Transnacional de Largo Recorrido (European Environment Agency, 2006) para cuantificar sus emisiones de NH<sub>3</sub>.

Las emisiones producidas por el ganado representan el 89,4% del total, siendo especialmente significativas las emisiones de los pollos de engorde y el ganado vacuno. Las emisiones asociadas al uso de fertilizantes y las de fuentes no agrícolas representan un 6,7% y un 3,9% del total, respectivamente. Los elevados valores de la incertidumbre muestran la necesidad de establecer factores más locales de emisión para las fuentes agrícolas (especialmente para ganado vacuno, pollos de engorde y urea) para reducir dicha incertidumbre.

---

<sup>1</sup> Gallego, A., A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008). Identification and quantification of eutrophic aerial compounds in Galicia (NW Spain): Part 1 - NH<sub>3</sub> Inventory. *Atmosfera*. Enviado.

## Índice

<b>1. Introducción</b>	<b>3-3</b>
<b>2. Selección de fuentes</b>	<b>3-4</b>
<b>3. Metodologías para el cálculo de emisiones</b>	<b>3-6</b>
<b>4. Cálculo de incertidumbres</b>	<b>3-6</b>
<b>5. Inventario de emisiones</b>	<b>3-9</b>
5.1. Cálculo de emisiones	3-9
5.2. Resumen del inventario	3-23
5.3. Análisis de incertidumbre	3-25
<b>6. Conclusiones</b>	<b>3-27</b>
<b>7. Referencias</b>	<b>3-28</b>
<b>Anexo A: Factores de incertidumbre del inventario de NH<sub>3</sub></b>	<b>3-34</b>

## 1. Introducción

Los aportes excesivos de amoníaco (NH<sub>3</sub>) pueden provocar importantes impactos por acidificación y eutrofización terrestre y acuática. La existencia de estos problemas justifica la necesidad del estudio, cuantificación y control de estas emisiones. En el caso concreto del ACV, el cálculo de emisiones es esencial para determinar los valores de los factores regionales de caracterización y de normalización de las categorías que representan a los anteriormente mencionados impactos. Los inventarios de emisión están en constante desarrollo y mejora en todo el mundo (Parra *et al.*, 2006). En los últimos años, se han publicado numerosos inventarios de emisiones de NH<sub>3</sub> a diversas escalas espaciales (Yamaji *et al.*, 2004; Streets *et al.*, 2003; Friedrich *et al.*, 2002; Bouwman *et al.*, 1997; Fekete, 1992). En el caso de España, se ha calculado el inventario de emisiones de NH<sub>3</sub> tanto para la totalidad del territorio nacional como para regiones individuales: Andalucía, Valencia, Cantabria, Aragón, Murcia, Canarias y Navarra (Moreno y Lozano, 2006). Sin embargo, Galicia sólo cuenta con un inventario parcial que únicamente considera focos industriales (Casares *et al.* 2005) y carece por tanto de un inventario general.

El cálculo de la incertidumbre de las emisiones permite establecer el grado de exactitud de las estimaciones realizadas para las distintas fuentes del inventario y, al mismo tiempo, identificar los aspectos a mejorar en el futuro. La estimación de dicha incertidumbre es una tarea compleja y que exige un nivel de esfuerzo comparable en muchos casos al cálculo en sí de las emisiones. En la bibliografía se incluyen distintas aproximaciones a este tema que van desde comparar los resultados con los de otros inventarios (por ejemplo, Yamaji *et al.*, 2004) hasta el cálculo de la incertidumbre mediante análisis estadístico de los datos (p.e. Friedrich *et al.*, 2002) o utilizando métodos cualitativos (p.e. Streets *et al.*, 2003).

Teniendo en cuenta todo lo anterior, los principales objetivos de este capítulo son:

- Cuantificar las emisiones de NH<sub>3</sub> en Galicia, considerando las principales fuentes y utilizando las mejores metodologías de cálculo disponibles.
- Estimar las incertidumbres asociadas a dichas emisiones.

## 2. Selección de fuentes

Para la selección de las fuentes de emisión de  $\text{NH}_3$  en Galicia se han considerado las 30 principales fuentes de emisiones obtenidas por CORINAIR<sup>1</sup> a partir de los datos de 28 países europeos en septiembre de 1995 (European Environment Agency, 2006) (Tabla 3.1). Partiendo de esta base, se han hecho las siguientes consideraciones:

- En Galicia no existen plantas de producción de fertilizantes (NPK, urea o nitrato amónico) y por tanto esta fuente no se ha considerado.

- El uso de letrinas es insignificante, por eso esta fuente se ha omitido.

- Al contribuir individualmente con menos del 1% del total de emisiones de  $\text{NH}_3$  en el inventario CORINAIR<sup>2</sup> (European Environment Agency, 2006), el tratamiento de aguas residuales y la fermentación entérica de vacas lecheras y demás ganado vacuno, no cuentan con una metodología definida para su cálculo y por ello estas fuentes no se han calculado.

- Aunque no estaban incluidas en el inventario CORINAIR, las emisiones de las fuentes móviles e industriales han sido calculadas en el presente inventario porque son consideradas de importancia por otros autores (Klimont y Brink, 2004; Sutton *et al.*, 2000).

- Las emisiones producidas por el consumo residencial de biomasa y carbón así como por el uso de lodos y diversos productos en el hogar han sido tenidas en cuenta porque se consideraron de importancia en el inventario de emisiones no-agrícolas de Gran Bretaña (Sutton *et al.*, 2000) y se estima que también pueden tener importancia como foco de emisión para el inventario gallego.

- Finalmente, las emisiones asociadas a incendios y leguminosas se han calculado por considerarse fuentes que pueden ser significativas en Galicia.

---

<sup>1</sup> CORINAIR (CORe INventory of AIR emissions) es un proyecto del Centro Europeo de Emisiones Aéreas (contratado por la Agencia Europea del Medio Ambiente) para recoger, mantener, manejar y publicar información de emisiones al aire en Europa mediante inventarios y sistemas de bases de datos (<http://reports.eea.europa.eu/EMEP-CORINAIR5/en/page002.html>).

<sup>2</sup> Estas fuentes sólo suponen, en total, un 0,6% de las emisiones de  $\text{NH}_3$  del inventario de CORINAIR.

**Tabla 3.1.** 30 principales fuentes de NH<sub>3</sub> en 28 países europeos (European Environment Agency, 2006)

<i>Actividad</i>	<i>Emisiones (t NH<sub>3</sub>)</i>
Agricultura - excreciones: vacas lecheras	1.430.200
Agricultura - excreciones: otro ganado vacuno	1.225.113
Agricultura - uso de fertilizantes: cultivos rotatorios	693.248
Agricultura - excreciones: cerdos de engorde	607.266
Agricultura - excreciones: ovejas	315.755
Agricultura - otros usos de fertilizantes	226.848
Agricultura - excreciones: cerdas	194.725
Agricultura - excreciones: gallinas	140.003
Agricultura - excreciones: pollos	100.502
Tratamiento y eliminación de residuos - vertido	73.675
Procesos de producción - fertilizantes NPK	64.827
Agricultura - uso de fertilizantes: cultivos permanentes	59.319
Agricultura - excreciones: caballos	56.439
Agricultura - uso de fertilizantes: praderas	55.515
Agricultura - uso de fertilizantes: horticultura	53.987
Tratamiento y eliminación de residuos - letrinas	37.496
Agricultura - excreciones: otras aves de corral	35.989
Naturaleza - humanos	29.991
Procesos de producción - amoníaco	29.655
Procesos de producción - urea	29.082
Naturaleza - bosques de coníferas	27.315
Agricultura - excreciones: otros animales	21.200
Naturaleza - bosques caducifolios	19.316
Naturaleza - animales salvajes: mamíferos	19.242
Naturaleza - pastos naturales	19.026
Procesos de producción - nitrato amónico	13.265
Agricultura - fermentación entérica: vacas de leche	11.615
Agricultura - fermentación entérica: otro ganado vacuno	10.872
Agricultura - excreciones: visones	10.118
Trat. y eliminación de residuos - trat. de aguas residuales	9.565

### **3. Metodologías para el cálculo de emisiones**

Siempre que ha sido posible, se han seguido las metodologías de cálculo propuestas en la guía EMEP/CORINAIR (European Environment Agency, 2006). Los países que forman parte del Convenio de Contaminación Aérea Transnacional de Largo Recorrido (entre los que se encuentra España) utilizan esta guía como referencia a la hora de informar de sus emisiones anuales al secretariado de dicho convenio, que es la UNECE (“United Nations Commission for Europe”) en Ginebra. El año que se ha escogido como referencia es 2001 porque es el año más reciente para el que se poseen la mayoría de los datos. En el caso de que los datos no pertenezcan a este año, se especifica en el texto. Todas las emisiones están expresadas en toneladas (t) de NH<sub>3</sub>.

### **4. Cálculo de incertidumbres**

Asociados a todos los cálculos se han establecido unos valores de incertidumbre. En el caso de que la propia metodología establezca valores de incertidumbre para los datos, son estos los que se han tomado, escogiendo el valor más alto (por lo tanto el caso menos favorable) en el caso de proporcionarse un rango y no un valor único. No obstante, en la mayoría de los casos la incertidumbre tuvo que ser estimada y para ello se siguió la matriz que se describe en la Tabla 3.2, adaptada de Frischknecht y Jungbluth (2004), que define la incertidumbre en relación con tres parámetros: fiabilidad, temporalidad y geografía.

**Tabla 3.2. Matriz para medir la calidad de los datos adaptada de Frischknecht y Jungbluth (2004)**

	1	2	3	4	5
FIABILIDAD	Datos verificados basados en mediciones directas <sup>a</sup>	Datos verificados parcialmente basados en hipótesis o datos no verific. basados en mediciones directas <sup>a</sup>	Datos no verificados parcialmente basados en hipótesis <sup>a</sup>	Estimaciones cualificadas (p. ej. expertos de la industria)	Estimaciones no cualificadas y datos con origen desconocido
FACT. INCERTID.	1	1,05	1,1	1,2	1,5
TEMPORALIDAD	Menos de 3 años de diferencia con el año del estudio	Menos de 6 años de diferencia con el año del estudio	Menos de 10 años de diferencia con el año del estudio	Menos de 15 años de diferencia con el año del estudio	Más de 15 años de diferencia o fecha de los datos desconocida
FACT. INCERTID.	1	1,03	1,1	1,2	1,5
GEOGRAFÍA <sup>b</sup>	Datos procedentes del área bajo estudio	Datos medios procedentes de un área mayor que abarca el área bajo estudio	Datos procedentes de un área menor o de condiciones productiv. similares <sup>c</sup>	Datos procedentes de un área desconocida o con condiciones productiv. diferentes	
FACT. INCERTID.	1	1,01	1,02	1,1	1,1

<sup>a</sup> Datos verificados: publicados en informes ambientales de compañías, estadísticas oficiales. Datos no verificados: comunicación personal; <sup>b</sup> La valoración 4 en la correlación geográfica no es valorada por Frischknecht y Jungbluth (2004); <sup>c</sup> Similaridad expresada en términos de legislación ambiental.



Frischknecht y Jungbluth (2004) establecen además unos factores de incertidumbre que denominan básicos y que están asociados a la demanda de energía, infraestructuras, transporte, gestión de residuos, consumo de recursos y emisión de contaminantes al agua, aire y suelo. Los valores establecidos varían si la emisión, demanda o consumo se producen mediante combustión, durante un proceso o en la agricultura. En todos estos casos se considera que el cálculo tiene un valor de incertidumbre intrínseco o básico, independiente de la fiabilidad, correlación temporal o geográfica. El valor de este factor aumenta si aumenta la dificultad del cálculo. Por ejemplo, las emisiones de CO<sub>2</sub> se pueden calcular a partir de consumo de fuel mientras que las de CO dependen de varios factores (tipo de calderas, mantenimiento...). Debido a esta razón, el factor básico de emisión de CO<sub>2</sub> es menor que el de CO. Estos factores básicos han sido definidos por un panel de expertos. En la Tabla 3.3 aparecen los que han sido utilizados en este inventario.

**Tabla 3.3.** Factores de incertidumbre básicos utilizados

	Combustión	Proceso	Agricultura
<i>Contaminantes al aire</i>			
CH <sub>4</sub> , NH <sub>3</sub>	1,50	-	1,20
<i>Recursos</i>			
Fuentes de energía	1,05	1,05	1,05

A partir de los cuatro valores de los factores de incertidumbre considerados (Tablas 3.2 y 3.3) se calcula el cuadrado de la desviación geométrica estándar (intervalo del 95%) mediante la siguiente ecuación:

$$\sigma_g^2 = \exp^{\sqrt{[\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_b)]^2}} \quad (1)$$

donde U<sub>1</sub> es el factor de incertidumbre de fiabilidad, U<sub>2</sub> es el factor de incertidumbre de correlación temporal, U<sub>3</sub> es el factor de incertidumbre de correlación geográfica y U<sub>b</sub> es el factor de incertidumbre básico.

Los valores de incertidumbre calculados para cada una de las fuentes de emisiones así como los recogidos de fuentes bibliográficas se incluyen en el anexo A que acompaña a este capítulo.

## 5. Inventario de NH<sub>3</sub>

### 5.1. Cálculo de emisiones

#### *Emisiones asociadas al ganado*

El ganado es la principal fuente de emisión de NH<sub>3</sub> en Europa con un aporte del 70-90% del total (Klimont y Brink, 2004), aunque existe una gran variación entre países debido a las diferencias en la proporción de los distintos animales (ganado vacuno, ovino, cerdos, aves...) y en los diferentes factores de emisión (que varían en función de las prácticas agrícolas, los tipos de estabulado y el clima) (European Environment Agency, 2006). En España, el ganado es responsable del 78% de las emisiones agrícolas (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001).

Siguiendo la metodología detallada de la guía EMEP/CORINAIR y debido a la gran importancia de estas emisiones, se han diferenciado 38 tipos distintos de animales (Tabla 3.4). El censo de animales en Galicia para cada una de estas clases se ha obtenido de diferentes fuentes (Bello *et al.*, 2004; Consellería do Medio Rural, 2003a; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2003; Consellería do Medio Rural, 2000). Se han recogido también datos relativos a la cantidad de nitrógeno que se produce por tipo de animal (Camaleño, 2008; European Environment Agency, 2006; Babot *et al.*, 2002; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001; ECOTEC, 1994). Por último, se han aplicado factores de emisión específicos para España a los distintos animales que permiten diferenciar las emisiones durante el pastoreo, estabulado y aplicación de purín (European Environment Agency, 2006; Bartrolí, 2003; ECOTEC, 1994) (Tabla 3.5).

**Tabla 3.4.** Clases de animales considerados

<i>Animal</i>				<i>i</i>		
Vacuno ordeño	Frisonas			1		
	Otras			2		
Resto vacuno	>24 meses	Sementales		3		
		Hembras	No paridas	Sacrificio		4
				Ordeño	Frisonas	5
			Otras		6	
			Nodrizas		7	
		Paridas		Nodrizas	8	
		12-24 mes.	Machos	Sacrificio		9
				Reposición		10
	Hembras		Sacrificio		11	
			Reposición		12	
	<12 meses	Sacrificio (menores de 6 meses)			13	
		Otros	Machos	Sacrificio	14	
				Reposición	15	
			Hembras	Sacrificio	16	
				Reposición	17	
	Porcino	Lechones			18	
		Cerdos de engorde	De 20 a 49 kg		19	
De 50 a 79 kg			20			
De 80 a 109 kg			21			
De 110 y más kg			22			
Cerdas reproduc.		No paridas	No cubiertas	23		
			Cubiertas	24		
		Paridas		25		
Verracos			26			
Ovino		Sacrificio			27	
	Reproduc.	Machos		28		
		Hembras	No paridas		29	
			Paridas		30	
Caprino	Reproducción			31		
	Sacrificio			32		
Caballos, mulos y asnos				33		
Aves	Gallinas ponedoras			34		
	Pollos de engorde (broilers)			35		
	Patos, pavos y gansos			36		
Conejos				37		
Visones				38		

**Tabla 3.5.** Emisiones producidas por el ganado

<i>i</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i> $E = (A \cdot B) / 1.000$	<i>F</i> $F = A \cdot D / 1.000$	<i>G</i>	<i>H</i> $H = G \cdot F$	<i>I</i>	<i>J</i> $J = (I \cdot A) / 1000$	<i>K</i> $K = E - (F + J)$	<i>L</i>	<i>M</i> $M = L \cdot K$
1	415.360	67,83	46,06	21,77	28.174	2.388	0,08	723	19,93	8.278	10.855	0,22	2.388
2	20.327	60,04	40,77	19,27	1.220	93	0,08	31	19,93	405	424	0,22	93
3	2.805	59,65	27,75	31,9	167	13	0,08	7	6,507	18	60	0,22	13
4	434	46,92	21,83	25,09	20	1	0,08	1	6,507	3	7	0,22	1
5	10.247	51,54	23,97	27,57	528	39	0,08	23	6,507	67	179	0,22	39
6	425	48,51	22,57	25,94	21	2	0,08	1	6,507	3	7	0,22	2
7	2.994	45,7	21,26	24,44	137	10	0,08	6	6,507	19	44	0,22	10
8	260.791	49,91	23,22	26,69	13.016	959	0,08	557	6,507	1.697	4.358	0,22	959
9	253	44,04	29,89	14,15	11	1	0,08	0,3	7,274	2	6	0,22	1
10	84	71,57	48,57	23	6	1	0,08	0,2	7,274	1	3	0,22	1
11	2.747	44,61	30,28	14,33	123	14	0,08	3	7,274	20	63	0,22	14
12	126.809	48,9	33,16	15,74	6.201	722	0,08	160	7,274	922	3.282	0,22	722
13	136.700	53,75	53,75	0	7.348	1.312	0	0	10,138	1.386	5.962	0,22	1.312
14	6.149	49,85	49,85	0	307	54	0	0	10,138	62	244	0,22	54
15	2.050	64,97	64,97	0	133	25	0	0	10,138	21	112	0,22	25
16	1.848	50,28	50,28	0	93	16	0	0	10,138	19	74	0,22	16
17	85.321	65,93	65,93	0	5.625	1.047	0	0	10,138	865	4.760	0,22	1.047
18	339.359	1,61	1,61	0	546	27	0	0	1,039	353	194	0,14	27
19	238.115	8,12	8,12	0	1.933	170	0	0	3,035	723	1.211	0,14	170
20	200.104	11,31	11,31	0	2.263	167	0	0	5,352	1.071	1.192	0,14	167
21	92.872	13,52	13,52	0	1.256	106	0	0	5,352	497	759	0,14	106
22	246	16,85	16,85	0	4	0,4	0	0	5,352	1	3	0,14	0,4
23	7.268	11,5	11,5	0	84	6	0	0	5,352	39	45	0,14	6
24	9.760	15,9	15,9	0	155	14	0	0	5,352	52	103	0,14	14
25	102.379	20,3	20,3	0	2.086	215	0	0	5,352	550	1.536	0,14	215

**Tabla 3.5.** Emisiones producidas por el ganado (continuación)

<i>i</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	$E = (A+B)/1.000$	$F = A \cdot D / 1.000$	<i>G</i>	$H = G \cdot F$	<i>I</i>	$J = (I \cdot A) / 1000$	<i>K</i>	$L = E \cdot (F + J)$	<i>M</i>
													$M = L \cdot K$
26	3.103	18,92	18,92	0	59	0	0	0	6,826	21	38	0,14	5
27	14.222	5,32	0,37	4,95	76	70	0,046	3	0,073	1	4	0,22	1
28	21.599	6,92	0,48	6,44	149	139	0,046	6	0,036	1	10	0,22	2
29	37.884	4,64	0,32	4,32	176	164	0,046	8	0,036	1	11	0,22	2
30	255.923	5,61	0,39	5,22	1.436	1.336	0,046	61	0,036	9	91	0,22	20
31	15.056	8,76	0,62	8,14	132	123	0,046	6	0,073	1	8	0,22	2
32	22.578	5,32 <sup>a</sup>	0,37	4,95	120	112	0,046	5	0,017	0,4	8	0,22	2
33	74.994	2,5,5	11,8	13,7	1.916	1.025	0,08	82	2,737	205	686	0,22	151
34	3.686 <sup>b</sup>	0,6	0,6	0	2.212	0	0	0	0,088	323	1.889	0,376	710
35	101.196 <sup>b</sup>	0,3	0,3	0	30.359	0	0	0	0,066	6.649	23.710	0,72	17.071
36	48.890	0,6	0,6	0	29	0	0	0	0,066	3	26	0,2	5
37	141.945	4,33	4,33	0	615	0	0	0	0,471	67	548	0,2	110
38	53.300	4,1	4,1	0	219	0	0	0	0,491	26	192	0,2	38
<b>Total<sup>c</sup></b>					<b>108.954</b>	<b>21.870</b>	<b>62.642 (35.156-99.045)</b>	<b>1.684</b>		<b>24.382</b>	<b>62.701</b>		<b>25.522</b>

Legenda: A. N° de animales (Bello et al., 2004; Conselleria do Medio Rural, 2003a; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2003; Conselleria do Medio Rural, 2000). N° de caballos (año 2000), mulas y asnos (1986) y madres visión (1998); B. Factor de N total excretado (kg N/animal-año) (Camaleño, 2008; European Environment Agency, 2006; Babot et al., 2002; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001; ECOTEC, 1994); C. Factor de N excretado en los establos (kg de N/animal-año) (ECOTEC, 1994); D. Factor de N excretado fuera de los establos (kg de N/animal-año) (ECOTEC, 1994); E. Nitrogeno total excretado (t N); F. N excretado durante el pastoreo (t N); G. Factor de emisión de N-NH<sub>3</sub> durante el pastoreo (t N-NH<sub>3</sub>/t N) (European Environment Agency, 2006; Bartroli, 2003; ECOTEC, 1994); H. Emisión de N-NH<sub>3</sub> durante el pastoreo (t N-NH<sub>3</sub>); I. Factor de emisión de N-NH<sub>3</sub> en los establos (kg N-NH<sub>3</sub>/animal-año); J. Emisión de N-NH<sub>3</sub> en los establos (t N-NH<sub>3</sub>); K. Contenido de N del purín aplicado al suelo (t N). Las pérdidas de nitrógeno se producen principalmente en forma de N-NH<sub>3</sub> (J), por eso no se consideran las emisiones en otras formas (Comunicación personal Dr. Jordi Bartroli, 26 de Febrero de 2007, jordi\_bartroli@yahoo.es); L. Factor de emisión de N-NH<sub>3</sub> del purín aplicado (t N-NH<sub>3</sub>/t N en el purín aplicado) (European Environment Agency, 2006; ECOTEC, 1994); M. Emisión de N-NH<sub>3</sub> aplicado al suelo (t N-NH<sub>3</sub>).

Notas: <sup>a</sup> Mismo factor de excreción que para ganado ovino para sacrificio; <sup>b</sup> Multiplicado por 1000; <sup>c</sup>Total NH<sub>3</sub> (t NH<sub>3</sub>) = (Total H + Total J + Total M)/(17/14). Los resultados de los cálculos de incertidumbre se detallan entre paréntesis.

**Emisiones asociadas al uso agrícola de fertilizantes**

La volatilización procedente de la aplicación de fertilizantes nitrogenados se estima que produce entre el 10-20% de las emisiones agrícolas de NH<sub>3</sub> en Europa (ECOTEC, 1994; Asman, 1992). Datos específicos más actuales para España sitúan este aporte en un 22% (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001). Para calcular las emisiones, la metodología EMEP/CORINAIR considera la temperatura en los meses de primavera (ts) y define diferentes factores de emisión para tres tipos de regiones: región A (ts > 13°C), región B (6°C < ts < 13°C) y región C (ts < 6°C). En 2001 el 90,20% de las estaciones meteorológicas gallegas se situaron en la región B (Consellería de Medio Ambiente, 2002), por lo que se utilizaron los factores de emisión definidos para dicho tipo de región (Tabla 3.6). En el caso de ser los suelos básicos, la metodología añade un factor de multiplicación, pero esto no es necesario en Galicia, donde los suelos son mayoritariamente ácidos (Álvarez *et al.*, 2005).

Para establecer la cantidad de N en los distintos tipos de fertilizantes usados (Tabla 3.6), se aplicó la distribución porcentual española por tipos de fertilizantes (Instituto Nacional de Estadística, 2008) a la cantidad total de N en fertilizantes consumidos en Galicia (Consellería do Medio Rural, 2003b).

**Tabla 3.6. Emisiones asociadas al uso de fertilizantes**

	<i>A. N en el fertilizante (t N)<sup>a</sup></i>	<i>B. Factor de emisión (t N-NH<sub>3</sub>/t N fertiliz.)<sup>b</sup></i>	<i>C. Emisiones (t NH<sub>3</sub>) C = A·B·17/14</i>
Nitrosulfato amónico	4.366	0,02	106
Nitrosulfato amónico	811	0,015	14,8
Nitratos amónicos cálcico	12.470	0,015	227
Nitrato amónico	6.353	0,015	116
Urea	17.299	0,17	3.571
Nitrato de cal	864	0,015	15,7
Nitrato de Chile	64	0,015	1,16
Amoniaco agrícola	177	0,03	6,44
Compuestos	17.737	0,015	323
Soluciones nitrogenadas	2.824	0,09	309
<b>Total (t NH<sub>3</sub>)</b>		<b>4.690 (2.345-7.035)</b>	

<sup>a</sup> (Instituto Nacional de Estadística, 2008; Consellería do Medio Rural, 2003b); <sup>b</sup> Valores para regiones tipo B (European Environment Agency, 2006).

**Emisiones asociadas a la gestión de residuos**

Munday (1990) estimó que por cada tonelada de metano producida en vertederos se emitían 0,073 t de N, de las que un 10% era en forma de N-NH<sub>3</sub>. Según Bello *et al.* (2004), los vertederos controlados e incontrolados en Galicia emitieron 9.514 t de metano en 2001, lo que representa una emisión asociada promedio de 84,3 (26,7-181) t NH<sub>3</sub>.

Galicia destinó en 2003, 6.042 toneladas de fracción orgánica para compostaje (Consellería de Medio Ambiente, 2004). Con el fin de mejorar la calidad del compost obtenido, esta fracción orgánica se mezcla con restos vegetales. Se ha considerado que la densidad de la fracción orgánica es 0,6, la densidad de los restos vegetales empleados es 0,3 y la proporción de volumen de mezcla es de 2,5 partes de fracción de materia orgánica por cada una de restos vegetales (Bartolí, 2003). El contenido de N de la fracción orgánica y vegetal se estima que es, respectivamente, el 0,84 y 1,36% de su peso (Molina, 1997). Durante el proceso de compostaje se produce una emisión de 0,17 kg NH<sub>3</sub>/t de residuo (Pagans *et al.*, 2006) y una pérdida total del 24,88% del contenido inicial de N (Soliva, 2001). Del nitrógeno restante, se ha considerado que el factor de volatilización de NH<sub>3</sub> cuando se aplica el compost al terreno es la mitad que el de los fangos de depuradora, que es de 0,258 t N-NH<sub>3</sub>/t N (Doka, 2003), ya que los compuestos de nitrógeno que restan en el compost después del proceso de compostaje están generalmente en formas poco volátiles (Bartolí, 2003). La Tabla 3.7 resume los cálculos de las emisiones de NH<sub>3</sub> asociadas al compostaje.

**Tabla 3.7. Emisiones asociadas al compostaje**

A. Resid. (t)	B. N (t)	C. Entrada (t N) $C = B_1 + B_2$	D. Emisión compost. (t NH <sub>3</sub> ) $D = (A_1 + A_2) \cdot 0,17/1000$	E. N que permanece (t N) $E = C - C \cdot 0,2488$	F. Emisión total (t NH <sub>3</sub> ) $F = D + [E \cdot (0,258/2) \cdot (17/14)]$
Orgán. (6.042)	50,7 <sup>a</sup>	111	1,78	83,5	<b>14,9</b> <b>(5,43-47,7)</b>
Veget. (4.441)	60,3 <sup>a</sup>				

<sup>a</sup> El contenido de N de las fracciones orgánica y vegetal se estima que es, respectivamente, el 0,84% y 1,36% de sus pesos (Molina, 1997).

Con respecto a los lodos de depuradora se estima a continuación las emisiones de la parte que es destinada a uso agrícola (Tabla 3.8), puesto que la

fracción que termina en vertedero ya ha sido considerada anteriormente y la parte que se destina a incineración se incluye en la sección de emisiones asociadas a la industria. En esta última sección también se incluyen las emisiones asociadas a la incineración de residuos urbanos y a la gestión de residuos peligrosos.

**Tabla 3.8.** Emisiones asociadas a la utilización de lodos para uso agrícola

A. Lodo (t mat. sec.)	B. Factor N (g N/t mat. sec.)	C. N en lodo (t N) $C = (A \cdot B) / 10^6$	D. Factor de volatilización (t N-NH <sub>3</sub> /t N)	E. Emisión (t NH <sub>3</sub> ) $E = C \cdot D \cdot (17/14)$
14.472 <sup>a</sup>	1.820 <sup>a</sup>	26,34	0,258 <sup>b</sup>	<b>8,25</b> <b>(2,48-27,5)</b>

<sup>a</sup> Comunicación personal de Vicente Amores Torrijos, Dirección General de Agricultura, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (5 de Diciembre 2006; vamorest@mapya.es); <sup>b</sup> (Doka, 2003).

### Emisiones asociadas a personas y animales domésticos

Las emisiones humanas de NH<sub>3</sub> (Tabla 3.9) tienen su origen en la respiración, la transpiración, el humo del tabaco y las excreciones de bebés (menos de 3 años) (Sutton *et al.*, 2000). Varios estudios han detectado la presencia de NH<sub>3</sub> entre las sustancias emitidas al respirar y al fumar (Davies *et al.*, 1997; Martin *et al.*, 1997). Las emisiones por transpiración se producen por la hidrólisis y volatilización de la urea del sudor (Lee y Dollar, 1994). En el caso de las excreciones infantiles, la urea en los pañales no entra en el sistema de tratamiento de agua y se puede hidrolizar produciendo emisiones de NH<sub>3</sub> (Sutton *et al.*, 2000; Lee y Dollar, 1994; Atkins y Lee, 1993). De igual manera, las emisiones de los animales de compañía (perros y gatos) están mayoritariamente asociadas a las excreciones (Sutton *et al.*, 2000; Hendricks *et al.*, 1997).

**Tabla 3.9.** Emisiones asociadas a personas y animales domésticos

	A. Cantidad	B. Factor de emisión (g N-NH <sub>3</sub> /animal-persona año) <sup>a</sup>	C. NH <sub>3</sub> (t) $C = A \cdot B \cdot 10^{-6} \cdot 17/14$
Personas	2.695.880 <sup>b</sup>	3,0 <sup>c</sup>	9,82
< de 3 años	66.332 <sup>b</sup>	14,0 <sup>d</sup>	45,8
Fumadores	663.186 <sup>b</sup>	13,7	1,10
Gatos	76.808 <sup>c</sup>	17,8	14,3
Perros	265.335 <sup>c</sup>	110	10,3
<b>Total (t NH<sub>3</sub>)</b>			<b>278 (117-827)</b>

<sup>a</sup> (Sutton *et al.*, 2000); <sup>b</sup> (Instituto Galego de Estadística, 2008); <sup>c</sup> Factor de emisión por respiración; <sup>d</sup> Factor de emisión por transpiración; <sup>e</sup> (Instituto Galego de Estadística, 2008; Refugio, 2004).



**Emisiones asociadas a la industria**

Ciertas actividades industriales liberan NH<sub>3</sub> por combustión incompleta y durante los procesos de reducción catalítica selectiva (SCR en inglés) o reducción no catalítica selectiva (SNCR), procesos que se utilizan para disminuir las emisiones de NO<sub>x</sub> (Klimont y Brink, 2004). Otros procesos industriales también liberan amoníaco, como la producción de fertilizantes (producción de ácido nítrico, nitrato amónico...), cemento (por la presencia de amoníaco o sales amoniacales en las materias primas que se introducen en los hornos) o el uso del amoníaco como refrigerante (Handley *et al.*, 2001; Battye *et al.*, 1994).

A partir de encuestas a las 370 principales instalaciones productoras de contaminación aérea de Galicia, Casares *et al.* (2005) calcularon las emisiones de NH<sub>3</sub> en 2001 (Tabla 3.10).

**Tabla 3.10. Emisiones asociadas a la industria (Casares *et al.*, 2005)**

<i>Sectores industriales</i>	<i>Emisiones (t NH<sub>3</sub>)</i>
Actividades mineras diversas	0,63
Editoriales - artes gráficas	0,11
Fabricación de maquinaria diversa	0,58
Industria de alimentación	44,73
Industria de equipos para transporte	1,37
Industria de la madera	24,94
Industria de los productos de piedra, arcilla, vidrio y hormigón	7,56
Industria de los productos metálicos (excepto para transporte)	0,11
Industria del mueble y del mobiliario	0,47
Industria de productos de gomas y plásticos	0,21
Industria de productos químicos	28,35
Industria del cuero y derivados	0,00
Industria del papel y derivados	1,42
Industria del petróleo y derivados	303,61
Industria metalúrgica	2,63
Industria textil y de confección	0,21
Producción de servicios eléctricos (centrales térmicas)	28,04
Producción y servicios eléctricos (instalac. de cogeneración)	77,49
Recogida y tratamiento de residuos	2,57
Servicios diversos	0,11
<b>Total (t NH<sub>3</sub>)</b>	<b>525 (438-630)</b>

### ***Emisiones asociadas a fuentes móviles***

#### Transporte por carretera

Las emisiones de NH<sub>3</sub> de los coches a gasolina con catalizadores son más altas que las de los coches que carecen de ellos (Strogies y Kallweit, 1998). El aumento de las emisiones de NH<sub>3</sub> en los coches está asociado principalmente con una combustión rica en combustible en el motor, que provoca la producción de hidrógeno debido a un aporte insuficiente de oxígeno para una combustión completa (Klimont y Brink, 2004). Este hidrógeno está disponible en el catalizador para reaccionar con el NO procedente de la combustión y produce NH<sub>3</sub> (Handley *et al.*, 2001; Färlund y Kageson, 1998). Por otra parte y con el objetivo de reducir las emisiones de NO<sub>x</sub> (especialmente en vehículos pesados), en la actualidad se está proponiendo la utilización de trampas de NO<sub>x</sub> y sistemas tipo SCR que, en ambos casos, provocan la formación de NH<sub>3</sub> (Handley *et al.*, 2001).

Para el cálculo de emisiones se ha seguido la metodología EMEP/CORINAIR, en el sub-apartado dedicado al tráfico rodado, la cual ha sido informatizada por la Agencia Europea del Medio Ambiente, mediante el programa COPERT 4.5 “Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport” (<http://lat.eng.auth.gr/copert/>). Esta metodología, actualmente la más utilizada en la Unión Europea a la hora de estimar emisiones procedentes del tráfico rodado, fue desarrollada por Ntziachristos y Samaras (1999) y ha sufrido sucesivas actualizaciones (European Environment Agency, 2007).

La metodología considera dos tipos de situaciones diferentes para el cálculo de las emisiones de NH<sub>3</sub>: operación del motor en caliente (motor estabilizado), y operación del motor en el tránsito térmico (arranque en frío). En la primera, las emisiones se calculan en base a factores de emisión por tipo de vehículo (turismos, motos, motocicletas, buses y vehículos de carga ligera y pesada clasificados según año de matriculación, cilindrada y tipo de combustible), kilómetros recorridos y tipo de conducción (urbana, en carretera o en autopista-autovía). Las emisiones con el motor en frío ocurren en los tres tipos de conducción, aunque son más probables en la conducción urbana, y dependen de la temperatura ambiente y de la distancia media de viaje. En el caso de los autobuses y de los vehículos de carga pesada se incluye un valor de carga, puesto que el hecho de que vayan más o menos cargados influye sobre las emisiones.

A modo de resumen, la Tabla 3.11 incluye todos los datos utilizados en los cálculos así como las fuentes bibliográficas de donde han sido obtenidos.

**Tabla 3.11. Parámetros para calcular las emisiones de NH<sub>3</sub>.**

<i>Parámetros</i>	<i>Referencia</i>
Factor $\beta^a$	Camaleño (2008); Consellería de Medio Ambiente (2002)
Factor de carga	André <i>et al.</i> (1999)
Nº vehículos <sup>b</sup> (años, cilindrada y tipo de combustible)	Camaleño (2008); Instituto Galego de Estadística (2008); Dirección General de Tráfico (2002)
Velocidad media <sup>b</sup> según conducción <sup>c</sup>	Ministerio de Medio Ambiente (2007)
Kilometraje anual promedio <sup>b</sup>	Bello <i>et al.</i> (2004)
% km recorridos/año según conducción <sup>c</sup>	Camaleño (2008)
Consumo de combustible	Instituto Nacional de Estadística (2008)
Especificaciones de los combustibles	Camaleño (2008)

<sup>a</sup> Porcentaje de kilometraje anual conducido antes que el motor alcance su temperatura normal de operación; <sup>b</sup> Tipos de vehículos considerados: Turismos, motos, motocicletas, buses y vehículos de carga ligera y pesada; <sup>c</sup> Conducción urbana, en carretera o en autopista-autovía.

La gran cantidad de datos requeridos permite una gran especificidad, obteniéndose factores de emisión diferentes para las 96 clases de vehículos definidos (en función de tipo de vehículo, año de matriculación, cilindrada y tipo de combustible), estableciéndose asimismo diferenciación para emisiones en caliente y en frío en cada clase. Es más, en el caso de las emisiones en caliente para cada clase de vehículo se definen a su vez tres tipos diferentes de factores de emisión en función del tipo de conducción. Finalmente se multiplica el número de vehículos de cada clase en Galicia por los factores correspondientes para obtener las emisiones de NH<sub>3</sub> y estos valores se suman para obtener los valores globales. En la Tabla 3.12 se recogen estos valores globales de emisión de NH<sub>3</sub> para los distintos tipos de vehículos en Galicia según el programa COPERT 4.5.

**Tabla 3.12. Emisiones asociadas al transporte por carretera**

<i>Vehículo</i>	<i>Emisiones (t NH<sub>3</sub>)</i>
Turismos	393
Motos	1,57
Ciclomotores	0,66
Autobuses	1,71
Camiones <3,5 t	17,1
Camiones > 3,5 t	2,08
<b>Total (t NH<sub>3</sub>)</b>	<b>416 (347-499)</b>

El programa COPERT 4.5 no calcula las emisiones asociadas a los tractores, las cuales han sido calculadas teniendo en cuenta el número de tractores, la cantidad de fuel consumida anualmente y los factores de emisión de NH<sub>3</sub> (según el tractor sea gasolina o diésel) (Tabla 3.13). Se ha considerado un tractor estándar de 80 CV que consume 3,36 kg de fuel/h y se usa 600 h/año, estableciéndose el factor de emisión en función de los kg de fuel consumido (Nemecek *et al.*, 2004).

**Tabla 3.13. Emisiones asociadas a tractores**

	<i>A. Cantidad<sup>a</sup></i>	<i>B. Fuel consumido (t/tractor año)<sup>b</sup></i>	<i>C. NH<sub>3</sub> factor (kg NH<sub>3</sub>/t fuel)<sup>b</sup></i>	<i>D. NH<sub>3</sub> (t) D = A·B·C·10<sup>-3</sup></i>
Tractor gasolina	144	2,016	0,04	0,012
Tractor diésel	9.056	2,016	0,02	0,37
<b>Total (t NH<sub>3</sub>)</b>				<b>0,38 (0,19-0,73)</b>

<sup>a</sup> (Instituto Galego de Estadística, 2008); <sup>b</sup> (Nemecek *et al.*, 2004).

#### Otras fuentes móviles y maquinaria

El gasóleo B<sup>3</sup> se utiliza mayoritariamente para el transporte ferroviario, agricultura (tractores y otra maquinaria), pesca y maquinaria forestal. En 2001 se consumieron en Galicia 456.214 t de gasóleo B<sup>4</sup> sin tener en cuenta las toneladas consumidas por tractores diésel o para la cogeneración. Ambas emisiones ya se han tenido en cuenta en las secciones de emisiones asociadas a fuentes móviles e industriales. El factor de emisión para estos consumos de gasóleo según la

<sup>3</sup> Gasóleo bonificado económicamente por el Gobierno español

<sup>4</sup> Carmen Togares, Instituto Energético de Galicia (INEGA, [www.inega.es](http://www.inega.es)), comunicación personal, [carmentogores@inega.es](mailto:carmentogores@inega.es), 27 de Febrero de 2007.

European Environment Agency (2006) es 0,007 kg NH<sub>3</sub>/t de gasóleo, siendo el valor anual de la emisión de 2,95 (1,71-5,98) t NH<sub>3</sub>.

#### ***Emisiones asociadas al consumo residencial de carbón y biomasa***

Según López *et al.* (2005) la energía producida en España a partir de carbón para fines domésticos en 2001 fue de 2.721.550 GJ, que asignando la parte proporcional a partir de los datos de población española y gallega en 2001 (Instituto Nacional de Estadística, 2008) corresponde a una producción energética en Galicia de 180.894 GJ. Según la European Environment Agency (2006), el factor de emisión es de 0,3 g NH<sub>3</sub>/GJ y, por tanto, las emisiones en Galicia son de 0,054 (0-0,181) t NH<sub>3</sub>.

El consumo de biomasa en el sector residencial es un valor de difícil estimación al consumirse en ambientes rurales que normalmente carecen de sistemas de registro. En este caso se usaron los datos de Bello *et al.* (2004) (3.138.000 GJ/año) que asumieron que todo el consumo se produce en hogares rurales (pertenecientes a núcleos de < 2.000 habitantes) y estimaron un valor de consumo unitario por familia y un porcentaje de familias que utiliza biomasa. El factor de emisión es de 3,8 g NH<sub>3</sub>/GJ (European Environment Agency, 2006) y por tanto, las emisiones en Galicia fueron de 11,9 (0-36,1) t NH<sub>3</sub>.

#### ***Fuentes asociadas al hogar***

El NH<sub>3</sub> está presente en muchos de los productos que se usan en el hogar (como productos de limpieza, fertilizantes nitrogenados para uso doméstico, neveras que usan el amoníaco como refrigerante o disolventes usados en labores de construcción<sup>5</sup>), pero raramente se estiman las emisiones asociadas a su uso (Sutton *et al.*, 2000). Las emisiones asociadas a los hogares (Tabla 3.14) fueron calculadas a partir de las emisiones calculadas por Sutton *et al.* (2000) y el censo de viviendas en Gran Bretaña (National Statistics, 2001), valores que luego se aplicaron al número de viviendas en Galicia (Instituto Galego de Estadística, 2008).

---

<sup>5</sup> Para cubrir el cemento en una construcción y evitar que la superficie quede tan rugosa y el cemento emita tanto polvo se utiliza una fina capa de solución compuesta por un poco de cemento/mortero, con un elemento plastificante (látex) y un disolvente (NH<sub>3</sub>).

**Tabla 3.14. Emisiones de fuentes asociadas al hogar**

<i>Fuente</i>	<i>A. Número de casas<sup>a</sup></i>	<i>B. Factor NH<sub>3</sub> (g NH<sub>3</sub>/casa)<sup>b</sup></i>	<i>C. NH<sub>3</sub> (t) C = A·B·10<sup>-6</sup></i>
Neveras		5,74	5,17
Disolventes	900.376	39,3	35,4
Fertilizantes		11,0	9,91
Productos de limpieza		18,75	16,9
<b>Total (t NH<sub>3</sub>)</b>		<b>67,3 (17,0-223)</b>	

<sup>a</sup> (Instituto Galego de Estadística, 2008); <sup>b</sup> (Nacional Statistics, 2001; Sutton *et al.*, 2000).

**Emisiones asociadas a incendios**

Varios estudios han medido la presencia de compuestos nitrogenados entre las emisiones generadas en la quema de biomasa (Yokelson *et al.* 1997; Lee y Dollar, 1994; Ward y Hardy, 1991), siendo las formas nitrogenadas dominantes el NO<sub>x</sub> en la fase con llamas y el NH<sub>3</sub> cuando la combustión se produce en forma de brasas (Dennis *et al.*, 2002). Para calcular las emisiones causadas por esta fuente (Tabla 3.15) se ha utilizado la metodología detallada de EMEP/CORNAIR (European Environment Agency, 2006), que parte del cálculo de la masa de carbono emitida según la siguiente ecuación (Crutzen *et al.*, 1979):

$$M(C) = 0,45 \cdot A \cdot B \cdot \alpha \cdot \beta \quad (2)$$

donde M(C) es la masa de carbón emitida, 0,45 es la fracción media de carbón en la madera, A el área quemada (m<sup>2</sup>), B la media de biomasa que actúa como combustible por unidad de área (kg C/m<sup>2</sup>), α la fracción de biomasa que se encuentra en la superficie con respecto al total de biomasa de B y β la eficiencia de quemado de la biomasa en superficie.

Conocida M(C), se aplica un factor de emisión (1,8 kg NH<sub>3</sub>/t C emitido (Andreae, 1991)) y se obtiene la cantidad de NH<sub>3</sub> emitido (Tabla 3.15).

**Tabla 3.15. Emisiones asociadas a los incendios**

<i>Vegetal</i>	<i>A<sup>a</sup></i>	<i>B<sup>b</sup></i>	<i>α<sup>b</sup></i>	<i>β<sup>b</sup></i>	<i>M(C)</i> (t C)	<i>Factor</i> (kg NH <sub>3</sub> /t C) <sup>b</sup>	<i>NH<sub>3</sub> (t)</i> <i>M(C)·factor·10<sup>-3</sup></i>
Matorral	14.217	7,5	0,64	0,5	153.542	1,8	276
Arboleda	4.014	35	0,75	0,2	94.837	1,8	171
Pastizal	122,5	2	0,36	0,5	198,4	1,8	0,36
<b>Total ( t NH<sub>3</sub>)</b>					<b>447 (149-1.342)</b>		

<sup>a</sup> Hectáreas quemadas (Ministerio de Medio Ambiente, 2008); <sup>b</sup> (Crutzen *et al.*, 1979).

### **Emisiones asociadas a leguminosas**

Se estima que los cultivos de leguminosas fijan del aire las mismas o mayores cantidades de nitrógeno que las que se aplican como fertilizantes a otros cultivos agrícolas (Vitousek *et al.*, 2002; Sylvester-Bradley, 1993). Por tanto, las emisiones de NH<sub>3</sub> se estima que serán similares a las que se producen en los cultivos agrícolas fertilizados (European Environment Agency, 2006). La metodología detallada de EMEP/CORINAIR (European Environment Agency, 2006), propone la siguiente ecuación para el cálculo de las emisiones de NH<sub>3</sub> asociadas a leguminosas:

$$E_{NH_3} = \sum (A_{leg,i} \cdot NF_i \cdot EF_{NH_3}) \quad (3)$$

donde E<sub>NH<sub>3</sub></sub> es el NH<sub>3</sub> emitido (kg), A<sub>leg,i</sub> es el área cubierta por la legumbre i (ha), NF<sub>i</sub> es nitrógeno fijado (kg N/ha) y EF<sub>NH<sub>3</sub></sub> es el factor de emisión (kg NH<sub>3</sub>/kg N).

Según la Consellería do Medio Rural (2003a), en Galicia sólo se cultiva un tipo de leguminosa, el haba seca (*Phaseolus vulgaris*), siendo en 2001 la superficie cultivada 3.179 ha. Al no disponer de datos específicos de fijación, se ha considerado un valor medio de 62,5 kg N/ha (25-100 kg N/ha, Urzúa (2005)) y un factor de emisión de 0,01 kg NH<sub>3</sub>/kg N (European Environment Agency, 2006). Teniendo en cuenta todos estos datos, las emisiones por leguminosas en Galicia son de 1,99 (0,40-9,93) t NH<sub>3</sub>.

### **Emisiones asociadas a animales salvajes, bosques y praderas naturales**

Aun cuando la disponibilidad de los datos para cuantificar estas fuentes es reducida, se han incluido aquí por ser representativas de las emisiones NH<sub>3</sub> de origen natural.

Según el inventario CORINAIR (European Environment Agency, 2006), los bosques y praderas naturales representaron una contribución media del 0,8% y 0,3%, respectivamente. Aplicando estos porcentajes al total de emisiones de NH<sub>3</sub> de Galicia calculado hasta el momento, se obtienen unas emisiones de 561 (317-993) t NH<sub>3</sub> debido a los bosques y 210 (119-372) t NH<sub>3</sub> a las praderas naturales. En el caso de las emisiones por animales salvajes, se ha estimado que contribuyen en un 0,2% al total de emisiones (Sutton *et al.*, 2000; Bouwman *et al.*, 1997), lo que supone un valor de emisión de 140 (89,9-219) t NH<sub>3</sub>.

## 5.2 Resumen del inventario

La Tabla 3.16 recoge un resumen de todas las fuentes de emisión identificadas y cuantificadas en este capítulo para el año 2001 en Galicia.

**Tabla 3.16.** *Resumen global de emisiones*

<i>Fuentes</i>	<i>Emisión (t NH<sub>3</sub>)</i>	<i>% sobre el total</i>
Ganado	62.642 (35.156-99.045)	89,4
Uso agrícola de fertilizantes	4.690 (2.345-7.035)	6,7
Gestión de residuos	107,5 (34,6-256)	0,2
Personas y animales domésticos	278 (117-827)	0,4
Industria	525 (438-630)	0,7
Fuentes móviles	420 (349-507)	0,6
Carbón y biomasa en el hogar	12,0 (0-36,3)	0,0
Hogar	67,3 (17,0-224)	0,1
Incendios	447 (149-1.342)	0,6
Leguminosas	1,99 (0,40-9,9)	0,0
Animales salvajes	140 (89,9-219)	0,2
Bosques	561 (317-993)	0,8
Praderas naturales	210 (119-372)	0,3
<b>Total</b>	<b>70.102 (39.132-111.496)</b>	<b>100</b>

La comparación con otros inventarios es difícil porque éstos normalmente se centran exclusivamente en las emisiones producidas por el ganado y por el uso de fertilizantes. No obstante, existen algunos inventarios en Gran Bretaña (Misselbrook *et al.*, 2000; Sutton *et al.*, 2000) que recogen un grupo de fuentes similar al de este estudio y que por lo tanto permiten un cierto grado de comparación, aunque ésta sea más un análisis de tendencia que una comparación



exhaustiva de los resultados debido al alto grado de incertidumbre asociado con algunas fuentes de emisión.

El manejo del ganado es, según lo esperado, la mayor fuente de  $\text{NH}_3$  con una contribución del 89,4%, valor que se sitúa en la parte superior del rango 70-90% estimado para toda Europa por Klimont y Brink (2004) y es superior al estimado por Sutton *et al.* (2004) para Gran Bretaña: 75% (año 1996). Al incorporar las emisiones asociadas a la aplicación de fertilizantes, se obtiene un valor del 96,1%, cantidad ligeramente superior al 92% calculado para Holanda, país que, como Galicia, tiene una alta producción ganadera (Koch *et al.*, 2001), y ampliamente superior al del total de España (78%) y Alemania (84%) (Döhler *et al.*, 2002; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001).

Al analizar más en profundidad las actividades incluidas en el manejo del ganado, las emisiones producidas en los establos y debidas a la aplicación del purín son las principales fuentes con contribuciones del 49% y 48% del total de emisiones ganaderas, respectivamente, mientras que las emisiones durante el pastoreo son insignificantes (< 3%). Examinando la contribución por tipo de animal, los pollos de engorde representan casi la mitad de las emisiones del ganado (46%), seguido por el ganado vacuno (43%) y los cerdos (8%). Aunque sorprenda esta significativa contribución de los pollos de engorde que no se detecta en otros inventarios (contribuciones entre el 6-15% según Sutton *et al.* (2004), Döhler *et al.* (2002), Ministerio de Medio Ambiente (2002) y Pain *et al.* (1998)), puede ser justificada debido a la elevadísima producción de este sector en Galicia (101.196.000 pollos en 2001).

Con un aporte del 6,7% del total de emisiones, el uso agrícola de fertilizantes es la segunda fuente en importancia, siendo la urea la responsable de tres cuartas partes de estas emisiones. Las emisiones de esta fuente en Gran Bretaña son muy similares en peso relativo: 8% del total (Sutton *et al.*, 2004).

Las emisiones no agrícolas, que son un grupo heterogéneo, representan el 3,9% de las emisiones, de entre las que destacan las causadas por las fuentes móviles, los bosques, las actividades industriales y los incendios. Otras fuentes de emisión que están estrechamente relacionadas con la actividad agrícola (aunque en otros inventarios no se incluyan en esta categoría) son el uso de tractores, el uso de lodos para fines agrícolas, la producción y utilización del compost, las emisiones de los cultivos de leguminosas y el uso de otras fuentes móviles y

maquinaria (se ha estimado que el 25% se usan para fines agrícolas); no obstante, todas ellas en conjunto representan un papel casi despreciable porque sólo suponen el 0,03% de las emisiones.

Otra clasificación interesante es la diferenciación entre fuentes naturales y fuentes antropogénicas, aunque el límite entre ambos grupos pueda estar en ciertos casos, como el de los animales salvajes, los humanos o los incendios, algo difuso:

- Los animales salvajes se incluyen normalmente en las fuentes naturales, aunque su número depende en buena medida de la influencia humana (en ambas direcciones, ya que, por ejemplo, se produce competencia con animales domésticos, pero, por otro lado, se les aporta comida en el invierno por intereses de caza).

- La cuestión de las emisiones humanas es controvertida: el metabolismo humano está claramente ligado a actividades antropogénicas y el número de humanos está claramente por encima de los que habría en unas condiciones estrictamente naturales. Sin embargo, la inclusión de estas emisiones junto con las que pueden ser controladas de manera efectiva no es ética ya que el control humano de dichas emisiones (por ejemplo, regular el número de personas en la tierra para reducir las emisiones a la atmósfera) es inaceptable. Por estas razones se consideran estas emisiones como naturales.

- En el caso de los incendios, sólo el 1,1% de los fuegos producidos en el Noroeste de España se pueden atribuir a causas naturales (Ministerio de Medio Ambiente, 2008), considerándose el resto procedente de una fuente antropogénica.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, las emisiones producidas por fuentes naturales (bosques, personas, animales salvajes, praderas e incendios naturales) representan sólo el 1,4% del total, valor ligeramente inferior al estimado para Gran Bretaña, 2,3% (Sutton *et al.*, 2000). Este dato no deja duda acerca del dominio del origen antropogénico en las emisiones de NH<sub>3</sub> que se producen en Galicia.

### **5.3 Análisis de incertidumbre**

Como se presentó en el apartado 4, para el cálculo de la incertidumbre asociada a las emisiones se ha seguido un método semi-cuantitativo, cuyos

resultados se recogen en la Tabla A1 del Anexo A. De manera general se observa que los factores geográficos y temporales tienen valores bajos ya que la mayoría de los datos manejados corresponden a Galicia y al año de referencia (2001). Con respecto al parámetro de fiabilidad, sólo en el caso de las emisiones asociadas a praderas y bosques se utiliza el valor máximo (valor 5) ya que la aproximación realizada para la estimación de dichas emisiones es poco refinada. En la mayoría de los otros casos, las emisiones se calculan a partir de datos verificados parcialmente basados en hipótesis o en estimaciones cualificadas (basadas en criterio de expertos) que representan respectivamente los valores 2 y 4 en la escala de fiabilidad. Por ejemplo, la cantidad de fumadores en Galicia se basa en datos verificados (informes oficiales) que están parcialmente basados en hipótesis (entre otras, el porcentaje de fumadores sólo se aplica al conjunto de personas mayores de 16 años). En cuanto al parámetro “básico” se han seguido los valores propuestos por Frischknecht y Jungbluth (2004), considerándose 1 en el resto de casos. En el caso de las emisiones asociadas al transporte por carretera, este parámetro básico se ha considerado también 1 por la elevada precisión de las emisiones calculadas. Frischknecht y Jungbluth (2004) no valoran con dicho parámetro básico las emisiones naturales, pero debido a la gran incertidumbre intrínseca del cálculo de las emisiones de  $\text{NH}_3$  asociadas a animales salvajes, bosques y praderas naturales, se les ha aplicado el máximo valor (1,5).

Tal y como se indicó anteriormente, en los casos donde la propia metodología estableciese un valor de incertidumbre se escogió este por defecto; dichos valores se recogen en la Tabla A2 del mismo anexo. Como se puede observar, las estimaciones de incertidumbre vienen expresadas tanto en valores porcentuales (por tanto “simétricos” con respecto al valor de referencia) como absolutos (con una distribución “asimétrica”) en función de la selección hecha por la fuente de origen en cada caso. Por ello, ambas formas de expresar la incertidumbre han sido utilizadas indistintamente como ocurre en la propia guía EMEP/CORINAIR.

Analizando los resultados en el caso de las dos principales fuentes de emisión (manejo del ganado y uso de fertilizantes), la reducción de la incertidumbre es una tarea compleja porque se han empleado las metodologías más detalladas y los factores de emisión más locales posibles. Aun así, la metodología de la European Environment Agency (2006) propone un factor de incertidumbre de  $\pm 30\%$  para el ganado y de  $\pm 50\%$  para fertilizantes. Para reducir

estas incertidumbres, se hace necesaria la definición de factores locales para Galicia (especialmente para ganado, pollos de engorde y urea) basados en campañas de medida en el campo, como se ha hecho para las emisiones industriales. Estas campañas, que resultan costosas tanto en recursos como en tiempo, se justifican con el hecho de que estas fuentes representan el 96,1% de las emisiones de NH<sub>3</sub>. En el caso de las emisiones de fuentes no agrícolas, el esfuerzo investigador se debe centrar en las emisiones de fuegos, bosques, animales salvajes, pastos, animales domésticos (principalmente perros) y humanos (principalmente, emisiones por transpiración y fumadores). Todas estas fuentes de emisión comparten altos valores de incertidumbre debido a que las propias metodologías de cálculo no permiten una estimación más detallada.

## 6. Conclusiones

En este capítulo se incluyen los resultados del inventario global de NH<sub>3</sub> y las incertidumbres asociadas para Galicia. Aunque se ha aplicado para una región específica, este trabajo puede servir como base para la estimación de las emisiones de NH<sub>3</sub> y sus incertidumbres en otras partes del mundo.

En cuanto a las emisiones cuantificadas, las principales conclusiones son:

- El ganado es la principal fuente de emisiones de NH<sub>3</sub>, representando el 89,4% de las mismas; el vacuno y los pollos de engorde resultaron ser los principales focos de emisión.
- La aplicación de fertilizantes nitrogenados, especialmente la urea, también juega un importante papel en la generación de NH<sub>3</sub>.
- Las fuentes de origen no-agrícola son menos importantes, aunque se debe prestar especial atención a las fuentes móviles, bosques, industrias e incendios.
- Si se comparan con las de origen antropogénico, las fuentes naturales tienen una contribución insignificante.

Basándose en las incertidumbres calculadas, la investigación en el futuro se debe centrar en el cálculo de factores de emisión más locales para ganado (vacuno y pollos de engorde, especialmente) así como para la aplicación de fertilizantes (urea). También sería muy beneficioso para reducir la incertidumbre el desarrollo de factores de emisión más específicos para incendios, bosques, animales

domésticos (especialmente en el caso de los perros) y humanos (sobre todo para el cálculo de las emisiones asociadas a la transpiración y a los fumadores).

## 7. Referencias

- Álvarez, E., M.L. Fernández-Marcos, C. Monterroso y M.J. Fernández-Sanjurjo (2005). Application of aluminium toxicity indices to soils under various forest species. *Forest Ecology and Management* **211**, 227-239.
- André, M., U. Hammarström y I. Reynaud (1999). Driving statistics for the assessment of pollutant emission from road transport. INRETS Report LTE 9906. París, Francia.
- Andreae, M.O. (1991). Biomass burning. Its history, use, and distribution and its impact on environmental quality and global climate. En: J.S. Levine (eds.). *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*. MIT Press. Massachusetts, EE.UU.
- Asman, W.A.H. (1992). Ammonia emission in Europe: updated emissions and emission variations. RIVM report. 228471008. RIVM. Bilthoven, Holanda.
- Atkins, D.H.F. y D.S. Lee (1993). Indoor concentrations of ammonia and the potential contribution of humans to atmospheric budgets. *Atmospheric Environment* **27**(1), 1-7.
- Babot, D., P. Parera y G. Blanco (2002). Estudi per actuació en els camps de l'aprofitament energètic de la biomasa en el sector agrícola i ramader de Catalunya [En Catalán]. Documento interno. Departamento de Producción animal. Universidad de Gerona, España.
- Bartrolí, J. (2003). Avaluació ambiental del cicle del nitrogen a Catalunya: aplicació de l'anàlisi del flux de substàncies [En Catalán]. Tesis Doctoral. Departament d'Enginyeria Química Agrària i Tecnologies Agroalimentàries. Universidad de Gerona, España.
- Battye, R., W. Battye, C. Overcash y S. Fudge (1994). Development and selection of ammonia emission factors. Final Report to US EPA. Office of Research and Development. Carolina del Norte, EE.UU.
- Bello, P., G. Grueiro, F. Macías, D. Rodríguez, R. Rodríguez, L. Rodríguez y Y. Romero (2004). Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero en Galicia [En Gallego]. Colección técnica de Medio Ambiente. Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://www.siam-cma.org/publicacions/doc.asp?id=344>.

- Bouwman, A.F., D.S. Lee, W.A.H. Asman, F. Dentener, K.W.V.D. Hoek y J.G.J. Olivier (1997). A global high resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles* **11**, 561.
- Camaleño, M. (2008). Inventario de emisiones procedentes de los sectores primario y terciario en Castilla y León, 2002-2005. Propuestas de mejora de la calidad ambiental. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Universidad de Valladolid, España.
- Casares, J.J., R. Rodríguez, P. Maceira, J.A. Souto, S. Ramos, M.A. Costoya, A. Sáez y J.M. Vellón (2005). Inventario, análisis y proyección de las emisiones atmosféricas industriales en Galicia. Universidade de Santiago de Compostela. Servizo de Publicacions e Intercambio Científico. Santiago de Compostela, España.
- Consellería de Medio Ambiente (2004). Plan de xestión de residuos urbáns de Galicia 2004-2010 [En Gallego]. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://www.siam-cma.org/publicacions/norma.asp?idn=39&lang=>.
- Consellería de Medio Ambiente (2002). Anuario climatolóxico de Galicia 2001 [En Gallego]. Centro de Desenvolvemento Sostible. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://www.meteogalicia.es/galego/observacion/informesclima/anuarios/anuario01.pdf>.
- Consellería do Medio Rural (2003a). Anuario de estatística agraria 2001 [En Gallego]. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://mediorural.xunta.es/consellaria/estadisticas.php>.
- Consellería do Medio Rural (2003b). Macromagnitudes agrarias 2001 [En Gallego]. Santiago de Compostela, España.
- Consellería do Medio Rural (2000). Anuario de estatística agraria 1998 [En Gallego]. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://mediorural.xunta.es/consellaria/estadisticas.php>.
- Crutzen, P.J., L.E. Heidt, J.P. Krasnec, W.H. Pollock y W. Seiler (1979). Biomass burning as a source of atmospheric gases CO, H<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, CH<sub>3</sub>C and COS. *Nature* **282**, 253-256.
- Davies, S., P. Spanel y D. Smith (1997). Quantitative analysis of ammonia on the breath of patients in end-stage renal failure. *Kidney International* **52**, 223-228.
- Dennis, A., M. Fraser, S. Anderson y D. Allen (2002). Air pollutant emissions associated with forest, grassland, and agricultural burning in Texas. *Atmospheric Environment* **36**(23), 3779-3792.

- Dirección General de Tráfico (2002). Anuario general estadístico 2001. Madrid, España.
- Döhler, H., B. Eurich-Menden, U. Dämmgen, B. Osterburg, M. Lüttich, A. Bergschmidt, W. Berg y R. Brunsch (2002). BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010 [En Alemán con resumen en Inglés]. Texte 05/02. Umweltbundesamt Berlin, Alemania.
- Doka, G. (2003). Report N° 13: Life cycle inventories of waste treatment services. Ecoinvent Database v. 1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Suiza.
- ECOTEC (1994). Ammonia emissions to air in Western Europe. Technical Report n°. 62. Bruselas, Bélgica.
- European Environment Agency (2007). EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3<sup>rd</sup> edition. 2007 Update. Technical report n°. 30. Copenhagen, Dinamarca.
- European Environment Agency (2006). EMEP/CORINAIR emission inventory guidebook - 3<sup>rd</sup> edition. Technical report n° 30. Copenhagen, Dinamarca.
- Färlund, J. y P. Kageson (1998). Ammonia emissions from cars with three-way catalytic converters. Rototest AB and Nature Associates. Rönninge, Suecia.
- Fekete, K.E. (1992). Regional scale ammonia emission inventory of Hungary. Ammonia Emissions in Europe: Emission Coefficients and Abatement Costs: Proc. of a workshop, 4-6 Feb. 1991. IIASA. Laxenburg, Austria.
- Friedrich, R., B. Wickert, P. Blank, S. Emeis, W. Engewald, D. Hassel, H. Hoffmann, H. Michael, A. Obermeier, K. Schafer, T. Schmitz, A. Sedlmaier, M. Stockhause, J. Theloke y F.J. Weber (2002). Development of emission models and improvement of emission data for Germany. *Journal of Atmospheric Chemistry* **42**(1-3), 179-206.
- Frischknecht, R. y N. Jungbluth (2004). Overview and methodology. Ecoinvent Database v. 1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Suiza.
- Handley, C., M. Holland, C. Dore y T. Murrels (2001). Controlling ammonia from non-agricultural sources. Final report for the Department of the Environment, Transports and the Regions (DETR), AET/ENV/R/0565. Culham, Gran Bretaña.
- Hendriks, W.H., P.J. Moughan, y M.F. Tartellin (1997). Urinary excretion of endogenous nitrogen metabolites in adult domestic cats using a protein-free diet and the regression technique. *Journal of Nutrition* **127**, 623-629.
- Instituto Galego de Estatística (2008). [www.ige.eu](http://www.ige.eu) [En Gallego]. Febrero 2008.

- Instituto Nacional de Estadística (2008). [www.ine.es](http://www.ine.es). Febrero 2008.
- Klimont, Z. y C. Brink (2004). Modelling of emissions of air pollutants and greenhouse gases from agricultural sources in Europe. International Institute for Applied Systems Analysis. Internal Review. IR 04-048. Disponible en: <http://www.iiasa.ac.at/rains/reports/ir-04-048.pdf>.
- Koch, W.W.R., A.K. van Harmelen, G.P.J. Draaijers y G. van Grootfeld (2001). Emission data for The Netherlands 1998 and estimates for 1999. Rapportagereeks Doelgroepmonitoring 7. Inspectorate for Environmental Protection. Department for Monitoring and Information Management. Gravenhage, Holanda.
- Lee, D.S. y G.J. Dollar (1994). Uncertainties in current estimates of emissions of ammonia in the United Kingdom. *Environmental Pollution* **86**, 267-277.
- López, J.M., L.J. Sánchez y V. Meneu (2005). Impactos sobre el sector energético. En: Moreno, J.M. (ed.). Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Martin, P., D.L. Heavner, P.R. Nelson, K.C. Maiolo, C.H. Risner, P.S. Simmons, W.T. Morgan y M.W. Ogden (1997). Environmental Tobacco Smoke (ETS): a market cigarette study. *Environmental International* **23**, 75-90.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2003). Anuario de estadística Agroalimentaria 2002. 19. Efectivos Ganaderos. Secretaría General Técnica. Madrid, España.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2001). Metodologías de estimación de las emisiones agrícolas de gases de efecto invernadero. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente (2008). <http://www.incendiosforestales.org/estadisticas.asp>. Febrero 2008.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España. Años 1990-2005. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente (2002). Greenhouse gas emissions inventories report from Spain (1990-2000). Communication to the European Commission (Decision 1999/296/CE). Madrid, España.
- Misselbrook, T.H., T.J. Van der Weerdeb, B.F. Pain, S.C. Jarvis, B.J. Chambers, K.A. Smith, V.R. Phillips y T.G.M. Demmers (2000). Ammonia emission factor for UK agriculture. *Atmospheric Environment* **34**(6), 871-880.



- Molina, N. (1997). Informe preliminar dels resultats analítics de la planta de Torrelles de Llobregat [En Catalán]. Escola Superior d'Agricultura. Universidad Politècnica de Catalunya, Barcelona, España.
- Moreno, L.M. y A. Lozano (2006). Situación actual de los inventarios de emisiones a la atmósfera en España. Grupo 4: Inventario de emisiones. V Seminario de Calidad del aire en España, 16-17, Octubre, 2006. Santander, España.
- Munday, P.K. (1990). UK emissions of air pollutants 1970-1988. Report LR 764. Warren Spring Laboratory. Stevenage, Reino Unido.
- National Statistics (2001). Census 2001. Disponible en: <http://www.statistics.gov.uk/cci/nugget.asp?id=8>
- Nemecek, T., A. Heil, O. Huguenin, S. Meier, S. Erzinger, S. Blaser, D. Dux y A. Zimmermann (2004). Report nº. 15: Life cycle inventories of agricultural production systems. Ecoinvent Database v. 1.1. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Zurich, Suiza.
- Ntziachristos, L. y Z. Samaras (1999). COPERT-Computer programme to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors. European Environment Agency. Copenhagen, Dinamarca.
- Pagans, E., R. Barrena, X. Font y A. Sánchez (2006). Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere* **62**, 1534-1542.
- Pain, B.F., T.J. van der Weerden, B.J. Chambers, V.R. Phillips y S.C. Jarvis (1998). A new inventory for ammonia emissions from U.K. agriculture. (Ammonia Special Issue). *Atmospheric Environment* **32**(3), 309-313.
- Parra, R., P. Jiménez y J.M. Baldaseno (2006). Development of the high spatial resolution EMICAT2000 emission model for air pollutants from the north-eastern Iberian Peninsula (Catalonia, Spain). *Environmental Pollution* **140**, 200-219.
- Refugio (2004). Estudio de las actitudes de los españoles en relación con los animales domésticos. Disponible en: [http://www.elrefugio.org/pagina.aspx?FrameWorkCodigoPagina=Pagina\\_Hemeroteca\\_Noticias](http://www.elrefugio.org/pagina.aspx?FrameWorkCodigoPagina=Pagina_Hemeroteca_Noticias).
- Soliva, M. (2001). Compostatge i gestió de residus orgànics [En Catalán]. Estudis i Monografies 21. Diputació de Barcelona. Barcelona, España.
- Streets, D.G., T.C. Bond, G.R. Carmichael, S.D. Fernandes, Q. Fu, D. He, Z. Klimont, S.M. Nelson, N.Y. Tsai, M.Q. Wang, J.H. Woo y K.F. Yarber (2003). An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* **108**(21), 1-23.

- Strogies, M. y D. Kallweit (1998). Nitrogen emissions in Germany and potential for their reduction. En: Sutton, M.A., Lee, D.S., Dollard, G.J. y D. Fowler (eds.). Poster Proceedings, International Conference on Atmospheric Ammonia, 2-4, October 1995. Oxford, Reino Unido.
- Sutton, M., U. Dragosits, S. Hellsten, C.J. Place, A.J. Dore, Y.S. Tang, N. van Dijk, L. Love, N. Fournier, M. Vieno, K.J. Weston, R.I. Smith, M. Coyle, D. Roy, J. Hall y D. Fowler (2004). Ammonia emission and deposition in Scotland and its potential environmental impacts. *The Scientific World Journal* **4**, 795-810.
- Sutton, M., U. Dragosits, Y.S. Tang y D. Fowler (2000). Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK. *Atmospheric Environment* **34**(6), 855-869.
- Sylvester-Bradley, R. (1993). Scope for more efficient use of fertiliser nitrogen. *Soil Use and Management* **9**(3), 112-117.
- Urzúa, H. (2005). Beneficios de la fijación simbiótica de nitrógeno en Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* **32**(2), 133-150.
- Vitousek, P.M., K. Cassman, C. Cleveland, T. Crews, C.B. Field, N.B. Grimm, R. W. Howarth, R. Marino, L. Martinelli, E.B. Rastetter y J.I. Sprent (2002). Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. *Biogeochemistry* **57/58**, 1-45.
- Ward, D.E. y C.C. Hardy (1991). Smoke emissions from wildland fires. *Environment International* **17**, 117-134.
- Yamaji, K., T. Ohara y H. Akimoto (2004). Regional-specific emission inventory for NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> via animal farming in South, Southeast, and East Asia. *Atmospheric Environment* **38**(40), 7111-7121.
- Yokelson, R.J., R.A. Susott, R.E. Babbitt, W.M. Hao y R.E. Ward (1997). Trace gas emissions from specific biomass fire-types. START Synthesis Workshop on Greenhouse Gas Emission, Aerosols and Land Use and Cover Change in Southeast Asia, 15-18 de Noviembre. Taipei, Taiwan.

## Anexo A. Factores de incertidumbre del inventario de NH<sub>3</sub>

*Tabla A1. Factores de incertidumbre calculados*

	A.	B.	C.	D. <sup>a</sup>	E. $E = \exp^{\sqrt{[\ln(A)]^2 + [\ln(B)]^2 + [\ln(C)]^2 + [\ln(D)]^2}}$
<b>Emisiones asociadas al ganado</b>					
Número de animales	1,05	1	1	1	1,05
<b>Emisiones asociadas a vertederos</b>					
Emisiones de metano	1,20	1	1	1,20	1,30
t restos veget. y org.	1,05	1	1	1	1,05
N restos veget. y org.	1,05	1,03	1,02	1	1,06
N-NH <sub>3</sub> compostaje	1,05	1	1,02	1	1,05
Pérdidas de N	1,05	1	1,02	1	1,05
Cantidad de lodo	1,10	1	1,01	1	1,11
Cantidad de N lodo	1,10	1	1,01	1	1,11
<b>Emisiones asociadas a personas y animales domésticos</b>					
Nº personas	1,05	1	1	1	1,05
% de fumadores	1,05	1	1	1	1,05
Nº de gatos y perros	1,20	1,03	1,01	1	1,20
<b>Emisiones asociadas a fuentes industriales</b>					
Emisiones de NH <sub>3</sub>	1,20	1	1	1	1,20
<b>Emisiones asociadas a fuentes móviles</b>					
NH <sub>3</sub> vehículos carret.	1,20	1	1	1	1,20
Nº de tractores	1,05	1	1	1	1
Kg fuel /tractor año	1,20	1	1,02	1,05	1,21
Factor NH <sub>3</sub> tractores	1,20	1	1,02	1,5	1,56
Cantidad (Gasóleo B)	1,10	1	1	1,05	1,11
Factor NH <sub>3</sub> (Gas. B)	1,20	1,03	1,02	1,50	1,56
<b>Emisiones asociadas al consumo residencial</b>					
Población española	1,05	1	1	1	1,05
Consumo de carbón	1,20	1	1,01	1,05	1,21
Consumo de biomasa	1,20	1	1	1,05	1,21
<b>Emisiones asociadas al hogar</b>					
Hogares de Galicia	1,05	1	1	1	1,05
Hogares Gran Bretaña.	1,05	1	1	1	1,05
<b>Emisiones asociadas a animales salvajes, bosques y praderas naturales</b>					
Praderas	1,50	1,03	1,02	1,50	1,77
Bosques	1,50	1,03	1,02	1,50	1,77
Animales salvajes	1,20	1	1,02	1,50	1,56

Legenda: A = Fiabilidad; B = Temporalidad; C = Geografía; D = Básico; E = resultado.

Notas: <sup>a</sup> Para cálculos que no se encuentran dentro de las categorías definidas por Frischknecht y Jungbluth (2004) se considera que el valor del factor básico es 1. Para las emisiones de NH<sub>3</sub> asociadas al transporte por carretera también se considera 1 por la elevada precisión de las emisiones calculadas. Para las emisiones de NH<sub>3</sub> de animales salvajes, bosques y praderas naturales se ha aplicado el máximo valor del factor básico (1,5) debido a la gran incertidumbre intrínseca asociada a su cálculo.

**Tabla A2.** Factores de incertidumbre propuestos por las diferentes metodologías

	Valor	Referencia
<b>Emisiones producidas por el ganado</b>		
Factores de emisión	± 30%	European Environment Agency (2006)
<b>Emisiones producidas por la aplicación de fertilizante</b>		
t fertilizante y factor emisión	± 50%	European Environment Agency (2006)
<b>Emisiones asociadas con el tratamiento de residuos</b>		
Emisiones de N-NH <sub>3</sub> /t CH <sub>4</sub>	2	Sutton <i>et al.</i> (2000)
Factor N-NH <sub>3</sub> lodo y compost	3	Doka (2003)
<b>Emisiones producidas por personas y animales domésticos</b>		
g N-NH <sub>3</sub> /año respiración	1,0-7,7	Sutton <i>et al.</i> (2000)
g N-NH <sub>3</sub> /año transpiración	2,1-74,9	Sutton <i>et al.</i> (2000)
g N-NH <sub>3</sub> /año < 3 años	2,8-63,2	Sutton <i>et al.</i> (2000)
g N-NH <sub>3</sub> /año por fumador	8,9-39,1	Sutton <i>et al.</i> (2000)
g N-NH <sub>3</sub> /año por gato	50-160	Sutton <i>et al.</i> (2000)
g N-NH <sub>3</sub> /año por perro	300-930	Sutton <i>et al.</i> (2000)
<b>Emisiones asociadas al consumo residencial</b>		
Factor de emisión carbón	± 150%	European Environment Agency (2006)
Factor de emisión biomasa	± 150%	European Environment Agency (2006)
<b>Emisiones asociadas al hogar</b>		
Contenido NH <sub>3</sub> prod. limpiez.	2,5-10%	Sutton <i>et al.</i> (2000)
% NH <sub>3</sub> emitido prod. limpiez.	10-50%	Sutton <i>et al.</i> (2000)
g NH <sub>3</sub> producidos por nevera	2,28-13,1	Sutton <i>et al.</i> (2000)
g NH <sub>3</sub> disolvente	11,4-149	Sutton <i>et al.</i> (2000)
g NH <sub>3</sub> fertilizantes hogar	3,65-24,1	Sutton <i>et al.</i> (2000)
<b>Emisiones por incendios</b>		
Factor global de incertidumbre	3	European Environment Agency (2006)
<b>Emisiones por leguminosas</b>		
Factor global de incertidumbre	5	European Environment Agency (2006)



## Capítulo 4

### Inventario de emisiones de NO<sub>x</sub> en Galicia<sup>1</sup>

#### Resumen

En este capítulo se presenta el inventario de emisiones de NO<sub>x</sub> para Galicia. En el ACV, este inventario es fundamental para el cálculo de factores de caracterización y valores de normalización regionales para las categorías de eutrofización acuática y terrestre.

Para el cálculo del inventario, se han estimado nuevamente las emisiones de las principales fuentes así como sus incertidumbres asociadas. Las fuentes móviles e industriales producen el 90% de las emisiones, principalmente debido al transporte rodado, las plantas térmicas y las de cogeneración. El principal foco de incertidumbre son las emisiones asociadas a las fuentes móviles, especialmente las provocadas por maquinaria utilizada en agricultura, pesca y sector forestal y por el transporte marítimo y ferroviario, debido a la falta de datos específicos. Las emisiones producidas por los suelos y los incendios también tienen una importante incertidumbre asociada, debido en estos casos, a la ausencia de una metodología de cálculo más concreta. Por último, en regiones especialmente afectadas por los incendios como Galicia, se ha observado que hay que prestar especial atención a las variaciones en el número y tipo de hectáreas quemadas de un año a otro, porque pueden alterar significativamente el total de las emisiones de NO<sub>x</sub>.

---

<sup>1</sup> Gallego, A., A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008). Identification and quantification of eutrophic aerial compounds in Galicia (NW Spain): Part 2 – NO<sub>x</sub> Inventory. *Atmosfera*. Enviado.

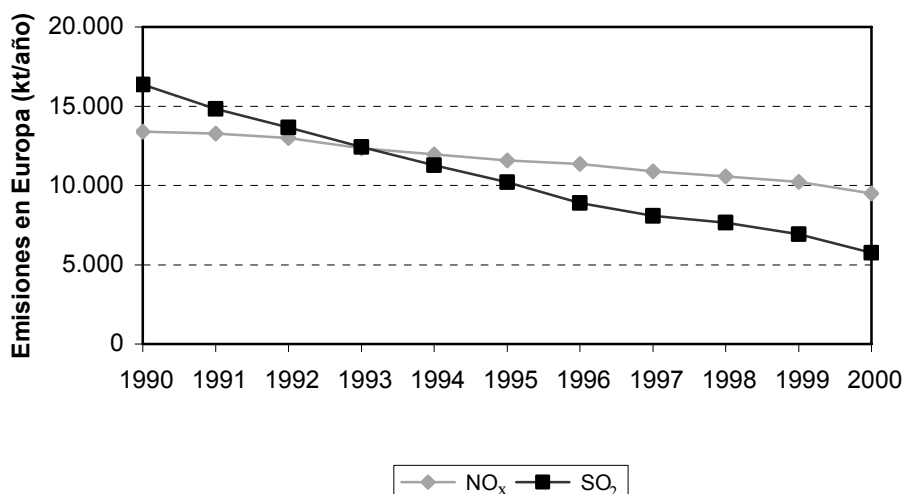
## Índice

<b>1. Introducción</b>	<b>4-3</b>
<b>2. Selección de fuentes</b>	<b>4-4</b>
<b>3. Metodologías para el cálculo de emisiones e incertidumbres</b>	<b>4-6</b>
<b>4. Inventario de emisiones</b>	<b>4-6</b>
4.1. Cálculo de emisiones	4-6
4.2. Resumen de inventario	4-16
4.3. Análisis de incertidumbre	4-19
4.4. Variabilidad de las emisiones asociadas a los incendios	4-20
<b>5. Conclusiones</b>	<b>4-21</b>
<b>6. Referencias</b>	<b>4-22</b>
<b>Anexo A: Factores de incertidumbre del inventario de NO<sub>x</sub></b>	<b>4-25</b>

## 1. Introducción

Los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) se encuentran entre los gases más estudiados por su gran volumen de emisión y el peligro que supone la facilidad con que se convierten en ácidos al reaccionar con moléculas de agua, tanto en la atmósfera como poco después de su deposición en el medio acuático (Galloway, 1995). Como ya se expuso en el capítulo 2, otro efecto negativo de creciente importancia es que causan la eutrofización de ecosistemas debido a la exposición excesiva a compuestos nitrogenados (Sutton *et al.*, 1993; Bobbink *et al.*, 1992). Además, los NO<sub>x</sub> son unos de los precursores del ozono troposférico (O<sub>3</sub>) dando lugar al fenómeno de contaminación que se conoce como “smog” fotoquímico (European Environment Agency, 2003).

Según la European Environment Agency (2002), la efectividad de las medidas de control adoptadas para disminuir las emisiones de NO<sub>x</sub> ha sido casi inapreciable y más si comparamos estas medidas con los resultados obtenidos a partir de los sucesivos protocolos de control y reducción de emisiones aplicados a otro contaminante acidificante como es el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) (Figura 4.1). Concretamente, las crecientes emisiones de NO<sub>x</sub> debido al tráfico automovilístico son el principal problema a la hora de reducir el impacto de estos compuestos.



**Figura 4.1.** Evolución de las emisiones antropogénicas de dióxido de azufre y de óxidos de nitrógeno en Europa durante la década 1990-2000 (European Environment Agency, 2002)



Aunque la Figura 4.1 muestra una tendencia descendente en las emisiones de  $\text{NO}_x$  en Europa, la deposición continuada de nitrógeno durante años ha producido una saturación del mismo en los ecosistemas de ciertas regiones con el consiguiente riesgo de eutrofización de los mismos. Tal es el caso de Galicia, que es una región con riesgo grave de eutrofización del suelo y del agua debido a los importantes aportes de fertilizantes y purines para uso agrícola y a las deposiciones de compuestos nitrogenados (Rodríguez y Macías, 2006; European Environment Agency, 2001).

Desde el punto de vista del ACV, un inventario de emisiones de  $\text{NO}_x$  de la zona es necesario para el cálculo de los correspondientes factores de caracterización regionales y valores de normalización para las categorías de eutrofización acuática y terrestre, ya que en la actualidad solamente se dispone de un inventario de emisiones industriales (Casares *et al.*, 2005).

Por consiguiente, los principales objetivos de este capítulo son:

- El cálculo de un inventario de emisiones de  $\text{NO}_x$  en Galicia teniendo en cuenta las principales fuentes de emisión y utilizando las mejores metodologías de cálculo disponibles.
- La estimación de las incertidumbres asociadas a estas emisiones.

## 2. Selección de fuentes

Siguiendo el procedimiento presentado en el capítulo anterior, la selección de las fuentes de emisión de  $\text{NO}_x$  en Galicia se ha basado en la identificación de las 30 principales fuentes de emisiones obtenidas por CORINAIR a partir de los datos de 28 países europeos en septiembre de 1995 (European Environment Agency, 2006) (Tabla 4.1). Partiendo de esta premisa, hay que establecer las siguientes puntualizaciones:

- La producción de ácido nítrico no se ha tenido en cuenta al no existir fábricas de este compuesto químico en Galicia.
- Con respecto a las emisiones en los puertos, sólo se han contabilizado las emisiones relacionadas con la llegada y salida de barcos, mientras que las emisiones de remolcadores y de maquinaria del puerto no han podido incluirse

por la ausencia de datos, aunque como se observa en la Tabla 4.1, su aportación al global se puede considerar como minoritaria.

- Se han incluido algunas fuentes como los incendios y la aplicación de fertilizantes porque se considera que pueden ser fuentes importantes en Galicia.
- Se han incluido también las principales fuentes naturales (emisiones procedentes de los suelos y de los rayos).

**Tabla 4.1.** 30 principales fuentes de NO<sub>x</sub> (European Environment Agency, 2006)

<i>Actividad</i>	<i>Emisiones (t NO<sub>x</sub>)</i>
Plantas combustión (térmicas y cogeneración) ≥300MW	3.316.424
Transporte carretera - turismos: carreteras secundarias	1.704.195
Transporte carretera - camiones y buses: secundarias	1.359.636
Transporte por carretera - turismos: conducción urbana	1.197.845
Transporte por carretera - turismos: conducción autovía	1.006.586
Transporte por carretera - camiones y buses: autovía	1.006.364
Otras fuentes móviles - maquinaria para agricultura	732.756
Plant. combust. (comercial, institucion. y resid.) <50MW	708.312
Transporte carretera - camiones y buses: conduc. urbana	677.639
Plantas de combustión (industrial) <50 MW	572.610
Otras fuentes móviles - act. marítimas: tráfico nacional	467.936
Plantas de combustión (industrial) ≥300MW	430.562
Plantas de combustión (industrial) - cementeras	413.004
Plantas de combustión (industrial) >50MW y <300MW	273.985
Otras fuentes móviles - maquinaria para industria	258.391
Transporte por carretera - furgonetas <3,5 t: urbana	240.235
Transporte por carretera - furgonetas <3,5 t: secundarias	204.077
Otras fuentes móviles - ferrocarriles	198.581
Otras fuentes móviles - aeropuertos (actividades en tierra)	179.314
Plantas de combustión (industrial) - aglomerados	176.964
Trans. carret. - camiones >3.5 t y buses: emisiones en frío	165.587
Plant. comb. (térmicas y cogeneración) ≥50 y <300 MW	160.575
Transporte por carretera - turismos: emisiones en frío	160.502
Tratam. y eliminación residuos - quema de resid. agrícola.	153.174
Otras fuentes móviles - act. marítimas: pesca nacional	143.096
Procesos de producción - ácido nítrico	111.264
Otras fuentes móviles - otros vehículos y máquinas	99.538
Transporte por carretera - furgonetas <3,5 t: autovía	92.845
Plantas de combustión (industrial) - industria petrolera	89.013
Otras fuentes móviles - actividades marítimas: puertos	82.145

### 3. Metodologías para el cálculo de emisiones e incertidumbres

Siempre que ha sido posible se han seguido las metodologías propuestas por la guía EMEP/CORINAIR (European Environment Agency, 2006) para el cálculo de las emisiones. Se ha escogido nuevamente el año 2001 como año de referencia porque es el año más actual para el que se dispone de la mayoría de los datos; en caso de que los datos pertenezcan a otro año, se especifica expresamente en el texto. Todas las emisiones están expresadas en toneladas (t) de NO<sub>x</sub> en forma de NO<sub>2</sub>.

Siguiendo la misma metodología presentada en el capítulo anterior, se han calculado los valores de incertidumbre de cada una de las fuentes de emisión. Los factores básicos usados en este caso se describen en la Tabla 4.2.

**Tabla 4.2.** Factores de incertidumbre básicos utilizados

	<i>Combustión</i>	<i>Proceso</i>	<i>Agricultura</i>
<i>Contaminantes al aire</i>			
NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>	1,50	-	1,40
<i>Recursos</i>			
Fuentes de energía	1,05	1,05	1,05

Los valores de incertidumbre calculados para cada una de las fuentes de emisiones así como los recogidos de fuentes bibliográficas se incluyen en el anexo A.

## 4. Inventario de emisiones

### 4.1. Cálculo de emisiones

La actividad industrial es uno de los principales focos de emisión de NO<sub>x</sub>, debido especialmente a los procesos de combustión. El NO<sub>x</sub> se produce principalmente por la transformación del nitrógeno contenido en el fuel o por la fijación del nitrógeno atmosférico por parte del aire de combustión. Casares *et al.* (2005) calcularon, a partir de encuestas a las 370 principales instalaciones productoras de contaminación aérea de Galicia, las emisiones de NO<sub>x</sub> en el año 2001 (Tabla 4.3).

**Tabla 4.3.** Emisiones de NO<sub>x</sub> asociadas a la industria (Casares et al., 2005)

<i>Sectores industriales</i>	<i>Emisiones (t NO<sub>x</sub>)</i>
Actividades mineras diversas	16,0
Editoriales-artes gráficas	10,7
Fabricación de maquinaria diversa	48,1
Industria alimentaria	593
Industria de equipos para transporte	37,4
Industria de la madera	513
Industria de los prod. de piedra, arcilla, vidrio y hormigón	908
Industria de los prod. metál. fabricados (excepto transporte)	5,34
Industria del mueble y del mobiliario	32,0
Industria de productos de gomas y plásticos	16,0
Industria de productos químicos	1.506
Industria del cuero y derivados	0
Industria del papel y derivados	85,4
Industria del petróleo y derivados	1.912
Industria metalúrgica	2.040
Industria textil y de confección	48,1
Producción de servicios eléctric. (centr. térm. convencion.)	30.123
Producción y servicios eléctricos (instalac. de cogenerac.)	14.941
Recogida y tratamiento de residuos	555
Servicios diversos	0
<b>Total (t NO<sub>x</sub>)</b>	<b>53.400 (50.857-56.070)</b>

**Emisiones asociadas a fuentes móviles**

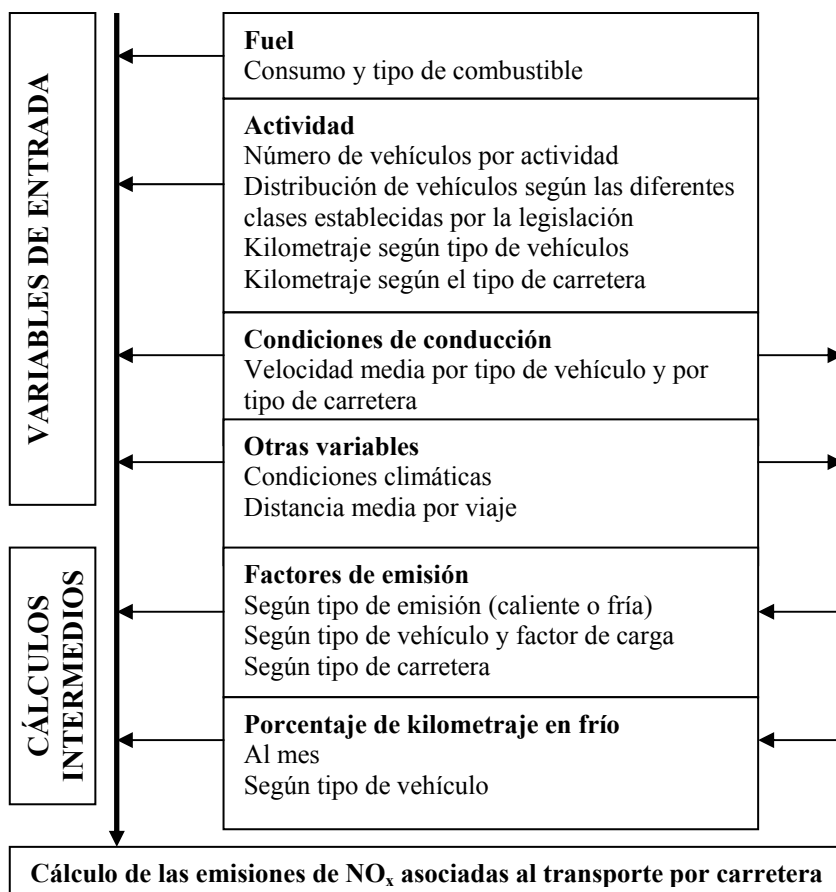
Transporte por carretera

La oxidación de N<sub>2</sub> atmosférico en la cámara de combustión produce el NO<sub>x</sub> asociado al transporte por carretera (European Environment Agency, 2005). En 2005, este tipo de transporte fue responsable del 75% de las emisiones globales del transporte (excluyendo la aviación internacional y el transporte marítimo), representando dichas emisiones a su vez el 56% del total de NO<sub>x</sub> producido en la UE-15 (European Environment Agency, 2006). A nivel mundial, el transporte es responsable del 37% de las emisiones de NO<sub>x</sub> de origen humano (Fuglestvedt et al., 2008).

Para el cálculo de las emisiones de NO<sub>x</sub> en el sector del transporte por carretera se ha utilizado el programa COPERT 4.5 (descrito en la sección 5.1 del capítulo 3) cuya exigencia de datos es elevada pero que permite un cálculo de

emisiones detallado (Figura 4.2). Los datos necesarios son los mismos que para el NH<sub>3</sub> y han sido obtenidos de las mismas fuentes bibliográficas (Camaleño, 2008; Instituto Galego de Estadística, 2008; Instituto Nacional de Estadística, 2008; Ministerio de Medio Ambiente, 2007; Bello *et al.*, 2004; Consellería de Medio Ambiente, 2002; Dirección General de Tráfico, 2002; André *et al.*, 1999).

Las emisiones globales de NO<sub>x</sub> producidas por los distintos tipos de vehículos en Galicia según el programa COPERT 4.5 (obtenidas de la misma forma descrita para el NH<sub>3</sub> en la sección 5.1 del capítulo 3) se resumen en la Tabla 4.4.



*Figura 4.2. Datos necesarios para calcular las emisiones de NO<sub>x</sub> asociadas al transporte rodado mediante COPERT 4.5 (adaptado de European Environment Agency, 2006)*

**Tabla 4.4.** Emisiones de NO<sub>x</sub> asociadas a turismos, motos, ciclomotores, autobuses y camiones de < y > de 3,5 t

<i>Vehículo</i>	<i>Emisiones (t NO<sub>x</sub>)</i>
Turismos	25.006
Motos	92
Ciclomotores	12
Autobuses	7.111
Camiones <3,5 t	4.457
Camiones >3,5 t	5.355
<b>Total (t NO<sub>x</sub>)</b>	<b>42.033 (35.027-50.439)</b>

Como ya se indicó en el caso del NH<sub>3</sub>, el programa COPERT 4.5 no permite calcular las emisiones asociadas a los tractores. Estas emisiones se han calculado a partir del número de tractores (gasolina y diésel), la cantidad de fuel consumida por tractor al año y los factores de emisión de NO<sub>x</sub> (según el tractor sea gasolina o diésel) (Tabla 4.5). Al igual que en el caso del NH<sub>3</sub>, se ha considerado una situación estándar con un tractor de 80 CV que consume 3,36 kg de fuel/h y se usa 600 h/año, estableciéndose el factor de emisión en función de los kg de fuel consumido (Nemecek *et al.*, 2004).

**Tabla 4.5.** Emisiones asociadas a tractores

	<i>A. Cantidad<sup>a</sup></i>	<i>B. Fuel consum. (t/ tractor-año)<sup>b</sup></i>	<i>C. NO<sub>x</sub> factor (kg NO<sub>x</sub>/t fuel)<sup>b</sup></i>	<i>D. NO<sub>x</sub> (t) D = A·B·C·10<sup>-3</sup></i>
Tract. gasolina	144	2,016	7,56	2,20
Tractor diésel	9.056	2,016	50,21	917
<b>Total (t NO<sub>x</sub>)</b>				<b>919 (464-1.821)</b>

<sup>a</sup> (Instituto Galego de Estadística, 2008); <sup>b</sup> (Nemecek *et al.*, 2004).

#### Ferrocarril

Las emisiones producidas por el ferrocarril se obtuvieron a partir de las toneladas de gasóleo consumidas (87.722 t/año según Bello *et al.* (2004)) y el factor específico de emisión para ferrocarriles (39,6 kg de NO<sub>x</sub>/t) (European Environment Agency, 2006), siendo el resultado 3.474 (1.840-6.557) t NO<sub>x</sub>/año.

#### Transporte marítimo

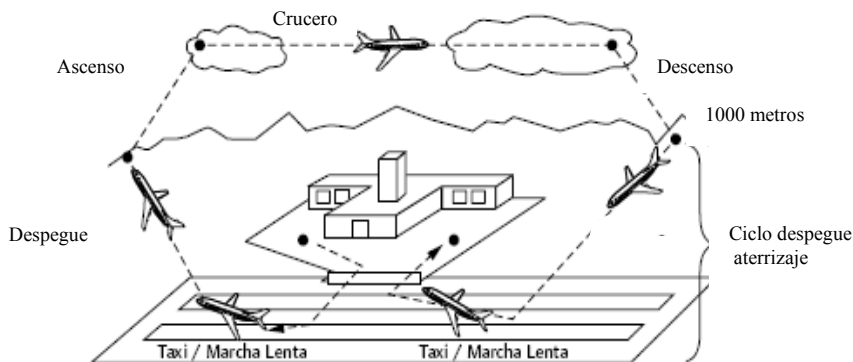
El mismo tipo de cálculo que para el ferrocarril se empleó para la estimación de las emisiones asociadas al transporte marítimo. Bello *et al.* (2004) estimaron 44.361 t de fuel consumidas por el transporte marítimo internacional,

considerando una velocidad de 17 nudos/hora para cubrir las 200 millas náuticas bajo jurisdicción española. El factor de emisión de  $\text{NO}_x$  para transporte marítimo es de 72 kg  $\text{NO}_x$ /t fuel (European Environment Agency, 2006) y las emisiones son, por tanto, de 3.194 (2.090-4.670) t  $\text{NO}_x$ . En cuanto al tráfico marítimo nacional sólo se ha considerado el costero, puesto que el interior (canales y ríos) se considera despreciable en Galicia. En 2000, el consumo de fuel asociado al tráfico nacional fue de 54.375 t  $\text{NO}_x$ /año (Bello *et al.*, 2004), lo que representa una emisión de 3.915 (2.561-5.724) t  $\text{NO}_x$ /año.

### Aviación civil

La metodología EMEP/CORINAIR divide las operaciones aéreas y sus emisiones asociadas en dos partes (Figura 4.3):

- Ciclo aterrizaje-despegue (AD), que engloba todas las actividades en las proximidades del aeropuerto que tienen lugar a una altura inferior a 1.000 m.
- Actividades que se producen a partir de los 1.000 m de altura (fase de crucero).



**Figura 4.3.** Ciclo aterrizaje-despegue y fase crucero (European Environment Agency, 2006)

Los 86 tipos de aviones que operaron en 2001 en los aeropuertos gallegos (Bello *et al.*, 2004) fueron reclasificados de acuerdo a sus características (tipo de motor, potencia...) en 29 clases genéricas, las cuales cuentan con factores específicos de emisión para el ciclo AD y la fase de crucero (European Environment Agency, 2006). Las emisiones asociadas al aterrizaje-despegue se

calcularon teniendo en cuenta el tipo de avión, el número de ciclos AD (Bello *et al.*, 2004) y el factor de emisión (Tabla 4.6). Para calcular las emisiones de la fase de crucero se utilizaron datos de las principales rutas que cubren el espacio aéreo gallego y se estimó una distancia media por vuelo de 260 km (130 km para entrar en Galicia y 130 km para salir). Sólo se estimaron las emisiones de los aviones que despegan o aterrizan en Galicia, ya que las de los aviones que cruzan el espacio aéreo se consideraron despreciables puesto que esta región no está incluida en las principales rutas aéreas.

**Tabla 4.6. Emisiones asociadas al tráfico aéreo**

<i>Tipo de avión</i>	<i>A. N° de ciclos AD<sup>a</sup></i>	<i>B. Factor ciclo AD (kg NO<sub>x</sub>/ciclo)<sup>b</sup></i>	<i>C. Factor crucero (kg NO<sub>x</sub>/260 km)<sup>b</sup></i>	<i>D. NO<sub>x</sub> (t) D = A·(B+C)·10<sup>-3</sup></i>
Airbus A310	19	23,2	33,8	1,08
Boeing 727-100	94	12,6	12,2	2,33
Boeing 727-200	3	12,6	12,2	0,07
Boeing 727-300	154	12,6	12,2	3,82
Boeing 737-200	2	8,3	11,1	0,04
Boeing 737-500	239	8,3	9,3	4,2
Boeing 737-400	155	8,3	9,3	2,73
Boeing 737-300	650	8,3	9,3	11,4
Boeing 737-700	335	8,3	9,3	5,9
Airbus A320	3.032	10,8	19,2	91,0
BAe 111	614	4,9	11	9,76
Boe. 747-100-300	20	55,9	80	2,72
Boeing 757	393	19,7	38	22,7
Boeing 767	1.120	26	30	62,7
McD. Dou. DC-9	1.374	7,3	11	25,1
McD. Dou. M81-88	9.172	12,3	21	305
McD. Dou. DC-10	22	41,7	62	2,3
McD. Dou. DC-8	2	7,3	10,6	0,04
Otros <sup>c</sup>	1.354	2,94	1,9	6,55
<b>Total (t NO<sub>x</sub>)</b>			<b>560 (401-718)</b>	

<sup>a</sup> (Bello *et al.*, 2004); <sup>b</sup> (European Environment Agency, 2006); <sup>c</sup> Aeronaves de menor tamaño y helicópteros.



Otras fuentes móviles y maquinaria (agricultura, pesca y sector forestal)

Según Bello *et al.* (2004) el consumo anual en Galicia de gasóleo B para agricultura, pesca y sector forestal (principales usos junto al transporte ferroviario) fue de 7.531.000 GJ. Según el Intergovernmental Panel on Climate Change (1996) el factor de emisión de NO<sub>x</sub> para la combustión de gasóleo en estos sectores es 1,2 kg/GJ. La emisión total (restando las emisiones asociadas a tractores diésel que se incluyeron en la sección de transporte por carretera) es de 8.121 (2.967-16.595) t NO<sub>x</sub>.

**Emisiones asociadas al consumo residencial-comercial de combustibles**

Según López *et al.* (2005) la energía producida en España a partir de carbón para fines domésticos en 2001 fue de 2.721.550 GJ, que asignando la parte proporcional a partir de los datos de población española y gallega en 2001 (Instituto Nacional de Estadística, 2008) corresponde a una producción energética en Galicia de 180.894 GJ. Multiplicando este valor por el factor de emisión propuesto por la European Environment Agency (2006), se obtuvo el valor de emisiones de NO<sub>x</sub> asociadas al uso de carbón para fines residenciales (Tabla 4.7).

Empleando el mismo método se calcularon las emisiones asociadas al uso residencial de gas natural, propano, butano, gasóleo C (específico para calefacciones) y biomasa (Tabla 4.7), utilizándose en estos casos los datos de energía de Bello *et al.* (2004).

**Tabla 4.7. Emisiones asociadas al consumo residencial-comercial de combustibles**

<i>Combustible</i>	<i>A. Energía producida (GJ)</i>	<i>B. Factor (g NO<sub>x</sub>/GJ)<sup>c</sup></i>	<i>C. NO<sub>x</sub> (t) C = A·B·10<sup>-6</sup></i>
Carbón	180.894 <sup>a</sup>	109,7	19,8
Gas Natural	2.051.039 <sup>b</sup>	57	117
Propano	2.538.684 <sup>b</sup>	57	145
Butano	5.684.341 <sup>b</sup>	57	324
Gasóleo C	9.416.869 <sup>b</sup>	68	640
Biomasa	3.138.000 <sup>b</sup>	74,5	234
<b>Total (t NO<sub>x</sub>)</b>		<b>1.480 (491-2.868)</b>	

<sup>a</sup> (Instituto Galego de Estadística, 2007; Instituto Nacional de Estadística, 2007; López *et al.*, 2005);

<sup>b</sup> (Bello *et al.*, 2004); <sup>c</sup> (European Environment Agency, 2006).

**Emisiones asociadas a incendios**

Como se indicó en el capítulo anterior, varios estudios han medido la presencia de compuestos nitrogenados entre las emisiones producidas en la quema de biomasa (Yokelson *et al.*, 1997; Lee y Dollar, 1994; Ward y Hardy, 1991). Siguiendo la misma metodología EMEP/CORNAIR utilizada para el NH<sub>3</sub> (sección 5.1 del capítulo 3) se han estimado las emisiones asociadas a los incendios de matorral, arboleda y pastizal (Tabla 4.8).

**Tabla 4.8. Emisiones asociadas a los incendios**

<i>Vegetal</i>	<i>A<sup>a</sup></i>	<i>B<sup>b</sup></i>	<i>α<sup>b</sup></i>	<i>β<sup>b</sup></i>	<i>M(C)</i> <i>(t C)</i>	<i>Factor (kg</i> <i>NO<sub>x</sub>/t C)<sup>b</sup></i>	<i>NO<sub>x</sub> (t)</i> <i>M(C):factor·10<sup>3</sup></i>
Matorral	14.217	7,5	0,5	0,64	153.542	8	1.228
Arboleda	4.014	35	0,2	0,75	94.837	8	759
Pastizal	122,5	2	0,5	0,36	198,4	8	1,59
<b>Total (t NO<sub>x</sub>)</b>					<b>1.989 (994-5,966)</b>		

<sup>a</sup> Hectáreas quemadas (Ministerio de Medio Ambiente, 2008); <sup>b</sup> (Crutzen *et al.*, 1979).

**Emisiones asociadas a la quema de residuos agrícolas**

Al igual que los incendios, la quema de residuos agrícolas produce emisiones de NO<sub>x</sub>. En este caso se ha seguido la metodología de cálculo del Intergovernmental Panel on Climate Change (1996), que permite calcular las emisiones de NO<sub>x</sub> a partir de las emisiones de N<sub>2</sub>O provenientes de la quema de residuos agrícolas. Utilizando los datos de emisión de N<sub>2</sub>O asociado a estas quemas en Galicia en el año 2000 (Bello *et al.*, 2004) y los factores de emisión de esta metodología (Intergovernmental Panel on Climate Change, 1996), se calculan primero las emisiones de N y a partir de éstas, las emisiones de NO<sub>x</sub> (Tabla 4.9).

**Tabla 4.9. Emisiones de NO<sub>x</sub> asociadas a la quema de residuos agrícolas.**

<i>A. Emisiones</i> <i>de N<sub>2</sub>O (t)<sup>a</sup></i>	<i>B. Factor N<sub>2</sub>O</i> <i>(t N<sub>2</sub>O/t N</i> <i>emitida)<sup>b</sup></i>	<i>C. Emisiones</i> <i>de N (t)</i> <i>C = A/B</i>	<i>D. Factor NO<sub>x</sub></i> <i>(t NO<sub>x</sub>/t N</i> <i>emitida)<sup>b</sup></i>	<i>E. Emisiones de</i> <i>NO<sub>x</sub> (t)</i> <i>E = C·D</i>
24	0,011	2.182	0,3975	<b>867 (336-2.317)</b>

<sup>a</sup> (Bello *et al.*, 2004); <sup>b</sup> (Intergovernmental Panel on Climate Change, 1996).

### ***Emisiones asociadas a la utilización agrícola de fertilizantes***

Tras la aplicación de nitrógeno a los suelos, se puede emitir óxido nítrico (NO) durante la nitrificación y la desnitrificación. Aunque los valores de emisión están sometidos a un alto valor de incertidumbre, se estima que los suelos (incluyendo emisiones de origen natural) pueden suponer entre el 4-8% del total de emisiones de NO<sub>x</sub> en Europa (European Environment Agency, 2006).

En 2001 se aplicaron un total de 62.965 t de fertilizante nitrogenado en Galicia (Consellería do Medio Rural, 2003a). Aplicando el factor de emisión de 0,007 t N-NO/t fertilizante nitrogenado utilizado (European Environment Agency, 2006) se obtiene un emisión de NO<sub>x</sub> (expresado como NO<sub>2</sub>) de 1.448 (881-2.358) t/año.

### ***Emisiones asociadas a los rayos***

Los rayos causan una serie de reacciones químicas que tienen lugar a altas temperaturas y voltajes, provocando la generación de NO<sub>x</sub> en la atmósfera (Sisterson y Liaw, 1990).

Para el cálculo de las emisiones asociadas a esta fuente, no se han considerado los rayos caídos en el mar ya los que estudios demuestran que estos caen mayoritariamente en tierra (Christian *et al.*, 2003). Teniendo en cuenta que se producen 0,33 rayos/km<sup>2</sup>·año<sup>1</sup> y que la superficie de Galicia es de 29.574 km<sup>2</sup> (Instituto Nacional de Estadística, 2008), se estimó que caían 9.759 rayos al año. Aplicando el factor de emisión de 2,75 kg de NO<sub>x</sub>/rayo (European Environment Agency, 2006) y siguiendo la recomendación de EMEP que establece que a la hora de elaborar inventarios que contienen emisiones asociadas a rayos sólo se consideren las que se producen en el primer kilómetro de altura (aproximadamente 20% del total) (European Environment Agency, 2006), se obtiene una emisión de 5,37 (1,78-16,1) t NO<sub>x</sub>.

### ***Emisiones asociadas a los suelos***

Las emisiones naturales de NO<sub>x</sub> en los suelos se producen por la acción de microorganismos (European Environment Agency, 2006). Los ecosistemas naturales tienen flujos modestos, pero, como ya se mencionó en el apartado de

---

<sup>1</sup> Comunicación personal de Dr. Luis Rivas Soriano, Departamento de Física General y de la Atmósfera de la Universidad de Salamanca (15 de Febrero del 2007; ljrs@usal.es).

emisiones asociadas a fertilizantes, los suelos enriquecidos en nitrógeno pueden llegar a tener flujos de importancia (Williams *et al.*, 1992).

La metodología detallada de la guía EMEP/CORINAIR establece el flujo de emisiones de N-NO en ng/m<sup>2</sup>·s (F<sub>NO</sub>) a partir de la siguiente ecuación (Williams *et al.*, 1992):

$$F_{NO} = A \cdot e^{(0,071 \cdot T_s)} \quad (1)$$

donde A es una constante experimental para pastizales, bosques y zonas húmedas (Tabla 4.10) y T<sub>s</sub> es la temperatura del suelo en °C (Tabla 4.10).

**Tabla 4.10.** Valores de A y T<sub>s</sub>, con T<sub>a</sub> = temperatura ambiente (Novak y Pierce, 1993)

Tipo de suelo	A	T <sub>s</sub>
Bosques	0,9	T <sub>s</sub> = 0,67·T <sub>a</sub> +8,8
Praderas y pastos	0,07	T <sub>s</sub> = 0,84·T <sub>a</sub> +3,6
Zonas húmedas	0,004	T <sub>s</sub> = 0,92·T <sub>a</sub> +4,4

A partir de los datos del Anuario Climatológico de Galicia para el año 2001 (Consellería de Medio Ambiente, 2002), T<sub>a</sub> se estimó en 11,86°C y con este valor se obtuvieron los parámetros de la ecuación 1. Los valores de flujo de N-NO resultantes se multiplicaron por la superficie asignada a cada uso del suelo para obtener las emisiones de NO<sub>x</sub> (expresadas como NO<sub>2</sub>) (Tabla 4.11).

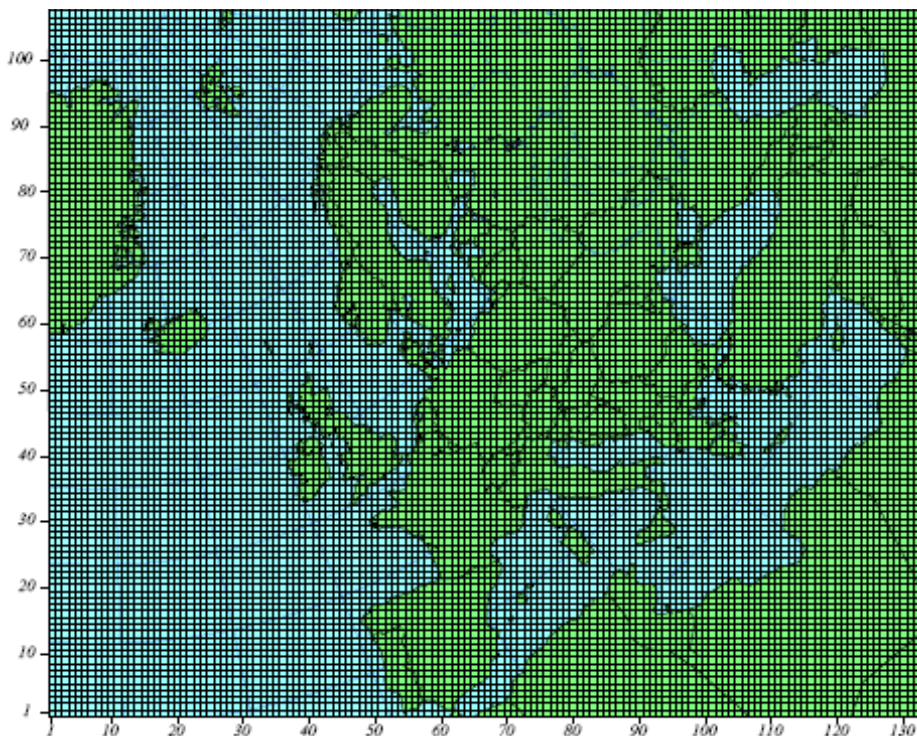
**Tabla 4.11.** Emisiones de N-NO<sub>x</sub> asociadas a los suelos

V. <sup>a</sup>	A. Extensión (ha)	B. Fact. A	C. T <sub>s</sub> (°C)	D. F <sub>NO</sub> (ng N-NO/s·m <sup>2</sup> ) D = B·exp(0,071·C)	E. t NO <sub>x</sub> /año E = A·D·3.153.600·(46/14)·10 <sup>-11</sup>
B.	1.885.506 <sup>b</sup>	0,9	16,75	2,955	5.773
P.	418.346 <sup>b</sup>	0,07	13,56	0,183	80
H.	70.677 <sup>c</sup>	0,004	15,31	0,013	0,87
<b>Total (t NO<sub>x</sub>)</b>				<b>5.854 (1.951-17.563)</b>	

<sup>a</sup> Tipo de vegetación: (B) bosques, (P) praderas y pastos, y (H) zonas húmedas; <sup>b</sup> (Consellería do Medio Rural, 2003b); <sup>c</sup> (Consellería de Medio Ambiente, 2008).

## 4.2. Resumen de inventario

La Tabla 4.12 resume los resultados del inventario de emisiones de  $\text{NO}_x$  para Galicia. Hasta donde conocemos este inventario es el primero de estas características para la zona y por ello resulta difícil compararlo directamente con otros estudios previos. No obstante sí es posible establecer algunas comparaciones con los valores obtenidos en el marco del programa EMEP (EMEP, 2008), donde Europa se divide en celdas de  $50 \cdot 50 \text{ km}^2$  (Figura 4.4) y se cuantifican las emisiones de  $\text{NO}_x$  (entre otros contaminantes) en cada una de estas celdas.



**Figura 4.4.** Celdas de EMEP para Europa (EMEP, 2008)

En el caso de las celdas que se sitúan en las fronteras entre países, se sabe qué porcentaje de celda pertenece a cada país pero no se hace más diferenciación dentro de las regiones en cada país. Por ello se calculó manualmente qué porcentaje de cada celda que Galicia compartía con una región vecina correspondía a la comunidad gallega y se estimaron así las emisiones de  $\text{NO}_x$  que se recogen en la Tabla 4.12 en la columna EMEP Galicia.

**Tabla 4.12. Resumen global de emisiones**

<i>Fuentes</i>	<i>Inventario nuevo</i>	<i>EMEP Galicia</i>
Fuentes industriales	53.400 (50.857-56.070)	55.051 <sup>a</sup>
Combustibles no industriales	1.480 (491-2.868)	
Fuentes móviles	62.215 (45.350-86.526)	51.009 <sup>b</sup>
Uso de fertilizantes	1.448 (881-2.358)	
Quema de residuos agrícolas	867 (336-2.317)	1.487 <sup>c</sup>
Incendios	1.989 (994-5.966)	
Rayos	5,37 (1,78-16,1)	0 <sup>d</sup>
Suelos	5.854 (1.951-17.563)	
<b>Total (t NO<sub>x</sub>)</b>	<b>127.258 (100.862-173.684)</b>	<b>107.547</b>

Nota: En el caso de las emisiones medidas por EMEP se suman las producidas por los siguientes sectores (códigos SNAP-1997): Combustión en industrias energéticas y de transformación, plantas de combustión no industriales, combustión en la industria manufacturera, procesos de producción y tratamiento y eliminación de residuos (<sup>a</sup>), transporte por carretera y otras fuentes y maquinaria móvil (<sup>b</sup>), agricultura (<sup>c</sup>) y otras fuentes (<sup>d</sup>) (UNECE, 1997).

Las principales fuentes de NO<sub>x</sub> son las fuentes móviles (transporte por carretera, trenes, tráfico aéreo...) e industriales, contribuyendo ambas al 90% del total. Concretamente, el transporte por carretera supone el 33% de todas las emisiones, principalmente debido a los turismos, seguido de los camiones (<3,5 t) y los autobuses. También son importantes las emisiones asociadas a la maquinaria agrícola, pesquera y forestal así como al transporte marítimo, que representan conjuntamente el 12% del total.

Para hacer comparables nuestros resultados con los de EMEP es necesario hacer algunas aclaraciones. Los datos recogidos por los países para EMEP cuantifican en cada celda los valores de las emisiones de barcos en tránsito nacional, mientras que las emisiones de los barcos en tránsito internacional se calculan de forma separada y no se atribuyen a los estados miembros; por ello EMEP no recoge los datos de emisión de los barcos en tránsito internacional que salen o entran en puertos gallegos. Por esto motivo si se resta esta fuente del inventario aquí elaborado (3.194 t NO<sub>x</sub>), el resultado obtenido para este apartado (59.021 t NO<sub>x</sub>) es más similar al establecido por EMEP (51.009 t).

Con respecto a las fuentes industriales, los principales focos emisores son las plantas térmicas y las de cogeneración que representan, respectivamente, el 24% y el 12% de todas las emisiones de NO<sub>x</sub> en Galicia. La suma de los

resultados de emisión por fuentes industriales y consumo de combustibles para fines comerciales y residenciales en nuestro inventario (54.880 t NO<sub>x</sub>) fue prácticamente igual a las emisiones equivalentes calculadas por EMEP (55.051 t NO<sub>x</sub>).

El resto de fuentes sólo representan el 10% de las emisiones. Los focos agrícolas (uso de fertilizantes nitrogenados y la quema de residuos agrícolas) suponen 2.315 t NO<sub>x</sub> (2% del total de emisiones), que es un valor ligeramente superior al calculado por EMEP, 1.487 t.

El programa EMEP sigue la clasificación de focos de emisión establecida en la última versión del Código de Nomenclatura Seleccionada para Contaminación Aérea (SNAP97) (European Environment Agency, 2006) que establece 11 secciones principales. La sección 11 (otras fuentes) es una especie de “cajón desastre” donde se incluyen aquellas actividades que no tienen cabida en ninguna de las otras secciones: fuentes naturales como volcanes o rayos, y fuentes relacionadas con la actividad humana como transformación de bosques y prados, o el abandono de terrenos agrícolas. Según las directrices de la EMEP, los países miembros deben también calcular las emisiones de estos focos, pero sólo las de las fuentes incluidas en las secciones 1-10 del SNAP97 se consideran para los protocolos de reducción de emisiones. Esta puede ser la razón por la que el valor de las emisiones producidas por las fuentes de la sección 11 en Galicia aparezca como cero en los datos de EMEP. En nuestro inventario, las emisiones de ese sector 11 se estimaron en 7.848 t NO<sub>x</sub>, siendo los suelos la principal fuente (74,5%).

De manera global y excluyendo tanto las emisiones de la sección 11 como las producidas por el tráfico marítimo internacional, las emisiones contabilizadas con nuestro inventario (116.216 t NO<sub>x</sub>) son similares, aunque ligeramente superiores, a las obtenidas con los datos de EMEP (107.547 t NO<sub>x</sub>).

Por último, si comparamos las emisiones antropogénicas con las naturales, estas últimas representan sólo el 5% del total. Para este cálculo se ha asumido que sólo el 1,1% de las emisiones de los fuegos se pueden atribuir a causas naturales (valor estimado para el NO de España por el Ministerio de Medio Ambiente (2008)).

### 4.3. Análisis de incertidumbre

Para estimar la incertidumbre en los casos en que la propia metodología de cálculo no la estableciese se ha seguido el mismo método explicado en el capítulo anterior. Al igual que en el caso del NH<sub>3</sub>, los valores de los parámetros geográficos y temporales tienen una escasa incidencia porque los datos utilizados son mayoritariamente de Galicia y del año de referencia (2001). Con respecto a la fiabilidad, todos los datos se sitúan en el nivel 2 ó 4 (de un total de 5) ya que son datos verificados parcialmente basados en hipótesis o que se basan en estimaciones cualificadas (criterio de expertos). Para determinar el parámetro “básico” se han utilizado los valores propuestos por Frischknecht y Jungbluth (2004) para las categorías establecidas por dichos autores (demanda de energía, infraestructuras, transporte, gestión de residuos, consumo de recursos y emisión de contaminantes al agua, aire y suelo), considerándose 1 en el resto de casos. Para las emisiones asociadas al transporte por carretera y a la industria este parámetro básico se ha considerado también 1 por la elevada precisión de las emisiones calculadas.

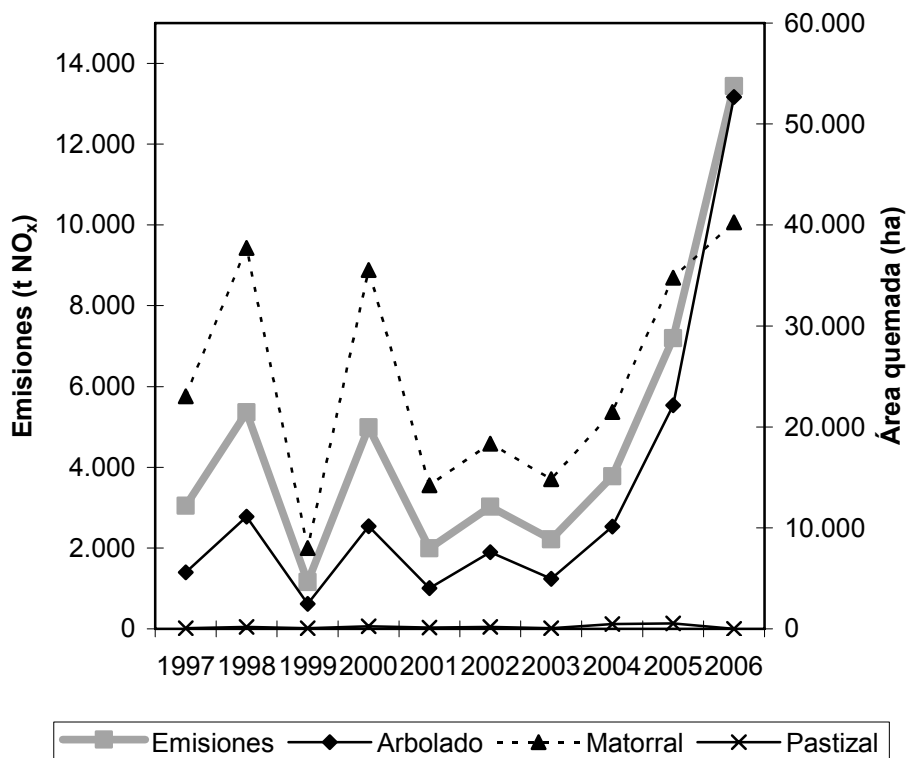
Si se analizan los resultados obtenidos se observa que las emisiones producidas por maquinaria y vehículos agrícolas, pesqueros y forestales tienen asociada una gran incertidumbre. Esto es debido al uso de un factor de emisión muy general que fue la única opción por la escasez de datos específicos con respecto al tipo, edad y potencia de las máquinas. De igual manera, la falta de datos específicos fue responsable de la importante incertidumbre asociada al tráfico marítimo y ferroviario. También dentro de las fuentes móviles, en el caso de las emisiones asociadas al tráfico rodado, la utilización del programa COPERT 4.5 ha permitido obtener unos valores de emisión con una incertidumbre menor. Esto es debido a la gran cantidad de datos específicos para Galicia que han sido utilizados (Figura 4.2) y que permiten un importante grado de precisión en el cálculo de estas emisiones.

Otra importante causa de incertidumbre es la asociada a las emisiones de los suelos y los incendios. Aunque en ambos casos se utilizaron las metodologías más detalladas disponibles (European Environment Agency, 2006), la incertidumbre está aquí asociada a las propias metodologías, requiriéndose en el futuro un mayor desarrollo de las mismas.



#### 4.4. Variabilidad de las emisiones asociadas a los incendios

De entre todas las fuentes analizadas para Galicia, destaca la variabilidad anual que caracteriza a los incendios (Figura 4.5), cuyas causas son variadas y difícilmente controlables: razones antrópicas (económicas, número de efectivos anti-incendios...) o características climáticas (temperatura, viento y humedad). Esta variación en el número de hectáreas quemadas hace que también varíen las emisiones de NO<sub>x</sub> asociadas (Figura 4.5).



**Figura 4.5.** Emisiones de NO<sub>x</sub> producidas por incendios (eje izquierdo) y áreas quemadas de arbolado, matorral y pastizal (eje derecho) en el periodo 1997-2006 (Ministerio de Medio Ambiente, 2008)

Así, la emisión media anual para el periodo 1997-2004 fue de 3.195±1.457 t NO<sub>x</sub>, siendo el valor para 2001 (año de referencia del inventario) uno de los más bajos para este periodo. La variación anual en estos años tiene poca influencia si se compara con el valor total de emisión, pero si se tienen en cuenta las emisiones de los años 2005 y 2006 en los que se produjeron gran cantidad de incendios

(7.195 y 13.434 t NO<sub>x</sub>, respectivamente), se observa un aumento del 4 y del 9% en el cómputo global de emisiones (considerando que el resto de fuentes se mantuviesen constantes desde el año 2001). Por lo tanto, se debe prestar especial atención a la variabilidad interanual en la generación de incendios a la hora de escoger el año de referencia para la realización de un inventario de emisiones de NO<sub>x</sub>, ya que el nivel de emisión puede variar de manera significativa de un año a otro.

## 5. Conclusiones

El procedimiento descrito en este capítulo para el cálculo de un inventario de NO<sub>x</sub> para una región ha sido aplicado con éxito a Galicia y podría ser igualmente empleado para la estimación de emisiones e incertidumbres en otras regiones. Las principales conclusiones obtenidas de la realización de este inventario fueron:

- Las fuentes móviles e industriales han sido identificadas como los principales focos de emisión, representando el 90% del total de emisiones de NO<sub>x</sub>. En el caso de la industria, las centrales térmicas y de cogeneración son los principales focos, con un peso del 24% y el 12%, respectivamente. El transporte por carretera es responsable del 33% de las emisiones, principalmente debido a los turismos, camiones y autobuses.

- Las fuentes agrícolas (uso de fertilizantes y quema de residuos agrícolas) y las emisiones de los suelos e incendios son focos menores de emisión (2%, 1,6% y 5%, respectivamente).

- Cuando se comparan emisiones antropogénicas con emisiones naturales, las primeras dominan claramente siendo responsables del 95% del total.

- Las fuentes móviles son los principales focos de incertidumbre, especialmente en el caso de las emisiones provocadas por maquinaria para agricultura, pesca y sector forestal y por el transporte marítimo y ferroviario, debido fundamentalmente a la falta de datos específicos. En el caso de las emisiones asociadas a suelos e incendios, la ausencia de una metodología más específica es la causa de la alta incertidumbre.

- En las regiones que se ven especialmente afectadas por incendios, como es el caso de Galicia, se debe prestar especial atención a la variabilidad interanual

de este fenómeno a la hora de escoger el año de referencia puesto que su contribución puede alterar significativamente el total de emisiones de  $\text{NO}_x$ .

## 6. Referencias

- André, M., U. Hammarström y I. Reynaud (1999). Driving statistics for the assessment of pollutant emission from road transport. INRETS Report LTE 9906. París, Francia.
- Bello, P., G. Grueiro, F. Macías, D. Rodríguez, R. Rodríguez, L. Rodríguez y Y. Romero (2004). Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero en Galicia [En Gallego]. Colección técnica de Medio Ambiente. Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://www.siam-cma.org/publicacions/doc.asp?id=344>.
- Bobbink, R., D. Boxman, E. Fremstad, G. Heil, A. Houdijk y J. Roelofs (1992). Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: Critical Loads for Nitrogen (Nordic Council of Ministers). Copenhagen, Dinamarca.
- Camaleño, M. (2008). Inventario de emisiones procedentes de los sectores primario y terciario en Castilla y León, 2002-2005. Propuestas de mejora de la calidad ambiental. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Universidad de Valladolid, España.
- Casares, J.J., R. Rodríguez, P. Maceira, J.A. Souto, S. Ramos, M.A. Costoya, A. Sáez y J.M. Vellón (2005). Inventario, análisis y proyección de las emisiones atmosféricas industriales en Galicia. Universidade de Santiago de Compostela. Servicio de Publicacións e Intercambio Científico. Santiago de Compostela, España.
- Consellería de Medio Ambiente (2008). <http://medioambiente.xunta.es/> [En Gallego]. Febrero 2008.
- Consellería de Medio Ambiente (2002). Anuario climatolóxico de Galicia 2001 [En Gallego]. Centro de Desenvolvemento Sostible. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://www.meteogalicia.es/galego/observacion/informesclima/anuarios/anuario01.pdf>.
- Consellería do Medio Rural (2003a). Macromagnitudes agrarias 2001 [En Gallego]. Santiago de Compostela, España.
- Consellería do Medio Rural (2003b). Anuario de estadística agraria 2001 [En Gallego]. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://medio.rural.xunta.es/consellaria/estadisticas.php>.

- Crutzen, P.J., L.E. Heidt, J.P. Krasnec, W.H. Pollock y W. Seiler (1979). Biomass burning as a source of atmospheric gases CO, H<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, CH<sub>3</sub>C and COS. *Nature* **282**, 253-256.
- Christian, H.J., R.J. Blakeslee, D.J. Boccippio, W.L. Boeck, D.E. Buechler, K.T. Driscoll, S.J. Goodman, J.M. Hall, W.J. Koshak, D.M. Mach y M.F. Stewart (2003). Global frequency and distribution of lightning as observed from space by the Optical Transient Detector. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* **108**(1), 1-15.
- Dirección General de Tráfico (2002). Anuario general estadístico 2001. Madrid, España.
- EMEP (2008). [www.emep.int](http://www.emep.int). Febrero 2008.
- European Environment Agency (2006). EMEP/CORINAIR emission inventory guidebook - 3<sup>rd</sup> edition. Technical report nº 30. Copenhagen, Dinamarca.
- European Environment Agency (2005). ETC-ACC: Air emissions spreadsheet for indicators 2004. Copenhagen, Dinamarca.
- European Environment Agency (2003). Europe's environment: the third assessment. Copenhagen, Dinamarca. Disponible en: [http://reports.eea.europa.eu/environmental\\_assessment\\_report\\_2003\\_10/en](http://reports.eea.europa.eu/environmental_assessment_report_2003_10/en).
- European Environment Agency (2002). Annual European Community CLRTAP emission inventory 1990-2000. Final Report. Copenhagen, Dinamarca.
- European Environment Agency (2001). Analysis and mapping of soil problem areas (Hot spots). Final Report. Copenhagen, Dinamarca.
- Frischknecht, R. y N. Jungbluth (2004). Overview and methodology. Ecoinvent Database v. 1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Suiza.
- Fuglestvedt, J., T. Berntsen, G. Myhre, K. Rypdal y R. B. Skeie (2008). Climate forcing from the transport sectors. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **108**(2), 454-458.
- Galloway, J.N. (1995). Acid deposition: Perspectives in time and space. *Water, Air, and Soil Pollution* **85**, 15-24.
- Instituto Galego de Estatística (2008). [www.ige.eu](http://www.ige.eu) [En Gallego]. Febrero 2008.
- Instituto Nacional de Estadística (2008). [www.ine.es](http://www.ine.es). Febrero 2008.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (1996). Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Reference manual. Ginebra, Suiza.
- Lee, D.S. y G.J. Dollar (1994). Uncertainties in current estimates of emissions of ammonia in the United Kingdom. *Environmental Pollution* **86**, 267-277.

- López, J.M., L.J. Sánchez y V. Meneu (2005). Impactos sobre el sector energético. En: Moreno, J.M. (ed.). Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente (2008). <http://www.incendiosforestales.org/estadisticas.asp>. Febrero 2008.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España. Años 1990-2005. Madrid, España.
- Nemecek, T., A. Heil, O. Huguenin, S. Meier, S. Erzinger, S. Blaser, D. Dux y A. Zimmermann (2004). Report n° 15: Life cycle inventories of agricultural production systems. Ecoinvent Database v. 1.1. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Zurich, Suiza.
- Novak, J. y T. Pierce (1993). Natural emissions of oxidant precursors. *Water, Air, and Soil Pollution* **67**, 57-77.
- Rodríguez, L. y F. Macías (2006). Eutrophication trends in forest soils in Galicia (NW Spain) caused by the atmospheric deposition of nitrogen compounds. *Chemosphere* **63**, 1598-1609
- Sisterson, D.L. y Y.P. Liaw (1990). An evaluation of lightning and corona discharge on thunderstorm air and precipitation chemistry. *Journal of Atmospheric Chemistry* **10**(1), 83-96.
- Sutton, M., C.E.R. Pitcairn y D. Fowler (1993). The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities. *Advances in Ecological Research* **24**, 301-393.
- UNECE (1997). Procedures for estimating and reporting emission data under the convention on long-range transboundary air pollution. Steering Body to the Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP). Twenty-first session. Ginebra, Suiza.
- Ward, D.E. y C.C. Hardy (1991). Smoke emissions from wildland fires. *Environment International* **17**, 117-134.
- Williams, E., A. Guenther y F. Fehsenfeld (1992). An inventory of nitric oxide emissions from soils in the United States. *Journal of Geophysical Research* **97**, 7511-7519.
- Yokelson, R.J., R.A. Susott, R.E. Babbitt, W.M. Hao y R.E. Ward (1997). Trace gas emissions from specific biomass fire-types. START Synthesis Workshop on Greenhouse Gas Emission, Aerosols and Land Use and Cover Change in Southeast Asia, 15-18 de Noviembre. Taipei, Taiwan.

**Anexo A. Factores de incertidumbre del inventario de NO<sub>x</sub>**

*Tabla A1. Factores de incertidumbre calculados*

	A.	B.	C.	D. <sup>a</sup>	$E = \exp^{\sqrt{[\ln(A)]^2 + [\ln(B)]^2 + [\ln(C)]^2 + [\ln(D)]^2}}$
<b>Emisiones asociadas a la industria</b>					
Emisión de NO <sub>x</sub>	1,05	1	1	1	1,05
<b>Emisiones asociadas a fuentes móviles</b>					
NO <sub>x</sub> vehíc. carretera	1,2	1	1	1	1,20
Número de tractores	1,05	1	1	1	1,05
kg de fuel/tractor año	1,2	1	1,02	1,05	1,21
Factor NO <sub>x</sub> tractores	1,2	1	1,02	1,5	1,56
t gasóleo /ferroc. año	1,2	1	1	1,05	1,21
Factor NO <sub>x</sub> (ferroc.)	1,2	1,03	1,02	1,5	1,56
t gasóleo marítimo	1,2	1	1	1,05	1,21
t gasóleo otras fuentes	1,2	1	1	1,05	1,21
Fac. NO <sub>x</sub> (otras fuent.)	1,2	1,03	1,10	1,5	1,58
<b>Emisiones asociadas al consumo de combustible para usos residenciales</b>					
Población gallega	1,05	1	1	1	1,05
Población española	1,05	1	1	1	1,05
Consumo de carbón	1,2	1	1,01	1,05	1,21
Consu. biomasa, gas...	1,2	1	1	1,05	1,21
<b>Emisiones asociadas a la quema de residuos agrícolas</b>					
Emisión de N <sub>2</sub> O	1,2	1,03	1,10	1,5	1,58
<b>Emisiones asociadas a la utilización agrícola de fertilizantes</b>					
Factor emisión N-NO	1,2	1,03	1,02	1,4	1,47

Leyenda: A = Fiabilidad; B = Temporalidad; C = Geografía; D = Básico; E = resultado

Nota: <sup>a</sup> Para cálculos que no se encuentran dentro de las categorías definidas por Frischknecht y Jungbluth (2004) (demanda de energía, infraestructuras, transporte, gestión de residuos, consumo de recursos y emisión de contaminantes al agua, aire y suelo) se considera que el valor del factor básico es 1. Para las emisiones asociadas al transporte por carretera y a la industria también se considera 1 por la elevada precisión de las emisiones calculadas.

**Tabla A2.** Factores de incertidumbre propuestos por las diferentes metodologías

	<i>Valor</i>	<i>Referencia</i>
<b>Emisiones asociadas a fuentes móviles</b>		
Factor (tráfico marít.)	57-87	European Environment Agency (2006)
NO <sub>x</sub> (ciclos AE)	± 10%	European Environment Agency (2006)
NO <sub>x</sub> (crucero)	± 40%	European Environment Agency (2006)
<b>Emisiones asociadas al consumo de combustible para usos residenciales</b>		
Factor combustibles	± 60%	European Environment Agency (2006)
<b>Emisiones por incendios</b>		
Emisiones de NO <sub>x</sub>	3	European Environment Agency (2006)
<b>Emisiones asociadas a la quema de residuos agrícolas</b>		
Factor de N <sub>2</sub> O	0,008-0,014	Intergobern. Panel on Climate Change (1996)
Factor de NO <sub>x</sub>	0,308-0,486	Intergobern, Panel on Climate Change (1996)
<b>Emisiones asociadas a la utilización agrícola de fertilizantes</b>		
Cantidad de fertiliz.	± 10%	European Environment Agency, (2006)
<b>Emisiones asociadas a rayos</b>		
Emisión de NO <sub>x</sub>	3	European Environment Agency (2006)
<b>Emisiones producidas por el suelo</b>		
Emisión de NO <sub>x</sub>	3	European Environment Agency (2006)

## Capítulo 5

# Factores de caracterización para eutrofización terrestre en Galicia<sup>1</sup>

### Resumen

En la parte inicial de este capítulo se presenta la metodología que permite el cálculo, a nivel regional, de los factores de caracterización de NO<sub>x</sub> y NH<sub>x</sub> y del valor de normalización en la categoría de eutrofización terrestre. Esta metodología utiliza el exceso acumulado como indicador de categoría, usándose los valores de emisión, deposición y carga crítica regionales para el cálculo de dichos factores de caracterización.

Se describe a continuación la recogida de datos necesarios y el cálculo propiamente dicho de los factores de caracterización y del valor de normalización para el caso concreto de Galicia, que ha sido escogida como área de estudio puesto que en esta región la eutrofización terrestre ha sido identificada como la mayor amenaza para la sostenibilidad de los ecosistemas terrestres (Rodríguez y Macías, 2006). Los resultados calculados se han comparado con los disponibles en la bibliografía (a nivel nacional), siendo los valores aquí obtenidos significativamente menores, lo que demuestra la importancia de calcular factores a nivel regional. Por otro lado, se ha demostrado que el exceso acumulado es un buen indicador, ya que permite obtener factores de caracterización estables y errores de caracterización despreciables cuando evaluamos variaciones menores en las emisiones (< 100 t), que son las que se producen habitualmente en el ACV.

Se cierra este capítulo con un análisis de las principales incertidumbres asociadas a los cálculos, proponiéndose posibles acciones para disminuirlas.

---

<sup>1</sup> Gallego, A., L. Rodríguez, A. Hospido, M. T. Moreira y G. Feijoo (2008). Estimation of characterization factors for terrestrial eutrophication at regional scale in Galicia (NW Spain). *International Journal of LCA*. Enviado.



## Índice

<b>Nomenclatura</b>	<b>5-3</b>
<b>1. Introducción</b>	<b>5-4</b>
<b>2. Área de estudio</b>	<b>5-5</b>
<b>3. Metodología</b>	<b>5-6</b>
<b>4. Recogida de datos</b>	<b>5-9</b>
4.1. Deposición de compuestos nitrogenados	5-10
4.2. Sensibilidad de los ecosistemas terrestres a la eutrofización	5-13
4.3. Exceso de nitrógeno depositado	5-14
<b>5. Resultados</b>	<b>5-15</b>
5.1. Factores de caracterización	5-15
5.2. Comparación con otros factores de caracterización	5-19
5.3. Valor de normalización	5-20
5.4. Incertidumbre	5-20
<b>6. Conclusiones</b>	<b>5-22</b>
<b>7. Referencias</b>	<b>5-22</b>
<b>Anexo A: Relación entre emisiones y deposiciones en Galicia</b>	<b>5-27</b>

## Nomenclatura

EA	Exceso acumulado de nitrógeno por encima de la carga crítica por año (keq/año)
$A_i$	Área del ecosistema i (ha)
$Ex_i$	Exceso en el ecosistema i (keq/ha·año)
$CEA_p$	Factor de caracterización de eutrofización terrestre para el contaminante P ( $NO_x$ o $NH_x$ ) basado en el exceso acumulado (keq/t·año)
$EA^{X_P}$	Exceso acumulado total después de una variación X (%) en las emisiones del contaminante P ( $NO_x$ o $NH_x$ ) (keq/año)
$E_p$	Emisión anual del contaminante P ( $NO_x$ o $NH_x$ ) (t)
$E_{X_p}$	Emisión anual del contaminante P después de una variación X (%) (t)
$Err_{ab}$	Error absoluto de caracterización
$EA^{X_{NO_x}, X_{NH_x}}$	Exceso acumulado total después de una variación X (%) en las emisiones de los contaminantes $NO_x$ y $NH_x$ (keq/año)
$Err_{re}$	Error relativo de caracterización (%)
$CL(N_{nut})$	Carga crítica del nitrógeno depositado en un ecosistema (keq/año)
$N_i$	Cantidad de N retenido por el ecosistema mediante inmovilización (keq/año)
$N_u$	Cantidad de N retenido por el ecosistema mediante consumo (keq/año)
$N_{de}$	Cantidad de N emitido por el ecosistema mediante desnitrificación (keq/año)
$N_{le(crit)}$	Cantidad de N emitido por el ecosistema mediante lixiviación (keq/año)

### 1. Introducción

Tal y como se presentó en el capítulo 2, el ACV ha sido considerado habitualmente como una herramienta independiente del tiempo y del espacio; por tanto normalmente no se tenían en consideración dónde y cuándo se producían las emisiones (Potting, 2000; Udo de Haes, 1996). Desde final de los años 90, diversos autores han demostrado que la localización puede tener una gran influencia en categorías que miden la acidificación, la eutrofización (acuática y terrestre) el “smog” fotoquímico o la toxicidad (por ejemplo, van Zelm *et al.*, 2007; Norris *et al.*, 2003). Concretamente en el caso de la eutrofización terrestre se han propuesto factores de caracterización específicos para países basándose en diferentes modelos (Ecosense, Rains) o en matrices emisor-receptor desarrolladas a partir del modelo lagrangiano desarrollado por EMEP (Seppälä *et al.*, 2006; Potting *et al.*, 2005; Krewitt *et al.*, 2001; Huijbregts *et al.*, 2000). No obstante, una de las principales limitaciones es que en todos estos casos los datos que usan son a nivel nacional, haciendo imposible una definición más profunda y detallada que es deseable principalmente en países extensos donde los factores de caracterización pueden variar de una región a otra. Por ejemplo, Potting *et al.* (2001), en base a estudios en Europa, sugieren que una resolución adecuada para factores de caracterización que dependen de la localización en el caso de categorías de impacto relacionadas con emisiones aéreas sería 25.000 km<sup>2</sup>, lo que justificaría el desarrollo de factores de caracterización para regiones como Galicia (29.574 km<sup>2</sup>). El problema es que el nivel de detalle<sup>1</sup> de información que se necesita para desarrollar factores de caracterización a nivel regional en los modelos es poco probable que vaya a estar disponible en un futuro cercano (Seppälä *et al.*, 2006); y por ello, la única forma a día de hoy de calcular estos factores es midiendo y calculando directamente emisiones, deposiciones y niveles de carga crítica a esa escala regional.

La eutrofización terrestre es un problema grave en Galicia, donde, en 2001, la deposición de nitrógeno aéreo fue superior a 15 kg N/ha en el 69,2% de los bosques gallegos y se superaron las cargas críticas en un 40% de los terrenos

---

<sup>1</sup> Se necesitarían matrices de transferencia de cuadrículas a cuadrículas de 50 km<sup>2</sup> en vez de las matrices país-cuadrícula que se usan actualmente.

forestales (Rodríguez y Macías, 2006). Estos autores identificaron los brezales atlánticos gallegos, zonas naturales protegidas, como los ecosistemas más vulnerables a esta contaminación. En este sentido, Cuesta *et al.* (2008) también detectaron cambios en la macrofauna de los brezales asociados a la entrada externa de nitrógeno en el ecosistema.

Teniendo en cuenta todos estos antecedentes, este capítulo describe la metodología y los cálculos que permiten la determinación de los factores de caracterización para  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$ , así como del valor de normalización para la categoría de eutrofización terrestre a nivel regional, utilizando Galicia como caso de estudio.

## 2. Área de estudio

Galicia está localizada climatológicamente entre los climas mediterráneo y atlántico, presentando un marcado carácter oceánico, que se traduce en una apreciable suavidad térmica, con ambientes húmedos y abundantes precipitaciones (Naranjo y Pérez, 2006). Según la clasificación agroecológica de la FAO, el clima de la región se define como templado subtropical con inviernos húmedos (Martínez, 1987). La precipitación anual es de, aproximadamente, 1.180 mm, pero se produce un gradiente de precipitación oeste-este, con casi 2.000 mm en las costas del oeste, y valores de 700 mm en la zona sureste (Consellería de Medio Ambiente, 2008). La precipitación se encuentra bien distribuida durante todo el año, con un máximo en otoño (407 mm) y un mínimo en verano (156 mm). La media anual de temperatura se sitúa en 13,3°C variando de 8,5°C en invierno a 19°C en el verano (Martínez y Pérez, 1999). También hay un gradiente entre las zonas más calurosas de la costa (media anual de temperatura superior a 15°C) y las zonas interiores más frías del este de la región (temperatura media anual entre 6-8°C).

Las características de los suelos así como el tipo de vegetación forestal que se desarrolla en una región son factores claves para determinar las cargas críticas del nitrógeno depositado (ver sección 4.2 de este capítulo). Los suelos de Galicia son de poca o moderada profundidad, variando sus texturas entre arenosas (en el caso de los suelos desarrollados a partir de granito) y arcillosas (para suelos a partir de esquistos y pizarras) (Rodríguez y Macías, 2006). Estos suelos se

caracterizan por su baja fertilidad, su alta acidez ( $\text{pH} \approx 4,4$ ), una gran cantidad de aluminio intercambiable y por estar bien drenados (Macías y Calvo, 1992; Díaz y Gil, 1984; Bará y Toval, 1983; Guitián, 1982). En 2001<sup>2</sup>, aproximadamente el 64% del territorio gallego estaba considerado terreno forestal (Consellería do Medio Rural, 2003), destacando en extensión los bosques formados por pinares (404.579 ha de *Pinus pinaster* y *Pinus radiata*, principalmente), por caducifolias (346.271 ha de *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*, principalmente) y *Eucalyptus globulus* (320.796 ha). El tipo de especie presente es importante ya que, por ejemplo, los bosques naturales o seminaturales (*Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*) presentan una productividad más baja (y por tanto una menor capacidad de consumo de nitrógeno) que los bosques de especies introducidas (*Pinus pinaster*, *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*) (Álvarez *et al.*, 2004). Dentro de una misma especie, la productividad está influida por las condiciones climáticas, características del suelo y por el tipo de manejo de los bosques, habiéndose observado en Galicia la máxima productividad en los *Eucalyptus globulus* cercanos al litoral (Rodríguez y Macías, 2006).

### 3. Metodología

El concepto de carga crítica es un elemento fundamental para determinar la sensibilidad de los ecosistemas forestales a la deposición de contaminantes atmosféricos. En el caso de la eutrofización, la carga crítica para el nitrógeno se define como “el máximo nivel de deposición de compuestos nitrogenados por debajo del cual no ocurren efectos dañinos en la estructura y funciones de los ecosistemas, de acuerdo al conocimiento actual” (Nilsson y Grennfelt, 1988). De esta definición se desprende que la carga crítica es un valor umbral: si se excede el valor, ocurre eutrofización, mientras que si no se supera, el ecosistema no se ve afectado.

Dentro de las metodologías de ACV, existen tres aproximaciones posibles para aquellas categorías de impacto sujetas a valores umbral (Potting, 2000):

- “Menos es mejor”: Independientemente de los valores de carga crítica, las emisiones son consideradas siempre dañinas. Una de las principales desventajas

---

<sup>2</sup> Año de referencia seleccionado para el cálculo de los factores de caracterización regionales.

de esta aproximación es que el impacto producido por el incremento de deposiciones en los ecosistemas expuestos cerca de los valores de carga crítica es considerado tan importante como el impacto producido por el mismo incremento en ecosistemas que se encuentran muy por encima (y por tanto difíciles de recuperar) o muy por debajo (y por tanto apenas en riesgo) de los niveles de carga crítica.

- “Sólo alrededor del umbral”: Los factores de caracterización se basan en la extensión de los ecosistemas en que se supera la carga crítica y que por tanto se convierten en zonas desprotegidas debido al exceso de emisión. El indicador de categoría sería así la extensión de área desprotegida causada por la cantidad de sustancia emitida ( $\text{m}^2/\text{kg}$  de emisión). Esta aproximación corrige la desventaja citada anteriormente al dar prioridad a ecosistemas expuestos alrededor de su carga crítica frente a ecosistemas expuestos muy por encima o muy por debajo de esta carga. Sin embargo es criticada por tener factores de caracterización inestables que dependen mucho del porcentaje de variación de emisiones, especialmente cuando estas variaciones son pequeñas (como ocurre normalmente en el ACV) (Seppälä *et al.*, 2006; Hettelingh *et al.*, 2005; Heijungs y Huijbregts, 1999); y además no refleja el beneficio ambiental de la reducción de emisiones cuando las deposiciones son ampliamente superiores a la carga crítica (Seppälä *et al.*, 2006).

- “Sólo por encima del umbral”: Esta aproximación sólo considera el impacto provocado por aquellas emisiones que producen un incremento de la exposición en ecosistemas donde los valores de carga crítica ya se han superado, considerándose que no se produce impacto en el resto de escenarios. Esta aproximación se presenta como más realista que la primera aproximación (“menos es mejor”), considerada demasiado proteccionista, y además permite obtener factores estables con variaciones pequeñas en las emisiones, que es el principal inconveniente de la segunda opción (“sólo alrededor del umbral”). Sin embargo, una de las principales críticas a esta tercera aproximación es que se puede estar ignorando igualmente un ecosistema expuesto muy por debajo de su carga crítica (y que por tanto está lejos de estar en peligro) y un ecosistema que está justo por debajo de su carga crítica (y por tanto en peligro de exceder su carga crítica sólo con un pequeño aumento en la deposición). Otra desventaja de esta aproximación es que puede caracterizar como igual de vulnerables

ecosistemas que están expuestos muy por encima o sólo justo por encima de su carga crítica.

La metodología aplicada en este capítulo, basada en la tercera opción, toma como punto de partida el método desarrollado por Seppälä *et al.* (2006), que usa el exceso acumulado (EA) como indicador de categoría. La ventaja más importante de este indicador es que permite evaluar cómo varía el impacto cuando cambia la cantidad de deposiciones que superan la carga crítica (Seppälä *et al.*, 2006) y corrige, por tanto, una de las desventajas de las metodologías basadas en la aproximación “sólo por encima del umbral”. En nuestro caso concreto, el exceso (Ex) se define como la cantidad de nitrógeno depositado por encima de la carga crítica y EA se calcula mediante la ecuación (Seppälä *et al.*, 2006):

$$EA = \sum_{i=1}^n A_i \cdot Ex_i \quad (1)$$

donde  $A_i$  es el área del ecosistema  $i$  (ha),  $Ex_i$  es el exceso en el ecosistema  $i$  (keq/ha·año) y  $n$  es el número de ecosistemas dentro del área de interés.

Para obtener el EA de una región es necesario calcular la deposición conjunta de compuestos nitrogenados ( $NO_x$  como  $NO_2$  y  $NH_x$  como  $NH_3$ ) y combinarla con las cargas críticas de los ecosistemas presentes. Esta deposición conjunta representa exactamente lo que ocurre en la naturaleza y lo que a partir de ahora se denominará “modelo exacto”. Sin embargo, en la fase de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) se requieren factores de caracterización independientes (uno para  $NO_x$  y otro para  $NH_x$ ) y por tanto este “modelo exacto” ha de ser sustituido por un “modelo aditivo” (Seppälä *et al.*, 2006), que permite el cálculo de factores de caracterización regionales para eutrofización terrestre basados en EA ( $CEA_p$ ) para cada contaminante  $P$  ( $NO_x$  o  $NH_x$ ) de forma independiente mediante la siguiente ecuación:

$$CEA_p = \frac{\Delta EA^{X-P}}{\Delta E_{X-P}} = \frac{EA - EA^{X-P}}{E_p - E_{X-P}} \quad (2)$$

donde EA es el exceso acumulado total por año (keq/año),  $EA^{X-P}$  es el EA total después de una variación  $X$  (%) en las emisiones del contaminante  $P$ ,  $E_p$  es la emisión anual del contaminante  $P$  (t/año) y  $E_{X-P}$  la emisión de  $P$  después de la variación  $X$ .

La validez de estos factores de caracterización debe comprobarse con la ayuda del error de caracterización (Seppälä *et al.*, 2006), que describe las diferencias entre los resultados calculados con el modelo exacto y con el modelo aditivo. Un error igual a cero indicará que los contaminantes NO<sub>x</sub> y NH<sub>x</sub> son independientes el uno del otro, y por tanto, la asunción de no interdependencia entre NO<sub>x</sub> y NH<sub>x</sub> es correcta. Además, el error de caracterización permite evaluar cómo describe el modelo de caracterización las situaciones de reducción conjunta, requerimiento necesario en las aplicaciones del ACV que consideran al menos dos compuestos eutrofizantes. El error absoluto de caracterización (Err<sub>ab</sub>) se obtiene utilizando la siguiente ecuación:

$$Err_{ab} = EA - EA^{X-NO_x, X-NH_x} - CEA_{NO_x} \cdot \Delta E_{NO_x} - CEA_{NH_x} \cdot \Delta E_{NH_x} \quad (3)$$

donde EA<sup>X-NO<sub>x</sub>, X-NH<sub>x</sub></sup> es el EA total en la región de interés después de la variación X en las emisiones de NO<sub>x</sub> y NH<sub>x</sub> en el año de referencia. El término EA - EA<sup>X-NO<sub>x</sub>, X-NH<sub>x</sub></sup> representa los resultados del modelo exacto mientras que los otros dos términos de la ecuación representan los del modelo aditivo.

Combinando las ecuaciones 2 y 3, se obtiene:

$$\begin{aligned} Err_{ab} &= EA - EA^{X-NO_x, X-NH_x} - \Delta EA^{X-NO_x} - \Delta EA^{X-NH_x} = \\ &EA - EA^{X-NO_x, X-NH_x} - (EA - EA^{X-NO_x}) - (EA - EA^{X-NH_x}) \\ Err_{ab} &= EA^{X-NO_x} + EA^{X-NH_x} - EA^{X-NO_x, X-NH_x} - EA \quad (4) \end{aligned}$$

El error relativo o porcentual se puede calcular dividiendo el error absoluto por el resultado del modelo exacto:

$$Err_{re} = \frac{Err_{ab}}{(EA - EA^{X-NO_x, X-NH_x})} \cdot 100 \quad (5)$$

#### 4. Recogida de datos

Los valores de EA se calculan a partir de los niveles de deposición y los valores de carga crítica correspondientes. Será necesario además recoger datos de emisiones totales de los compuestos eutrofizantes para, junto con los valores calculados de EA, obtener los factores de caracterización.



Seppälä *et al.* (2006) estimaron la deposición de  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$  usando matrices emisor-receptor derivadas del modelo lagrangiano de transporte de contaminantes aéreos de largo recorrido desarrollado por EMEP para cuadrículas de  $150 \text{ km}^2$  en Europa. Como ya se mencionó anteriormente, una de las principales desventajas es que sólo se dispone de matrices de transferencia país-cuadrícula y por tanto, sólo se pueden calcular factores de caracterización a nivel de país sin poder diferenciar a menor escala. Los mismos autores recomendaron el cálculo de factores de caracterización más específicos para regiones que formen parte de países de gran extensión. Para evitar estas limitaciones, en el caso de Galicia se han utilizado valores de deposición reales de  $\text{NH}_x$  y  $\text{NO}_x$  que han sido combinados con los datos de carga crítica para obtener los valores de EA para Galicia (consultar secciones 4.1, 4.2 y 4.3).

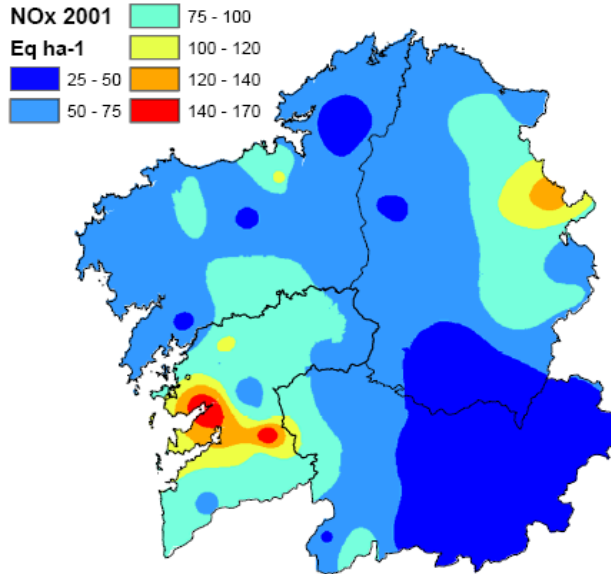
Los valores totales anuales de emisión de  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$ , en 2001, que son fundamentales para el cálculo de factores de caracterización como se puede observar en la ecuación 2, se han estimado en 127.258 y 70.102 toneladas respectivamente (ver capítulos 3 y 4).

### 4.1. Deposición de compuestos nitrogenados

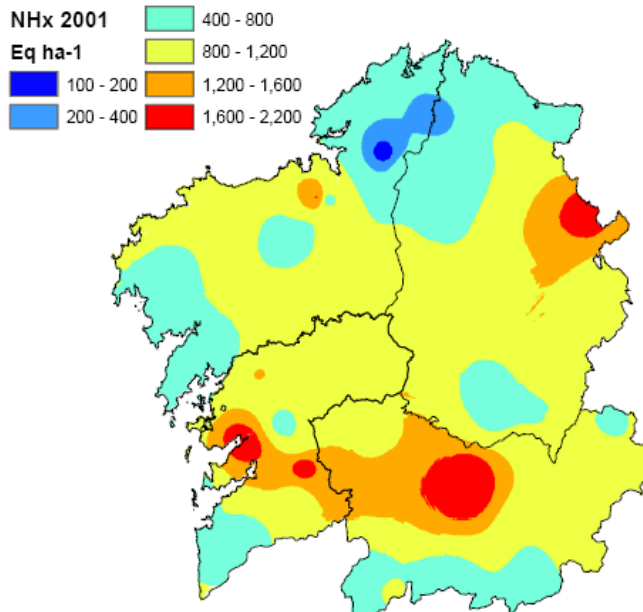
Los niveles de deposición de compuestos nitrogenados se calcularon a partir de los datos de lluvia recogidos en 23 estaciones de medida pertenecientes a la red gallega de control de contaminantes atmosféricos (17 estaciones) y a las centrales térmicas de As Pontes (3 estaciones) y Meirama (3 estaciones) (Rodríguez y Macías, 2006). Estos autores usaron las concentraciones medias mensuales de  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$  (eq/L) para crear 12 mapas de todo el territorio mediante “kriging”<sup>3</sup> ordinario (Macías *et al.*, 2003). Los datos de estos mapas se multiplicaron por la cantidad de precipitación acumulada ( $\text{L}/\text{m}^2$ ) para calcular la deposición mensual de estos compuestos en  $\text{eq}/\text{m}^2$ . Posteriormente, se sumaron para obtener la deposición anual de  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$  (Figura 5.1 y Figura 5.2, respectivamente), así como la deposición total de N (Figura 5.3) sumando los valores individuales de deposición de N- $\text{NO}_x$  y N- $\text{NH}_x$ .

---

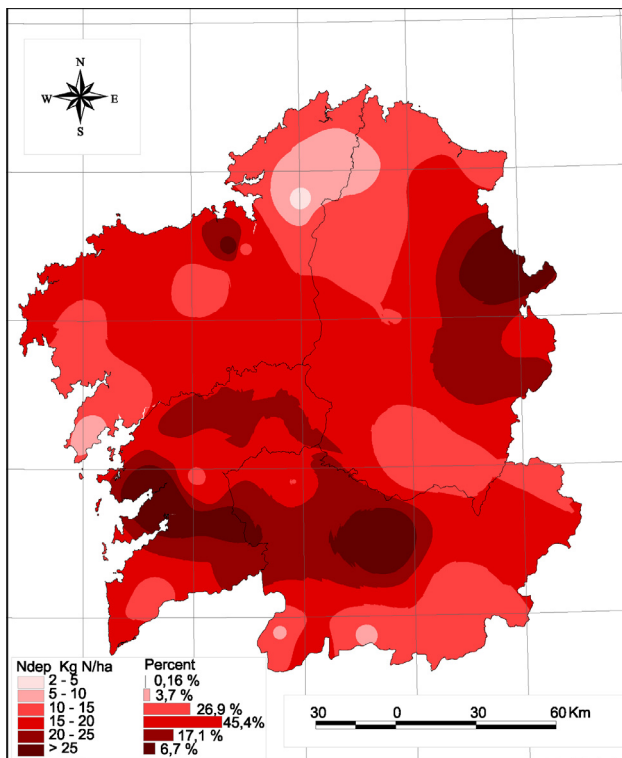
<sup>3</sup> Método geoestadístico de estimación de puntos que calcula los pesos que se darán a cada punto a partir de ciertas referencias. Esta técnica de interpolación se basa en la premisa de que la variación espacial continúa siempre con el mismo patrón (Krige, 1951).



*Figura 5.1. Deposición anual (2001) de NO<sub>x</sub> en Galicia (adaptada de Macías et al., 2003)*



*Figura 5.2. Deposición anual (2001) de NH<sub>x</sub> en Galicia (adaptada de Macías et al., 2003)*



*Figura 5.3. Deposición anual (2001) de N en Galicia (adaptada de Rodríguez y Macías, 2006)*

Como las estaciones de medida sólo registran deposiciones húmedas, las deposiciones secas no pueden ser cuantificadas. Por tanto, se puede concluir que parte de las emisiones se depositarán en forma de deposición seca y esto puede causar una subestimación de los factores de caracterización. En este sentido, cabe puntualizar que los niveles de precipitación en Galicia son altos (especialmente en 2001 cuando las precipitaciones fueron un 34% más altas que la media del periodo 2002-2007 (Consellería de Medio Ambiente, 2008)) y que dichas precipitaciones está bien distribuidas a lo largo del año, y por tanto, la forma de deposición mayoritaria es la deposición húmeda (Rodríguez y Macías, 2006). Por otro lado, la estimación de la deposición seca es un proceso muy complejo, ya que depende del terreno, las condiciones atmosféricas y el tipo de ecosistemas. Normalmente hay un alto grado de incertidumbre asociado a dichas estimaciones (UNECE-CLRTAP, 2004), siendo mayor aún en áreas con una orografía compleja y ventosas como Galicia (donde hay instalados 3000 generadores eólicos). Sería necesaria una red de monitorización muy desarrollada para obtener

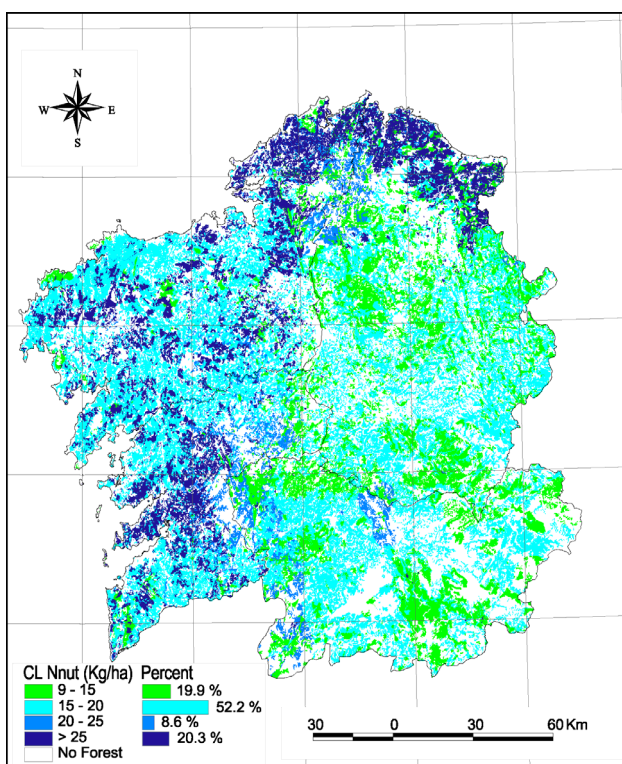
una estimación precisa de la deposición seca que, en este caso, no supondría grandes cambios en los resultados de los factores de caracterización.

#### 4.2. Sensibilidad de los ecosistemas terrestres a la eutrofización

Las cargas críticas de eutrofización (Figura 5.4) fueron calculadas por Rodríguez y Macías (2006) usando el método de Balance de Masa Simple (BMS) descrito por Posch *et al.* (1995):

$$CL(N_{nut}) = N_i + N_u + N_{de} + N_{le(crit)} \quad (6)$$

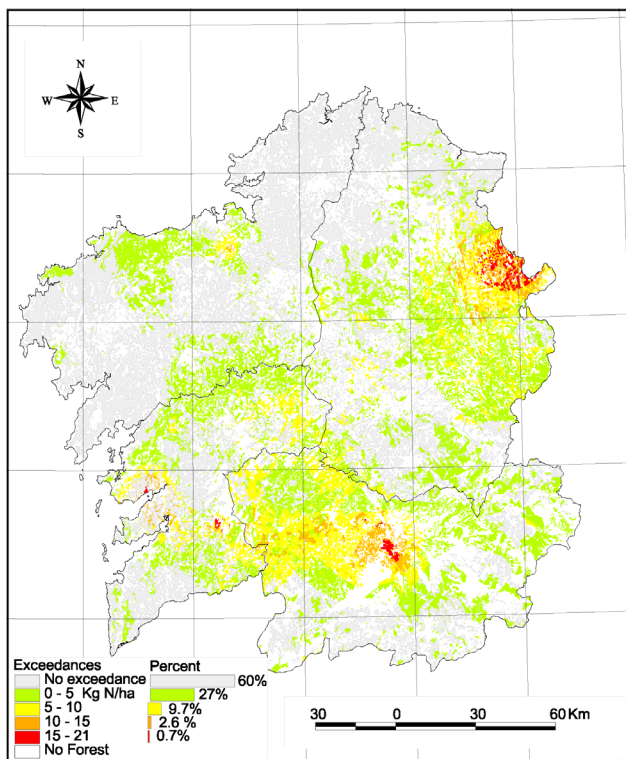
donde  $CL(N_{nut})$  es la carga crítica del nitrógeno depositado y  $N_i$ ,  $N_u$ ,  $N_{de}$  y  $N_{le(crit)}$  son las cantidades de N retenidas por cada tipo de ecosistema mediante inmovilización, consumo, desnitrificación y procesos de lixiviación, respectivamente. Rodríguez y Macías (2006) calcularon valores específicos de carga crítica para las distintas zonas forestales de Galicia (Figura 5.4), que suponen casi dos terceras partes de la región (Consellería do Medio Rural, 2003).



**Figura 5.4.** Cargas críticas para eutrofización terrestre en Galicia en 2001 (adaptada de Rodríguez y Macías, 2006)

### 4.3. Exceso de nitrógeno depositado

Rodríguez y Macías (2006) calcularon el exceso de N depositado por encima de los valores de carga crítica (Figura 5.5) como la diferencia entre el nitrógeno depositado en 2001 (Figura 5.3) y los valores de carga crítica de eutrofización (Figura 5.4). Este exceso se expresó en forma de unidades equivalentes (eq), siendo 1 eq equivalente a 1 mol de nitrógeno. Como puede verse en la Figura 5.5, el 40% de los suelos forestales de Galicia sufren riesgo de eutrofización, siendo el exceso de nitrógeno superior a 5 kg/ha en el 12% de la superficie afectada.



*Figura 5.5. Exceso de N en terrenos forestales Galicia en 2001 (adaptada de Rodríguez y Macías, 2006)*

## 5. Resultados

### 5.1. Factores de caracterización

Para calcular la cantidad total de EA para Galicia en 2001 se sumaron todos los excesos de N (Figura 5.5) y se obtuvo un valor de 20.123,92 keq/año. Como siguiente paso, de la misma manera, se calculó la variación de EA (en la ecuación 2,  $EA - EA^{X_{NOx}}$ ,  $EA - EA^{X_{NHx}}$ , respectivamente) cuando se producía una reducción<sup>4</sup> progresiva (expresada como X) de las emisiones de  $NO_x$  y  $NH_x$  ( $E_{X_{NOx}}$ ,  $E_{X_{NHx}}$ , respectivamente). Para estos cálculos se ha considerado Galicia (incluyendo las 200 primeras millas náuticas) como una “caja cerrada”<sup>5</sup> y se asume que en Galicia un porcentaje de reducción o incremento de las emisiones implica el mismo porcentaje de reducción o incremento de las deposiciones. Estos resultados permiten el cálculo, siguiendo la ecuación 2, de los factores de caracterización de  $NO_x$  y  $NH_x$  (Tabla 5.1).

Así, por ejemplo, para calcular el factor de caracterización para  $NH_x$  cuando se produce una reducción de 100 t en estas emisiones (0,14% del total, o en términos de la ecuación 2:  $\Delta E^{0,14_{NHx}} = 100$ ) se necesitarían los siguientes valores:

$$EA = 20.123,92 \text{ keq/año}$$

$$EA^{0,14_{NHx}} = 19.927,56 \text{ keq/año}$$

Sustituyendo estos valores en la ecuación 2, se obtiene el factor de caracterización:

$$CEA_{NH_x} = \frac{\Delta EA^{0,14_{NH_x}}}{\Delta E_{0,14_{NH_x}}} = \frac{EA - EA^{0,14_{NH_x}}}{E - E_{0,14_{NH_x}}} = \frac{20.123,92 - 19.927,56}{100} = 1,96 \text{ keq/t-año}$$

Siguiendo con el mismo ejemplo, se calculan a continuación los valores de error absoluto. En el caso del  $NO_x$ , una reducción de 100 t supone un variación de 0,08%. Para establecer el error absoluto se calcula el valor de la excedencia acumulada si se consideran estas reducciones conjuntamente ( $EA^{0,08_{NOx}, 0,14_{NHx}}$ ),

<sup>4</sup> Los factores de caracterización serán iguales para los mismos niveles de variación absolutos (ya sean reducciones o incrementos en las emisiones). En este capítulo se van a calcular mediante reducciones porque es el objetivo de los principales tratados internacionales como el Tratado Transnacional de Contaminantes Aéreos de Largo Recorrido (<http://www.unece.org/env/lrtap/welcome.html>).

<sup>5</sup> La justificación se incluye en el Anexo A.

cuando  $\text{NO}_x$  se reduce un 0,08% manteniéndose constante  $\text{NH}_x$  ( $EA^{0,08\_NOx}$ ) y cuando  $\text{NH}_x$  se reduce un 0,14% y  $\text{NO}_x$  se mantiene constante ( $EA^{0,14\_NHx}$ ).

$$EA^{0,08\_NOx, 0,14\_NHx} = 19.921,75 \text{ keq/año}$$

$$EA^{0,08\_NOx} = 20.117,92 \text{ keq/año}$$

$$EA^{0,14\_NHx} = 19.927,56 \text{ keq/año}$$

Aplicando estos valores en la ecuación 4 se obtiene el valor de error absoluto:

$$\begin{aligned} Err_{ab} &= EA^{0,08\_NOx} + EA^{0,14\_NHx} - EA^{0,08\_NOx, 0,14\_NHx} - EA = \\ &= 20.117,92 + 19.927,56 - 19.921,75 - 20.123,92 = -0,19 \text{ keq/año} \end{aligned}$$

Para obtener el valor del error relativo, es necesario calcular el resultado del modelo exacto ( $EA - EA^{0,08\_NOx, 0,14\_NHx}$ ):

$$EA - EA^{0,08\_NOx, 0,14\_NHx} = 202,17 \text{ keq/año}$$

Y sustituyendo en la ecuación 5, se obtiene el valor del error relativo:

$$Err_{re} = \frac{Err_{ab}}{EA - EA^{0,08\_NOx, 0,14\_NHx}} \cdot 100 = \frac{-0,19}{202,17} \cdot 100 = -0,09\%$$

Uno de las principales desventajas de los factores de caracterización calculados con EA (al igual que sucede con otros indicadores de categoría similares, como área desprotegida (AD)) es que no se mantienen estables cuando varía el nivel de emisión; sin embargo la ventaja de EA con respecto a los otros indicadores es que los factores de caracterización cambian suavemente cuando varía dicha emisión (Posch *et al.*, 2001). Esto se puede observar en la Tabla 5.1, donde los factores de caracterización se mantienen en valores muy similares cuando el valor de reducción de las emisiones se mantiene por debajo del 2% para el  $\text{NH}_x$  (1.402 t) y por debajo del 20% para el  $\text{NO}_x$  (25.452 t). A estos niveles de reducción los valores de los factores de caracterización son bastante estables y varían suavemente cuando aumentamos dichos niveles de reducción. Esto no ocurre con otros indicadores de categoría usados en el ACV, como es el caso de AD (Hauschild y Potting, 2005), donde los factores de caracterización son fuertemente dependientes del porcentaje de reducción, variando bruscamente, especialmente si estas reducciones son pequeñas (Seppälä *et al.*, 2006; Hettelingh *et al.*, 2005; Heijungs y Huijbregts, 1999).

**Tabla 5.1.** Factores y errores de caracterización para  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$  en Galicia con distintas variaciones en las emisiones

$\text{NH}_x$ (como $\text{NH}_3$ )			$\text{NO}_x$ (como $\text{NO}_2$ )			Error de caracterización			
Variación (%)	$\Delta E_{X, \text{NH}_x}$ (t)	$EA-EA_{X, \text{NH}_x}$ (keq/año)	$CEA_{\text{NH}_x}$ (keq/t · año)	Variación (%)	$\Delta E_{X, \text{NO}_x}$ (t)	$EA-EA_{X, \text{NO}_x}$ (keq/año)	$CEA_{\text{NO}_x}$ (keq/t · año)	Absoluto (keq/año) <sup>a</sup>	Relativo (%) <sup>a</sup>
0,014	1	1,96	1,96	0,008	1	0,074	0,074	-0,01	-0,05
0,14	100	196	1,96	0,08	100	7,4	0,074	-0,19	-0,09
0,25	175	342	1,95	0,25	318	23	0,074	-0,35	-0,1
0,5	351	680	1,94	0,5	636	47	0,074	-1,2	-0,17
0,75	526	1.015	1,93	0,75	954	70	0,074	-2,67	-0,25
1	701	1.345	1,92	1	1.273	94	0,074	-4,68	-0,33
2	1.402	2.624	1,87	2	2.545	187	0,074	-19,16	-0,69
3	2.103	3.838	1,82	3	3.818	280	0,073	-42,59	-1,05
4	2.804	4.990	1,78	4	5.090	372	0,073	-73,2	-1,38
5	3.505	6.085	1,74	5	6.363	465	0,073	-11,39	-1,75
6	4.206	7.122	1,69	6	7.636	556	0,073	-160,77	-2,14
7	4.907	8.100	1,65	7	8.908	648	0,073	-216,83	-2,54
8	5.608	9.020	1,61	8	10.181	739	0,073	-273,5	-2,88
9	6.309	9.892	1,57	9	11.453	830	0,072	-335,72	-3,23
10	7.010	10.713	1,53	10	12.726	920	0,072	-401,15	-3,57
20	14.020	16.317	1,17	20	25.452	1.366	0,071	-1.288	-7,63
30	21.031	19.146	0,91	30	38.178	2.229	0,069	-2.321	-11,92
40	28.041	20.115	0,72	40	50.904	3.054	0,068	-3.447	-17,13
50	35.051	20.124	0,57	50	63.630	4.227	0,066	-4.227	-21

<sup>a</sup> Datos negativos indican que el modelo aditivo produce mayores valores de indicador de categoría que el modelo exacto y viceversa.



Para simplificar la aplicación de la metodología se hace necesario proponer un factor de caracterización único para cada una de las sustancias que pueda ser utilizado por los usuarios del ACV, y en este sentido se han seleccionado los valores que corresponden a variaciones de menos de 100 toneladas:

$$CEA_{\text{NH}_x} = 1,96 \text{ keq/t NH}_x \cdot \text{año}$$

$$CEA_{\text{NO}_x} = 0,074 \text{ keq/t NO}_x \cdot \text{año}$$

Aunque la elección de variaciones de menos de 100 t pueda parecer arbitraria, está basada en el hecho de que por debajo de este valor (el cual es apropiado para aplicaciones del ACV), ambos factores de caracterización se mantienen estables. Cuando se utiliza el ACV, normalmente se trabaja con variaciones marginales con respecto al total de emisiones de una región, ya que se analizan las emisiones con respecto a la unidad funcional del producto (UF) y se expresan como kg de emisión por unidad funcional (Seppälä *et al.*, 2006; Udo de Haes *et al.*, 1999). Por ejemplo, un ACV de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas con UF = 1 habitante equivalente/año implica una emisión de 0,2 kg NH<sub>x</sub>/UF (Gallego *et al.*, 2008a). Sin embargo, y siguiendo el mismo argumento propuesto por Seppälä *et al.* (2006), los factores de caracterización para eutrofización terrestre no deben describir sólo el impacto producido por la UF sino que deben describir el impacto producido por toda la producción. Así, siguiendo con nuestro ejemplo y suponiendo que la capacidad de tratamiento de la planta sea de 10.000 habitantes equivalentes, la emisión total de NH<sub>x</sub> sería de 2 toneladas; por tanto nuestros factores de caracterización deben describir el impacto provocado por toda la producción (2 toneladas) y no sólo el producido por la UF (0,2 kg NH<sub>x</sub>/habitante equivalente·año). Este nivel de emisiones (como máximo de algunas toneladas) es el que normalmente se produce en los procesos, productos o servicios a los que se le aplica el ACV en Galicia y de hecho, hasta donde conocemos, ninguno de los ACV realizados en esta región han llegado a valores ni siquiera cercanos a las 100 toneladas de emisiones de NO<sub>x</sub> y NH<sub>x</sub> (sirvan de ejemplo los trabajos de Gallego *et al.* (2008a), Hospido *et al.* (2008), Hospido *et al.* (2005) o Hospido *et al.* (2003)). Por todo ello, se asume que los factores de caracterización considerando variaciones de emisiones inferiores a 100 toneladas son apropiados para ACVs en Galicia. No obstante, en los casos excepcionales en los que las emisiones anuales superen ese límite de 100 toneladas, los factores de caracterización varían de forma despreciable (menos del 5% para variaciones del 2% en las emisiones de NH<sub>x</sub> (1.402 toneladas) y del 20%

en el caso del NO<sub>x</sub> (25.452 toneladas)) y se pueden utilizar los valores propuestos sin gran margen de error. Para casos extremos en los que la variación de las emisiones en Galicia sea aún mayor, los usuarios del ACV pueden derivar los factores de caracterización adecuados por extrapolación de los resultados de la Tabla 5.1, siempre teniendo en cuenta que el error de caracterización será mayor. Por ejemplo, si en un sistema se producen emisiones de 38.178 toneladas de NO<sub>x</sub> (variación del 30%) el factor de caracterización que debería aplicarse sería 0,069 keq/t NO<sub>x</sub>·año.

## 5.2. Comparación con otros factores de caracterización

El cotejo de los resultados aquí obtenidos con otros disponibles en la bibliografía no es fácil porque, hasta donde conocemos, sólo Seppälä *et al.* (2006) han obtenido factores de caracterización para eutrofización terrestre usando EA como indicador de categoría. En la Tabla 5.2 se comparan ambas series de datos, pero se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Debido a la ausencia de factores de caracterización específicos para Galicia en el estudio de Seppälä *et al.* (2006), se han usado los valores de toda España.

- En ambos estudios el cálculo del indicador de categoría (EA) se ha realizado de diferente manera. En esta tesis se han usado datos de deposición húmeda reales mientras que Seppälä *et al.* (2006) obtuvieron sus valores a partir de matrices emisor-receptor derivadas del modelo lagrangiano de transporte de larga distancia de contaminantes aéreos de EMEP teniendo en cuenta en este caso también la deposición seca. Además, en este estudio se han utilizado valores de carga crítica específicamente calculados para Galicia mientras que Seppälä *et al.* (2006) utilizan los datos recogidos para España en el marco de la Convención de Contaminación Aérea Transfronteriza de Largo Recorrido de la Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas (Hettelingh *et al.*, 2004). Las emisiones en ambos casos fueron calculadas siguiendo la Guía de Inventarios de Emisiones de EMEP/CORINAIR (European Environment Agency, 2006).

- Se debe considerar un factor de escala porque este estudio se centra en una región pequeña (Galicia) mientras que Seppälä *et al.* (2006) utilizan datos obtenidos considerando toda Europa como área de interés.

- El factor temporal es probablemente poco importante debido a la proximidad de los años usados como referencia: 2001 y 2002.

Como se puede observar en la Tabla 5.2, los factores de caracterización de  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$  en Galicia son significativamente menores que los calculados para toda España. La interpretación de estos resultados es que al usar los factores de España en Galicia se están sobreestimando los daños ambientales asociados al aumento de emisiones eutrofizantes (o beneficios si se estuviese evaluando una reducción en las emisiones). Esta conclusión debe ser tomada con cautela; para cuantificar exactamente esta sobreestimación, se debe establecer una comparación detallada de ambos estudios para calcular el valor exacto de las incertidumbres asociadas con cada factor de caracterización, lo que no es posible con los datos disponibles actualmente. Los errores de caracterización son insignificantes en ambos estudios, indicando que en ambos casos, con variaciones inferiores a 100 toneladas de emisiones, los resultados del modelo aditivo son similares a los obtenidos con el modelo exacto.

**Tabla 5.2.** Factores y errores de caracterización para  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$  en España (Seppälä et al., 2006) y Galicia (1 y 100 t de reducción)

	Factores de caracteriz. (keq/ t · año)		Errores de caracterización (1 t)		Errores de caracterización (100 t)	
	$\text{NO}_x$	$\text{NH}_x$	Absoluto <sup>a</sup> (keq/año)	Relativo <sup>a</sup> (%)	Absoluto <sup>a</sup> (keq/año)	Relativo <sup>a</sup> (%)
España	0,877	3,43	0,03	0,00	-0,03	0,00
Galicia	0,074	1,96	-0,05	-0,01	-0,19	-0,09

<sup>a</sup> Datos negativos indican que el modelo aditivo produce mayores valores de indicador de categoría que el modelo exacto y viceversa.

### 5.3. Valor de normalización

Como se explicó en el capítulo 1, la normalización es un paso opcional en la EICV. Consiste en calcular la magnitud del indicador de categoría en una determinada situación de referencia, que se suele corresponder con una situación geográfica y temporal concreta (ISO, 2006). En esta tesis se ha tomado como valor de normalización el total de exceso acumulado en Galicia para las dos sustancias expresadas como equivalentes ( $\text{NH}_x$  y  $\text{NO}_x$ ) en 2001: 20.124 keq/año.

### 5.4. Incertidumbre

La gran cantidad de variables implicadas y el desconocimiento de intervalos de confianza para dichas variables dificultan el cálculo de valores de incertidumbre cuantitativos. En este caso se ha realizado un análisis cualitativo,

resaltando aquellos parámetros que se consideran que pueden producir una mayor incertidumbre y posibles soluciones para disminuirla.

La incertidumbre de los valores de carga crítica calculados está asociada principalmente a las simplificaciones asumidas al utilizar el método BMS y a la propia recogida de datos de campo (Gallego *et al.*, 2008b). Para disminuir esta incertidumbre sería necesario<sup>6</sup>:

- Incrementar el conocimiento sobre productividad de biomasa, capacidad de consumo de compuestos nitrogenados y distribución espacial de los distintos ecosistemas forestales gallegos.

- Obtener, mediante métodos empíricos, valores específicos de la tasa de desnitrificación ( $N_{de}$ ) y del valor crítico de N en los procesos de lixiviación ( $N_{le(crit)}$ ) para Galicia. Los valores usados han sido obtenidos para zonas de Europa que difieren climatológicamente de Galicia (Werner y Spranger, 1996; Posch *et al.*, 1993), lo que puede hacer que varíen ligeramente con respecto al valor que les correspondería a los suelos forestales gallegos.

En el caso de las deposiciones, se hace necesario incrementar el número de estaciones de muestreo para disminuir la incertidumbre asociada a las mismas. Dichas estaciones deben localizarse en las áreas que se encuentran más alejadas de las estaciones actuales para así mejorar la cobertura actual de las deposiciones.

Para las emisiones totales de  $NO_x$  y  $NH_x$ , las causas principales de la incertidumbre asociada y sus posibles soluciones ya han sido explicadas en las secciones correspondientes (ver apartados 5.3 del capítulo 3 y 4.3 del capítulo 4).

El asimilar Galicia a una “caja cerrada” también puede ser considerado como un factor de incertidumbre importante. La justificación de dicha asunción se recoge en el anexo A, pero aún debe ser comprobada empíricamente. Al aplicarse esta metodología a otras regiones deberá analizarse en cada caso cuál es el porcentaje de las emisiones que se deposita en la propia región y cuál en otras regiones.

---

<sup>6</sup> Luis Rodríguez Lado, European Commission, Directorate General JRC, Institute for Environment and Sustainability, comunicación personal, luis.rodriguez-lado@jrc.it, 23 de Octubre de 2007.

## 6. Conclusiones

Este capítulo describe una metodología basada en el empleo del exceso acumulado como indicador de categoría para obtener factores de caracterización a nivel regional para  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_x$  en la categoría de eutrofización terrestre, usando Galicia como caso de estudio. En este procedimiento se han usado datos medidos y estimados de emisión, deposición y carga crítica de los ecosistemas. Los factores obtenidos son significativamente menores que los que había disponibles hasta ahora, que eran para el conjunto de España, lo que demuestra la importancia de calcular factores a nivel regional.

Confirmando los resultados obtenidos por Seppälä *et al.* (2006), se ha demostrado que este procedimiento de cálculo es un método adecuado ya que permite obtener factores de caracterización estables y errores de caracterización despreciables con variaciones menores en las emisiones ( $< 100$  t), que son las que se barajan habitualmente en el ACV.

## 7. Referencias

- Álvarez, M.F., H. Lorenzo, J.R. Rodríguez y J. Picos (2004). Workflow to improve the forest management of *Eucalyptus globulus* stands affected by *Gonipterus scutellatus* in Galicia (Spain) using remote sensing and GIS. Remote Sensing 2004: SPIE 11<sup>th</sup> International Symposium, 13-17 de Septiembre. Maspalomas, España.
- Bará, S. y G. Toval (1983). Calidad de estación del *Pinus pinaster* Ait. en Galicia. I.N.I.A. Serie Recursos Naturales 24. M.A.P.A. Madrid, España.
- Beirle, S., U. Platt, M. Wenig y T. Wagner (2004). Highly resolved global distribution of tropospheric  $\text{NO}_2$  using GOME narrow swath mode data. *Atmospheric Chemistry and Physics* **4**, 1913-1924.
- Bunce, R.G.H., P.D. Carey, R. Elena-Rossello, J. Orr, J. Watkins y R. Fuller (2002). A comparison of different biogeographical classifications of Europe, Great Britain and Spain. *Journal of Environmental Management* **65**, 121-134.
- Casares, J. J., R. Rodríguez, P. Maceira, J. A. Souto, S. Ramos, M. A. Costoya, A. Sáez y J. M. Vellón (2005). Inventario, análisis y proyección de las emisiones atmosféricas industriales en Galicia. Universidade de Santiago de Compostela. Servizo de Publicacións e Intercambio Científico. Santiago de Compostela, España.

- Consellería de Medio Ambiente (2008). Anuarios climatolóxicos de Galicia [En Gallego]. Centro de Desenvolvemento Sostible. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://www.meteogalicia.es/galego/observacion/informesclima/informesclima.asp>
- Consellería de Medio Ambiente (2004). Plan de xestión de residuos urbáns de Galicia 2004-2010 [En Gallego]. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://www.siam-cma.org/publicacions/norma.asp?idn=39&lang=>.
- Consellería do Medio Rural (2003). Anuario de estatística agraria 2001 [En Gallego]. Santiago de Compostela, España. Disponible en: <http://mediorural.xunta.es/consellaria/estadisticas.php>.
- Cuesta, D., A. Taboada, L. Calvo y J.M. Salgado (2008). Short- and medium-term effects of experimental nitrogen fertilization on arthropods associated with *Calluna vulgaris* heathlands in north-west Spain. *Environmental Pollution* **152**, 394-402.
- EMEP (2008). [www.emep.int](http://www.emep.int). Febrero 2008.
- Empresa Nacional de Autopistas (2001). Movilidad, intermodalidad y demanda de transporte. La A-9 como factor de localización empresarial. Disponible en: [http://www.audasa.es/Pliegos/2Fase\\_OBECAUDE.doc](http://www.audasa.es/Pliegos/2Fase_OBECAUDE.doc).
- European Environment Agency (2006). EMEP/CORINAIR emission inventory guidebook - 3<sup>rd</sup> edition. Technical report n° 30. Copenhagen, Dinamarca.
- European Space Agency (2004). Global air pollution map produced by Envisat's SCIAMACHY. Disponible en: [http://www.esa.int/esaEO/SEM340NKPZD\\_index\\_0.html](http://www.esa.int/esaEO/SEM340NKPZD_index_0.html).
- Dragosits, U., M.R. Theobald, C.J. Placea, E. Lord, J. Webb, J. Hill, H.M. Simon y M. Sutton (2002). Ammonia emission, deposition and impact assessment at the field scale: a case study of sub-grid spatial variability. *Environmental Pollution* **117**(1), 147-158.
- Díaz, F. y F. Gil (1984). Capacidad productiva de los suelos de Galicia. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela, España.
- Gallego, A., A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008a). Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling* **52**(6): 931-940.
- Gallego, A., L. Rodríguez, A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008b). Estimation of characterization factors for terrestrial eutrophication at regional scale in Galicia (NW Spain). *International Journal of LCA*. Enviado.
- Guitián, F. (1982). Suelos de la provincia de Lugo. Instituto de Investigaciones

- Agrobiológicas de Galicia. Santiago de Compostela, España.
- Hauschild, M.Z. y J. Potting (2005). Spatial differentiation in life cycle impact assessment. The EDIP2003 methodology. Copenhagen, Dinamarca.
- Heijungs, R. y M.A.J. Huijbregts (1999). Threshold-based life cycle impact assessment and marginal change: Incompatible? CML-SSP Working paper 99.02. Leiden, Holanda.
- Hettelingh, J.P., M. Posch y J. Potting (2005). Country-dependent characterization factors for acidification in LCA. *International Journal of LCA* **10**(3), 177-183.
- Hettelingh, J.P., M. Posch y J. Slootweg (2004). Critical loads and dynamic modelling results. RIVM. Bilthoven, Holanda.
- Hospido, A., M.T. Moreira y G. Feijoo (2008). A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia. *International Journal of LCA* **13**(1), 57-64.
- Hospido, A. y P. Tyedmers (2005). Life cycle environmental impacts of Spanish tuna fisheries. *Fisheries Research* **76**(2), 174-186.
- Hospido, A., M.T. Moreira y G. Feijoo (2003). Simplified life cycle assessment of Galician milk production. *International Dairy Journal* **13**, 783-796.
- Huijbregts, M.A.J., W. Schöpp, E. Verkuijlen, R. Heijungs y L. Reijnders (2000). Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology* **4**(3), 75-92.
- ISO (2006). Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Requisitos y directrices (ISO 14044:2006). Ginebra, Suiza.
- Krewitt, W., T.M. Bachmann, T. Heck y A. Trukenmüller (2001). Country-specific damage factors for air pollutants. A step towards site dependent life cycle impact assessment. *International Journal of LCA* **6**(4), 199-210.
- Krige, D.G. (1951). A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *Journal of the Chemical, Metallurgical and Mining Society of South Africa* **52**(6), 119-139.
- Macías, F., J.L. Otero, E. Romero, R. Verde, E. Parga, L. Rodríguez, F. Macías García y M. Taboada (2003). Seguimiento de la contaminación de suelos y aguas de Galicia por residuos agrarios eutrofizantes. Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela, España.
- Macías, F. y R. Calvo (1992). Los suelos de la provincia de La Coruña. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, España.

- Martínez, A. y A. Pérez (1999). Atlas climático de Galicia [En Gallego]. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, España.
- Martínez, A. (1987). Zonas agroecológicas de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología* **46**(5-6), 521-538.
- Naranjo, L. y V. Pérez (2006). A variabilidade natural do clima en Galicia [En Gallego]. Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela, España.
- Nilsson, J. y P. Grennfelt (1988). Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic Council of Ministers. Copenhagen, Dinamarca.
- Norris, G. (2003). Impact characterization in the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. Methods for acidification, eutrophication and ozone formation. *Journal of Industrial Ecology* **6**, 79-101.
- Posch, M., J.P. Hettelingh, P.A.M. De Smet (2001). Characterization of critical load exceedances in Europe. *Water Air and Soil Pollution* **130**, 1139-1144.
- Posch, M., W. De Vries y J. P. Hettelingh (1995). Critical loads of sulphur and nitrogen. En: Posch M., P.A.M. de Smet, J.P. Hettelingh y R.J. Downing (eds.). Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Status report 1995. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, Holanda.
- Posch, M., J.P. Hettelingh, H. Sverdrup, K. Bull y W. de Vries (1993). Guidelines for the computation and mapping of critical loads and exceedances of sulphur and nitrogen in Europe. En: Downing R.J., J.P. Hettelingh y P.A.M. de Smet (eds.). Calculation and mapping of critical loads in Europe. Status Report 1993. Coordination Center for Effects. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, Holanda.
- Potting, J., M. Hauschild y W. Schöpp (2005). Terrestrial eutrophication. En: Potting, J. y M. Hauschild (eds.). Background for spatial differentiation in LCA impact assessment -The EDIP2003 methodology. Environmental project nº 996. Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen, Dinamarca.
- Potting, J., W. Klöpffer, J. Seppälä, J. Risbey, S. Meilinguer, G. Norris, G.L. Lindfords y M. Goedkoop (2001). Best available practice in life cycle assessment of climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification and eutrophication. Backgrounds and general issues. RIVM report 550015002. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, Holanda.
- Potting, J. (2000). Spatial Differentiation in life cycle impact assessment. A framework, and site-dependent factors to assess acidification and human exposure. Tesis Doctoral. Universidad de Utrecht, Holanda.



- Rodríguez, L. y F. Macías (2006). Eutrophication trends in forest soils in Galicia (NW Spain) caused by the atmospheric deposition of nitrogen compounds. *Chemosphere* **63**, 1598-1609.
- Seppälä, J., M. Posch, M. Johansson y J.P. Hettelingh (2006). Country-dependent characterization factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *International Journal of LCA* **11**(6), 403-416.
- Spangenberg, A. y C. Kölling (2004). Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water, Air, and Soil Pollution* **152**, 233-255.
- Spokes, L.C. y T.D. Jickells (2005). Is the atmosphere really an important source of reactive nitrogen to coastal waters? *Continental shelf research* **25**, 2022-2035.
- Sutton, M.A., W.A.H. Asman y J.K. Schjorring (1994). Dry deposition of reduced nitrogen. *Tellus* **46 B**(4), 255-273.
- Udo de Haes, H.A., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewit y R. Müller-Wenk (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of LCA* **4**(2), 66-74.
- Udo de Haes, H.A. (1996). Towards a methodology for life-cycle impact assessment. SETAC-Europe. Bruselas, Bélgica.
- UNECE-CLRTAP (2004). Manual of methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Ginebra, Suiza. Disponible en: [http://www.oekodata.com/icpmapping/pub/manual\\_2004/mapman\\_2004.pdf](http://www.oekodata.com/icpmapping/pub/manual_2004/mapman_2004.pdf).
- Van Zelm, R., M.A.J. Huijbregts, H.A. van Jaarsveld, G.J. Reins, D. de Zwart, J. Struijs y D. van de Meent (2007). Time horizon dependent characterization factors for acidification in life-cycle assessment based on forest plant species occurrence in Europe. *Environmental Science and Technology* **41**(3), 922-927.
- Werner, B. y T. Spranger (1996). Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical area where they are exceeded. Texte 71: 96. Federal Environmental Agency. Berlín, Alemania.

## **Anexo A: Relación entre emisiones y deposiciones en Galicia**

Teóricamente, las emisiones que se producen en Galicia pueden viajar y afectar a otros ecosistemas fuera de la región; de la misma forma, emisiones de otras zonas pueden depositarse en Galicia y afectar a sus ecosistemas.

Sin embargo en este trabajo, la región<sup>7</sup> estudiada ha sido considerada como una “caja cerrada”, es decir, que el efecto de la eutrofización terrestre es debido únicamente a sus propias emisiones y por tanto no se ha considerado la posible influencia de las emisiones de las regiones vecinas. En esta misma línea, se admite que las emisiones producidas en Galicia no afectan a las regiones vecinas. Esta asunción se basa en los dos argumentos siguientes:

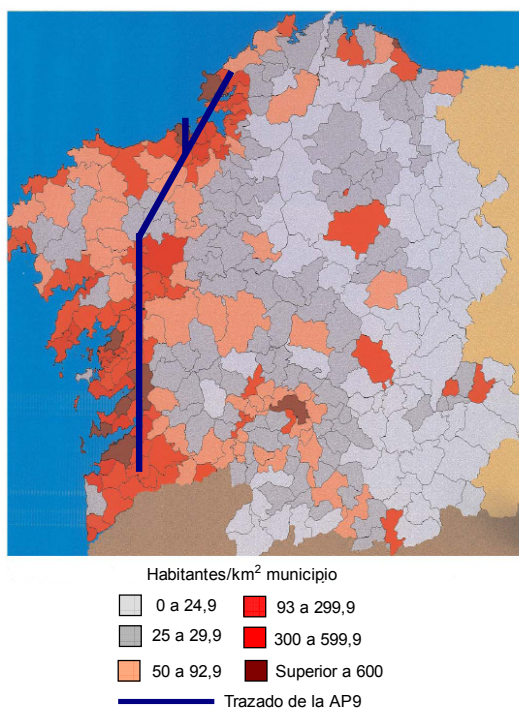
### **A1. Las emisiones de NO<sub>x</sub> y NH<sub>x</sub> que se producen en Galicia se depositan mayoritariamente en Galicia.**

- Las fuentes industriales y móviles son responsables del 90% de las emisiones de NO<sub>x</sub> en Galicia (sección 4.1 del capítulo 4). La autopista AP9 (Figura A1) es la principal ruta de alta capacidad y mayor eje de circulación intrarregional e intermetropolitano, con un tráfico de 67.274 vehículos al día (Empresa Nacional de Autopistas, 2001). Además a su alrededor se sitúan las áreas con mayor densidad de población (Figura A1), lo que provoca una mayor emisión asociada a fuentes móviles. Así, las dos provincias atravesadas por esta vía de alta capacidad (Coruña y Pontevedra) son responsables del 91,26% de las emisiones industriales de NO<sub>x</sub> (Casares *et al.*, 2005). Todos estos factores justifican un elevado nivel de emisión de NO<sub>x</sub> al oeste de la región, que coincide con una de las zonas de mayor deposición (Figura 5.1), lo que demostraría que una parte importante del NO<sub>x</sub> emitido se deposita cerca de la zona de emisión. Las altas deposiciones de NO<sub>x</sub> que se producen en el noreste de la región ya han sido observadas en otros estudios, principalmente mediante el uso del satélite Emisat (Beirle *et al.*, 2004; European Space Agency, 2004). Estas altas deposiciones de NO<sub>x</sub> son raras en una zona poco poblada y con poca actividad industrial, porque, como ya se ha mencionado, esta deposición se asocia normalmente a importantes concentraciones industriales o de vehículos. La presencia de altas montañas, que puede provocar una menor movilidad del aire, y la proximidad de la autovía A6 pueden contribuir a esta acumulación de NO<sub>x</sub>. En cualquier caso no hay ninguna

---

<sup>7</sup> Dentro de este concepto se incluyen las 200 primeras millas náuticas que pertenecen administrativamente a Galicia.

evidencia de que la mayoría de esta deposición pueda provenir de fuera de Galicia.



**Figura A1.** Densidad de población en 1996 y ruta de la autopista AP9 (adaptado de Consellería de Medio Ambiente, 2004)

- En el caso del NH<sub>x</sub>, numerosas referencias han demostrado que una importante proporción del NH<sub>x</sub> emitido localmente se deposita en las zonas aledañas a la fuente en vez de ser transportado a largas distancias (Spokes y Jickels, 2005; Spangenberg y Kölling, 2004; Dragosits *et al.*, 2002; Sutton *et al.*, 1994). Esta baja movilidad también se confirma en el caso de Galicia: como se expuso en la sección 5.1 del capítulo 3 las principales fuentes gallegas de emisión de NH<sub>x</sub> son los pollos de engorde (46% del total de emisiones) y el ganado vacuno (39%), cuya producción se concentra, respectivamente, en el noroeste y sur de la región (Consellería do Medio Rural, 2003), coincidiendo exactamente con las zonas de mayor deposición de NH<sub>x</sub> (Figura 5.2). Las altas deposiciones de NH<sub>x</sub> medidas en el noroeste de Galicia reafirman la hipótesis de menor movilidad del aire debido a la presencia de altas montañas expuesta para el NO<sub>x</sub>.

## A2. Las entradas de NO<sub>x</sub> y NH<sub>x</sub> de las regiones vecinas a Galicia pueden ser despreciadas.

Esta afirmación se basa en el análisis de los niveles de emisión y deposición en Galicia y las regiones vecinas (hasta 200 km de distancia de la frontera gallega) según EMEP (2008). Es necesario indicar que las celdas propuestas por EMEP no coinciden exactamente con los límites de las regiones españolas, teniéndose que distribuir proporcionalmente al territorio de cada región las emisiones y deposiciones en el caso de las celdas “fronterizas”. Además los valores expuestos por EMEP se basan en la modelización de datos aportados por 16 estaciones de medida en España y 5 en Portugal, por lo que estos datos deben ser analizados con cautela al aplicarlos en una escala tan local como la de Galicia. Teniendo estas limitaciones en mente, la Tabla A1 muestra que el nivel de las emisiones y deposiciones en Galicia y las regiones vecinas (hasta 200 km de la frontera gallega) son bastante similares (no se producen variaciones superiores al 10%)<sup>8</sup>.

**Tabla A1.** Emisiones y deposiciones en Galicia y regiones vecinas a partir de datos de EMEP

Sustancia	Emisión			Deposición		
	Galicia	Regiones vecinas <sup>a</sup>	Variac. <sup>b</sup> (%)	Galicia	Regiones vecinas <sup>a</sup>	Variac. <sup>b</sup> (%)
NO <sub>x</sub> (t/km <sup>2</sup> )	2,49	2,70	8,43%	2,06	2,23	8,25%
NH <sub>x</sub> (t/km <sup>2</sup> )	0,49	0,48	-2,04%	0,41	0,40	-2,44%

<sup>a</sup> 200 km desde la frontera con Galicia; <sup>b</sup> Variación con respecto a los valores gallegos.

Los resultados de la Tabla A1 pueden ser interpretados de dos maneras:

- El flujo neto es próximo a cero, o en otras palabras, Galicia “exporta” emisiones en el mismo nivel que “importa” emisiones de regiones vecinas. En este caso, se debe tener en cuenta que las regiones vecinas presentan unas

<sup>8</sup> Aunque pudiese ser lógico al suponer que Galicia es una “caja cerrada”, las emisiones y deposiciones no se igualan y esto se debe a que las medidas están realizadas en base a las emisiones y deposiciones en tierra; por tanto, no se consideran las deposiciones que se producen en el mar procedentes de emisiones realizadas en tierra, que son bastante superiores a las deposiciones que se producen en sentido inverso (emisiones producidas en el mar que se depositan en la tierra). De ahí esa diferencia entre emisión y deposición.

condiciones biogeográficas (tipo y distribución de vegetación, usos del suelo, clima...) muy similares a las gallegas (Bunce *et al.*, 2002). Así, un aumento o descenso en las emisiones en Galicia (y por tanto un aumento o disminución de las posibles deposiciones en regiones aledañas) produciría un impacto sobre la eutrofización terrestre similar al que se produciría en Galicia, por lo que nuestros factores de caracterización seguirían teniendo validez.

- El patrón de dispersión de las emisiones en las regiones vecinas es similar al de Galicia, es decir, las emisiones se depositan cerca de donde se producen, y por tanto el flujo externo puede ser ignorado.

## Capítulo 6

# Factores de caracterización para eutrofización acuática en Galicia<sup>1</sup>

### Resumen

Este capítulo presenta una metodología que permite el cálculo de factores de caracterización y valores de normalización a escala regional, usando de nuevo Galicia como caso de estudio. Con este objetivo se han considerado las principales rutas de transporte de nutrientes (aire, agua y suelo), las principales fuentes de nitrógeno y fósforo (deposiciones atmosféricas, aguas residuales industriales y urbanas y los nutrientes que son aplicados directamente al suelo) así como las causas más importantes de incertidumbre.

La comparación de los valores obtenidos para los factores de caracterización regionales con otros factores de caracterización disponibles en la literatura ha permitido demostrar que el uso de diferenciación espacial y de factores de transporte permite obtener factores de caracterización que describen mejor la eutrofización acuática, especialmente en el caso del fósforo que se aporta directamente al suelo.

La metodología desarrollada es flexible y aplicable a otras regiones donde la eutrofización sea una categoría ambiental significativa.

---

<sup>1</sup> Gallego, A., L. Rodríguez, A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008). Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. *International Journal of LCA*. Enviado.

## Índice

<b>Nomenclatura</b>	<b>6-3</b>
<b>1. Introducción</b>	<b>6-4</b>
<b>2. Metodología</b>	<b>6-5</b>
<b>3. Factores de caracterización y valores de normalización</b>	<b>6-7</b>
3.1. Deposición atmosférica	6-7
3.2. Aguas residuales urbanas e industriales	6-11
3.3. Aportes directos de nutrientes al suelo	6-12
3.4. Factores de caracterización y valores de normalización	6-13
3.5. Incertidumbre	6-14
<b>4. Discusión</b>	<b>6-14</b>
4.1. Comparación con otros factores de caracterización	6-14
<b>5. Conclusiones</b>	<b>6-17</b>
<b>6. Referencias</b>	<b>6-18</b>

## Nomenclatura

$I_{Eu}$ (A)	Impacto de eutrofización acuática producido por el sistema A (kg $PO_4^{3-}$ equivalente)
$C_{j,i}$ (A)	Factor de caracterización de la sustancia j producida por el sistema A que alcanza un determinada zona acuática i (kg $PO_4^{3-}$ equivalente/kg sustancia j emitida)
$E_j$ (A)	Cantidad de sustancia j emitida por el sistema A (kg sustancia j emitida)
$\eta_{j,i}$ (A)	Factor de transporte para la sustancia j emitida por el sistema A que alcanza la zona acuática i
$\mu_{j,i}$ (A)	Factor de efecto de la sustancia j emitida por el sistema A que alcanza la zona acuática i
$Eqv_j$	Factor de equivalencia de la sustancia j (kg $PO_4^{3-}$ equivalente/kg sustancia j emitida)
$C_{j,aire,i}$	Factor de caracterización para el contaminante aéreo j que produce su efecto en una zona acuática i (kg $PO_4^{3-}$ equivalente/kg sustancia j emitida)
$\omega_{j,i}$	La fracción del total de contaminante aéreo j emitido que se deposita directamente en la zona acuática i
$\phi_{j,continental}$	La fracción del total de contaminante aéreo j emitido que se deposita directamente en las aguas continentales
$\psi_{j,suelo}$	La fracción del total de contaminante aéreo j emitido que se deposita directamente en el suelo
$\varepsilon$	Factor que representa la fracción de N que permanece en las aguas continentales después de la desnitrificación en las zonas anaeróbicas
$\tau_j$	Factor que representa la fracción de sustancia j presente en el suelo después del consumo por parte de las plantas
$\sigma_{j,i}$	Factor que representa la fracción de sustancia j presente en el suelo después del consumo por parte de las plantas que alcanza la zona acuática i
$\gamma_j$	Factor que representa la fracción de sustancia j que permanece en el agua después de su paso por estaciones de tratamiento de aguas
$C_{j,residuales,i}$	Factor de caracterización para la sustancia j presente en aguas residuales de hogares o industrias que alcanza una zona acuática i
$C_{j,suelo,i}$	Factor de caracterización para la sustancia j aportada directamente al suelo que alcanza un sistema acuático i



### 1. Introducción

Los problemas derivados de la falta de diferenciación espacial y del escaso desarrollo dentro de la cadena de causalidad en determinadas categorías de impacto del ACV (aspectos ya mencionados en los capítulos 2 y 5) se hacen también palpables en el caso de la eutrofización acuática. De hecho, históricamente las metodologías de EICV (CML 2.0, EDIP97) han calculado la eutrofización acuática basándose exclusivamente en las emisiones, sin tener en consideración la localización de la fuente, el transporte ambiental o la sensibilidad del ecosistema (Guinée *et al.*, 2001; Wenzel *et al.*, 1997; Heijungs *et al.*, 1992), ya que los procesos de transporte son complejos de abordar al producirse entre ecosistemas muy diferentes (Finnveden y Potting, 1999). No obstante, en los últimos años se han desarrollado factores específicos para determinados países o continentes que incluyen factores de transporte y las nuevas metodologías de EICV (TRACI, EDIP2003, LUCAS, RECIPE) han comenzado a incorporarlos (Toffoleto *et al.*, 2007; Potting *et al.*, 2005; Seppälä *et al.*, 2004; Heijungs *et al.*, 2003; Norris, 2003; Huijbregts y Seppälä, 2001; Huijbregts y Seppälä, 2000).

Al igual que ocurría en el caso de la eutrofización terrestre, el nivel de escala de país puede no ser suficientemente preciso, especialmente si el país tiene una extensión suficiente como para que se produzca una gran heterogeneidad ambiental en su interior (por ejemplo, España).

Galicia es una de las regiones europeas con más riesgo de eutrofización acuática (Environmental European Agency, 2001). Este riesgo viene derivado de que Galicia es de las pocas regiones de España (junto con Cataluña y Cantabria) donde se supera el umbral de aplicación de 100 kg N procedentes de actividades ganaderas por ha agrícola, lo que a su vez se une a la gran cantidad de fertilizantes nitrogenados utilizados (entre 50-100 kg N/ha adicionales) (Environmental European Agency, 2000). Como consecuencia, se ha producido en los últimos años un aumento de la concentración de nitrato en las aguas de escorrentía de muchas áreas rurales gallegas, incrementándose los valores desde <2–3 ppm hasta 10–20 ppm (Macías *et al.*, 2003).

El principal objetivo de este capítulo es establecer una metodología que permita calcular factores de caracterización y valores de normalización para

eutrofización acuática a escala regional, usando la región de Galicia como ejemplo de aplicación.

## 2. Metodología

Siguiendo la terminología habitual en EICV, el impacto provocado por la eutrofización acuática en un sistema (A) dentro de un área geográfica (Galicia, en este caso) puede expresarse como sigue (adaptado de Seppälä *et al.*, 2004):

$$I_{Eu}(A) = \sum_{j=1}^n C_{j,i}(A) \cdot E_j(A) \quad (1)$$

donde  $I_{Eu}(A)$  representa el valor del impacto de eutrofización acuática causado por el sistema A en Galicia,  $C_{j,i}(A)$  el factor de caracterización de la sustancia j producida por el sistema A que alcanza una determinada zona acuática i en Galicia y  $E_j(A)$  la cantidad de sustancia j emitida por el sistema A en Galicia.

Si se tienen en cuenta los factores de efecto y de transporte, el factor de caracterización  $C_{j,i}$  se puede calcular como (adaptado de Seppälä *et al.*, 2004):

$$C_{j,i}(A) = \eta_{j,i}(A) \cdot \mu_{j,i}(A) \cdot Eqv_j \quad (2)$$

donde  $\eta_{j,i}(A)$  es el factor de transporte para la sustancia j ( $0 \leq \eta_{j,i} \leq 1$ ) e indica la porción de la sustancia j que alcanzará una determinada zona acuática i en Galicia,  $\mu_{j,i}(A)$  el factor de efecto de la sustancia j ( $0 \leq \mu_{j,i} \leq 1$ ) y designa qué cantidad de la sustancia transportada j provoca un aumento de la producción de biomasa en la zona i y  $Eqv_j$  el factor de equivalencia de la sustancia j.

La definición de los factores de transporte ha centrado la atención de estudios y trabajos en los últimos años, lo que ha contribuido a una mejora en la determinación de los factores de caracterización. No obstante, la mayoría de estos trabajos se han centrado en ciertos países de Europa y Norte América (diferenciándose grandes extensiones de Canadá y Estados Unidos) (Toffoletto *et al.*, 2007; Potting *et al.*, 2005; Seppälä *et al.*, 2004; Heijungs *et al.*, 2003; Norris, 2003; Huijbregts y Seppälä, 2001; Huijbregts y Seppälä, 2000).

El estado del arte para eutrofización acuática no permite cuantificar exhaustivamente el factor de efecto, es decir, hasta qué punto la llegada de una cantidad determinada de nutriente provoca un aumento de la biomasa y qué efecto

tiene esto en la calidad ecológica del agua (Hauschild y Potting, 2005); la simplificación que se aplica, asumiendo el peor caso desde el punto de vista ambiental, es  $\mu_{j,i}(A) = 1$ .

Los factores de equivalencia (Eq<sub>i</sub>) se basan en la relación de nutrientes (P y N) que constituyen el fitoplancton, también conocido como relación de Redfield (C:N:P = 106:16:1) (Redfield *et al.*, 1963). Estos factores, que ya se detallaron en la sección 2.3 del capítulo 2, expresan el potencial impacto eutrofizante provocado por diferentes sustancias usando una unidad equivalente (normalmente kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> equivalente). Como tradicionalmente las metodologías de ACV no tenían en cuenta los factores que dependen del lugar de emisión (y por tanto los factores de transporte y efecto se igualaban a 1 en la ecuación 2), los factores de caracterización eran iguales a los de equivalencia.

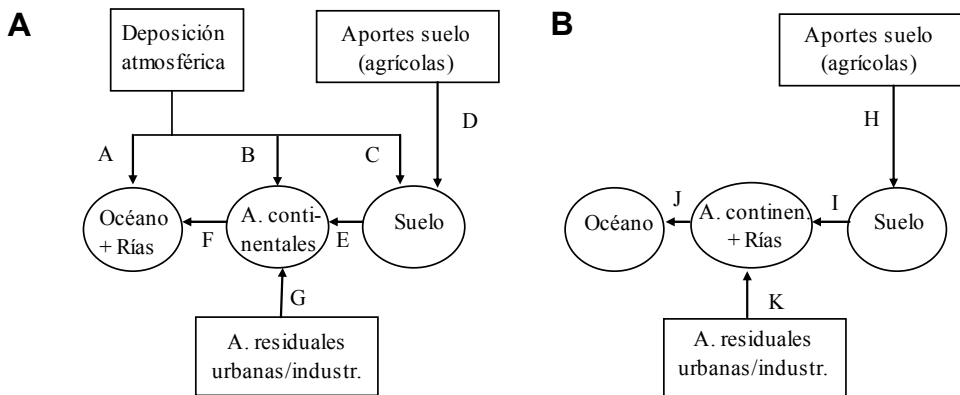
Como ya se adelantó en el capítulo 2, un concepto importante cuando se habla de eutrofización es el de “nutriente limitante”. Cabe recordar que este concepto establece que, en un ecosistema, un único nutriente es el que limita el crecimiento de los productores primarios aunque exista un exceso de otros nutrientes, y sólo si se añade el nutriente limitante se producirá el crecimiento. Sin embargo, una cantidad adicional de otros nutrientes no provocará crecimiento ya que para ello se necesita el nutriente limitante. Generalmente las aguas oceánicas (zonas de mar abierto) se consideran limitadas de manera crónica por N; mientras que los lagos y los ríos largos y lentos se considera que están limitados por P (Blau y Seneviratne, 1995). Esto justifica que el factor de efecto para compuestos nitrogenados que se encuentran en aguas continentales y para compuestos fosforados en océanos sea 0 y, como resultado, el factor de caracterización también sea 0 (ecuación 2).

En el caso de Galicia, además de los océanos y las aguas continentales es necesario diferenciar un tercer ecosistema puesto que normalmente los ríos no desembocan directamente en el océano Atlántico, sino que lo hacen en rías (Prego *et al.*, 1999). Una ría es un ecosistema específico que se desarrolla porque un valle de un río se inunda debido a la subida del nivel del mar. Este tipo de sistemas marinos, que tienen un intercambio limitado con el océano colindante, son más susceptibles de sufrir eutrofización (National Research Council, 2000). Desde el punto de vista del nutriente limitante, las aguas costeras y salobres, como las rías, pueden estar limitadas por N, P o ambos (Finnveden y Potting, 1999). Las rías también tienen un papel económico importante ya que se producen

270.000 t de mejillón al año (Labarta *et al.*, 2005), siendo este uno de los principales sectores de la economía gallega. Estas diferencias ecológicas en el nutriente limitante y la importancia económica de las rías justifica el cálculo de factores de caracterización teniendo en cuenta las características de tres ecosistemas diferentes en Galicia: aguas continentales, rías y océano.

### 3. Factores de caracterización y valores de normalización

La Figura 6.1 muestra las principales rutas de transporte de N y P en aguas continentales, rías y océano consideradas en este capítulo. En cuanto a las fuentes de ambos nutrientes, se agrupan fundamentalmente en tres grupos: deposición atmosférica, aguas residuales de origen urbano o industrial y aporte directo de nutrientes al suelo (generalmente fertilizantes y estiércol).



**Figura 6.1.** Principales rutas de transporte para N (A) y P (B) en Galicia

#### 3.1. Deposición atmosférica

Las emisiones aéreas de P no han sido tenidas en cuenta, puesto que tienen escasa trascendencia en la generación de eutrofización (Potting *et al.*, 2005). Como ejemplo, en Holanda en 1993 las emisiones aéreas de P fueron de 130 kt frente a las más de 5.000 kt emitidas al agua (Berdowski y Jonker, 1994). Por tanto, las emisiones aéreas sólo representan un 3% de la acuáticas y además, sólo una parte muy pequeña de ese fósforo atmosférico llega a las aguas superficiales mediante la erosión de la capa superficial del suelo.

Las emisiones aéreas de N-NO<sub>x</sub> o N-NH<sub>x</sub> en Galicia pueden depositarse directamente en aguas marítimas (rías + océano) (ruta A en la Figura 6.1) o

pueden alcanzar este compartimento indirectamente (depositándose primero en aguas continentales o en el suelo y después en aguas marítimas, siguiendo las rutas B-F, C-E-F). Incluyendo este transporte en la ecuación 2 se obtiene la siguiente expresión que permite calcular los factores de caracterización para emisiones aéreas de N-NO<sub>x</sub> y N-NH<sub>x</sub> considerando el impacto que producen en las aguas marítimas<sup>1</sup>:

$$C_{j,\text{aire},i} = (\omega_{j,i} + \varepsilon \cdot \varphi_{j,\text{continentales}} + \psi_{j,\text{suelo}} \cdot \tau_j \cdot \sigma_{j,i}) \cdot \mu_{j,i} \cdot Eqv_j \quad (3)$$

donde  $C_{j,\text{aire},i}$  es el factor de caracterización para el contaminante aéreo j (N-NO<sub>x</sub> o N-NH<sub>x</sub>) que produce su efecto en una zona acuática i (aguas marítimas). La fracción del total de contaminante aéreo j emitido que se deposita directamente en la zona acuática i, en las aguas continentales y en el suelo está representada por  $\omega_{j,i}$ ,  $\varphi_{j,\text{continentales}}$  y  $\psi_{j,\text{suelo}}$  respectivamente. La eliminación de N por desnitrificación en las zonas anaeróbicas de las aguas continentales se ha estimado en un 30% (Toffoletto *et al.*, 2007; Potting *et al.*, 2005; Heijungs *et al.*, 2003), lo que significa que sólo el 70% del N que llega a este tipo de aguas es transportado a las aguas marítimas ( $\varepsilon = 0,7$ ). La fracción de sustancia j presente en el suelo después del consumo por parte de las plantas se representa con  $\tau_j$ . La fracción de sustancia j presente en el suelo después del consumo por parte de las plantas que alcanza la zona acuática i se expresa con  $\sigma_{j,i}$ , valor que ya incluye las pérdidas de nitrógeno por desnitrificación en aguas continentales.

Estimar el porcentaje de N (al igual que en el caso del P) que alcanza el suelo y posteriormente llega a los ecosistemas acuáticos es una tarea compleja, por lo que en este caso se han empleado valores de la bibliografía. Hauschild y Potting (2005) desarrollaron unos factores que expresan la fracción de N depositado en tierras cultivables y naturales disponible tras el consumo por parte de las plantas. Dichos factores, que se han usado aquí para el cálculo de  $\tau_{\text{N-NO}_x}$  y  $\tau_{\text{N-NH}_x}$ , se basan en la textura de los suelos, que en Galicia varía entre arenosa (cuando el suelo se ha desarrollado a partir de rocas graníticas) y arcillosa (a partir de esquistos y pizarras) (Rodríguez y Macías, 2006), aunque se desconoce el porcentaje de cada textura en el total de la región. Por ello se ha considerado el peor caso desde el punto de vista de eutrofización (es decir, aquella opción que deja la máxima cantidad de N disponible en el suelo tras el consumo por parte de

<sup>1</sup> En el caso de la deposición atmosférica, los factores de caracterización para N-NO<sub>x</sub> y N-NH<sub>x</sub> en aguas continentales son 0 porque en este tipo de ecosistemas se considera como nutriente limitante el fósforo y por tanto el factor de efecto es 0.

las plantas), considerándose todos los suelos gallegos arenosos:  $\tau_{N-NO_x} = \tau_{N-NH_x} = 0,25$ .

Debido a la ausencia de datos, los valores específicos para Galicia de  $\sigma_{N-NO_x,i}$  y de  $\sigma_{N-NH_x,i}$  no están disponibles y de nuevo es necesario recurrir a valores de la bibliografía. Usando el modelo CARMEN, Hauschild y Potting (2005) establecieron unos factores que representan la fracción de nutriente disponible en el suelo que alcanza directa o indirectamente (atravesando primero las aguas subterráneas) aguas continentales y marítimas para diferentes países (incluyendo España). En este caso se han tomado los valores españoles como una aproximación para Galicia y se ha seguido la recomendación de los autores de emplear, en el caso de España, el factor para aguas continentales:  $\sigma_{N-NO_x,i} = \sigma_{N-NH_x,i} = 0,61$ .

Los factores  $\omega_{j,i}$ ,  $\phi_{j,continentales}$  y  $\psi_{j,suelo}$  (Tabla 6.1) han sido estimados a partir de los niveles de deposición de N-NO<sub>x</sub> y N-NH<sub>x</sub> para el año 2001 mediante el empleo de datos de lluvia recogidos en 23 estaciones pertenecientes a la red gallega de control de contaminantes atmosféricos y a las centrales térmicas de As Pontes y Meirama (Rodríguez y Macías, 2006). Tal y como se justificó en el Anexo A del capítulo 5, se ha asumido que la región de Galicia es una “caja cerrada” donde las emisiones producidas se depositan sin tener en cuenta la influencia de las emisiones de las regiones vecinas. Partiendo de esta base, los valores medidos de deposición de N-NO<sub>x</sub> y N-NH<sub>x</sub> en aguas continentales (3.129 t N-NO<sub>x</sub> y 4.571 t N-NH<sub>x</sub>) y en el suelo (21.401 t N-NO<sub>x</sub> y 35.457 t N-NH<sub>x</sub>) en 2001 han sido divididos por las emisiones totales de estos contaminantes en ese año (38.731 t N-NO<sub>x</sub> y 57.731 t N-NH<sub>x</sub> calculados en los capítulos 3 y 4) para estimar  $\phi_{j,continentales}$  y  $\psi_{j,suelo}$ . Al no existir estaciones de monitoreo que permitan calcular directamente las deposiciones en las aguas marítimas, se ha asumido que las emisiones producidas en Galicia que no se depositan en el suelo o en las aguas continentales (14.201 t N-NO<sub>x</sub> y 17.703 t N-NH<sub>x</sub>) se depositarán directamente en las aguas marítimas. La división de estos valores entre las emisiones totales permite obtener  $\omega_{j,i}$ .

**Tabla 6.1.** Fracciones de N-NO<sub>x</sub> y N-NH<sub>x</sub> emitidas que se depositan directamente en aguas marítimas ( $\omega_{j,i}$ ), continentales ( $\varphi_{j,continentales}$ ) y suelo ( $\psi_{j,suelo}$ )

Sust. j	A. Emisión j (t)	B. Depos. j aguas contin. (t)	C. Depos. j suelo (t) <sup>a</sup>	D. Depos. j ag. mar. (t) <sup>b</sup> D = A-(B+C)	F. $\varphi_{j,cont.}$ F = B/A	G. $\psi_{j,sue.}$ G = C/A	E. $\omega_{j,i}$ E = D/A
N-NO <sub>x</sub>	38.731	3.129	21.401	14.201	0,08	0,55	0,37
N-NH <sub>x</sub>	57.731	4.571	35.457	17.703	0,08	0,61	0,31

<sup>a</sup> Incluye áreas urbanas e infraestructuras que se han considerado como impermeables; por tanto las aguas, a través del alcantarillado, llegan directamente a las aguas continentales; <sup>b</sup> Incluye áreas agrícolas, forestales y pastos.

Si se comparan los valores de  $\omega_{j,i}$  obtenidos con los de otros estudios científicos (Huijbregts y Seppälä, 2001; Huijbregts y Seppälä, 2000) para España (0,23 para N-NO<sub>x</sub> y 0,19 para N-NH<sub>x</sub>) y Europa del Oeste<sup>2</sup> (0,31 para N-NO<sub>x</sub> y 0,27 para N-NH<sub>x</sub>), se observa que los valores aquí calculados son ligeramente superiores (0,37 para N-NO<sub>x</sub> y 0,31 para N-NH<sub>x</sub>). Para analizar la influencia de este incremento en los factores de caracterización, se ha realizado un análisis de sensibilidad usando los valores de  $\omega_{j,i}$  para España y Europa del Oeste (Tabla 6.2). Se ha encontrado que las variaciones entre los factores de caracterización resultantes son poco significativas (entre 0,17-0,21 kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>eq/kg N-NO<sub>x</sub> y 0,15-0,19 kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>eq/kg N-NH<sub>x</sub>) pero dado que los factores de caracterización propuestos en este estudio están basados en datos gallegos y además representan el mayor impacto potencial (peor caso ambientalmente), han sido seleccionados.

**Tabla 6.2.** Factores de caracterización para N-NO<sub>x</sub> y N-NH<sub>x</sub> aéreos con valores de  $\omega_{j,i}$ ,  $\varphi_{j,continentales}$  y  $\psi_{j,suelo}$  para Galicia, España y Europa del Oeste

Área (i)	Región	Sust. (j)	A. $\omega_{j,i}$	B. $\varphi_{j.co.}$	C. $\psi_{j.su.}$	D. $\varepsilon$	E. $\tau_j$	F. $\sigma_{j,i}$	G. $\mu_{j,i}$	H. $Eqv_j^a$	I. $C_{j,aire,i}^{a,b}$
Aguas marítimas	Galicia	N-NO <sub>x</sub>	0,37	0,08	0,55	0,7	0,25	0,61	1	0,42	0,21
		N-NH <sub>x</sub>	0,31	0,08	0,61	0,7	0,25	0,61	1	0,42	0,19
	España	N-NO <sub>x</sub>	0,23	0,10	0,67	0,7	0,25	0,61	1	0,42	0,17
		N-NH <sub>x</sub>	0,19	0,09	0,72	0,7	0,25	0,61	1	0,42	0,15
	Europa Oeste	N-NO <sub>x</sub>	0,31	0,09	0,60	0,7	0,25	0,61	1	0,42	0,20
		N-NH <sub>x</sub>	0,27	0,09	0,70	0,7	0,25	0,61	1	0,42	0,18

<sup>a</sup> Expresado en kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq/kg de sustancia j emitida; <sup>b</sup> I = (A+B·D+C·E·F)·G·H.

<sup>2</sup> 15 países miembros de la UE en 2001 más Suiza y Noruega.

### 3.2. Aguas residuales urbanas e industriales

Otra importante fuente de nutrientes son las emisiones de aguas residuales procedentes de industrias y hogares que, tras ser tratadas o no en plantas depuradoras, son vertidas en los ecosistemas acuáticos. Partiendo de nuevo de la ecuación 2 y considerando las rutas de transporte G-F y K-J de la Figura 6.1, se obtiene la ecuación 4 para estimar los factores de caracterización de las emisiones de N y P contenidas en las aguas residuales:

$$C_{j,residuales,i} = (\varepsilon \cdot \gamma_j) \cdot \mu_{j,i} \cdot Eqv_j \quad (4)$$

donde  $C_{j,residuales,i}$  es el factor de caracterización para la sustancia eutrofizante j (N o P) presente en las aguas residuales que alcanza una zona acuática i (aguas continentales, rías u océano), y  $\gamma_j$  representa la fracción del total de la sustancia j emitida que permanece en el agua tras su paso por las estaciones de tratamiento. En el caso del N,  $\varepsilon$  toma el valor de 0,7 debido a la desnitrificación en las zonas anaeróbicas de las aguas continentales.

Asumiendo una población de 5.190.475 habitantes equivalentes en Galicia en el año 2000 (Consellería de Medio Ambiente, 2001) y una producción per cápita de 9,2 g N/día (Klepper *et al.*, 1995) y 1,6 g P/día (Metzner, 2001), se obtiene una producción anual en Galicia de 17.430 t N y 3.031 t P. A partir de estos valores es necesario sustraer los nutrientes que se consumen en las plantas de tratamiento teniendo en cuenta que solamente el 32% de la población está conectada a un tratamiento secundario y un 2,5% adicional a un tratamiento primario (Consellería de Medio Ambiente, 2001). Considerando que los tratamientos primarios y secundarios producen una eliminación del 10% y del 62% de N y del 10% y 42% de P, respectivamente (Gallego *et al.* 2008a; Potting *et al.*, 2005; Bartrolí, 2003; Folke, 1996), se obtiene que en Galicia se depuran 3.459 t N/año y 409 t P/año (20% y 13% de la cantidad total emitida, respectivamente) lo que lleva a unos valores de  $\gamma_N = 0,80$  y  $\gamma_P = 0,87$ .

La Tabla 6.3 recoge los componentes de la ecuación 4 y sus valores así como los factores de caracterización calculados para N y P presentes en las aguas residuales en los diferentes compartimentos acuáticos.



**Tabla 6.3.** Factores de caracterización para N y P en las aguas residuales

Sustancia (j)	Área acuática (i)	A. $\gamma_j$	B. $\varepsilon$	C. $\mu_{j,i}$	D. $Eqv_j^a$	E. $C_{j,residuales,i}^a$ $E = A \cdot B \cdot C \cdot D$
N	Aguas marítimas	0,80	0,7	1	0,42	0,24
	Aguas continentales	0,80	0,7	0 <sup>b</sup>	0,42	0
P	Océano	0,87	1	0 <sup>b</sup>	3,06	0
	Aguas continen.+ Rías	0,87	1	1	3,06	2,66

<sup>a</sup> Expresado en kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq/kg de sustancia j emitida; <sup>b</sup> En las aguas continentales se considera el P como nutriente limitante y en el océano el N.

### 3.3. Aportes directos de nutrientes al suelo

Los nutrientes pueden ser aportados directamente al suelo y posteriormente transportados a los ecosistemas acuáticos donde producen la eutrofización. Las fuentes más importantes de este aporte son los fertilizantes y el estiércol usados en agricultura. Siguiendo las recomendaciones de Potting *et al.* (2005), se ha establecido el mismo factor de caracterización para fertilizantes y estiércol ya que cuando se calculan individualmente los resultados son muy similares. Partiendo de la ecuación 2 y considerando las rutas de las Figura 6.1A (D-E-F y D-E) y 6.1B (H-I-J y H-I), la ecuación 5 calcula los factores de caracterización del N y P aportados al suelo:

$$C_{j,suelo,i} = (\tau_j \cdot \sigma_{j,i}) \cdot \mu_{j,i} \cdot Eqv_j \quad (5)$$

donde  $C_{j,suelo,i}$  es el factor de caracterización para la sustancia j (N o P) aportada directamente al suelo a través de diferentes entradas (normalmente fertilizantes o estiércol) que alcanza un sistema acuático i (aguas continentales, rías u océano). Como se ha descrito anteriormente,  $\tau_j$  describe la fracción de sustancia j presente en el suelo después del consumo por parte de las plantas y  $\sigma_{j,i}$  la fracción de sustancia j presente en el suelo que alcanza el sistema acuático i.

En la determinación de  $\tau_N$  y  $\tau_P$  se han usado los factores desarrollados por Hauschild y Potting (2005) de manera similar a como se hizo en la sección 3.1 de este capítulo. En el caso del N, el 25% del nitrógeno estará disponible después del consumo por parte de las plantas (es decir,  $\tau_N = 0,25$ ). En el caso del P, Hauschild y Potting (2005) establecieron un valor general, independiente de la textura del suelo, del 10% ( $\tau_P = 0,10$ ).

Los valores de  $\sigma_{N,i}$  y  $\sigma_{P,i}$  para Galicia se han aproximado a los valores establecidos por Hauschild y Potting (2005) para España (ver sección 3.1 de este capítulo):  $\sigma_{N,i} = 0,61$ ,  $\sigma_{P,i} = 0,03$ .

A modo de resumen, la Tabla 6.4 recoge los valores de todos los parámetros estimados para calcular los factores de caracterización del N y P aportados directamente al suelo (fundamentalmente a través de fertilizantes y estiércol) considerando sus efectos en rías, océanos y aguas continentales.

**Tabla 6.4. Factores de caracterización para N y P aportados al suelo**

Sustancia (j)	Área acuática (i)	A. $\tau_j$	B. $\sigma_{j,i}$	C. $\mu_{j,i}$	D. $Eq_j^a$	E. $C_{j,suelo,i}^a$ $E = A \cdot B \cdot C \cdot D$
N	Aguas marítimas	0,25	0,61	1	0,42	0,06
	Aguas continentales	0,25	0,61	0 <sup>b</sup>	0,42	0
P	Océano	0,10	0,03	0 <sup>b</sup>	3,06	0
	Aguas continent.+ Rías	0,10	0,03	1	3,06	0,01

<sup>a</sup> Expresado en kg  $PO_4^{3-}$  eq/kg de sustancia j emitida; <sup>b</sup> En las aguas continentales se considera el P como nutriente limitante y en el océano el N.

### 3.4. Factores de caracterización y valores de normalización

Los factores de caracterización obtenidos para nutrientes emitidos al aire, al agua y al suelo se resumen en la Tabla 6.5. Estos factores permiten el cálculo de valores de normalización, de la misma manera que se hizo en el capítulo anterior, tomando como referencia las emisiones en Galicia en el año 2001.

**Tabla 6.5. Factores de caracterización y normalización para Galicia en 2001**

Sustanc. j	A. Factor caract. (t $PO_4^{3-}$ eq./t sust. j emitida)	B. Emisión (t) 2001 <sup>a</sup>	C. Normalización por sustancia j (t $PO_4^{3-}$ eq./año) $C = A \cdot B$	D. Normalización total (t $PO_4^{3-}$ eq./año) $D = \Sigma C$
N- $NO_x$	0,21	38.731	8.134	
N- $NH_x$	0,19	57.735	10.970	
N (agua)	0,24	17.430	4.183	35.549
P (agua)	2,66	3.031	8.062	
N (suelo)	0,06	99.303 <sup>b,c</sup>	5.958	
P (suelo)	0,01	24.248 <sup>b</sup>	242	

<sup>a</sup> (Asociación Española de Fertilizantes, 2008; Gallego *et al.*, 2008b; Gallego *et al.* 2008c; Consellería de Medio Ambiente, 2001); <sup>b</sup> Sólo se han considerado aportes agrícolas (fertilizantes y estiércol); <sup>c</sup> Aportes netos de N (después de la volatilización de compuestos aéreos nitrogenados).

### 3.5. Incertidumbre

Las principales causas de incertidumbre asociadas a los datos empleados por la metodología de cálculo son:

- La estimación de la cantidad de N y P depositado en el suelo que efectivamente alcanza los ecosistemas acuáticos. Los valores utilizados para estimar las fracciones de N y P disponibles en el suelo tras el consumo por parte de las plantas ( $\tau_N$  y  $\tau_P$ ) son sólo aproximados y, debido a la ausencia de datos específicos, se ha asumido el peor caso desde el punto de vista ambiental. El cálculo de la fracción de N y P presente en el suelo que alcanza ecosistemas acuáticos ( $\sigma_{N,i}$ ,  $\sigma_{P,i}$ ) se ha realizado usando datos del conjunto de España, y no particulares de Galicia, puesto que eran los únicos disponibles.

- El cálculo de las fracciones de las emisiones aéreas de N-NO<sub>x</sub> y N-NH<sub>x</sub> que alcanzan aguas marítimas, aguas continentales y el suelo también tiene una gran incertidumbre asociada, como se comprobó en la sección 3.1.

- La eliminación de N y P en las estaciones depuradoras de aguas residuales puede variar de manera local (tipo de tecnología, características del influente, operación de las plantas...). En este capítulo no se ha tenido en cuenta esta variabilidad y se han aplicado valores medios de eficacia en la eliminación de N y P en tratamientos primarios y secundarios.

- Otras fuentes menores de incertidumbre son la no consideración de las emisiones aéreas de P y la fijación en 30% de la conversión de N en N<sub>2</sub> mediante desnitrificación.

## 4. Discusión

### 4.1 Comparación con otros factores de caracterización

En este capítulo se han calculado factores de caracterización para eutrofización acuática a escala regional, lo que está justificado para países como España con una importante variabilidad geográfica, climática y económica (Finnveden y Nilsson, 2005). Pero, ¿cuál sería el área mínima correcta para esta diferenciación? Hauschild y Pötting (2005) sugieren que la escala más lógica para esta categoría de impacto sea la cuenca hidrográfica, si bien los propios autores consideran que hoy en día es impracticable en el ACV debido fundamentalmente

a que los límites exactos de las cuencas hidrográficas son mucho más difíciles de identificar que los de una unidad administrativa, y por ello aún conociéndose el origen de una emisión podría no saberse a qué cuenca hidrográfica asignarla exactamente. Por otro lado, muchos de los datos necesarios (por ejemplo, nivel de emisiones aéreas) se suelen calcular basándose en unidades administrativas (país o región), sin estar disponibles actualmente en escala de cuenca. Por último, muchas cuencas hidrográficas son muy pequeñas, lo que implica que sería necesario un número de factores de caracterización tan elevado que harían impracticable la herramienta. Dicho esto, en el caso de Galicia se proponen factores de caracterización específicos para el conjunto de la comunidad autónoma por considerarse la escala regional la más adecuada. En lo referente al nivel de detalle alcanzado en la cadena de causalidad, los factores de caracterización aquí obtenidos sólo incluyen factores de transporte. Por tanto, los factores de caracterización calculados representan la máxima contribución potencial de cada nutriente al crecimiento de la biomasa.

La Tabla 6.6 presenta una comparación entre los resultados obtenidos en este capítulo<sup>3</sup> y una selección de los valores disponibles en la literatura. Los dos grupos de factores de caracterización seleccionados han sido elegidos con el fin de observar los efectos de la diferenciación espacial y del desarrollo dentro de la cadena de causalidad. Así, los factores desarrollados por Heijungs *et al.* (1992) carecen de diferenciación espacial y no consideran el transporte (se asume que todos los nutrientes emitidos alcanzan los ecosistemas acuáticos y producen eutrofización), mientras que los desarrollados por Huijbregts y Seppälä (2001) incluyen el transporte de nutrientes, pero con un nivel de diferenciación espacial menor que el propuesto en este capítulo, puesto que consideran Europa en su conjunto.

Para que la comparación entre los tres grupos de valores presentados en la tabla sea factible, es necesario realizar una serie de ajustes:

- Los factores de caracterización propuestos por Heijungs *et al.* (1992) y Huijbregts y Seppälä (2001) para el N y el P aplicados al suelo consideran, como es habitual en el ACV, que la parte más superficial del suelo agrícola es parte del sistema (Weidema y Meusen, 2000) y por ello los datos de inventario (sobre los

---

<sup>3</sup> Para hacer posible esta comparación ha sido necesario llevar a cabo una serie de modificaciones que se detallan en el texto.

que se aplicarán los factores) expresan la cantidad de nutrientes disponibles tras el consumo por parte de las plantas. De esta forma, esta absorción por parte de las plantas no se considera normalmente en el cálculo de los factores de caracterización (Potting *et al.*, 2005). Para que la comparación con los factores aquí calculados (que sí lo consideran) se haga en las mismas condiciones, es necesario recalculer los factores de caracterización para Galicia (Tabla 6.6) sin tener en cuenta los valores de  $\tau_j$  estimados.

- Los factores de caracterización para N y P en el agua obtenidos por Heijungs *et al.* (1992) y por Huijbregts y Seppälä (2001) no consideran la depuración posterior de las aguas ( $\gamma_j$ ) y por ello es necesario realizar una corrección paralela y recalculer dichos factores excluyendo el valor de  $\gamma_j$  para Galicia.

**Tabla 6.6.** Comparación de factores de caracterización

Factores de caracterización ( $\text{kg PO}_4^{3-}/\text{kg sustancia emitida}$ )			
Sustancia	Mundo <sup>a</sup>	Europa <sup>b</sup>	Galicia
N (suelo)	0,42	0,10	0,26 <sup>c</sup>
P (suelo)	3,06	0,09	0,09 <sup>c</sup>
N (agua)	0,42	0,42	0,29 <sup>d</sup>
P (agua)	3,06	3,06	3,06 <sup>d</sup>
N-NO <sub>x</sub> (aéreo)	0,42	0,16	0,21
N-NH <sub>x</sub> (aéreo)	0,42	0,14	0,19

<sup>a</sup> (Heijungs *et al.*, 1992); <sup>b</sup> (Huijbregts y Seppälä, 2001); <sup>c</sup> Valores modificados sin tener en cuenta el grado de eliminación de nutrientes en las EDARs ( $\gamma_j$ ); <sup>d</sup> Valores modificados sin tener en cuenta la cantidad de nutrientes disponibles después del consumo de parte de las plantas ( $\tau_j$ ).

Si se analizan los distintos factores de caracterización para nutrientes aplicados al suelo, se observa que los factores propuestos por Heijungs *et al.* (1992) son mucho mayores (especialmente en el caso del P) puesto que estos autores asumen que la totalidad del nutriente depositado alcanza los ecosistemas acuáticos. Las diferencias entre los valores europeos y gallegos son inexistentes para el P y en el caso del N se pueden atribuir a la diferenciación espacial y, al hecho de que los valores calculados por Huijbregts y Seppälä (2001) incluyen el impacto eutrofizante de los compuestos aéreos nitrogenados emitidos al aplicar aportes agrícolas (incluido en los factores de caracterización aéreos en esta tesis).

En el caso del P y N presente en el agua, los factores calculados por Heijungs *et al.* (1992) y Huijbregts y Seppälä (2001) tienen el mismo valor

porque como los nutrientes ya se encuentran en el agua, ya no es necesario tener en cuenta el transporte. Estos resultados difieren de los de Galicia en el caso del N ya que se ha tenido en cuenta la desnitrificación en zonas aeróbicas de las aguas continentales, que en cualquier caso es un factor que no depende de los elementos de comparación (fenómenos de transporte y diferenciación espacial).

Para los compuestos aéreos los valores obtenidos por Heijungs *et al.* (1992) son de nuevo mayores que los calculados teniendo en cuenta los factores de transporte. Los valores para Galicia y Europa son bastante similares, siendo las diferencias debidas a: (i) la diferenciación espacial; (ii) el hecho de que Huijbregts y Seppälä (2001) no distinguen entre las contribuciones al suelo y a las aguas continentales (sólo consideran contribuciones al suelo); (iii) los factores europeos no tienen en cuenta el proceso de desnitrificación en aguas continentales; (iv) los factores gallegos incluyen el efecto de la volatilización de nutrientes procedentes de las entradas agrícolas.

## 5. Conclusiones

En este capítulo se ha presentado y aplicado una metodología que permite calcular factores de caracterización para eutrofización acuática a una escala regional. La metodología ha sido aplicada a Galicia, donde por primera vez en ACV, se han considerado las características específicas de tres ecosistemas diferentes (aguas continentales, rías y océano) en el cálculo de factores de caracterización para eutrofización acuática.

La comparación de los resultados obtenidos con otros disponibles en la bibliografía permite observar que el uso de diferenciación espacial y especialmente, la aplicación de factores de transporte, proporciona una definición más realista de la categoría de impacto de eutrofización acuática.

La metodología empleada es flexible y puede ser aplicada en otras regiones, aunque el principal inconveniente sería la poca disponibilidad de los datos necesarios. Este problema se puede resolver, al menos al nivel de la Unión Europea, con la aplicación de la Directiva Marco Europea del Agua (directiva 2000/60/CE). Esta directiva establece que cada Estado Miembro de la Unión Europea tiene que fijar una “carga de nutrientes máxima” para cada cuenca hidrográfica. Se espera que esta medida permita obtener unos factores de

transporte y efecto más exactos para nutrientes en aguas continentales y costeras en diferentes partes de la Unión Europea (Seppälä *et al.*, 2004).

## 6. Referencias

- Asociación Española de Fertilizantes (2008). <http://www.anffe.com/>. Julio 2008.
- Bartrolí, J. (2003). Avaluació ambiental del cicle del nitrogen a Catalunya: aplicació de l'anàlisi del flux de substàncies [En Catalán]. Tesis Doctoral. Departament d'Enginyeria Química Agrària i Tecnologies Agroalimentàries. Universidad de Gerona, España.
- Blau, S. y S. Seneviratne (1995). Acidification and eutrophication in life cycle assessments (LCAs). Swiss Federal Institute of Technology. Zurich, Suiza.
- Berdowski, J.J.M. y W.J. Jonker (1994). Emissions in the Netherlands. Industrial sectors, regions and individual substances (1992 and estimates for 1993). Publication series emission registration n° 21. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. La Haya, Holanda.
- Consellería de Medio Ambiente (2001): Plan de saneamiento de Galicia, 2000-2015 [En Gallego]. Disponible en: <http://augasdegalicia.xunta.es/gl/1.3.htm>.
- Environmental European Agency (2001). Analysis and mapping of soil problem areas (Hot spots). Final Report. Copenhagen, Dinamarca.
- Environmental European Agency (2000). Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. A challenge for the 21<sup>st</sup> century. Environmental issue series n° 16. Copenhagen, Dinamarca.
- Finnveden, G. y M. Nilsson (2005). Site-dependent life-cycle impact assessment in Sweden. *International Journal of LCA* **10**(4), 235- 239.
- Finnveden, G. y J. Potting (1999). Eutrophication as an impact category. *International Journal of LCA* **4**(6), 311-314.
- Folke, J. (1996). Phosphate, zeolite and citrate in detergents-Technical and environmental aspects of detergent builder systems. Report n° 95002/06. Gilleleje, Dinamarca.
- Gallego, A., A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008a). Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling* **52**(6), 931-940.
- Gallego, A., A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008b). Identification and quantification of eutrophic aerial compounds in Galicia (NW Spain): Part 1 - NH<sub>3</sub> Inventory. *Atmosfera*. Enviado.

- Gallego, A., A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008c). Identification and quantification of eutrophic aerial compounds in Galicia (NW Spain): Part 2 - NO<sub>x</sub> Inventory. *Atmosfera*. Enviado.
- Guinée, J. B., M. Gorreé, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Weneger, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin y M. Huijbregts (2001). Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Bilthoven, Holanda.
- Hauschild, M.Z. y J. Potting (2005). Spatial differentiation in life cycle impact assessment. The EDIP2003 methodology. Copenhagen, Dinamarca.
- Heijungs, R., M. Goedkoop, J. Struijs, S. Effting, M. Sevenster y G. Huppes (2003). Towards a life cycle impact assessment method which comprises category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report of the first project phase: Design of the new method. Leiden, Holanda. Disponible en: [http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe\\_phase1.pdf](http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_phase1.pdf).
- Heijungs, R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Weneger, P. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin y H. de Goede (1992). Environmental life cycle assessment of products. Centre of Environmental Science (CML). Leiden University. Leiden, Holanda.
- Huijbregts, M.A.J. y J. Seppälä (2001). Life cycle impact assessment of pollutants causing aquatic eutrophication. *International Journal of LCA* **6**(6), 339-343.
- Huijbregts, M.A.J. y J. Seppälä (2000). Towards region-specific, European fate factors for airborne nitrogen compounds causing aquatic eutrophication. *International Journal of LCA* **5**(2), 65-67.
- Klepper, O., A. Beusen y C.R. Meinardi (1995). Modelling the flow of nitrogen and phosphorus in Europe from loads to coastal seas. RIVM report 451501004. Bilthoven, Holanda.
- Labarta, U., M.J. Fernández-Reiriz, J.L. Garrido, J.M.F. Babarro, J.M. Bayona y J. Albaigés (2005). Response of mussel recruits to pollution from the "Prestige" oil spill along the Galicia coast. A biochemical approach. *Marine Ecology Progress Series* **302**, 135-145.
- Macías, F., J.L. Otero, E. Romero, R. Verde, E. Parga, L. Rodríguez, F. Macías García y M. Taboada (2003). Seguimiento de la contaminación de suelos y aguas de Galicia por residuos agrarios eutrofizantes. Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela, España.
- Metzner, G. (2001). Phosphates in municipal wastewater- An analysis of input and output in sewage treatment. *Tenside Surfactants Detergents* **38**(6), 360-367.



- National Research Council (2000). Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects of nutrient pollution. Washington, Estados Unidos.
- Norris, G. (2003). Impact characterization in the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. Methods for acidification, eutrophication and ozone formation. *Journal of Industrial Ecology* 6(3-4), 79-101.
- Potting, J., A. Beusen, H. Øllgaard, O.C. Hansen, B. de Haan y M. Hauschild (2005). Aquatic eutrophication. Chapter 5. En: Potting, J. y M. Hauschild (eds.). Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. Danish Environmental Protection Agency. Environmental project n° 996. Copenhagen, Dinamarca.
- Prego, R., M.C. Barciela y M. Varela (1999). Nutrient dynamics in the Galician coastal area (Northwestern Iberian Peninsula): Do the rias Bajas receive more nutrients salts than the rias Altas? *Continental shelf research* 19, 317-334.
- Redfield, A.C., B.H. Ketchum y F.A. Richards (1963). The influence of organism on the composition of seawater. En: I.P.M.N. Hill (eds.). The composition of seawater. Comparative and descriptive oceanography. The sea: ideas and observations on progress in the study of seas. Londres, Gran Bretaña.
- Rodríguez, L. y F. Macías (2006). Eutrophication trends in forest soils in Galicia (NW Spain) caused by the atmospheric deposition of nitrogen compounds. *Chemosphere* 63, 1598-1609.
- Seppälä, J., S. Knuuttila y K. Silvo (2004). Eutrophication of aquatic ecosystems. *International Journal of LCA* 9(2), 90-100.
- Toffoletto, L., C. Bulle, J. Godin, C. Reid y L. Deschênes (2007). LUCAS- A new LCIA method used for a Canadian-specific context. *International Journal of LCA* 12(2), 93-102.
- Weidema, B.P. y M.J.G. Meusen (2000). Agricultural data for life cycle assessment. Volume 1. Agricultural Economics Research Institute. La Haya, Holanda.
- Wenzel, H., M. Hauschild y L. Alting (1997). Environmental assessment of products. Volume 1 - Methodology, tools, techniques and case studies. Hingham, EEUU.

## Capítulo 7

# Evaluación ambiental de EDARs para pequeños núcleos de población<sup>1</sup>

### Resumen

En este capítulo se presenta el ACV de 13 EDARs gallegas de menos de 20.000 habitantes equivalentes. Uno de los objetivos de este caso práctico es la identificación de los elementos que contribuyen en mayor medida al impacto ambiental asociado a la depuración de aguas residuales urbanas en pequeños núcleos de población, comparando distintas tecnologías de tratamiento secundario y evaluando la influencia de la operación. En este sentido, el consumo de electricidad, la emisión de nutrientes y el uso de lodos en agricultura han sido identificados como los principales responsables del impacto. En cuanto a las tecnologías, los tratamientos secundarios bionenitrificación y tratamiento aeróbico-anóxico son más favorables desde el punto de vista ambiental que los de aireación prolongada. Con respecto a la influencia de la operación de la planta, este factor resulta irrelevante en las EDARs que usan bionenitrificación y tratamiento aeróbico-anóxico pero no así en las plantas de aireación prolongada.

Un segundo objetivo de este caso práctico reside en la comparación entre el uso de factores regionales y globales de caracterización en la categoría de eutrofización acuática, categoría de relevancia en el tratamiento de aguas residuales. Para ello, este capítulo aplica a un caso real los factores desarrollados en esta tesis doctoral. En este caso concreto se demuestra que la utilización de factores regionales afecta significativamente a los resultados de eutrofización acuática obtenidos.

---

<sup>1</sup> Gallego, A., A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008). Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling* **52**(6), 931-940.

## Índice

<b>1. Introducción</b>	<b>7-3</b>
<b>2. Definición de objetivos y alcance</b>	<b>7-4</b>
2.1. Objetivos	7-4
2.2. Unidad funcional	7-4
2.3. Sistema	7-5
2.4. Límites del sistema	7-5
<b>3. Inventario</b>	<b>7-6</b>
3.1. Descripción de las EDARs	7-6
3.2. Recogida de datos	7-10
3.3. Simplificaciones	7-13
<b>4. Evaluación del impacto</b>	<b>7-14</b>
4.1. Selección de categorías de impacto	7-14
4.2. Clasificación	7-17
4.3. Caracterización	7-17
4.4. Normalización	7-18
<b>5. Interpretación de los resultados</b>	<b>7-19</b>
5.1. Eutrofización acuática	7-20
5.2. Toxicidad terrestre	7-26
5.3. Consumo de electricidad	7-27
<b>6. Conclusiones</b>	<b>7-29</b>
<b>7. Referencias</b>	<b>7-30</b>

## 1. Introducción

La sociedad actual demanda que todos los procesos, productos o servicios sean analizados desde un punto de vista ambiental, incluidos aquellos dedicados al tratamiento de emisiones, como las estaciones de depuración de aguas residuales (EDARs). En estas plantas se consume energía, se usan productos químicos y se producen lodos y emisiones, actividades que implican un impacto en el medio que las rodea y que debe ser analizado y cuantificado.

Uno de los principales retos de las autoridades ambientales europeas es el tratamiento de las aguas residuales de pequeños núcleos de población. Así, la Directiva Europea 91/272 estableció que a partir del 1 de Enero de 2006, todas las emisiones generadas por poblaciones entre 10.000 y 15.000 habitantes equivalentes (h.e.) deben ser tratadas con tratamiento secundario, excepto en las zonas costeras donde sólo el tratamiento primario es obligatorio. Este hecho justifica la necesidad de estudiar el comportamiento ambiental de las diferentes tecnologías aplicadas en poblaciones con un número reducido de habitantes.

El ACV ha demostrado ser una herramienta adecuada para la evaluación del tratamiento de aguas residuales, y así lo atestiguan los numerosos trabajos publicados en revistas científicas. Por ejemplo, Lassaux *et al.* (2007) estudiaron el ciclo antropogénico del agua, desde que esta se extrae para consumo hasta que es tratada en las EDARs en la región de Wallon (Bélgica) e identificaron como etapas que más contribuían al impacto la descarga del agua, la operación de la EDAR y, en menor medida, la construcción del sistema de alcantarillado.

Las referencias específicas a pequeños núcleos de población son más escasas. Entre ellas destaca Tillman *et al.* (1998), cuyos autores aplicaron el ACV para comparar ambientalmente los sistemas de tratamiento existentes (combinación de tratamientos químicos, físicos y biológicos) en dos poblaciones suecas (Bergsjön (12.600 h.e.) y Hamburgsund (900 h.e.)) con dos posibles alternativas: 1) pretratamiento, digestión anaerobia o secado de la fracción sólida y tratamiento de la fracción líquida en un lecho fijo de arena, y 2) separación en origen de orina, heces y aguas grises, y tratamiento independiente de las tres fracciones (la orina se usaría como fertilizante, las heces y partes sólidas de las aguas grises se someterían a digestión o a secado, siendo usadas posteriormente para agricultura, y las aguas grises se tratarían en un lecho fijo). Una conclusión

general fue que el impacto asociado a la construcción era menor que el asociado a la operación; en cuanto a las configuraciones comparadas, en el caso de Hamburgsund, las dos alternativas eran mejores que el sistema actual, mientras que en Bergsjön el resultado fue menos claro. El sistema existente era mejor en consumo de recursos ya que proporciona calor que se utilizaba en el sistema de calefacción del distrito. En cambio, este sistema era peor que las dos alternativas en emisiones al aire. En emisiones al agua, las alternativas eran mejores para unos parámetros y peores para otros.

Con respecto a la aplicación del ACV al análisis de EDARs en Galicia, existen varias referencias en la literatura pero siempre referidas al funcionamiento de plantas de gran tamaño (Hospido *et al.*, 2008; Hospido *et al.*, 2004) o al tratamiento de sus lodos (Hospido *et al.*, 2005), por lo que el trabajo aquí presentado es necesario y complementa perfectamente el ya desarrollado por otros autores.

## **2. Definición de objetivos y alcance**

### **2.1. Objetivos**

En este capítulo se pretende identificar los factores más relevantes que contribuyen al impacto ambiental en una selección de EDARs de menos de 20.000 h.e. en Galicia. También se analiza la influencia en el comportamiento ambiental de las distintas tecnologías de tratamiento presentes (biodenitrificación, aeróbico-anóxico y aeración prolongada) y de la operación en sí de las plantas.

Además, y teniendo en cuenta que Larsen y Hauschild (2008), en una revisión de más de 20 ACVs sobre EDARs, observaron que la eutrofización acuática era una categoría fundamental en este tipo de procesos, este caso práctico resulta adecuado para observar la influencia del uso de factores regionales en los resultados de dicha categoría de impacto.

### **2.2. Unidad funcional**

La principal función de una EDAR es el tratamiento de un influente para reducir la carga orgánica, de nutrientes y de sólidos en suspensión, con el objetivo de alcanzar valores adecuados antes de su emisión a la naturaleza.

Suh y Rousseux (2001) recomendaron como unidad funcional en el análisis de depuradoras de aguas residuales urbanas, la cantidad de influente en un determinado periodo de tiempo; por ejemplo un caudal de influente de  $m^3/día$ . El principal inconveniente de esta unidad funcional es que no tiene en cuenta la concentración de contaminantes presente en el agua residual, lo que supone un problema de cara a la comparación entre EDARs. Para solventar esto, otros trabajos de investigación (Kärrman y Jönsson, 2001; Lundin *et al.*, 2000; Tillman *et al.*, 1998) propusieron el uso del tratamiento de agua asociado a un habitante equivalente durante un año como unidad funcional.

### 2.3. Sistema

En este capítulo se analizan un total de 13 EDARs y cada una de ellas ha sido dividida en 4 subsistemas (Figura 7.1): pretratamiento y tratamiento primario (subsistema 1), tratamiento secundario (subsistema 2), tratamiento de lodos (subsistema 3) y transporte y uso de lodos (subsistema 4).

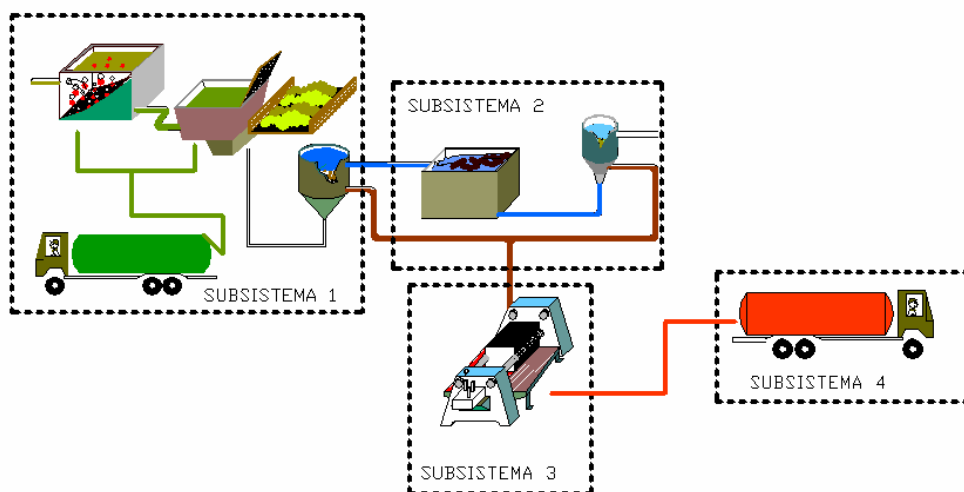


Figura 7.1. Subsistemas analizados en cada EDAR

### 2.4. Límites del sistema

Numerosos estudios relativos al tratamiento de aguas residuales han demostrado que el impacto de la fase de construcción es bastante menor que el de la fase de explotación (Renou *et al.* 2008; Kärrman y Jönsson, 2001; Lundin *et al.*, 2000; Tillman *et al.*, 1998). Además, teniendo en cuenta que se trata de un estudio comparativo donde no existe gran diferencia de tamaño entre las

instalaciones, se puede estimar que el impacto de la construcción será muy similar para todas. Estas dos razones justifican que se hayan descartado los impactos asociados a la fase de construcción y que el análisis se haya centrado en la fase de explotación.

En lo referente a los impactos de la recogida y transporte de las aguas residuales hacia las EDARs, estas actividades se han dejado fuera de los límites del sistema ya que no se ven afectadas por el funcionamiento de las plantas depuradoras. Así, el punto de inicio del sistema es aquel donde se produce la entrada de aguas en la EDAR. El sistema termina en el vertido de las aguas ya tratadas al cauce receptor y en la aplicación de los lodos para la agricultura.

El tipo de ACV realizado en este trabajo se denomina de “gate to gate”, es decir, se analiza el impacto ambiental desde la entrada de las aguas en la EDAR hasta su salida, no teniendo en cuenta los impactos que ocurren “aguas arriba” (extracción del agua, potabilización, consumo...) o “aguas abajo” (aunque en todas las EDARs analizadas el agua acaba su ciclo de uso, y por tanto, no habría “aguas abajo”). Este enfoque es acertado según el estudio de Lassaux *et al.* (2007), que concluye que los impactos producidos en el ciclo del agua antes de su llegada al grifo (extracción, potabilización...) son menores que los producidos después (alcantarillado, tratamiento de aguas...), siendo lógico que los estudios se centren en estas etapas posteriores.

### **3. Inventario**

#### **3.1. Descripción de las EDARs**

Una vez establecido el sistema y sus límites (Figura 7.1), se realizaron los diagramas de flujo concretos de cada EDAR y se inició la fase de recogida de datos de inventario por subsistemas. A modo de resumen, la Tabla 7.1 incluye la descripción de los subsistemas definidos en cada una de las EDARs.

Tabla 7.1. Configuración por subsistemas de las plantas bajo estudio

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13
Entrada de agua residual	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Pretratamiento	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Subsistema 1 Tratamiento primario	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Descarga de agua parcialmente tratada							✓						
Transporte y tratamiento de residuos	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Tratamiento secundario: aireación prolongada	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Subsistema 2 biondenifro	✓												✓
aeróbico-anóxico					✓				✓				
Descarga de agua tratada	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Subsistema 3 Espesamiento de lodos	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Desecado de lodos: centrifuga	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
filtro banda					✓		✓		✓				✓
Subsistema 4 Producción y transporte de químicos	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Subsistema 5 Almacenamiento de lodos tratados	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Subsistema 6 Transporte de lodos	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Subsistema 7 Aplicación de lodos a suelos agrícolas	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓



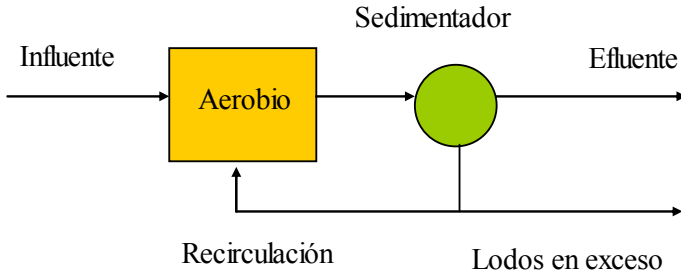
Desde el punto de vista tecnológico, la diferencia más importante es el tipo de tecnologías utilizadas para el tratamiento secundario y, en menor medida, el tipo de unidades usadas para la deshidratación del fango (centrífugas o filtros banda). Según Metcalf y Eddy (2001), los tres tipos de tecnologías de tratamiento secundario existentes en las EDARs objeto de estudio (Figura 7.2) se pueden definir como:

- Aireación prolongada. El reactor está equipado con aireación mecanizada y equipos de mezcla. El agua residual que entra al reactor se combina con el fango activo recirculado. Las configuraciones del tanque, de los aireadores y de los mezcladores permiten una corriente unidireccional en el reactor, alcanzándose un tiempo de retención hidráulico relativamente largo.

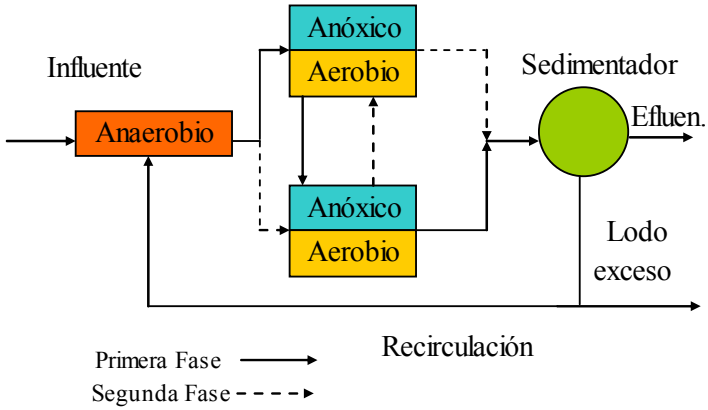
- Biorreactor. El influente es mezclado inicialmente con el lodo activo recirculado en un tanque anaerobio antes de pasar a dos canales de oxidación situados en serie. Dichos canales son manipulados en diversas fases de operación pasando por situaciones anóxicas y aeróbicas que producen procesos de nitrificación y desnitrificación, disponiéndose de mezcladores sumergidos que permiten, en determinadas fases de la operación, el mezclado sin aireación del agua tratada.

- Tratamiento aeróbico-anóxico. Un tanque aeróbico donde se produce nitrificación (por ejemplo un proceso de lodos activos) se combina con un tanque de mezclado anóxico para conseguir la eliminación de nitrógeno.

A. AIREACIÓN PROLONGADA



B. BIODENIPHO



C. TRAT. AERÓBICO-ANÓXICO

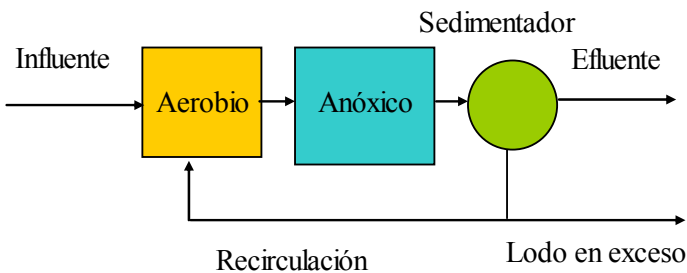


Figura 7.2. Tratamientos secundarios presentes en las EDARs bajo estudio

### 3.2. Recogida de datos

Los datos de inventario, suministrados por la empresa responsable de las plantas, incluyen la entrada y salida de agua, el consumo de electricidad, el consumo y transporte de los productos químicos, el tratamiento y transporte de los lodos y demás residuos generados en la instalación.

La Tabla 7.2 recoge la frecuencia de medición y el método empleado en la recogida de los distintos elementos del inventario. A partir de los datos de varios años se ha obtenido un año tipo que se ha usado en el inventario final (Tabla 7.3).

**Tabla 7.2.** Datos, frecuencia de medición y método empleado

<i>Datos experimentales</i>		
<i>Elemento</i>	<i>Frecuencia de Medición</i>	<i>Método</i>
<b>Agua</b>		
Caudal	Diaria	Caudalímetro
DQO	Diaria	Stand. Meth. (APHA, 1985)
DBO <sub>5</sub>	Diaria	Stand. Meth. (APHA, 1985)
SS	Diaria	Stand. Meth. (APHA, 1985)
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Mensual (EDARs 1, 5, 9) <sup>a</sup>	Stand. Meth. (APHA, 1985)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Mensual (EDARs 1, 2, 5, 7-9, 13) <sup>a</sup>	Stand. Meth. (APHA, 1985)
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Mensual (EDARs 1, 5, 9) <sup>a</sup>	Stand. Meth. (APHA, 1985)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Mensual (EDARs 1, 2, 5, 7-9, 13) <sup>a</sup>	Stand. Meth. (APHA, 1985)
<b>Residuos</b>		
RSU	Mensual (EDARs 2-4, 6-8, 12-13) <sup>b</sup>	Pesado en la EDAR
Grasas	Mensual (EDARs 2-4, 6-8, 12-13) <sup>b</sup>	Pesado en la EDAR
Arenas	Mensual (EDARs 2-4, 6-8, 12-13) <sup>b</sup>	Pesado en la EDAR
<b>Productos químicos</b>		
Polielectrolito	Mensuales	Pesado en la EDAR
NaClO	Mensuales	Pesado en la EDAR
<b>Lodo</b>		
Cantidad	Anual	Medida de masa
Metal. pesados <sup>c</sup>	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)
Mat. orgánica	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)
% Sequedad	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)
Relación C/N	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)
Nitróg. total	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)
Fósforo	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)
Potasio	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)
Calcio	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)
Magnesio	Anual	Stand. Meth. (NIST, 1995)

<sup>a</sup> En el resto de EDARs se realizaron entre 1 y 3 análisis por año; <sup>b</sup> En el resto de EDARs se utilizó un dato bibliográfico: 75 gr. de sólido asimilable a RSU/ h.e.:d (Metcalf y Eddy, 2001); <sup>c</sup> Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Ni y Hg.

Tabla 7.3. Parámetros relevantes del inventario expresados por h.e./año

Parámetros	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13
Habitantes equivalentes	17.669	11.372	11.357	18.809	15.574	3.170	6.959	9.349	7.720	1.659	2.396	3.083	4.248
<b>ENTRADAS</b>													
INFLUENTE													
DQO (kg)	49,6	43,7	60,9	66,5	135,2	89,2	50,5	36,0	81,0	54,0	52,7	40,5	51,8
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1,20	2,33	0,49	1,07	1,35	0,98	3,46	2,54	2,02	1,56	1,20	2,39	2,51
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (kg)	6,17	6,30	1,75	3,51	4,02	4,05	5,22	6,16	5,70	4,37	5,36	3,38	5,57
DATOS DE BACKGROUND													
kWh (total)	64,8	44,2	35,2	29,3	28,5	106,0	101,7	32,6	43,5	63,6	64,7	112,1	118,8
Aireadores (% del total)	41%	93%	94%	68%	70%	70%	59%	85%	61%	52%	82%	65%	91%
<b>SALIDAS</b>													
DESCARGAS AL SUELO													
Lodo seco (kg)	15,5	15,8	18,2	7,6	2,8	13,4	3,9	8,3	8,3	19,8	23,9	6,9	16,5
Cr (mg)	113,5	70,7	168,4	65,6	21,6	72,7	18,1	38,5	35,6	94,1	120,7	44,8	40,2
Hg (mg)	14,5	24,3	15,6	7,1	4,1	10,6	7,2	4,1	1,8	18,7	12,8	8,1	43,9
Cu (g)	2,16	4,89	3,19	0,79	1,17	12,43	2,46	1,20	1,30	3,37	4,61	2,26	3,83
Cd (mg)	23,3	14,8	52,7	10,6	7,2	83,27	3,9	12,5	4,5	39,6	47,8	24,3	25,1
Ni (mg)	59,1	26,7	136,5	36,6	15,7	97,72	6,8	16,8	20,3	35	71,9	25,6	18,9
Pb (mg)	152,1	254,2	139,8	37,8	54,3	193,7	45,1	72,9	50,7	88,1	111,9	25,5	137,3
Zn (g)	1,66	2,67	2,64	1,00	0,55	4,22	0,33	0,69	0,48	1,89	1,16	0,37	1,20

**Tabla 7.3.** Parámetros relevantes del inventario expresados por h.e./año (continuación)

Parámetros	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13
<b>SALIDAS</b>													
<b>DESCARGAS AL AGUA</b>													
DQO (kg)	3,96	6,48	2,60	2,73	5,66	23,77	9,05	4,93	10,95	4,50	2,86	7,61	4,98
Eliminación DQO (%)	92,0	85,2	95,7	95,9	95,8	73,4	82,1	86,3	86,5	90,0	94,6	81,2	90,4
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (kg)	0,52	1,44	0,49	0,83	0,31	1,50	3,95	2,64	0,83	0,40	0,70	2,45	1,93
Eliminación PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (%)	57,1	38,7	0,50	22,3	76,1	0	0	0	58,6	75,1	40,4	0	23,1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (kg)	0,76	3,42	0,01	2,19	1,30	3,50	1,47	0,87	2,19	0,33	2,91	3,73	1,41
Eliminación NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	87,7	45,8	99,8	37,5	67,8	13,7	71,8	85,8	61,5	92,3	45,9	0	74,6
<b>EMISIONES AL AIRE</b>													
CH <sub>4</sub> (g)	305,3	309,7	368,3	133,6	137,6	268,8	77,4	161,5	166,3	395,3	450,5	136,5	239,9
N <sub>2</sub> O (g)	8,2	8,7	8,2	5,2	4,0	4,3	1,6	3,8	5,0	14,0	15,2	4,4	8,5
NH <sub>3</sub> (g)	204,8	217,6	217,0	107,3	99,6	107,3	50,1	147,4	126,2	349,3	380,9	111,1	198,1
<b>GENERACIÓN DE RESIDUOS A TRATAMIENTO</b>													
Residuos sólidos (kg)	29,40	3,97	2,20	9,69	27,38	31,12	9,45	8,76	27,38	27,38	27,38	24,08	3,91

### 3.3. Simplificaciones

Para calcular la carga ambiental de los productos o procesos asociados a las EDARs se han usado algunas de las bases de datos incorporadas en el software SimaPro 7.0 (<http://www.pre.nl/simapro>), estableciendo en algunos casos sustituciones y adaptaciones a este estudio concreto:

- Electricidad: Para cada una de las plantas se ha cuantificado el consumo anual, siendo imposible conseguir datos de consumo por subsistemas. No obstante y ante la importancia de disponer de la distribución de este parámetro por subsistemas, se ha procedido de dos maneras: calculando el consumo de electricidad a partir de la potencia de cada equipo y el número de horas que trabajaba el mismo (EDAR 1, 5, 10-12) o aplicando un modelo de distribución propio utilizado por la compañía que gestiona las plantas (EDAR 2-4, 6-9 y 13). En cuanto al perfil eléctrico español, este se ha definido a partir de los datos del Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (2005) y los datos de inventario de la fase de producción se han tomado de la base IDEMAT-2001 (2001).

- Productos químicos: Dos son los compuestos usados en las diferentes EDARs: polielectrolito para el acondicionamiento de los lodos e hipoclorito sódico para la limpieza de las instalaciones. La producción del primer compuesto se ha asimilado a la producción de acrylonitril I (IDEMAT-2001, 2001) y los datos del segundo provienen de la base Ecoinvent (Althaus *et al.*, 2004).

- Transporte de productos químicos, residuos sólidos y lodos: Se han estimado las distancias entre las zonas de producción química, de gestión de residuos y de aplicación de lodos y las EDARs (<http://www.viamichelin.com/>). Para representar el coste ambiental de este transporte se han usado los datos de IDEMAT-2001 (2001), porque son los que mejor se adaptan a las características de los camiones utilizados (capacidad y tipo de combustible).

- Tratamiento de residuos sólidos: Todos los residuos sólidos generados en las EDARs son recogidos y transportados a una incineradora con recuperación de energía. Para la definición del tratamiento se ha empleado el escenario de incineración de residuos definido por Ecoinvent (Doka, 2003), modificado con los datos particulares de recuperación de energía de la planta específica donde se tratan estos residuos (Consello de Contas de Galicia, 2004).

- Biodisponibilidad de los metales en el lodo: Se han aplicado datos de Monterroso *et al.* (2003) que representan el porcentaje de metal extraído con EDTA (potencialmente movilizables) con respecto al total de metal presente, obtenido en suelos gallegos de granito (con bajo contenido en metales) abonados con lodos de depuradora: Cu = 58,5%, Pb = 7,8%, Cr = 4,1%, Ni = 7,5% y Zn = 18,0%. Para el resto de metales (Fe, Cd y Hg) de los cuales no se dispone de datos de campo se ha considerado una biodisponibilidad del 100% (hipótesis más desfavorable desde la perspectiva ambiental).

- Emisiones de metano (CH<sub>4</sub>) y compuestos de nitrógeno (N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y NH<sub>3</sub>) asociadas a la aplicación de lodo en suelo agrícola: Siguiendo los cálculos propuestos por Hobson (2000) se ha estimado que por cada 100 kg de materia seca de lodo se emiten 20 kg de CH<sub>4</sub>. Respecto a las emisiones nitrogenadas, se ha establecido que el 1%, 24% y 25% del N presente en el lodo se libera al aire en forma de N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O y NH<sub>3</sub>, respectivamente (Lundin *et al.*, 2000; Mossier, 1993).

- Fertilizantes evitados: La aplicación del lodo de depuradora, con alto contenido en N y P, en suelos agrícolas reduce la utilización de fertilizantes sintéticos y por tanto genera un beneficio ambiental al evitarse la producción industrial de los mismos. Para el cálculo de las cantidades evitadas de fertilización química, se ha asumido un porcentaje de sustitución del 50% para el N y del 70% para el P (Bengtsson *et al.*, 1997) y los datos de inventario de la fabricación de fertilizantes con N y P provienen de la base de datos IDEMAT-2001 (2001). Para estimar la cantidad de N y P disponible en el suelo tras el consumo por parte de las plantas y, por tanto, susceptible de liberarse como contaminante, se han asumido los valores propuestos para Galicia en la sección 3.3 del capítulo anterior: 25% y 10% respectivamente.

## 4. Evaluación del impacto

Para esta tercera etapa del ACV se aplicó la metodología CML 2000 desarrollada por la Universidad de Leiden (Guinée *et al.*, 2001), perteneciente a las denominadas “midpoints” o de distancia al nivel objetivo (ver apartado 3.3 del capítulo 1).

### 4.1. Selección de categorías de impacto

Esta metodología agrupa las categorías de impacto en (Guinée *et al.*, 2001):

- Obligatorias (categorías usadas en la mayoría de ACVs).
- Adicionales (los indicadores existen, pero no se incluyen frecuentemente en los estudios de ACV).
- Otras categorías de impacto (los indicadores operacionales existen, pero no se incluyen frecuentemente en estudios de ACV).

De las categorías obligatorias se han considerado en este estudio: calentamiento global (CG), destrucción de la capa de ozono (DO), acidificación (AC), eutrofización acuática (EA), oxidación fotoquímica (PO) y agotamiento de recursos abióticos (AR). La categoría de eutrofización terrestre no se incluye entre las categorías obligatorias y en la revisión de ACVs aplicados a tratamiento de aguas realizada por Larsen y Hauschild (2008) esta categoría no se incluyó en ninguno de los estudios que allí se repasan. Con respecto a las categorías toxicológicas, aunque los modelos para su caracterización todavía no han alcanzado un absoluto nivel de consenso entre la comunidad científica (Aboussouan *et al.*, 2004; Guinée *et al.*, 2004; Larsen *et al.*, 2004; Pennington, 2001), estas categorías son consideradas como obligatorias por la metodología y son importantes cuando se trabaja con sistemas de tratamiento de aguas (Lundie *et al.*, 2004). Particularmente, teniendo en cuenta los datos disponibles (metales pesados en el lodo) se ha considerado la categoría de toxicidad terrestre (TT).

A modo de resumen, la Tabla 7.4 describe las principales características de las categorías de impacto seleccionadas.



**Tabla 7.4.** Principales características de las categorías de impacto seleccionadas

<i>Cat.</i>	<i>Resultados del Inventario</i>	<i>Modelo de Caracterización</i>	<i>Factor de Caracterización</i>	<i>Unidad</i>
CG	Emisiones de gases con efecto invernadero (GEI)	Desarrollado por la IPCC, definiendo el calentamiento global potencial de diferentes GEI	Potencial de calentamiento global (horizonte 100 años) para emisiones de GEI	kg CO <sub>2</sub> eq
DO	Emisión de gases que destruyen la capa de O <sub>3</sub>	Desarrollado por la WMO <sup>a</sup> , define el agotamiento pot. de O <sub>3</sub> de diferentes gases	Pérdida potencial de O <sub>3</sub> en estado estable por cada emisión	kg CFC-11 eq
AC	Emisión de sustancias acidificantes al aire	Modelo RAINS10, desarrollado por IIASA <sup>b</sup>	Potencial de acidificación para cada emisión acidificante al aire	kg SO <sub>2</sub> eq
EA	Emisión de nutrientes al aire, al agua y/o al suelo	Estequiométricamente <sup>c</sup> se identifica la equivalencia nutriente entre N y P	Potencial de eutrofización acuática para cada emisión al agua, al aire y/o al suelo	kg PO <sub>4</sub> eq
OF	Emisión de gases (COV, CO)	Modelo de trayectoria calculado por la UNECE	Potencial de creación de O <sub>3</sub> fotoquímico para cada emisión de COV o CO al aire	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq
AR	Extracción de minerales y combustibles fósiles	Modelo basado en el cálculo de reservas y en el grado de extracción	Descenso potencial de recursos abióticos por extracción de minerales y combustib. fósiles	kg Sb eq
TT	Emisión de sustancias al aire, al agua y/o al suelo	Modelo USES 2.0 describe el destino, exposición y efectos de sustancias tóxicas	Toxicidad terrestre potencial de cada sustancia tóxica emitida	kg 1,4-DCB eq

<sup>a</sup> World Meteorological Organisation; <sup>b</sup> Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados; <sup>c</sup> Basado en la relación de Redfield *et al.* (1963).

## 4.2. Clasificación

La clasificación supone la agrupación de los datos del inventario según su potencial impacto en las distintas categorías previamente seleccionadas. Como ejemplo, la Tabla 7.5 incluye la lista de emisiones al aire que, si están presentes en un proceso, deben ser clasificadas en la categoría de destrucción de la capa de ozono. Suele ocurrir que ciertas sustancias afecten a dos o más categorías de impacto; por ejemplo, el HCFC-141b no sólo provoca la destrucción de la capa de ozono (Tabla 7.5) sino que también forma parte de los compuestos incluidos en la categoría de calentamiento global.

**Tabla 7.5.** Emisiones que afectan a la categoría DO (*World Meteorological Organisation, 1999*)

<i>Destrucción de la capa de ozono</i>			
CFC-11	tetraclorometano	HCFC-22	HALON-1211
CFC-113	metilbromo	HCFC-225ca	HALON-1301
CFC-114	HCFC-123	HCFC-225cb	HALON-2311
CFC-115	HCFC-124	metilcloro	HALON-2401
CFC-12	HCFC-141b	HALON-1201	HALON-2402
1,1,1-tricloroetano	HCFC-142b	HALON-1202	

## 4.3. Caracterización

La caracterización consiste en la aplicación de modelos para obtener un indicador ambiental en cada categoría de impacto, considerando una unidad de referencia para todas las sustancias clasificadas dentro de ella mediante el empleo de factores de peso o equivalencia.

La Tabla 7.4 incluye los modelos de caracterización, factores de caracterización y unidades utilizados en esta memoria para cada categoría de impacto, mientras que la Tabla 7.6 recoge las principales referencias bibliográficas de los factores de caracterización usados en este trabajo.

**Tabla 7.6.** Principales referencias de los factores de caracterización

<i>Categoría</i>	<i>Referencias</i>
CG	Solomon <i>et al.</i> (2007); Houghton <i>et al.</i> (2001)
DO	World Meteorological Organisation (1999); World Meteorological Organisation (1995); World Meteorological Organisation (1992)
AC	Huijbregts (1999)
EA	Gallego <i>et al.</i> (2008); Heijungs <i>et al.</i> (1992)
OF	Jenkin y Hayman (1999); Dewent <i>et al.</i> (1998)
AR	Guinée <i>et al.</i> (2001)
TT	Huijbregts <i>et al.</i> (2001); Huijbregts <i>et al.</i> (2000)

#### 4.4. Normalización

La normalización consiste en la evaluación de la significación del perfil ambiental generado en los pasos anteriores, mediante el establecimiento del peso de cada categoría. Esta etapa permite la adimensionalización de las categorías y la comparación entre las mismas. Los valores obtenidos tras la caracterización se relativizan respecto a una cantidad de referencia (por ejemplo, el valor de cada categoría para el conjunto de la actividad mundial, o de un país, o de la región donde se realiza el estudio). Para la metodología del CML 2000, se han usado los valores de Europa del Oeste (Unión Europea, Noruega y Suiza) para el año 1995 (Tabla 7.7), por ser los más actualizados en la literatura (Huijbregts *et al.*, 2003).

**Tabla 7.7.** Valores de normalización utilizados (Huijbregts *et al.*, 2003)

<i>Categoría</i>	<i>Unidad</i>	<i>Valor de normalización</i>
CG	kg CO <sub>2</sub> eq./año	$4,8 \cdot 10^{12}$
DO	kg CFC-11 eq./año	$8,3 \cdot 10^7$
AC	kg SO <sub>2</sub> eq./año	$2,0 \cdot 10^{10}$
EA	kg PO <sub>4</sub> eq/año	$4,3 \cdot 10^9$
OF	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq./año	$8,2 \cdot 10^9$
AR	kg Sb eq./año	$1,5 \cdot 10^{10}$
TT	kg 1,4-DCB eq./año	$7,6 \cdot 10^{12}$

## 5. Interpretación de los resultados

La Tabla 7.8 presenta los resultados normalizados para las 13 EDARs estudiadas, donde se observa que la eutrofización acuática (EA) es la categoría de impacto de mayor significancia en todas las EDARs, debido a la emisión de nutrientes en el efluente. Estos resultados coinciden con los obtenidos en otros ACVs de tratamiento de aguas (Lassaux *et al.*, 2007; Vidal *et al.*, 2002; Kärroman y Jönsson, 2001; Roeleveld *et al.*, 1997). La toxicidad terrestre (TT) es la segunda categoría de impacto en importancia, debido a la presencia de metales pesados en el lodo. Estos resultados también están en coincidencia con otros ACVs de EDARs (Hospido *et al.*, 2005; Hospido *et al.*, 2004; Kärroman y Jönsson, 2001). Debido a su importancia, la eutrofización acuática y la toxicidad terrestre se analizan con más detalle a continuación.

Con respecto al resto de categorías, la producción de electricidad domina el AR debido a la extracción de carbón, gas natural y petróleo para su uso como materias primas. En el caso de la OF, las emisiones asociadas a la producción de electricidad son el principal contribuyente. Estas emisiones también dominan el CG, aunque las emisiones procedentes del lodo aplicado (CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) y de la incineración de residuos (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) también tienen una cierta contribución a este impacto. La emisión de gases que destruyen la capa de ozono es mínima, estando principalmente asociada a la producción de químicos y de electricidad a partir del petróleo. En el caso de la AC, el impacto se produce principalmente por las emisiones de NH<sub>3</sub> derivadas de la aplicación del lodo para fines agrícolas.

**Tabla 7.8.** Resultados de la normalización ( $\cdot 10^{10}$ /h.e.·año)

Categoría	E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7
EA	0,99	2,37	0,73	1,36	0,94	2,61	4,09
TT	0,37	0,44	0,47	0,19	0,09	0,28	0,11
AC	0,19	0,17	0,17	0,10	0,09	0,18	0,14
AR	0,17	0,11	0,09	0,08	0,07	0,27	0,27
CG	0,09	0,07	0,06	0,05	0,05	0,16	0,13
OF	0,011	0,008	0,007	0,006	0,005	0,017	0,015
DO	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001

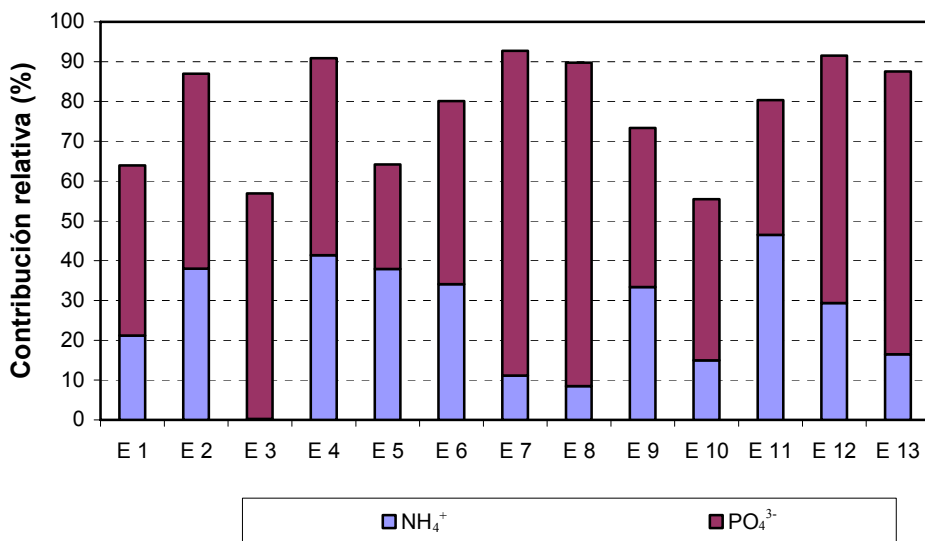
**Tabla 7.8.** Resultados de la normalización ( $\cdot 10^{10}/h.e.\cdot a\tilde{n}o$ ) (continuación)

Categoría	E 8	E 9	E 10	E 11	E 12	E 13
EA	2,66	1,71	0,81	1,72	3,23	2,20
TT	0,14	0,17	0,36	0,32	0,22	0,65
AC	0,12	0,12	0,27	0,29	0,19	0,25
AR	0,08	0,11	0,17	0,17	0,28	0,32
CG	0,05	0,06	0,10	0,10	0,16	0,15
OF	0,005	0,007	0,012	0,012	0,017	0,019
DO	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,002

### 5.1. Eutrofización acuática

#### 5.1.1. Sustancias causantes del impacto

Aunque la depuración que tiene lugar en las diferentes EDARs provoca un importante descenso en la carga eutrofizante del agua, el impacto en esta categoría se produce por la descarga de nutrientes sin eliminar en el efluente. Así, en la Figura 7.3 se observa la contribución relativa a esta categoría de impacto de dos sustancias presentes en el agua tratada (fosfato y amonio), que representan más de la mitad del impacto en todas las EDARs analizadas (mínima contribución EDAR 10 = 55,5%).



**Figura 7.3.** Contribución relativa del  $NH_4^+$  y el  $PO_4^{3-}$  a la eutrofización acuática

**5.1.2. Influencia de la tecnología empleada**

Teniendo en cuenta la importancia de estas dos sustancias, es interesante analizar cuál de las distintas tecnologías aplicadas para el tratamiento secundario puede producir unos niveles más altos de reducción de  $PO_4^{3-}$  y  $NH_4^+$ :

- La Tabla 7.9 recoge los valores de entrada y salida de  $PO_4^{3-}$  en cada EDAR. Los mejores resultados se obtuvieron para las plantas con tratamiento aeróbico-anóxico que presentaron resultados de reducción del 76,1% (EDAR 5) y del 58,6% (EDAR 9); junto con las EDARs con tratamiento biodenitro, cuyos porcentajes de reducción fueron del 57,1% (EDAR 1) y 75,1% (EDAR 10).

**Tabla 7.9. Entrada y salida de  $PO_4^{3-}$  por h.e./año**

EDAR	kg $PO_4^{3-}$ Entrada (Media ± Desviación Estándar)	kg $PO_4^{3-}$ Salida (Media ± Desviación Estándar)
1	1,20 ± 0,31	0,52 ± 0,12
2	2,32 ± 0,43	1,44 ± 0,34
3	0,49 ± 0,25	0,49 ± 0,25
4	1,06 ± 0,31	0,83 ± 0,25
5	1,34 ± 0,70	0,31 ± 0,15
6	0,97 ± 0,95	1,50 ± 1,47
7	3,46 ± 1,72	3,95 ± 2,15
8	2,54 ± 2,36	2,64 ± 0,86
9	2,03 ± 0,46	0,83 ± 0,46
10	1,57 ± 0,49	0,40 ± 0,15
11	1,20 ± 1,16	0,70 ± 0,40
12	2,40 ± 1,96	2,45 ± 1,93
13	2,52 ± 2,52	1,93 ± 0,83

Nota: Los superiores valores a la salida que a la entrada obtenidos en las EDARs 6-8 y 12 deben ser atribuidos a la escasez de medidas y a la proximidad a los límites de detección del equipo. En estos casos se ha considerado que no se produce eliminación alguna de  $PO_4^{3-}$ .

- En el caso del  $NH_4^+$ , los tratamientos biodenitro y aeróbico-anóxico fueron también las tecnologías más eficientes, con porcentajes de eliminación entre 61,5-92,3% (Tabla 7.3). Las EDARs con aireación prolongada obtuvieron resultados con una disparidad importante, variando entre 13,7% y 99,8% (Tabla 7.3). Las EDARs 6 y 12 presentan las peores eficiencias de tratamiento para  $NH_4^+$  y  $PO_4^{3-}$ . En estos casos, la pobre eficiencia no depende sólo del tipo de tecnología sino del modo de operación de la misma (ver sección 5.3 de este capítulo).

**5.1.3. Influencia en los resultados de factores globales y regionales**

A la hora de medir la eutrofización acuática, la metodología del CML 2000 utiliza los factores globales desarrollados por Heijungs *et al.* (1992). Como ya se detalló en la sección 4 del capítulo 6, dichos factores de caracterización no tienen en cuenta ni la diferenciación espacial ni el transporte de sustancias. Para observar el efecto que tiene la utilización de factores regionales, los resultados obtenidos con factores del CML 2000 se han confrontado con los obtenidos utilizando los factores para Galicia desarrollados en el capítulo 6 (Tabla 7.10).

**Tabla 7.10. Factores de caracterización del CML 2000 y de Galicia**

<i>Sustancia</i>	<i>Medio de emisión</i>	<i>Factor de caracterización (CML 2000)</i>	<i>Factor de caracterización (Galicia)</i>
N-NH <sub>3</sub>	Aire	0,42	0,19
N-NO <sub>3</sub>	Aire	0,42	0,21
N	Aire	0,42	0,42
N-NO <sub>2</sub>	Aire	0,42	0,21
N-NO	Aire	0,42	0,21
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Aire	1	1
P	Aire	3,06	3,06
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Agua	0,42	0,29
DQO	Agua	0,022	0,022
N-NO <sub>3</sub>	Agua	0,42	0,29
N-NO <sub>2</sub>	Agua	0,42	0,29
N	Agua	0,42	0,29
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Agua	1	1
P	Agua	3,06	3,06
N	Suelo	0,42	0,26
P	Suelo	3,06	0,09

La Tabla 7.11 recoge los valores absolutos resultantes de utilizar ambos tipos de factores así como la variación relativa que se produce al utilizar uno u otro conjunto de factores. Como se puede apreciar, las variaciones son importantes llegando a alcanzar reducciones de más del 25% (EDAR 10) o por encima del 15% en 8 de las 13 EDARs estudiadas si se usan factores regionales.

**Tabla 7.11.** Resultados para la EA con dos grupos de factores de caracterización

EDAR	EA CML (kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq.)	EA Galicia (kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq.)	Variación relativa (%)
1	21.038	16.869	20
2	33.573	27.634	18
3	12.440	10.370	17
4	31.944	26.658	17
5	18.247	13.921	24
6	10.326	8.974	13
7	35.527	33.958	4
8	31.010	28.933	7
9	16.479	13.777	16
10	1.674	1.219	27
11	5.137	3.841	25
12	12.417	10.965	12
13	11.635	10.584	9

El empleo de diferentes factores de caracterización no sólo afecta a los resultados finales de la categoría de impacto sino también a la contribución relativa de las sustancias involucradas en la misma. En ese sentido, si se utilizan los factores gallegos en vez de los del CML 2000, la importancia relativa del PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> aumenta en todos los casos (Tabla 7.12); en el caso del NH<sub>4</sub><sup>+</sup> el efecto es el contrario y se produce una disminución de la importancia relativa (Tabla 7.12); no obstante estas variaciones no modifican el orden de significancia de las sustancias y aquellas que más contribuyen al impacto son las mismas. Esto es debido a que la sustancia que más contribuye al impacto en 11 de las 13 EDARs es el PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> emitido al agua, contaminante que tiene el mismo factor de caracterización en ambos casos ya que no se ve afectado por la diferenciación espacial o el uso de factores de transporte (Tabla 7.10). No obstante, en otros casos prácticos donde las principales sustancias eutrofizantes fueran otras (por ejemplo, sistemas agrícolas donde las emisiones de N y P al suelo tienen gran importancia), la aplicación de unos u otros factores puede hacer variar la selección de cuáles son los compuestos que más contribuyen al impacto y por tanto, las conclusiones del análisis.



**Tabla 7.12.** Contribución relativa del  $PO_4^{3-}$  y  $NH_4^+$  en agua a la EA si se usan los factores de caracterización del CML 2000 y de Galicia

EDAR	% $PO_4^{3-}$ (agua)	% $PO_4^{3-}$ (agua)	% $NH_4^+$ (agua)	% $NH_4^+$ (agua)
	CML 2000	Galicia	CML 2000	Galicia
1	39%	48%	19%	16%
2	47%	57%	36%	30%
3	50%	60%	2%	1%
4	48%	58%	40%	33%
5	24%	32%	34%	31%
6	45%	52%	33%	26%
7	81%	85%	11%	8%
8	79%	85%	8%	6%
9	38%	46%	32%	26%
10	33%	45%	10%	10%
11	31%	41%	42%	39%
12	61%	69%	29%	22%
13	70%	77%	16%	12%

Los factores desarrollados en el capítulo 6 permiten, teniendo en cuenta el nutriente limitante, calcular la eutrofización potencial en tres ecosistemas diferentes: aguas continentales (suponiendo que todo el P se consume allí), rías (suponiendo que se consume todo el N y todo el P) y océano Atlántico (asumiendo que todo el N se consume en el mar). La utilización de estos factores permite profundizar en el análisis del impacto de una manera que sería imposible con factores que no realizan esta distinción, como los del CML 2000. Esta evaluación diferenciada para cada uno de los tres ecosistemas puede ser de interés en situaciones como:

- Cuando interese evaluar la influencia de la localización de una EDAR, por ejemplo, si se quiere estudiar qué variación en la eutrofización potencial produciría si la planta estuviese vertiendo su efluente en un río, en una ría o directamente al océano.

- Cuando interese evaluar la incidencia en uno de los tres ecosistemas especialmente, por ejemplo, si nos interesase conocer cómo afectan las EDARs a la acuicultura marina.

La Tabla 7.13 presenta los valores de eutrofización potencial por h.e. de cada EDAR utilizando los factores específicos para cada ecosistema y los factores

genéricos (que no distinguen entre ecosistemas) del CML 2000. Según los resultados obtenidos con los factores del CML 2000, las EDARs 7 y 8 están entre las tres que mayor eutrofización acuática causan, pero esto cambia cuando los resultados se observan desde el punto de vista de la eutrofización potencial en las aguas oceánicas, donde su impacto en comparación con otras plantas es mucho menor (posiciones 6 y 11 en una ordenación decreciente del impacto). Por el contrario, la EDAR 6 que ocupa la cuarta posición según los resultados del CML 2000, es la instalación de mayor impacto cuando se analiza separadamente el ecosistema marino. Estos cambios se justifican por la relación de concentración por h.e. de compuestos con fósforo y con nitrógeno en el efluente de cada EDAR. Aquellas EDARs que presenten unas altas concentraciones de compuestos con fósforo pero algo más bajas de compuestos nitrogenados en el efluente (EDARs 7 y 8), presentarán unos valores altos de eutrofización con factores genéricos como los del CML 2000 y por tanto estarán entre las EDARs que más contribuyen al impacto. Pero estas mismas EDARs ocupan puestos más bajos cuando se ordenan en función de la eutrofización potencial que pueden provocar exclusivamente en el océano, ya que en este caso sólo se tienen en cuenta los compuestos nitrogenados. De forma inversa, aquellas EDARs que presentan concentraciones altas de compuestos nitrogenados y algo más bajas de compuestos con fósforo en el efluente (EDAR 6) son de las que más contribuyen a la eutrofización del océano, pero utilizando factores sin diferenciación de ecosistemas se ordenan en puestos más bajos. La ordenación de las EDARs en función de su impacto potencial sobre las aguas continentales y las rías es similar a la que se obtiene al utilizar factores sin diferenciación de ecosistemas. En el caso de las aguas continentales, al tenerse en cuenta exclusivamente los compuestos con fósforo, que son los que más contribuyen al impacto en casi todas las EDARs, tampoco se producen grandes variaciones en la ordenación de las EDARs. En la misma línea, en el caso de las rías, aunque se tienen en cuenta compuestos tanto con nitrógeno como con fósforo, la preponderancia de estos últimos provoca que la ordenación de las EDARs en función de la eutrofización se vea escasamente afectada.

**Tabla 7.13.** Eutrofización potencial ( $\text{kg PO}_4^{3-} \text{ eq./ h .e.}$ ) para aguas continentales, rías, océano y general (CML 2000)

EDAR	Aguas continentales	Rías	Océano	CML 2000
1	0,57	0,99	0,51	1,23
2	1,52	2,43	1,05	2,95
3	0,52	0,76	0,30	0,91
4	0,88	1,42	0,60	1,70
5	0,41	0,89	0,61	1,17
6	2,01	2,83	1,36	3,26
7	4,40	4,88	0,74	5,11
8	2,73	3,09	0,48	3,32
9	1,07	1,78	0,96	2,13
10	0,44	0,73	0,40	1,01
11	0,73	1,60	0,94	2,14
12	2,64	3,56	1,10	4,03
13	2,03	2,49	0,57	2,74

## 5.2. Toxicidad terrestre

La aplicación del lodo en tierras agrícolas es el principal responsable de la toxicidad terrestre, debido a los metales pesados que este contiene. El mercurio y el cromo son los principales causantes del impacto, contribuyendo, de media, al  $51,0\% \pm 13,0$  y  $31,2\% \pm 11,0$ , respectivamente. La cantidad de lodo producida en las EDARs depende de diversos aspectos, aunque destacan dos principalmente, que afectan en direcciones contrarias: la presencia de un tratamiento secundario incrementa la producción de lodo y la existencia de digestión anaerobia provoca una importante reducción en la misma (Hospido *et al.* 2008). Las 13 EDARs analizadas aquí tienen tratamiento secundario, pero ninguna cuenta con digestión anaerobia, lo que justifica en cierta medida los valores similares de producción de lodo (Tabla 7.3).

En cuanto a su contenido en metales pesados, todas las instalaciones cumplen sobradamente con los estándares legales; de hecho los valores obtenidos indican que se encuentran muy por debajo de los valores límites establecidos por la legislación (European Economic Community, 1986) e incluso por debajo de los valores más restrictivos propuestos por la European Commission (2000) para una futura revisión de la legislación actual (Tabla 7.14).

**Tabla 7.14.** Concentración de metales pesados en lodo (mg/kg materia seca)

	<i>Valor límite (EEC, 1986)</i>	<i>Valor límite (EC, 2000)</i>	<i>E 1</i>	<i>E 2</i>	<i>E 3</i>	<i>E 4</i>	<i>E 5</i>	<i>E 6</i>
Hg	16-25	10	0,9	1,64	0,94	1,03	0,57	0,79
Cr	1.000-1.750	1.000	9,50	62,0	123	123	39,0	70,3
Cu	1.000-1.750	1.000	139	564	308	195	278	274
Cd	20-40	10	1,5	1,0	3,0	1,5	1,0	1,7
Ni	300-400	300	3,8	24,0	102	70,3	29,0	82,5
Pb	750-1.200	750	9,8	220	101	70,0	97,0	93,0
Zn	2.500-4.000	2.500	107	1.000	827	804	429	1.747

	<i>Valor límite (EEC, 1986)</i>	<i>Valor límite (EC, 2000)</i>	<i>E 7</i>	<i>E 8</i>	<i>E 9</i>	<i>E 10</i>	<i>E 11</i>	<i>E 12</i>	<i>E 13</i>
Hg	16-25	10	0,60	0,65	0,94	0,95	0,54	1,17	3,49
Cr	1.000-1.750	1.000	60,5	60,0	56,0	47,5	50,5	64,5	41,5
Cu	1.000-1.750	1.000	990	247	269	291	330	556	521
Cd	20-40	10	1,0	1,5	1,7	2,0	2,0	3,5	2,0
Ni	300-400	300	23,3	26,8	32,7	23,5	40,0	49,0	20,0
Pb	750-1.200	750	148	112	78,7	57,0	60,0	47,0	140
Zn	2.500-4.000	2.500	476	463	323	531	271	299	530

### 5.3. Consumo de electricidad

El consumo de electricidad es un elemento clave en el comportamiento ambiental global de una EDAR. Si se ignoran las emisiones generadas en la producción de esa electricidad, se estará ignorando alrededor del 30% de las emisiones de CO<sub>2</sub> y el cambio climático asociado (Azapagic *et al.*, 2004). Por otro lado, el consumo de energía contribuye de manera muy importante a los costes operacionales y de mantenimiento de una EDAR, representando, por ejemplo, el 50% de los costes operacionales en plantas de tratamiento de menos de 10.000 h. e. en Grecia (Tsagarakis *et al.*, 2003; Tsagarakis *et al.*, 2000). Por tanto una reducción no es sólo un reto ambiental sino también un reto económico. De hecho, el uso de energía ha sido identificado como uno de los principales indicadores de desarrollo sostenible para sistemas de tratamiento de aguas (Palme *et al.*, 2005).

En este trabajo, y tal y como se indicó en la sección 3.3, se han utilizado datos de producción de electricidad basados en el perfil español (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, 2005). Dicho perfil está claramente

dominado por el uso de combustibles fósiles (57,6%) y por ello se ha realizado un análisis de sensibilidad para comprobar la influencia del tipo de perfil en los resultados. Tomando como ejemplo la EDAR 13, la más influenciada por la electricidad, se han calculado los valores de normalización (Tabla 7.15) usando en vez del perfil español, la distribución correspondiente a Portugal (principalmente producción a partir de combustibles fósiles: 80,8%), a Francia (principalmente producción nuclear: 72,9%) y a Noruega (mayoritariamente producción renovable: 99,2%). Los resultados obtenidos muestran que las diferencias en la producción de la electricidad afectan, como era de esperar, al valor absoluto de algunas categorías de impacto (especialmente acidificación, descenso de recursos abióticos y calentamiento global) pero el comportamiento ambiental general se mantiene debido al dominio de la eutrofización acuática y la toxicidad terrestre.

**Tabla 7.15.** *Análisis de sensibilidad del perfil eléctrico*

País <sup>a</sup>	Fuente de energía (%) <sup>b</sup>			Valores normalizados para la EDAR 13						
	CF	N	R	EA	TT	AC	AR	CG	PO	DO
ES	57,6	23	19,4	2,20	0,65	0,25	0,32	0,16	0,02	0,002
PO	80,8	2,6	16,6	2,20	0,67	0,44	0,45	0,22	0,04	0,006
FR	11,4	72,9	15,7	2,18	0,61	0,15	0,04	0,05	0,01	0,001
NO	0,5	0,3	99,2	2,18	0,60	0,12	0,004	0,02	0,002	0,001

<sup>a</sup> ES = España, PO = Portugal, FR = Francia, NO = Noruega; <sup>b</sup> CF = Combustibles fósiles; N = Nuclear; R = Renovables (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, 2005; BUWAL 250, 1996).

Por otra parte, se ha estudiado la distribución del consumo de electricidad por subsistemas, observándose que el subsistema 2 domina en todas las EDARs, debido en particular al consumo eléctrico asociado a los aireadores (Tabla 7.3). En el caso de las plantas con biondenifro (EDARs 1 y 10) y tratamiento aeróbico-anóxico (EDARs 5 y 9), los consumos eléctricos de los aireadores son similares (Tabla 7.3). Esta similitud es extensible al consumo eléctrico total, los porcentajes de depuración y el impacto ambiental global de las plantas (Tablas 7.3, 7.8 y 7.9), y por tanto en estos casos no es posible concluir que la influencia de la operación sea significativa. Por el contrario, en las EDARs con aireación prolongada la operación sí influencia los resultados, ya que cinco plantas (EDARs 6-7 y 11-13) presentan un elevado consumo en la aireación ( $73,58 \pm 21,20$  kWh/h.e.) mientras que las otras cuatro que usan esa tecnología (EDARs 2-4 y 8) presentan valores

mucho menores ( $29,1 \pm 11,0$  kWh/h.e.); diferencia que no se ve reflejada en una mayor eficacia de tratamiento (Tabla 7.3). Como ejemplo más claro, la EDAR 4 consume mucha menos electricidad por unidad funcional que la EDAR 12 (29,29 kWh frente 112,1 kWh), eliminando más DQO (96% frente 81%), más  $\text{NH}_4^+$  (22% frente 0%) y más  $\text{PO}_4^{3-}$  (38% frente a 0%).

Además de los distintos tipos de tratamiento secundario, el uso de centrífuga o filtro banda para el tratamiento de los lodos es otra de las principales diferencias tecnológicas entre las distintas EDARs propuestas (Tabla 7.1). El uso de un tipo u otro de sistema no tiene influencia sobre el impacto ambiental de la EDAR, porque la contribución al consumo eléctrico global es, en todos los casos, muy pequeña (menor del 4%).

## 6. Conclusiones

Las principales conclusiones de este capítulo son:

- El consumo de electricidad, la emisión de nutrientes y el uso de los lodos en agricultura son los principales responsables del impacto global de las plantas estudiadas, lo que está en línea con estudios similares previos.

- En cuanto a la comparación de tecnologías existentes para el tratamiento secundario, los tratamientos biodenitrógeno (EDARs 1 y 10) y aeróbico-anóxico (EDARs 5 y 9) son las opciones más favorables desde el punto de vista ambiental, ya que obtienen eficiencias de eliminación de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  mejores que mediante aireación prolongada (EDARs 2-4, 6-8 y 11-13), consumiendo generalmente menos electricidad y generando cantidades similares de lodo.

- La utilización de factores regionales afecta de manera significativa a los resultados globales de la categoría de eutrofización acuática, que es la principal categoría de impacto en las EDARs analizadas. Con respecto a las principales sustancias responsables del impacto, la utilización de factores regionales no provoca grandes variaciones porque el factor de caracterización del  $\text{PO}_4^{3-}$  en el efluente, que es claramente el principal contribuyente a la eutrofización acuática en la mayoría de EDARs, no se ve afectado por la regionalización. Por otro lado, se ha demostrado que la utilización de factores de caracterización para tres ecosistemas diferentes (aguas continentales, rías y océano) permite un análisis más detallado del impacto y una comparación más exhaustiva entre EDARs, ya

que el aporte de cada planta al impacto varía significativamente de un ecosistema a otro.

- Se ha estudiado la influencia de la operación en el comportamiento ambiental de cada EDAR teniendo en cuenta el tipo de tratamiento secundario que utilizan. En el caso de las plantas que usan biodenitro (EDARs 1 y 10) y tratamiento aeróbico-anóxico (EDARs 5 y 9), la influencia del manejo no ha sido significativa ya que se han obtenido valores similares de consumo, depuración e impacto ambiental. En el caso de las plantas que usan aireación prolongada (EDARs 2-4, 6-8 y 11-13), la operación de las mismas sí que influye el comportamiento ambiental, con variaciones en el consumo de electricidad y niveles de depuración que afectan a los impactos ambientales asociados.

## 7. Referencias

- Althaus, H.J, R. Hischier, M. Osses, A. Primas, S. Hellweg, N. Jungbluth y M. Chudacoff (2004). Report n°. 8: Life cycle inventories of chemicals. Ecoinvent Database v. 1.1. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Zurich, Suiza.
- Aboussouan, L., D. van de Meent, M. Schönnenbeck, M. Hauschild, K. Delbeke, J. Struijs, A. Russell, H.A. Udo de Haes, J. Atherton, W. van Tilborg, C. Karman, R. Korenromp, G. Sap, A. Baukloh, A. Dubreuil, W. Adams, R. Heijungs, O. Jolliet, A. de Koning, P. Chapman, T. Ligthart, F. Verdonck, R. van der Loos, R. Eikelboom y J. Kuyper (2004). Declaration of Apeldoorn on LCIA of non-ferrous metals. Apeldoorn, Holanda.
- APHA, American Public Health Association (1985). Standard methods for examination of water and wastewater. Washington, Estados Unidos.
- Azapagic, A., S. Perdan y R. Clift (2004). Sustainable development in practice. Case studies for engineers and scientists. John Wiley & Sons, Ltd. West Sussex, Reino Unido.
- Bengtsson, M., M. Lundin y S. Molander (1997). Life cycle assessment of wastewater systems: Case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities. Report 1997:9. Chalmers University of Technology. Gotemburgo, Suecia.
- Buwal 250 (1996). Data base. Swiss Federal Environmental Protection Agency. Berna, Suiza.
- Consello de Contas de Galicia (2004). Informe de fiscalización da Sociedade Galega de Medio Ambiente S.A. [En Gallego]. Santiago de Compostela,

- España. Disponible en: [http://www.parlamentodegalicia.es/sites/ParlamentoGalicia/BibliotecaConselloContasGalicia/INF.DEF.-SOGAMA2004\(gallego\)-pdf.pdf](http://www.parlamentodegalicia.es/sites/ParlamentoGalicia/BibliotecaConselloContasGalicia/INF.DEF.-SOGAMA2004(gallego)-pdf.pdf).
- Dewent, R.G., M.E. Jenkin, S.M. Saundres y M.J. Pilling (1998). Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. *Atmospheric Environment* **33**, 2429-2441.
- Doka, G. (2003). Report N° 13: Life cycle inventories of waste treatment services. Ecoinvent Database v. 1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Suiza.
- European Commission, EC (2000). Working documents on sludge 3rd draft. Disponible en: [http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/sludge\\_en](http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/sludge_en).
- European Economic Community, EEC (1986). Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Official Journal of the European Communities, L 181/1986.
- Gallego, A., L. Rodríguez, A. Hospido, M.T. Moreira y G. Feijoo (2008). Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. *International Journal of LCA*. Enviado.
- Guinée, J., A. Koning, D. Pennington, R. Rosenbaum, M. Hauschild, S. Olsen, S. Molander, T.M. Bachmann y R. Pant (2004). Bringing science and pragmatism together - A tiered approach for modelling toxicological impacts in LCA. *International Journal of LCA* **9**(5), 320-326.
- Guinée, J. B., M. Gorreé, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Weneger, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin y M. Huijbregts (2001). Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Bilthoven, Holanda.
- Heijungs, R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Weneger, P. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin y H. de Goede (1992). Environmental life cycle assessment of products. Centre of Environmental Science (CML). Leiden University. Leiden, Holanda.
- Hobson, J. (2000). CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from waste water handling. Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Publications. Ginebra, Suiza.



- Hospido, A., M.T. Moreira y G. Feijoo (2008). A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *International Journal of LCA* **13**(1), 57-64.
- Hospido, A., M.T. Moreira, M. Martín, M. Rigola y G. Feijoo (2005). Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes. *International Journal of LCA* **10**(5), 336-345.
- Hospido, A., M.T. Moreira, M. Fernández-Couto y G. Feijoo (2004). Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *International Journal of LCA* **9**(4), 261-271.
- Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden y D. Xiaosu (2001). Intergovernmental Panel of Climate Change 2001: The scientific basis. Cambridge University Press. Cambridge, Londres.
- Huijbregts, M. A. J., L. Breedveld, G. Huppes, A. de Koning, L. van Oers y S. Suh (2003). Normalisation figures for environmental life-cycle assessment: The Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the world (1990 and 1995). *Journal of Cleaner Production* **1**(7), 737-748.
- Huijbregts, M.A.J., J.B. Guinée y L. Reijnders (2001). Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment, III: Export of potential impact over time and space. *Chemosphere* **44**(1), 59-65.
- Huijbregts, M.A.J., U. Thissen, J.B. Guinée, T. Jager, D. Kalf, D. van De Meent, A.M.J. Ragas, A. Wegener Sleeswijk y L. Reijnders (2000). Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere* **41**(4), 541-573.
- Huijbregts, M.A.J. (1999). Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. Faculty of Environmental Science. University of Amsterdam. Amsterdam, Holanda.
- Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (2005). Boletín 7. Eficiencia energética y energías renovables. Madrid, España.
- IDEMAT-2001 (2001). Inventory data of materials. Faculty of Design, Engineering and Production. Delft University of Technology. Delft, Holanda.
- Jenkin, M.E. y G.D. Hayman (1999). Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. *Atmospheric Environment* **33**, 1775-1793.

- Kärroman, E. y H. Jönsson (2001). Normalising impacts in an environmental systems analysis of wastewater systems. *Water Science and Technology* **43**(5), 203-300.
- Larsen, H.F. y M. Hauschild (2008). Review of existing LCA studies on waste water treatment technologies. SETAC Europe 18<sup>th</sup> Annual Meeting, 25-29 de Mayo. Varsovia, Polonia.
- Larsen, H.F., M. Birkved, M. Hauschild, D. Pennington y J. Guinée (2004). Evaluation of selection methods for toxicological impacts in LCA - Recommendations for OMNIITOX. *International Journal of LCA* **9**(5), 307-319.
- Lassaux, S., R. Renzoni y A. Germain (2007). Life cycle assessment of water: From the pumping station to the wastewater treatment plant. *International Journal of LCA* **12**(2), 118-126.
- Lundie, S., G.M. Peters y P.C. Beavis (2004). Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning. *Environmental Science and Technology* **38**(13), 3465-3473.
- Lundin, M., M. Bengtsson y S. Molander (2000). Life cycle assessment of wastewater systems: Influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads. *Environmental Science and Technology* **34**(1), 180-186.
- Metcalf, L. y H.P. Eddy (2001). Wastewater engineering. Treatment and reuse. 4<sup>a</sup> edición revisada por Tchobanoglous G., F.L. Burton y H.D. Stensel. Mac Graw Hill. Nueva York, EEUU.
- Monterroso, C., P. Kidd y F. Macías (2003). Bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended soils as affected by soil parent material. 7<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 15-19 de Junio. Uppsala, Suecia.
- Mossier, A.R (1993). Nitrous oxide emissions from agricultural soils. IPCC Workshop proceedings: Methane and Nitrous Oxide, Methods in National Emissions Inventories and Options for Control. Bilthoven, Holanda.
- NIST, National Institute of Standards and Technology (1995). NIST SRM 2781 Dried Domestic Sludge. Washington, EEUU.
- Palme, U., M. Lundin, A.M. Tillman y S. Molander (2005). Sustainable development indicators for wastewater systems-researchers and indicator users in a co-operative case study. *Resources, Conservation and Recycling* **43**(3), 293-311.
- Pennington, D.W., (2001). Current issues in the characterisation of toxicological impacts. *International Journal of LCA* **6**(2), 89-95.

- Redfield, A.C., B.H. Ketchum y F.A. Richards (1963). The influence of organism on the composition of seawater. En: I.P.M.N. Hill (eds.). The composition of seawater. Comparative and descriptive oceanography. The sea: ideas and observations on progress in the study of seas. Londres, Gran Bretaña.
- Renou, S., J.S. Thomas, E. Aoustin y M.N. Pons (2008). Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *Journal of Cleaner Production* **16**(10), 1098-1115.
- Roeleveld, P.J., A. Klapwijk, P.G. Eggels, W.H. Rulkens y W. van Starckenburg (1997). Sustainability of municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology* **35**(10), 221-228.
- Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor y H.L. Miller (2007). Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Gran Bretaña y Nueva York, Estados Unidos.
- Suh, Y.J. y P. Rousseaux (2001). Considerations in life cycle inventory analysis of municipal wastewater treatment systems. COST 624 WG Meeting, 26-27 de Abril. Bologna, Italia.
- Tillman, A.M., M. Svingby y H. Lundström (1998). Life cycle assessment of municipal waste water systems. *International Journal of LCA* **3**(3), 145-157.
- Tsagarakis, K.P., D.D. Mara y A.N. Angelakis (2003). Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems. *Water, Air, and Soil Pollution* **142**(1-4), 187-210.
- Tsagarakis, K.P., D.D. Mara, N.J. Horan y A.N. Angelakis (2000). Small municipal wastewater treatment plants in Greece. *Water Science and Technology* **41**(1), 41-48.
- Vidal, N., M. Poch, E. Martí y I. Rodríguez-Roda (2002). Evaluation on the environmental implications to include structural changes in a wastewater treatment plant. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **77**, 1206-1211.
- World Meteorological Organisation (1999). Scientific assessment of ozone depletion: 1998. Report n° 44. Ginebra, Suiza.
- World Meteorological Organisation (1995). Scientific assessment of ozone depletion: 1994. Report n° 37. Ginebra, Suiza.
- World Meteorological Organisation (1992). Scientific assessment of ozone depletion: 1991. Report n°. 25. Ginebra, Suiza.

## Capítulo 8

### Conclusiones generales

El ACV es una reconocida metodología de gestión ambiental cuya aplicación se ha extendido de forma extraordinaria en la presente década. En el caso concreto de la fase de evaluación del impacto, la evolución ha sido muy importante en los últimos años y esta memoria ha buscado contribuir a dicha evolución mediante el desarrollo de factores regionales para las categorías de impacto de eutrofización acuática y terrestre, usando como zona de estudio una región donde dichos impactos tienen importancia como Galicia.

Se presentan a continuación las principales conclusiones de cada una de las secciones que componen esta memoria, para finalizar con algunas propuestas de investigaciones futuras que podrían continuar el trabajo realizado en esta tesis doctoral.

### ***Inventarios de emisiones***

Los inventarios de emisiones de  $\text{NH}_3$  y  $\text{NO}_x$  en Galicia aquí presentados son, a nuestro entender, los más exhaustivos realizados para esta región. En su elaboración se ha buscado incluir el mayor número de fuentes posibles y utilizar las metodologías de cálculo más actualizadas.

En el caso del  $\text{NH}_3$ , las emisiones del ganado (principalmente vacuno y pollos de engorde) dominan totalmente con una contribución de casi el 90% de las emisiones, siendo la aplicación de fertilizantes (mayoritariamente urea) el segundo foco en importancia. En lo referente al origen de las fuentes, la contribución de las fuentes naturales resultó insignificante en comparación con las fuentes de origen antropogénico.

Los principales focos de incertidumbre a nivel cuantitativo coincidieron con las mayores fuentes de emisiones: el ganado y la aplicación de fertilizantes. Entre las fuentes de menor importancia, la ausencia de factores de emisión más específicos para incendios, bosques, animales domésticos (especialmente en el caso de los perros) y humanos (sobre todo para el cálculo de las emisiones asociadas a la transpiración y a los fumadores) son la razón por la que dichos focos también presentaron una gran incertidumbre asociada.

Las emisiones antropogénicas fueron también las dominantes en el caso del  $\text{NO}_x$ , donde las fuentes móviles e industriales se identificaron como los principales focos con una contribución del 90% de las emisiones. Le siguieron en importancia los incendios, las emisiones de origen agrícola (uso de fertilizantes y

quema de residuos agrícolas) y los suelos. Para regiones especialmente afectadas por incendios como Galicia, se debe prestar especial atención a la variabilidad interanual, puesto que su contribución puede variar significativamente el total de emisiones de NO<sub>x</sub>.

Los principales focos de incertidumbre fueron los asociados a las emisiones provocadas por maquinaria para agricultura, pesca y sector forestal y por el transporte marítimo y ferroviario debido a la ausencia de datos pormenorizados para Galicia, y las asociadas a los suelos y a los incendios, en este caso por la escasa especificidad de los factores de emisión empleados.

### ***Factores de caracterización***

Este trabajo ha supuesto el primero en el que se han calculado factores de caracterización y valores de normalización para Galicia en las categorías de eutrofización terrestre y acuática.

Para la eutrofización terrestre, se obtuvieron valores de factores de caracterización significativamente menores que los disponibles para toda España, demostrando esta diferencia la necesidad de calcular dichos factores. Por otro lado, se confirmó la utilidad del exceso acumulado como indicador de categoría, porque permite obtener factores de caracterización estables y errores de caracterización despreciables con variaciones menores en las emisiones (< 100 t), que son las que se barajan habitualmente en ACV.

En cuanto a la eutrofización acuática, las discrepancias encontradas en la comparación de los factores de caracterización obtenidos en la bibliografía, demostraron la importancia del uso de la diferenciación espacial y, especialmente, de la aplicación de factores de transporte. Además, por primera vez se han calculado factores de caracterización para tres ecosistemas diferentes (aguas continentales, rías y océanos) basándose en las características ecológicas particulares de dichos ecosistemas.

### ***Aplicación práctica del ACV a EDARs***

La inclusión de un caso práctico permitió comprobar la utilidad y aplicabilidad de los factores desarrollados en los capítulos anteriores.

La evaluación de 13 EDARs de menos de 20.000 h.e. de Galicia permitió identificar el consumo de electricidad, la emisión de nutrientes y el uso de los lodos para agricultura como los principales responsables del impacto ambiental de

dichas instalaciones. Con respecto a las tecnologías usadas en el tratamiento secundario, biondiphos y aeróbico-anóxico resultaron ser más eficaces ambientalmente que la aireación prolongada al conseguir mayores eficacias de eliminación de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ , consumiendo menos electricidad y generando cantidades similares de lodo. Además, el impacto asociado a la aireación prolongada está fuertemente influenciado por la operación, produciéndose importantes variaciones en el consumo de electricidad y en los niveles de depuración alcanzados por cada una de las plantas que operan con esta tecnología; efecto que no se detectó en los otros dos tratamientos.

La utilización de factores de caracterización regionales en la categoría de eutrofización acuática (categoría de mayor significancia a la vista de los resultados de la normalización) produjo, en cada EDAR, variaciones significativas en el valor global del impacto y en menor medida en la importancia relativa de las principales sustancias contribuyentes. Por otro lado, el uso de factores diferenciados para tres ecosistemas (aguas continentales, rías y océano) permitió un análisis más detallado del impacto, ya que la contribución de cada EDAR al impacto variaba de manera significativa de un ecosistema a otro.

### ***Futuras investigaciones***

Asociadas a estas conclusiones, surgen una serie de posibles líneas futuras de investigación que ayudarían a complementar el trabajo realizado en esta tesis.

En lo relativo a los inventarios de emisiones, los trabajos deberían encaminarse hacia la reducción de la incertidumbre. En el caso del  $\text{NH}_3$ , los esfuerzos deberían centrarse en la obtención de factores de emisión específicos gallegos para el cálculo de las emisiones del ganado. En cuanto al  $\text{NO}_x$  en Galicia, las prioridades deberían ser, por un lado, la mejora de la calidad de los datos a nivel gallego (tipos de vehículo, edad, potencia...) para el tráfico marítimo, ferroviario y de vehículos agrícolas, forestales y pesqueros y, por el otro, el desarrollo de factores más específicos, en este caso para las emisiones asociadas a incendios y a los suelos.

En lo referente al desarrollo de los factores de caracterización de eutrofización terrestre y acuática, las futuras investigaciones deberían continuar la mejora aquí iniciada, avanzando en la cadena de causalidad y en la diferenciación temporal. Dichos avances tienen el importante reto de establecer una mejor

definición de los efectos del impacto, pero manteniendo la practicabilidad del ACV.

Todas estas mejoras deberán realizarse desde la transparencia y completa trazabilidad, características de las que en ocasiones se adolece en las metodologías de EICV actualmente desarrolladas. La estimación de la incertidumbre cuantitativa de los factores de caracterización de todas las categorías de impacto ayudaría a consolidar la credibilidad del ACV.

Desde el punto de vista práctico, sería interesante realizar comprobaciones, al menos en los procesos más comunes en el ACV (distintos tipos de tratamiento de residuos, de aguas, de transporte de productos...) de hasta qué punto dichos procesos están influenciados por la utilización de factores regionales o generales. Estas comprobaciones servirían de primera aproximación para los usuarios del ACV, que en el caso de no disponer de factores regionales y de ser estos necesarios, podrían valorar el hecho de desarrollarlos o tener en cuenta una mayor incertidumbre en el caso de usar factores generales.







