

**Convenio sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia
Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y el Seguimiento de
los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques**

y
**Programa de la Unión Europea
para la Protección de los Bosques contra la Contaminación Atmosférica**

Comisión Económica
de las Naciones Unidas
para Europa

Comisión Europea

Estado de los bosques en Europa



Informe de 2000

Elaborado por el:

**Centro Federal de Investigación en el Sector de
la Silvicultura y los Productos Forestales (BFH)**



© CEPE y CE, Ginebra y Bruselas, 2000

Autorizada la reproducción, salvo con fines comerciales y
siempre que se indique la fuente

ISSN 1020-5924

Impreso en Alemania

**Convenio sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia
Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y el Seguimiento de
los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques**

y

**Programa de la Unión Europea
para la Protección de los Bosques contra la Contaminación Atmosférica**

Comisión Económica
de las Naciones Unidas
para Europa

Comisión Europea

Estado de los bosques en Europa

Informe de 2000

**Elaborado por el: Centro Federal de Investigación en el Sector de la
Silvicultura y los Productos Forestales (BFH)**

Las designaciones empleadas y la presentación del material en este informe no representan la opinión de la Secretaría de las Naciones Unidas en relación con el estatuto jurídico de un país, territorio, ciudad o zona, o de sus autoridades, o en relación con la delimitación de sus fronteras o confines.

Agradecimientos

La Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa y la Comisión Europea desean expresar su agradecimiento a todas las personas e instituciones que han contribuido a la elaboración del presente Informe y, especialmente,

al Centro Federal de Investigación en el Sector de la Silvicultura y los Productos Forestales – Centro de Coordinación del Programa del ICP Forests, así como a los Centros Nacionales de Coordinación por los datos suministrados;

a los autores R. Fischer, W. De Vries, W. Seidling, P. Kennedy, M. Lorenz;

por el estudio específico "Estado de las hayas en Europa", a J. Eichhorn y U. Paar;

por el estudio específico "Efectos del nitrógeno, ciclo del nitrógeno y aportación a los ecosistemas forestales", a P. Gundersen y M. Lutz;

por el estudio específico "Secuestro de carbono por los bosques europeos", a W. De Vries, G. J. Reinds, P. Gundersen y J. Klap;

así como a J. Claridge y T. Lübker.

Índice

Prefacio	i
Repercusiones de los factores de estrés medioambiental sobre los bosques europeos – Perspectiva general y resumen	iii
1. El sistema de seguimiento paneuropeo	1
2. Estado de la copa en 1999 y su evolución en el pasado	3
2.1 Introducción	3
2.2 Estado de la copa en 1999	3
2.3 Evolución del estado de la copa	4
<i>Estudio específico: Estado de la copa del haya en Europa</i>	7
3. Análisis de las causas del daño mediante estadísticas con múltiples variables	9
4. Resultados del seguimiento intensivo de los ecosistemas forestales y de los estudios conexos	11
4.1 Introducción	11
4.2 Depósitos atmosféricos	12
4.3 Estado de la copa	15
4.4 Composición química foliar	16
4.5 Reservas de elementos en el suelo	17
<i>Estudio específico: Función del nitrógeno (N) en los ecosistemas forestales</i>	19
<i>Estudio específico: Secuestro de carbono por los bosques europeos – evaluación basada en los datos del seguimiento de los bosques –</i>	23
5. Conclusiones y recomendaciones	26
Bibliografía y Anexos	28

Prefacio



Tengo el placer de presentar el último Informe sobre el estado de los bosques elaborado por el Programa de cooperación internacional para la evaluación y el seguimiento de los efectos de la contaminación atmosférica en los bosques y por la Comisión Europea bajo los auspicios del Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa. En dicho informe se recogen los resultados más recientes del programa de seguimiento de los bosques, que ofrecen información importante para los responsables políticos y para el público en general.

La preocupación por los efectos de la contaminación atmosférica sobre los bosques tiene una larga historia. El Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia fue el primer instrumento internacional jurídicamente vinculante que afrontó los problemas de la contaminación atmosférica sobre una amplia base regional. Dicho Convenio

acaba de cumplir 20 años de actividades fructíferas destinadas a disminuir, en Europa y América del Norte, los efectos de los contaminantes atmosféricos a través del control de las emisiones. En la fase inicial del Convenio, los signatarios reconocieron la importancia de cuantificar los efectos como base para el desarrollo de estrategias para reducir la contaminación. Se creó un grupo de trabajo sobre los efectos y se establecieron Programas de cooperación internacional (ICP) para evaluar las graves consecuencias de la contaminación.

El temprano seguimiento del estado de los bosques en la década de los 80 se centró esencialmente en la evaluación del estado de la copa. Si bien este seguimiento ofreció una prueba generalizada del daño forestal, se hizo patente la necesidad de realizar estudios más intensivos sobre los factores locales y de estrés, así como sobre el estado biológico y químico del ecosistema, para establecer los nexos entre causa y efecto. Ello resultó particularmente importante para evaluar la contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud de los bosques. Actualmente, se realiza un seguimiento sobre dos niveles de intensidad: una perspectiva general a gran escala del estado de los bosques, que incluye un gran número de parcelas de seguimiento, y estudios detallados en un número restringido de zonas para determinar las reacciones del ecosistema forestal frente a los múltiples factores de estrés.

El valor de los datos obtenidos no es importante únicamente para los intereses del Convenio y de la Comisión Europea en la salud de los bosques. En los últimos años, organizaciones ajenas a estas áreas de trabajo han reconocido la utilidad de dichos datos. Los científicos y otras organizaciones han podido beneficiarse de los datos obtenidos por el Programa. Esperamos que en el futuro estos datos puedan contribuir a la investigación y a la toma de decisiones en

áreas tan importantes como la biodiversidad, el cambio climático y el secuestro de carbono.

A pesar del éxito del programa, ha llegado el momento oportuno de revisar sus actividades y de concretar la mejor manera de alcanzar sus objetivos en el futuro. Este proceso ya ha comenzado y, de hecho, el formato del presente informe varía con respecto al del año anterior para facilitar al público y a los políticos un mejor acceso a la información. En el futuro se prevén nuevas revisiones de las actividades científicas que tendrán como objetivo garantizar un seguimiento eficaz de los efectos de la contaminación atmosférica en los próximos años mediante un mejor entendimiento de las causas del daño y mediante la mejora de los métodos de seguimiento. También se tendrán en cuenta las posibilidades de cooperación con otras organizaciones.

En diciembre de 1999, el Órgano Ejecutivo del Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia aprobó en Gotembur-

go (Suecia) un "Protocolo para acabar con la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico". Este Protocolo, además de ocuparse de las emisiones de varios contaminantes atmosféricos importantes, se basa en sus efectos contaminantes y tiene en cuenta los mismos para definir las obligaciones nacionales en materia de reducción de las emisiones. Este nexo directo de la ciencia con la política, reflejado también en la Estrategia en materia de acidificación y ozono de la Comisión Europea, es un claro indicio de que en el futuro serán necesarias las contribuciones científicas para llevar a cabo una política para acabar con la contaminación. Esperamos que programas como éste ofrezcan la explicación y los resultados científicos necesarios.



Keith Bull
Secretario del Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia



Repercusiones de los factores de estrés medioambiental sobre los bosques europeos – Perspectiva general y resumen

- Los últimos resultados del seguimiento indican claramente que el estado de los bosques europeos está influenciado por las manifestaciones climáticas extremas, por los contaminantes atmosféricos, por la modificación de estado de los suelos, por los ataques de los insectos y por las infecciones de hongos. Casi una cuarta parte de los árboles evaluados se consideran dañados. Es particularmente preocupante el deterioro de la encina y del pino marítimo en algunas zonas de la región mediterránea. El pino silvestre se ha recuperado en algunas regiones orientales de Europa.
- La aportación de azufre ha disminuido en las parcelas de seguimiento, mientras que los niveles de depósito de nitrógeno permanecieron más o menos estables durante la última década. Aproximadamente el 55% de las parcelas objeto de estudio recibieron una aportación de nitrógeno superior a $14 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, lo que constituye un nivel de depósito que puede ocasionar efectos nocivos en los ecosistemas forestales. Sin embargo, estas parcelas no están distribuidas de forma homogénea en Europa.
- La revisión interna del programa puso de manifiesto la importancia de los datos del seguimiento para las cuestiones planteadas en los campos de la biodiversidad, el cambio climático y el secuestro de carbono. Además, resulta obvia la necesidad de una mayor cooperación con otras instituciones.

Estos son algunos de los principales resultados del programa de seguimiento paneuropeo llevado a cabo por la Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas (CEPE) y la Comisión Europea (CE), iniciado en 1985 y en el que participan actualmente 38 países.

Programa de seguimiento

Dentro del programa, el seguimiento extensivo a gran escala se lleva a cabo en una red de 5.700 parcelas, dispuestas en una cuadrícula sistemática, denominada red de Nivel I. Esta red ofrece un buen reflejo anual de las tendencias generales del estado de la copa en Europa. También permite investigar las relaciones a gran escala entre los factores de estrés y el estado de los bosques.

Además, se han creado aproximadamente 860 parcelas de seguimiento intensivo dentro de la llamada red de Nivel II, en las que se llevan a cabo estudios intensivos sobre los factores locales y de estrés, así como sobre el estado biológico y químico de los ecosistemas.

Estado de la copa de los bosques

Hasta la fecha actual, los daños observados en los bosques se han achacado a un sistema complejo de factores múltiples de estrés. Las evaluaciones estadísticas demuestran que la influencia de los factores individuales varía en función de la especie arbórea, del tipo de zona y de la región geográfica. Estos factores pueden considerarse de una forma general o a escala local y regional. De forma general, sobre unos suelos pobres en nutrientes, el depósito de nitrógeno puede acelerar el crecimiento del bosque y alterar el estado de la copa. En rodales saturados de nitrógeno, el nitrato se filtra en las aguas subterráneas y en suelos ácidos puede provocar una emisión de aluminio tóxico. En contraste con los variados efectos del depósito de nitrógeno, los efectos de la aportación de azufre son dañinos en su mayo-

ría, en particular para las acículas del abeto rojo y del pino silvestre.

Otros factores medioambientales revisten mayor importancia regional, por ejemplo las manifestaciones climáticas extremas sufridas en algunas regiones. Se ha demostrado que la sequía tiene efectos nocivos sobre todas las principales especies arbóreas, mientras que los inviernos fríos y las heladas tardías influyen considerablemente en el estado de la copa del pino silvestre y de las especies caducifolias de roble. Los análisis estadísticos también han demostrado una defoliación relativamente importante en suelos acidificados y arenosos y en suelos con una escasa aportación de agua.

Los factores de estrés bióticos tienen principalmente una importancia local y, ocasionalmente, regional. Por ejemplo, la defoliación provocada por los insectos fitófagos está relacionada con el deterioro del roble. Además, en el caso del haya, la producción de semillas guarda relación con un deterioro del estado de la copa.

Debido a estos factores de estrés, el estado y la evolución de los bosques varía en función de las regiones y especies arbóreas. La defoliación media de todas las especies ha registrado el aumento más intenso en zonas de la región mediterránea. De las principales especies arbóreas de esta región, el mayor aumento se produjo en el haya, el pino silvestre y el pino marítimo. Este deterioro tiene su origen en las condiciones climáticas (sequía) y también se sospecha de la nociva influencia del ozono. Por el contrario, en la región subatlántica, la defoliación media ha disminuido considerablemente. La mejora constatada en esta región ha sido más pronunciada en el caso del pino silvestre, tal vez debido a una serie de años con unas favorables condiciones climáticas. Es difícil disociar de estas repercusiones naturales la posible influencia de la fuerte disminución de las aportaciones de azufre.

Estudios más rigurosos demuestran que, por término medio, anualmente mueren menos del 1% de los árboles de la muestra y que se arrancan entre el 1% y el 4% de dichos árboles, en la mayor parte de los casos como consecuencia de prácticas de gestión forestal. Estos valores se sitúan en una franja que puede considerarse normal para los bosques europeos. Por ello, no se ha producido una muerte regresiva a gran escala.

Depósitos, composición química foliar y suelos

En la mayor parte de los casos, los depósitos de azufre han disminuido y ha aumentado la importancia relativa de las aportaciones de nitrógeno. En la práctica totalidad de las parcelas del Nivel II evaluadas, el depósito anual de N resultó ser superior al de S. Los resultados del seguimiento también demuestran que los depósitos de nitrógeno y de azufre alcanzan concentraciones más elevadas de ambos elementos en las acículas de pinos silvestres y abeto rojos. Las concentraciones de calcio, magnesio y potasio en las hojas de los árboles se relacionan principalmente con las concentraciones de estos elementos presentes en el suelo. Se han analizado los contenidos de estos cationes básicos y del nitrógeno en los suelos (reservas de elementos) y, mediante el uso de modelos estadísticos, se han elaborado previsiones para un período de 10 años. Suponiendo que las aportaciones de nitrógeno permanezcan estables, pueden esperarse cambios importantes en las reservas de nitrógeno en el 25% de las parcelas investigadas.

Secuestro de carbono

Las concentraciones de dióxido de carbono en la atmósfera constituyen un tema central en la investigación ac-

tualmente en curso sobre el cambio climático. Utilizando datos del seguimiento de las parcelas de los Niveles I y II, se ha llevado a cabo un estudio sobre el almacenamiento de carbono (secuestro) en los ecosistemas forestales. Dicho estudio demuestra que la absorción neta de carbono por parte de los bosques en Europa podría explicar una parte importante (aproximadamente el 40%) del fenómeno, hasta el momento inexplicado, denominado "sumideros de carbono". Además, los resultados demuestran que el secuestro de carbono por parte de los bosques se debe, sobre todo, a un aumento neto del crecimiento de los bosques. A largo plazo, la inmovilización del carbono en el suelo parece muy limitada.

Orientaciones futuras

La revisión interna recientemente finalizada demostró que, ante los complejos procesos de los ecosistemas forestales, será prioritaria la evaluación integrada de los datos del programa, combinados en parte con datos externos. Otra tarea que tendrá mayor importancia será la de garantizar una mayor calidad de las crecientes bases de datos. Resulta obvio que estas crecientes bases de datos ofrecen mucha información necesaria sobre el alcance y la influencia de la contaminación atmosférica sobre los bosques. En los próximos años, la evaluación de los daños causados por el ozono y las concentraciones atmosféricas de ozono aumentará el conocimiento en este ámbito. Además, las actividades de seguimiento del ICP Forests aportarán otros aspectos importantes para la política forestal como la biodiversidad, el cambio climático, la gestión sostenible de los bosques y el secuestro de carbono.



Más información disponible en las siguientes direcciones de Internet:

<http://www.dainet.de/bfh/inst1/12>

(ICP Forests)

<http://europa.eu.int/comm/dg06>

(Comisión Europea)

<http://www.fimci.nl>

(Instituto de Coordinación del Seguimiento Intensivo de los Bosques)

1. El sistema de seguimiento paneuropeo

Contexto político

A principios de la década de los ochenta, el deterioro del estado de la copa de los árboles forestales empezó a suscitar un gran interés general. Como respuesta a la creciente inquietud de que el motivo de esa degradación pudiese radicar en la contaminación atmosférica, en 1985 se estableció el Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y Seguimiento de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques (ICP Forests) con arreglo al Convenio sobre la contaminación atmosférica fronteriza a gran distancia de la CEPE. En 1986, el Consejo aprobó el Programa de protección de los bosques contra la contaminación atmosférica; el Reglamento (CEE) n° 3528/86 del Consejo sentó el fundamento jurídico para la cofinanciación de las evaluaciones. Las actividades de seguimiento persiguen los objetivos de la Resolución S1 de Estrasburgo, la Resolución H1 de Helsinki y la Resolución L2 de la Conferencia Ministerial de Lisboa sobre la protección de los bosques europeos.

El seguimiento del estado y la evolución de los bosques se ha llevado a cabo con arreglo a estos programas de la CEPE y la CE. Actualmente participan 38 países en los programas, que incluyen evaluaciones con arreglo a métodos normalizados y constituyen una importante plataforma para el intercambio de conocimientos especializados. Los resultados y las recomendaciones sirven de base científica para la elaboración de políticas sobre el control de la contaminación atmosférica y otras políticas medioambientales, con arreglo a la normativa del Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia y de la CE y en el seno de los países participantes.

Objetivos del programa

Un importante resultado del proceso de revisión recientemente finalizado lo constituyen los objetivos siguientes:

- ofrecer un balance periódico sobre la variación espacial y temporal del estado de los bosques en relación con los factores de estrés antropogénicos (en particular la contaminación atmosférica) así como con los factores de estrés naturales sobre una red sistemática europea y nacional a gran escala (Nivel I);
- contribuir a una mejor comprensión de las relaciones existentes entre el estado de los ecosistemas forestales y los factores de estrés antropogénicos (en particular la contaminación atmosférica) y los factores de estrés naturales, mediante un seguimiento intensivo en una serie de parcelas de observación permanentes seleccionadas distribuidas por toda

Europa (Nivel II) y estudiar la evolución de importantes ecosistemas forestales en Europa;

- lograr una mayor comprensión de las interacciones existentes entre los distintos componentes de los ecosistemas forestales mediante la recopilación de la información disponible procedente de estudios pertinentes;
- contribuir, en estrecha cooperación con el ICP, a la realización de modelos y mapas para el cálculo de los niveles y cargas críticas y sus excedentes en los bosques y mejorar la colaboración con otros programas de seguimiento medioambiental dentro y fuera del CLRTAP;
- contribuir, a través de actividades de seguimiento, a otros aspectos importantes para la política forestal a escala nacional, paneuropea y global, como los efectos del cambio climático en los bosques, la gestión sostenible de los bosques y la biodiversidad forestal;
- ofrecer información pertinente a los responsables políticos y al público en general.

En diciembre de 1999, varios temporales causaron daños de consideración en los bosques europeos. Los países más castigados fueron Francia, Dinamarca, Suiza y las regiones meridionales de Alemania. Se calcula que el volumen global de todos los árboles tirados y destrozados por el viento alcanza aproximadamente los 180 millones de m³ lo que representa la cifra más alta registrada en Europa a lo largo de los siglos. En Francia el volumen correspondiente equivale a dos veces y media la producción total anual de madera. Varias parcelas del Nivel I y del Nivel II resultaron completamente destrozadas o gravemente dañadas por los temporales. Únicamente podrá determinarse el número exacto de parcelas dañadas tras la evaluación que se llevará a cabo durante el verano de 2000. La evaluación continua permitirá el seguimiento de las reacciones de los ecosistemas forestales.



Estructura del seguimiento

Para alcanzar estos objetivos principales se ha establecido una red sistemática de seguimiento a gran escala (Nivel 1) y un programa de seguimiento intensivo de los bosques (Nivel II). La red de Nivel I abarca aproximadamente 5.700 parcelas permanentes en toda Europa, sistemáticamente dispuestas en una cuadrícula de 16×16 km. Aquí se llevan a cabo evaluaciones anuales del estado de la copa y, además, en algunas parcelas se realizan análisis edafológicos y foliares (Véanse el Cuadro 1-1 y la Figura 1-1).

En el ámbito del seguimiento del Nivel II se han acotado más de 860 parcelas para realizar estudios intensivos. Estas parcelas están situadas en bosques representativos de los ecosistemas forestales más importantes y de las condiciones de crecimiento más generalizadas del país correspondiente. En ellas se mide un mayor número de factores clave (Véanse el Cuadro 1-1 y la Figura 1-1).

Los dos niveles de seguimiento se superponen en lo que respecta a determinados parámetros, lo que puede permitir un aumento de escala de los resultados. Por consiguiente, la información total proporcionada por el sistema de seguimiento es superior a la suma de los resultados de cada uno de los dos niveles, especialmente cuando se integra con otras redes de seguimiento paneuropeas.



Figura 1-1: Distribución de las parcelas de Nivel I y de Nivel II en Europa.

Estudios realizados	Nivel I	Nivel II	
Estado de la copa	anual	anual	Todas las parcelas
Estado foliar	uno hasta la fecha ¹	bienal	Todas las parcelas
Química del suelo	uno hasta la fecha ²	cada 10 años	Todas las parcelas
Química de la solución del suelo	—	continuamente	Algunas parcelas
Crecimiento de los árboles	—	quinquenal	Todas las parcelas
Sotobosque/estrato rasante	—	quinquenal	Algunas parcelas
Depósitos atmosféricos	—	continuamente	Algunas parcelas
Calidad del aire ambiente	—	continuamente	Algunas parcelas
Condiciones meteorológicas	—	continuamente	Algunas parcelas
Fenología	—	opcional	
Teledetección	—	opcional	

¹sobre 1.444 parcelas ²sobre 5.289 parcelas

Cuadro 1-1: Estudios de Nivel I y de Nivel II.

2. Estado de la copa en 1999 y su evolución en el pasado

Resumen

- En 1999 casi una cuarta parte de los 128.000 árboles estudiados en Europa se consideraron dañados.
- En comparación con las evaluaciones del año pasado, el deterioro general del estado de la copa ha sido más lento. Sin embargo, el deterioro del pino marítimo y de la encina ha continuado en algunas zonas de la región mediterránea
- La evolución de la defoliación varía según las diferentes especies y regiones. La defoliación media registra el mayor incremento en zonas de la región mediterránea, mientras que en la región subatlántica ha disminuido considerablemente desde 1994. La mejora constatada en esta región ha sido más pronunciada en el caso del pino silvestre.

2.1 Introducción

Los resultados del estudio transnacional forman parte del estudio realizado en 1999 en la red de cuadrículas de 16×16 km de los 30 países participantes. Las evaluaciones se basan en las 5.764 parcelas de Nivel I de todos los Estados miembros de la UE y de 15 países terceros, realizado por el Centro de Coordinación del Programa de ICP Forests de Hamburgo (Alemania). En total, se estudiaron 128.977 árboles. También se efectuaron estudios nacionales en redes más densas.

Apreciación del estado de la copa

La descripción del estado de un bosque nunca puede tener en cuenta el estado de cada uno de los compo-

nentes del ecosistema forestal. Por ello se recurre a una serie de parámetros clave, uno de los más habituales de los cuales es el estado de la copa. Los principales criterios evaluados con respecto al estado de la copa son la defoliación y la decoloración. La defoliación se evalúa por tramos del 5% agrupados en cinco clases de defoliación de desigual amplitud (Véase la Figura 2-1). El estado de la copa en sí mismo responde a muchos factores de estrés diferentes. Por ello, las cifras de defoliación de un año determinado contienen sólo información limitada sobre la influencia de cada uno de los factores. Sin embargo, la evolución de la defoliación a lo largo de un período determinado puede aportar pruebas referentes a los factores de estrés permanentes como la contaminación atmosférica, siempre que se tengan en cuenta otros factores como la edad.

Desde 1987 se han celebrado anualmente **cursos internacionales de intercalibración**, en los que los jefes de equipos nacionales procedentes de diferentes países se reúnen en los bosques y evalúan la misma muestra de árboles. Los cursos abarcan muchas e importantes especies arbóreas forestales de Europa septentrional, central y meridional. Forman parte del **Programa de control de calidad** de los datos relativos al estado de la copa que incluye un manual de métodos armonizados, guías fotográficas y comprobaciones de la verosimilitud de los datos incluidos en la base de datos. Estas evaluaciones han sido armonizadas en muchas regiones. Sin embargo, en otras regiones se han hecho patentes las diferencias en los niveles de evaluación. La cuantificación de las diferencias mediante cursos de intercalibración de nueva concepción junto con las guías fotográficas y el tratamiento digital de las imágenes constituirán una tarea importante en el futuro.



2.2 Estado de la copa en 1999

En 1999, aproximadamente una cuarta parte (22,6%) de todos los árboles examinados en Europa quedaron clasificados en las categorías de moderada o gravemente dañados. En 1998, el porcentaje fue del 23,1%.

En 1999, casi el 1% de los árboles estaba muerto, el 41% presentaba una ligera defoliación, y más de un tercio (36%) quedó clasificado como sano (véase la Figura 2-1). El estado de la copa era ligeramente mejor en los países de la UE que en toda Europa en su conjunto. De las cuatro especies arbóreas principales, el roble común y el roble albar eran, con gran diferencia, las más afectadas por la defoliación.

2.3 Evolución del estado de la copa

La comparación de los años 1994 y 1999 muestra cambios importantes en la defoliación media en casi la mitad de las

parcelas europeas. El porcentaje de parcelas en las que el estado de la copa se ha deteriorado (23,4%) es ligeramente superior al porcentaje de parcelas en las que se ha recuperado (21,4%). Comparado con el período comprendido entre 1992 y 1998, la diferencia entre parcelas que han empeorado (31,2%) y parcelas que han mejorado (15,4%) ha disminuido, lo que significa que el deterioro general se ha ralentizado en los últimos años.

En la mayor parte de las diez regiones climáticas diferenciadas en Europa [2], no existe una tendencia clara, pero las parcelas que se deterioran se concentran en algunas partes de la denominada región mediterránea (inferior). Esta región incluye amplias áreas de Portugal, sur de España y Francia, zonas de Italia y de Croacia. En ellas la defoliación media de todas las especies ha aumentado considerablemente en los últimos cinco años. Estudios intensivos demuestran que el estado de la copa del haya, del pino silvestre y del pino marítimo se ha deterio-

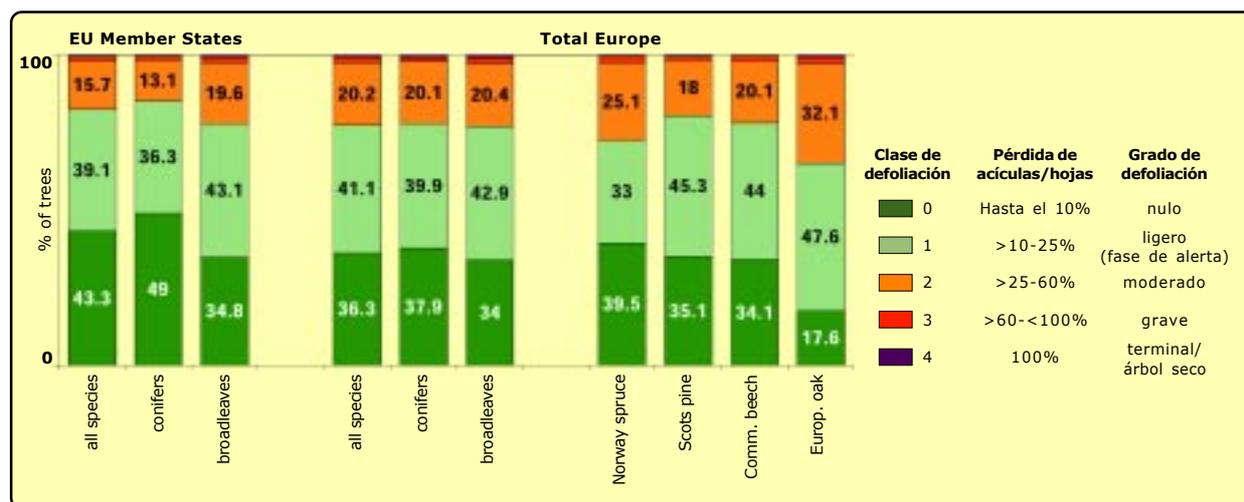


Figura 2-1: Proporción de árboles por clase de defoliación y por especie (grupos). Total de Europa y de la UE, 1999.

Entre 1992 y 1999, **las tasas de mortalidad anual** de las principales especies arbóreas se situaron entre el 0,1% y el 0,8%. Anualmente se arrancan de las parcelas entre el 1% y el 4% de los árboles. Estos valores se sitúan en una franja que puede considerarse normal para los bosques europeos objeto de gestión. Por ello, no se espera una muerte regresiva a gran escala. Sin embargo, en el caso de algunas especies y regiones se registró localmente una elevada mortalidad (por ejemplo, el roble común).

Por término medio, la defoliación de los árboles arrancados era comparable a la defoliación de la muestra total de todos los árboles estudiados. Esto demuestra que la gestión de los bosques difícilmente incide sobre los valores medios de defoliación. Los árboles clasificados como severamente dañados mostraron una tasa de mortalidad considerablemente más elevada en los siete años siguientes, al tiempo que aumentó la proporción de árboles arrancados. Por otro lado, se recuperó una gran proporción de árboles severamente dañados.



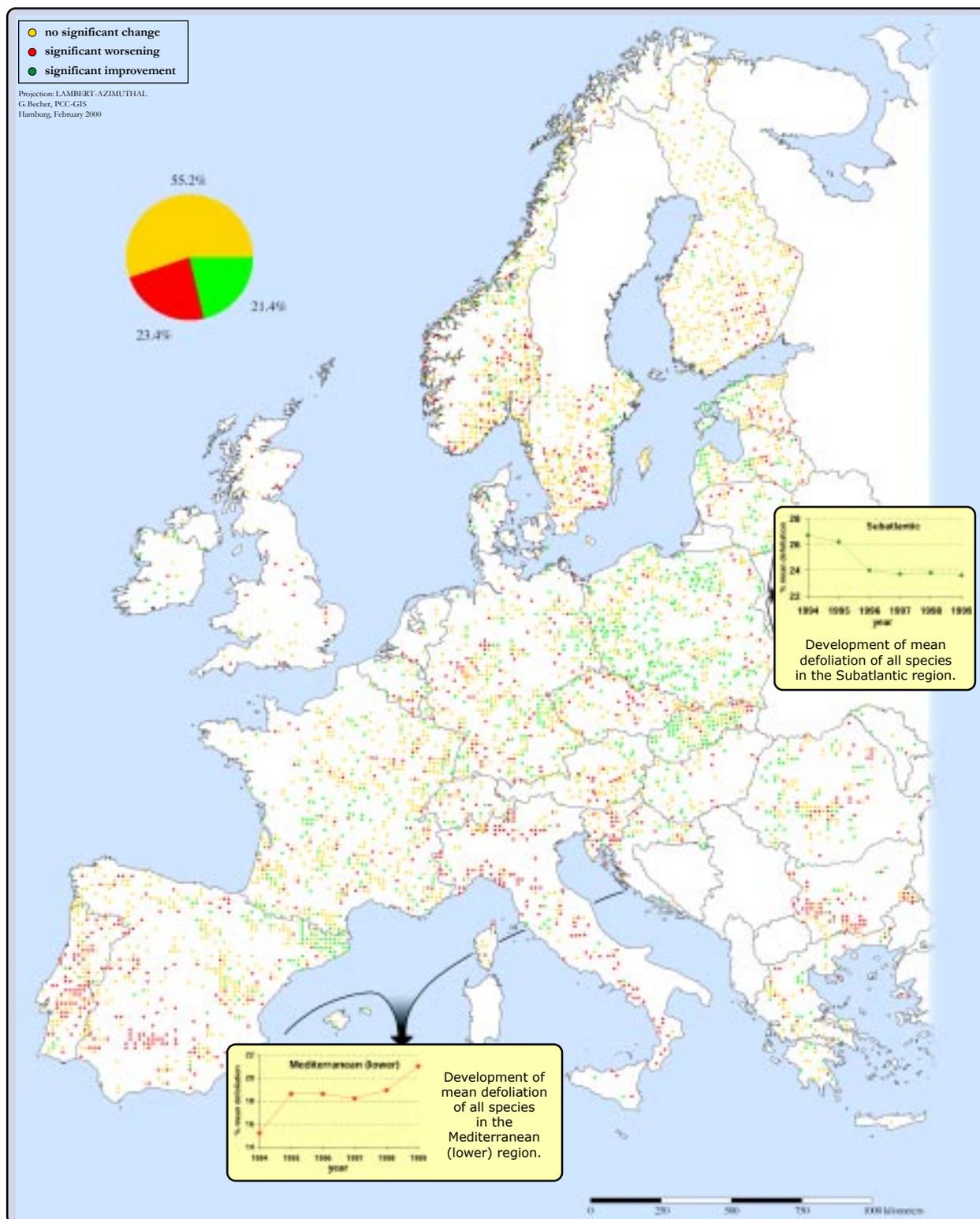


Figura 2-2: Cambios en la defoliación media por parcela de todas las especies entre 1994 y 1999 (Francia: entre 1997 y 1999) y evolución de la defoliación media en dos de las diez regiones climáticas.

(No se han estudiado los cambios cuando se han modificado los métodos nacionales de evaluación o cuando esta actividad ha empezado después de 1994. Los cambios se definen como significativos cuando eran superiores en un 5% al nivel de probabilidad de 95% y más.)

rado de forma especial en esta región. Por ejemplo, el porcentaje de pino marítimo clasificado como indemne en la región mediterránea (inferior) disminuyó del 65% al 38% durante este período, debido probablemente a una serie de años secos, a los ataques de los insectos y a las infecciones por hongos. Entre los agentes contaminantes atmosféricos, se sospecha que el ozono ha provocado efectos especialmente nocivos en esta región [1]. Se espera recibir más información tan pronto como estén disponibles los datos del seguimiento del ozono a gran escala.

Las parcelas en las que se observa una recuperación son más numerosas en la denominada región subatlántica que incluye a Polonia, oeste de Eslovaquia, República Checa y este de Alemania. Esta recuperación se atribuye fundamentalmente a las favorables condiciones climáticas de los últimos años. Es difícil distinguir de estas repercusiones naturales la posible influencia de la fuerte disminución de las aportaciones de azufre. La recuperación fue más pronunciada en el caso del pino silvestre; en la región subatlántica el porcentaje de pinos clasificados como dañados disminuyó del 46% al 26% en los últimos cinco años.

La evolución de la defoliación media en las seis principales especies arbóreas europeas revela un deterioro general. Sin embargo, las tendencias deben evaluarse con respecto a cada una de las especies arbóreas y, preferentemente, a escala regional (Véase la Figura 2-3).

El pino silvestre es la única gran especie arbórea que muestra una considerable mejora continua en la defoliación media durante los últimos cinco años. Es la especie arbórea más habitual en las parcelas de Nivel I y se encuentra presente en la mayoría de las regiones climáticas. Sin embargo, la mejora general del estado de su copa debe interpretarse con precaución debido a que existen diferencias en la evolución en función de las regiones: el estado de la copa ha mejorado en la región subatlántica pero ha empeorado en las regiones mediterráneas. Por el contrario, la tendencia del abeto rojo es similar en la mayor parte de las regiones. La defoliación media alcanzó su punto más alto a mediados de la década de los noventa y muestra un nuevo aumento al final de dicha década. Según las observaciones efectuadas en las parcelas del sistema de seguimiento en toda Europa, se ha producido un ligero deterioro en el estado del haya, debido principalmente a la evolución en las partes meridionales de Europa mientras que en otras partes de Europa la defoliación ha oscilado. Por primera vez desde 1991 la defoliación media del roble común disminuyó en 1999. Esta mejora del estado de la copa se ha observado en todas las regiones en las que crece esta especie. El pino marítimo y la encina sólo crecen en la parte meridional de Europa: en algunas zonas se ha observado un creciente deterioro del pino marítimo y un deterioro de la encina en 1999 después de una breve recuperación durante 1997 y 1998.

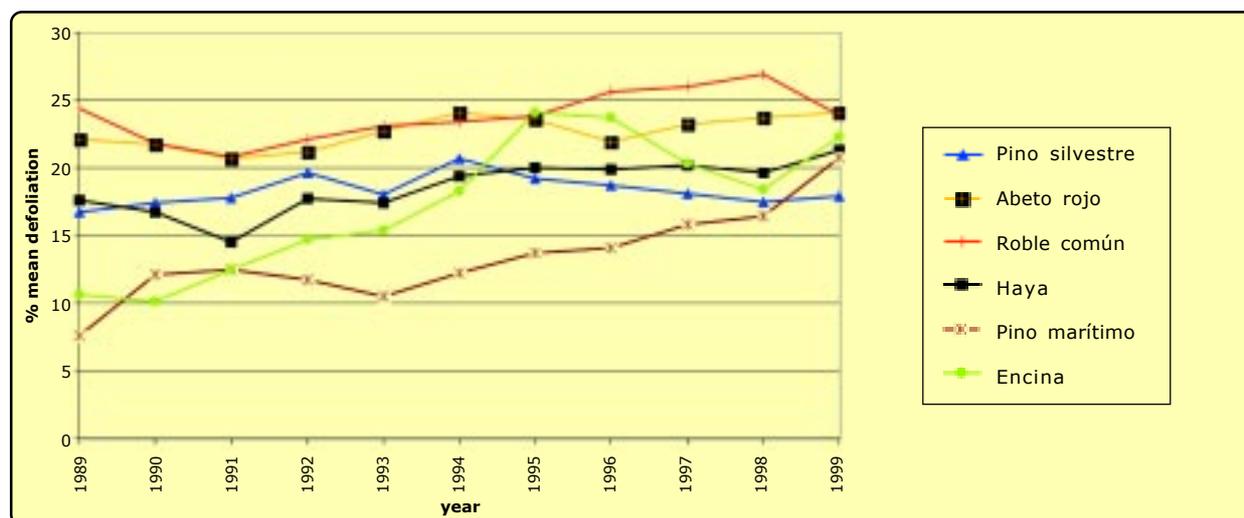


Figura 2-3: Evolución de la defoliación media de las principales especies de árboles europeos (Sólo se ha calculado la evolución de la defoliación de los árboles que fueron objeto de un seguimiento continuo entre 1989 y 1999. En todos esos años, el error típico para el pino silvestre, el abeto rojo, la encina y el haya común se mantuvo por debajo del 0,4 %; en el caso de las otras dos especies, siempre fue inferior al 0,6 %. Debido a los cambios introducidos en los métodos de evaluación, los datos franceses se excluyen de la serie temporal.)

Bibliografía: UN/ECE and EC. 2000. Lorenz, M., Becher, G., Fischer, R., Seidling, W. Forest Condition in Europe. 2000 Technical Report. UN/ECE and EC, Geneva and Brussels.

Estudio específico:

Estado de la copa del haya en Europa

- Según las observaciones efectuadas en las parcelas del sistema de seguimiento paneuropeo, el estado del haya ha sufrido un ligero deterioro. Sin embargo, el riesgo de una muerte regresiva a gran escala se considera pequeño.
- Un mayor crecimiento de la biomasa aérea, derivado posiblemente de las aportaciones atmosféricas de nitrógeno, no puede ser sinónimo de una mejora de la estabilidad ecológica de los ecosistemas forestales ya que la investigación sobre los sistemas radiculares sugiere que puede darse un desequilibrio entre la biomasa aérea y la biomasa subterránea. Se supone que se ha reducido la capacidad de reacción de los árboles ante los factores de estrés medioambiental.
- Los estudios realizados en Alemania revelan una creciente producción de semillas en los últimos años. Este fenómeno podría haber dificultado el metabolismo de los árboles y ser parcialmente responsable del deterioro observado en el estado de la copa.

Introducción

A lo largo de muchos siglos, el haya (*Fagus sylvatica*) ha sido la especie arbórea más común en Europa antes de que la influencia humana cambiara la composición arbórea de la mayor parte de los bosques. Los bosques de hayas están ampliamente extendidos y constituyen ecosistemas característicos en amplias zonas de Europa [4]. Se extienden desde el sur de Escandinavia hasta casi el Mediterráneo y desde el Atlántico hasta Polonia y los Cárpatos, se dan en las llanuras de las regiones septentrionales y alcanzan el límite de la vegetación arbórea en el sur (p. e. en Grecia; [9, 13]).

En la medida en que el haya es una especie adaptada de forma natural a muchos tipos de suelo en amplias zonas de Europa, su estado constituye un indicador precioso de la vitalidad de los ecosistemas forestales en las cambiantes condiciones ecológicas. El parámetro principal para estudiar la vitalidad de los hayedos es la defoliación. Los estudios intensivos en las parcelas de Nivel II incluyen el seguimiento de la forma de la copa, el incremento del diámetro y la altura, la floración y la producción de semillas así como, en algunas parcelas, estudios sobre la densidad de las raíces y los efectos de los insectos dañinos.

Evolución del estado de la copa

En los últimos años, la defoliación del haya ha empeorado gradualmente en todo el territorio europeo (Véase el Capítulo 2.2). Además de la defoliación media y su desglose por clases de defoliación 0-4, los diagramas de frecuencia de las clases con valores del 5% ofrecen información detallada sobre la evolución del estado de la copa [3] en las parcelas

de Nivel I en toda Europa (véase la Figura 2-4). Resulta evidente que:

- El porcentaje de hayas sin defoliación (clase de defoliación 0%) ha disminuido ininterrumpidamente, desde el 18% (1989) al 3% (1999). Se supone que se ha reducido la capacidad de reacción de las hayas ante los factores de estrés medioambiental [2]. Las hayas que han mantenido la totalidad de su follaje se han convertido en algo poco común.
- Por el contrario, ha aumentado el porcentaje de árboles en las clases de defoliación 20% a 30%.
- Una defoliación de más del 40% se da únicamente en casos excepcionales.

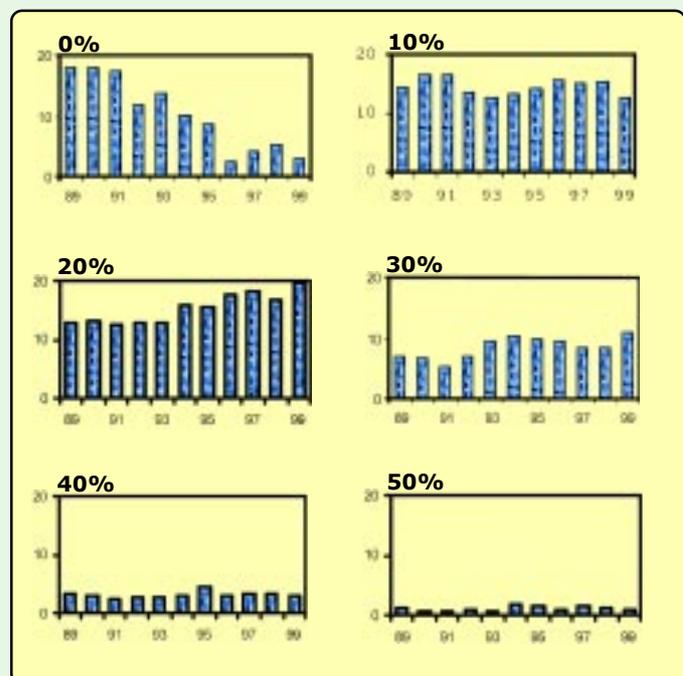


Figura 2-4: Frecuencias de defoliación del haya en las clases seleccionadas con valores del 5%; árboles de una muestra común en 1989-1999 en Nivel I, en toda Europa. Ordenadas: año de evaluación, abscisas: porcentaje de árboles en las clases de defoliación correspondientes.

Forma y morfología de la copa

En los últimos años, se ha desarrollado un método para evaluar la forma y la morfología de la copa, utilizado preferentemente durante el invierno (después [12]). Las características principales de las diferentes clases son:

- Las hayas sanas se caracterizan por un crecimiento vigoroso de los brotes apicales y de los brotes laterales (rama superior).
- En general, en los árboles con una vitalidad menor disminuyó el crecimiento de los brotes apicales. Se siguen formando brotes laterales pero con una frecuencia menor y se trata a menudo de brotes de talla menor (rama del medio).
- Una disminución más importante de la vitalidad provoca estructuras «en forma de garra», formadas como consecuencia de la fuerte disminución del crecimiento de los brotes apicales, sin nuevas ramas laterales (rama inferior).

A diferencia de la defoliación, la forma de la copa varía poco de un año a otro y, por lo tanto, constituye



un criterio adecuado para indicar los cambios a largo plazo en la vitalidad de las hayas. Los resultados de estudios piloto realizados en Alemania demuestran que desde 1988 se produce un deterioro considerable de la estructura de la copa en grupos de árboles de edad comparable. Sin embargo, últimamente se han observado procesos de regeneración.

Producción de semillas

Se ha comprobado que, en un año de hayucos (año de elevada producción de semillas) y en el año siguiente, la longitud de los brotes de las hayas disminuye considerablemente [5]. Además se ha constatado una correlación entre el número y la cantidad de hayucos y la defoliación [6, 8]. El aumento de la producción de semillas detectado en los últimos años podría ser una de las causas del deterioro del estado de la copa [10].



Incremento y crecimiento de las raíces

Se ha llamado la atención sobre el crecimiento acelerado de los rodales [7, 14]. Estudios realizados en Suiza indican que el crecimiento de tallos en los hayedos se ha acelerado recientemente [1, 15]. Se supone que las causas principales de este fenómeno son las concentraciones elevadas de CO₂ en el ambiente, las emisiones atmosféricas eutrofizantes, el cambio climático y el cambio en las actividades de gestión [11].

Unas condiciones de estimulación del crecimiento podrían tener su origen, en parte, en las emisiones atmosféricas de nitrógeno. Éstas se traducen en bajos cocientes C/N (véase el estudio específico p. 19), pero no provo-

can necesariamente una mejora de la estabilidad de los ecosistemas forestales. Una investigación efectuada en 120 árboles en los bosques de Hesse demostró una correlación entre bajos cocientes C/N en el estrato superior del suelo y una biomasa reducida al nivel de las raíces. Además, se demostró que bajos cocientes C/N coincidían con relaciones elevadas entre la biomasa aérea y la biomasa radicular. Ello significa que proporciones más elevadas de nitrógeno en el suelo se corresponden con una biomasa radicular más baja en comparación con la biomasa aérea [2]. Por lo tanto, una elevada emisión de nitrógeno puede disminuir la estabilidad de los ecosistemas de los hayedos, a pesar de potenciar el crecimiento en la superficie.

3. Análisis de las causas del daño mediante estadísticas con múltiples variables

Resumen:

- Utilizando en parte los datos del Nivel I y del Nivel II, se han revisado 23 estudios que analizan mediante estadísticas con múltiples variables los factores que influyen en el estado de la copa de las principales especies arbóreas europeas.
- Los análisis estadísticos han demostrado que los siguientes parámetros influyen en la defoliación: la edad del árbol, la acidez del suelo, los insectos fitófagos y los hongos, las manifestaciones climáticas extremas, la disponibilidad de agua y los contaminantes atmosféricos como los compuestos de azufre y nitrógeno y el ozono.

Introducción

En el capítulo anterior se ofrece una perspectiva general de la situación actual y de la evolución del estado de la copa en los bosques europeos. Los datos relativos al estado de la copa no permiten, por sí solos, explicar ni interpretar las causas que provocan los cambios observados. La utilización de estadísticas con múltiples variables, que tienen en cuenta simultáneamente la influencia y las interacciones de varios factores de estrés, permite analizar los factores que influyen en el estado de los bosques. A tal fin, se han revisado 23 estudios en toda Europa, utilizando en parte los datos del Nivel I y del Nivel II, para tratar de explicar el fenómeno de la defoliación. Al mismo tiempo, en parcelas de Nivel II, se ha analizado la influencia de diferentes factores medioambientales en la defoliación. Los resultados correspondientes se recogen en el capítulo 4.3 y, en general, confirman las conclusiones de la perspectiva general presentada a continuación. En general, debe tenerse en cuenta que en

muchos casos los parámetros estaban interconectados y que no pueden descartarse efectos confusos.

Debe tenerse presente que casi todos los estudios de la perspectiva general se centran en algunas regiones y en las principales especies arbóreas. Para evaluar los efectos del clima y de la contaminación atmosférica, en los 23 estudios revisados se utilizaron datos basados en modelos o interpolados mientras que los resultados de la evaluación del Nivel II (Capítulo 4.3) se basan en datos contrastados.

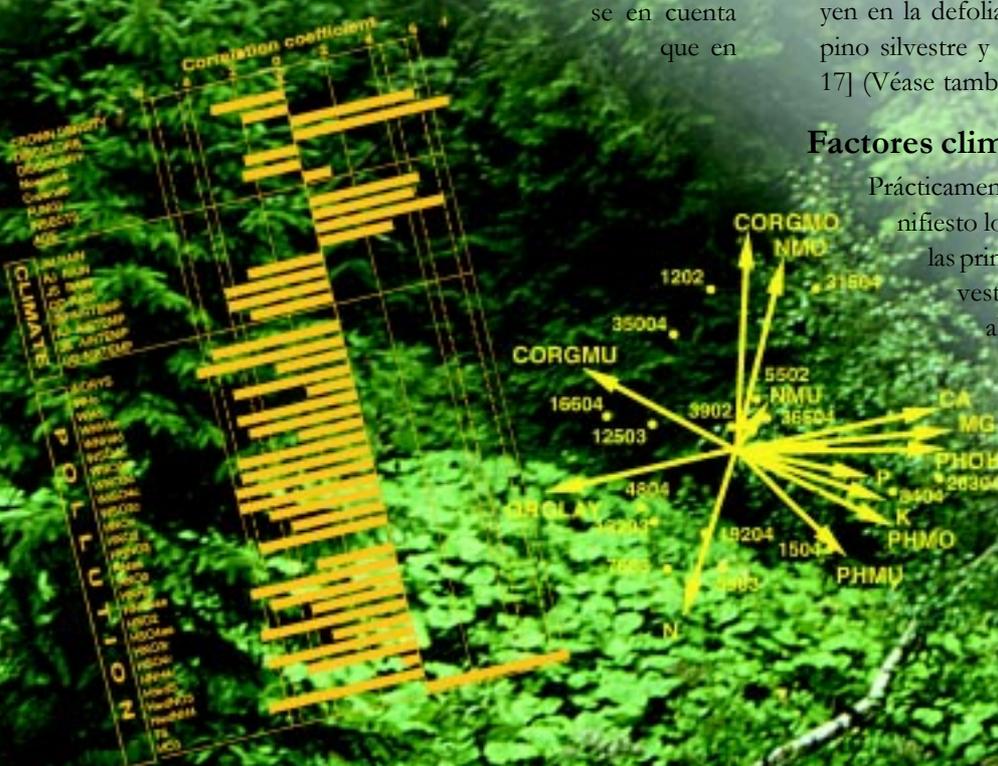
Edad y factores bióticos

- Estadísticamente, la edad es la variable más fuertemente relacionada con el estado de la copa [1, 2, 3, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 15, 17, 19, 24, 26].
- Los insectos y los hongos desempeñan un papel importante, especialmente en el caso de la defoliación de las quercíneas. Su acción puede ser desencadenada por las condiciones climáticas, por factores medioambientales o por cambios poblacionales controlados autóctonamente [9, 17].
- La floración y la fructificación de los árboles influyen en la defoliación, especialmente en el caso del pino silvestre y del haya productor de hayucos [7, 17] (Véase también el estudio específico, p. 7).

Factores climáticos

Prácticamente todos los estudios ponen de manifiesto los efectos nocivos de la sequía sobre las principales especies arbóreas. El pino silvestre, el roble pedunculado y el roble albar parecen verse afectados por los inviernos fríos y las heladas tardías.

Además, los gradientes climáticos tienen una importancia particular para analizar las causas de la defoliación, especialmente si se estudian zonas más amplias [5, 7, 8, 11, 12, 13, 16, 17, 18, 24, 25, 26].



Contaminantes atmosféricos

Diversos estudios también demostraron una influencia estadística de los contaminantes atmosféricos:

- Influencia de los compuestos de azufre. Los compuestos de azufre inciden en la defoliación o decoloración del abeto rojo ya que las acículas de larga vida de esta especie son especialmente vulnerables al depósito y a las altas concentraciones de azufre. Dado que las concentraciones de dióxido de azufre ya se han reducido en amplias zonas de Europa, el daño producido por los compuestos de azufre fue incluso mayor en el pasado [1, 9, 13, 16, 17, 24].
- Efectos del ozono en las diferentes especies arbóreas de hoja ancha. El daño causado por el ozono a los árboles se produce en su mayoría en condiciones de clima mediterráneo. Sin embargo, las concentraciones de ozono también podrían explicar algunas defoliaciones observadas en zonas septentrionales de Europa, donde se llevaron a cabo la mayor parte de los estudios evaluados [5, 9, 10, 11, 13, 14, 17, 18].
- Efectos dañinos y beneficiosos del nitrógeno. Los efectos del nitrógeno dependen en gran medida del área de que se trate. Se producen efectos positivos sobre el estado de la copa en aquellas regiones en las que el suministro de nitrógeno aún parece ser un

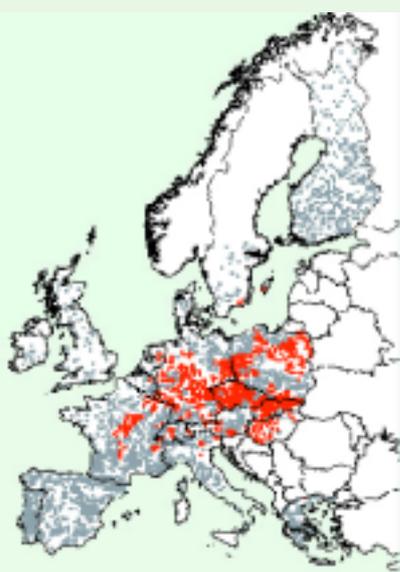
factor que limita el crecimiento de los árboles (p. e. en zonas del Reino Unido). En rodales saturados de nitrógeno (p. e. en los Países Bajos) puede agravar la defoliación (Véase el estudio específico, p. 19) [1, 12, 13].

Influencias transmitidas por el suelo

En los estudios realizados sobre todo en Europa central, se ha demostrado que, al menos en parte, los depósitos atmosféricos son los causantes de los cambios de las características físicas y químicas del suelo. Sin embargo, sólo se han detectado unas pocas relaciones estadísticas importantes:

- **Acidificación:** un bajo pH, bajas concentraciones de calcio o manganeso, una débil saturación básica y concentraciones elevadas de aluminio coinciden con altos niveles de defoliación en el pino silvestre y en el abeto rojo y, parcialmente, en el haya [2, 3, 6, 7, 19].
- **Sequía:** se ha demostrado que la carencia de humedad del suelo tiene una influencia negativa en el estado de la copa, especialmente en el caso del abeto rojo y el haya y, en menor medida, en el pino silvestre [2, 7, 15, 17, 25].
- **Otras relaciones** dependen de circunstancias especiales, en su mayor parte regionales, y no pueden generalizarse.

Bibliografía: Seidling, W., 2000: Multivariate Statistics within Integrated Studies on Tree Crown Condition in Europe – an Overview. United Nations Economic Commission for Europe, European Commission, Geneva, Brussels.



Estrés de sequedad relativa en 1991; calculado para las parcelas de Nivel I.

Integración de los datos del Nivel I con datos meteorológicos externos

Los datos del Nivel I han aportado información importante sobre el estado y la evolución de los bosques europeos. Asimismo, resulta evidente que el valor de estos datos aumenta al fundirlos con otros datos externos. Esta tarea se está llevando a cabo en el Instituto de aplicaciones espaciales del Centro Común de Investigación de Ispra, donde los datos meteorológicos de la serie de datos meteorológicos MARS se están analizando para encontrar las variables explicativas relativas al estado de la copa.

En muchos estudios realizados hasta ahora se ha observado la influencia de las manifestaciones climáticas extremas en la defoliación. Por lo tanto, revestía un interés particular identificar dichas situaciones en cada una de las parcelas a lo largo de varios años. Sobre un sistema celular con referencias geográficas, se calcularon los índices relativos a las heladas invernales y primaverales, así como los índices relativos a golpes de calor y frío. También se realizó un estudio específico sobre la sequía. Posteriormente, estos datos fueron evaluados para encontrar las diferencias con respecto a una media a largo plazo (30 años). La evaluación sigue en curso.

4. Resultados del seguimiento intensivo de los ecosistemas forestales y de los estudios conexos

4.1 Introducción

El objetivo principal del programa de seguimiento intensivo es contribuir a una mejor comprensión del impacto de la contaminación atmosférica y de otros factores que pueden incidir en los ecosistemas forestales. Con respecto al suelo, este año se concede una especial importancia a los cambios que se producen en los nutrientes y al tiempo que debe transcurrir antes de que puedan detectarse tendencias importantes. También se ha incluido información relativa a los depósitos atmosféricos, debido al fuerte aumento del número de parcelas de las que se tienen datos disponibles comparados con el año anterior. Las relaciones entre los factores medioambientales y el estado del ecosistema forestal que han sido estudiadas aparecen reflejadas en la Figura 4-1.

Una vez recopilados, la presentación y validación de los datos son bastante complejas: en las siguientes evaluaciones sólo pudieron utilizarse los datos de 1997 o anteriores. Las evaluaciones únicamente se llevaron a cabo tras realizar intensos controles sobre la fiabilidad de los datos, a la vista de las diferencias en los métodos de evaluación de los mismos, y sobre su coherencia.

Dichos controles incluyeron los resultados de las comparaciones entre laboratorios de los análisis químicos del suelo, del follaje y de los depósitos atmosféricos. Los procedimientos en materia de garantía de calidad y control de calidad se centraron en la composición química de cuatro mediciones principales: depósitos aparentes, trascolación, escurrido del agua por el tronco y solución del suelo, tal como se describe detalladamente en [1].

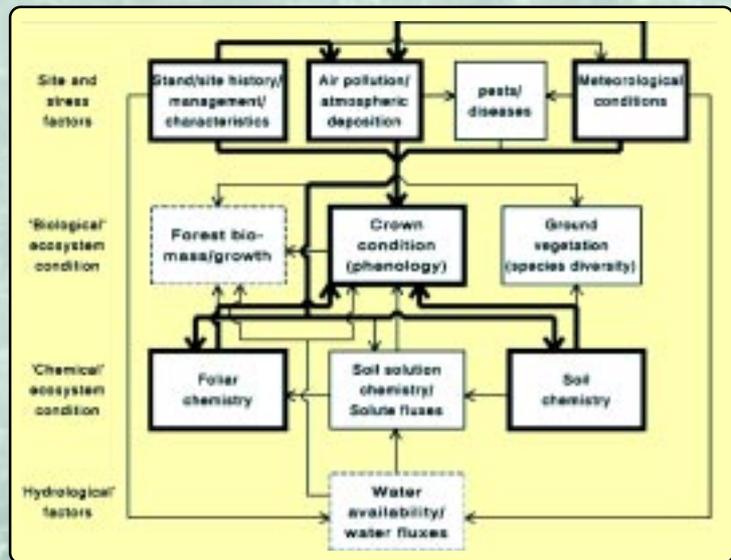


Figura 4-1: Diagrama que ilustra las relaciones entre los factores locales y de estrés y el estado del ecosistema forestal. Los recuadros y las flechas en negrita son objeto de una investigación específica en el informe de este año.



4.2 Depósitos atmosféricos

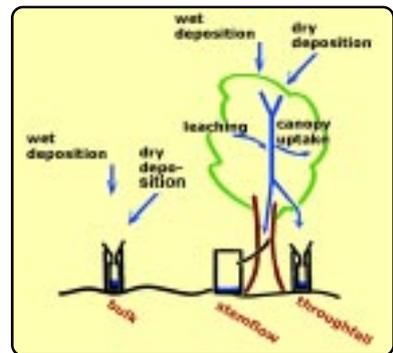
Resumen

- En 1997, las mediciones efectuadas en varios cientos de parcelas dieron como resultado que, en casi todas ellas, tanto los depósitos aparentes como los totales de nitrógeno (N) eran más elevados que los depósitos de azufre (S). Los resultados de 1996 indicaban, en general, unos depósitos de nitrógeno más elevados en Europa occidental.
- Aproximadamente el 55% de las parcelas estudiadas recibieron una aportación de nitrógeno superior a $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, lo que constituye un nivel de depósito que puede hacer peligrar la biodiversidad del estrato rasante. Las parcelas con depósitos elevados de N se concentraban mayoritariamente en Europa central, región que cuenta con la más alta densidad de parcelas de seguimiento intensivo.

Introducción

Los depósitos atmosféricos se midieron en 317 parcelas de Nivel II por debajo de la cubierta forestal (trascología = throughfall). Junto con las mediciones del escurrido del agua por el tronco (stemflow), este método totaliza la contribución de los depósitos húmedos y secos (wet deposition, dry deposition) y refleja la influencia de la absorción (canopy uptake) y lixiviación (leaching) de elementos de las hojas y acículas. Otra importante fuente de información es la medición de los depósitos aparentes (bulk) en 443 campos abiertos cercanos a los rodales. Estas mediciones incluyen valores de los depósitos húmedos y de algunos de los secos, pero no se ven afectados por los intercambios de la cubierta vegetal. Dado que los campos abiertos no filtran el aire como los bosques, las cifras de los depósitos aparentes son en general más bajas. Para obtener información sobre los depósitos

Flujos de la cubierta y medición de los depósitos



totales en los rodales, las cifras de la trascología deben corregirse mediante los efectos de la absorción o la lixiviación de elementos. Esta operación se efectúa comparando la trascología con el depósito aparente, mientras que las correcciones relativas a la absorción de la cubierta vegetal se calculan utilizando modelos. Entre los elementos medidos figuran el SO_4 (sulfato), NH_4 y NO_3 (denominado en lo sucesivo nitrógeno o N).

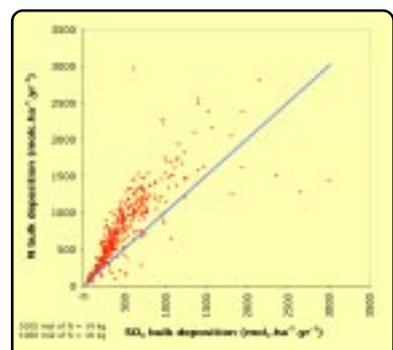
Niveles y variación geográfica de las aportaciones atmosféricas

Aproximadamente el 55% de las parcelas estudiadas había recibido una aportación de nitrógeno (N) superior a $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ ($1000 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), lo que constituye un nivel de depósito que puede hacer peligrar la biodiversidad del estrato rasante. Es probable que el porcentaje de superficie forestal con estas elevadas aportaciones sea menor a escala europea debido a que las parcelas con depósitos elevados de N se concentran, mayoritariamente, en Europa central, región que cuenta con la más alta densidad de parcelas de seguimiento intensivo. En algunos casos, los niveles de depósito medidos pueden acelerar el crecimiento de los árboles, debido a que la mayoría de los bosques tenían, originalmente, un nivel de nitrógeno limitado (véase el Estudio específico, p. 19).

En las regiones objeto de seguimiento en 1996 y 1997, se observó una ligera disminución de los depósitos de azufre, mientras que se observó el fenómeno inverso en el caso de los depósitos de nitrógeno. Como

consecuencia de ello, en 1997 en casi todas las parcelas, tanto los depósitos aparentes como los totales de N parecían ser más elevados que los depósitos de S. Por término medio, el depósito total de N era, aproximadamente, el doble que el depósito de S (véase la Figura 4-2). Estos resultados difieren de los de 1996, en los que los depósitos de N eran, en general, más bajos en las parcelas de Europa central. Se calcula que en 1996, los depósitos totales de N eran aproximadamente un 50% mayores que los depósitos de S.

Figura 4-2: Relaciones entre los flujos anuales de N y SO_4 en los depósitos aparentes en 401 parcelas, 1997. El trazo continuo representa la línea 1:1.



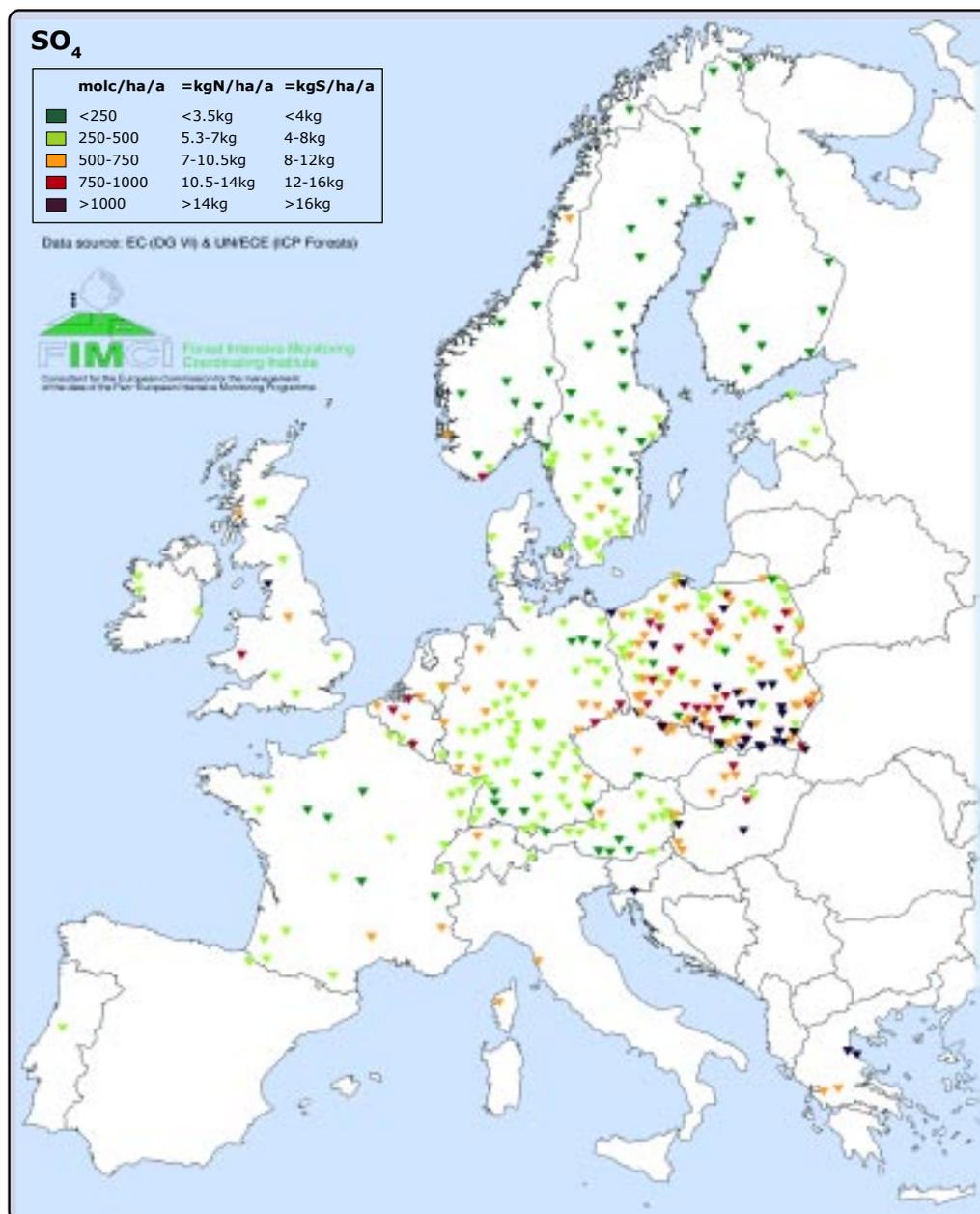


Figura 4-3 (a): Variación geográfica de los depósitos aparentes de sulfato (SO₄) en 1997 en 443 parcelas de seguimiento intensivo.

Como en el año anterior, el nivel de depósitos varía sensiblemente en cada una de las regiones geográficas. Los depósitos atmosféricos de todos los iones aumentaron desde las regiones boreales del norte hasta Europa occidental. Los depósitos de sulfato (SO₄), nitrato (NO₃) y calcio (Ca) eran sensiblemente más elevados en Europa central y oriental, mientras que los de amonio (NH₄) eran ligeramente más elevados en Europa occidental (véase la Figura. 4-3). Se observó una correlación positiva muy importante entre los depósitos atmosféricos de SO₄ y Ca y las precipitaciones, lo que indica que estos iones son depositados en su mayoría por el agua de lluvia.

La mayor disminución de los depósitos de S comparados con los de N es un fenómeno observado general-

mente durante la última década (p. e. [2]). En el momento en el que se suscitó el problema de la «lluvia ácida» (a finales de los 70), el depósito de S era, en general, más elevado que el de N.

Estos cambios se han documentado en un estudio reciente [2] en el que se comparan los flujos anuales de los depósitos aparentes y los flujos de los depósitos de la trascolación en 53 parcelas entre los años 80 y 90. Mientras que las primeras cifras relativas a los depósitos proceden de una recopilación [3], las últimas cifras se basan en los resultados del programa de seguimiento intensivo. Los datos externos se utilizaron porque las series temporales disponibles de Nivel II en los centros de datos europeos eran aún demasiado exiguas. Únicamente se han

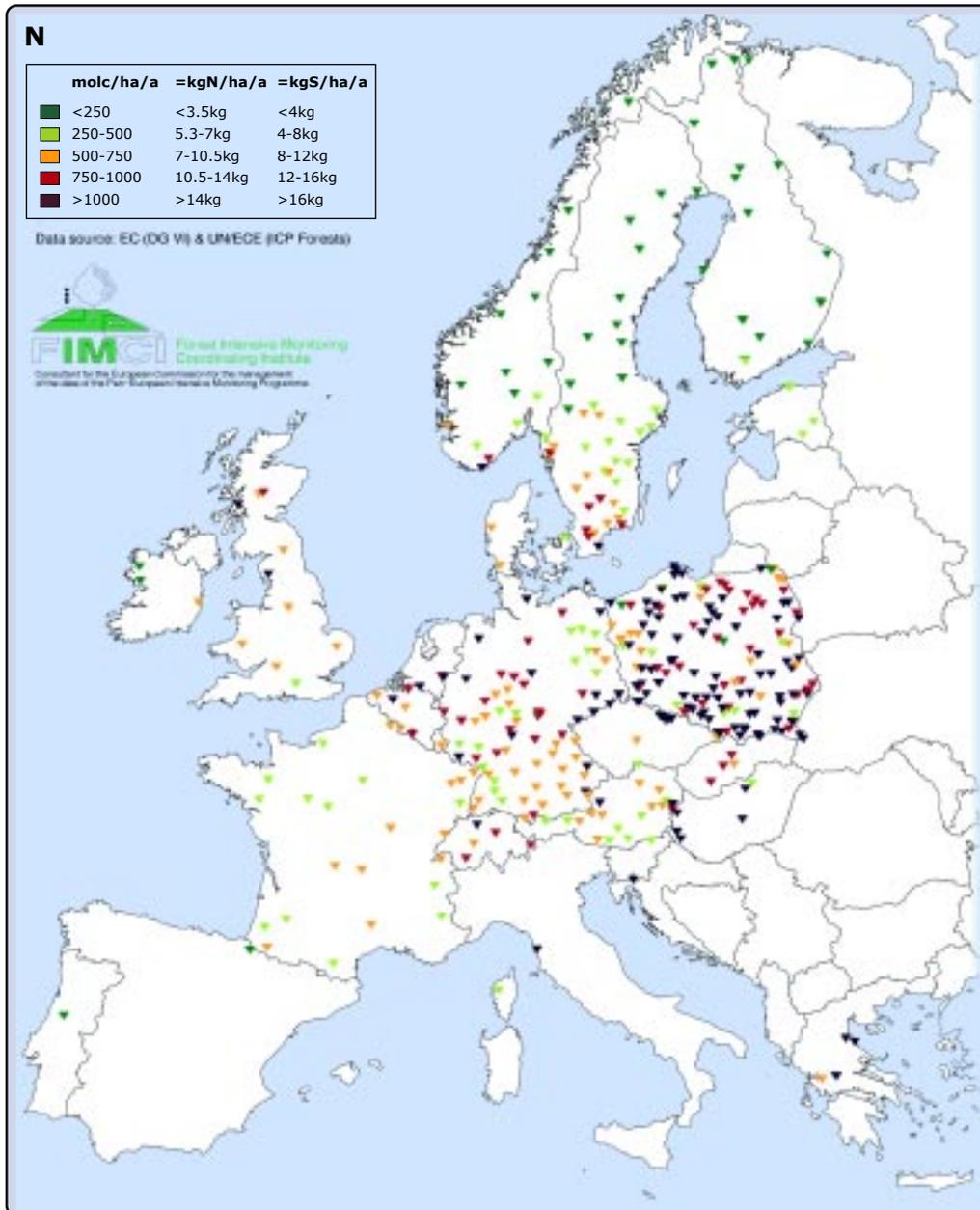


Figura 4-3 (b): Variación geográfica de los depósitos aparentes de nitrógeno (N = NH₄-N y NO₃-N) en 1997 en 443 parcelas de seguimiento intensivo.

comparado los rodales con la misma especie arbórea dentro de un radio de 10 km, situadas principalmente en Alemania, Francia y Finlandia. En casi todas las parcelas, los resultados muestran un cociente N/S mayor en los años 90 que en los 80 (Fig. 4-4). A lo largo de este período, podría haberse esperado un incremento incluso mayor de dicha relación. La razón de este aumento relativamente pequeño se debe a que, si bien los depósitos de amonio permanecieron relativamente constantes en este período, los depósitos de nitrato disminuyeron considerablemente, aunque menos que los depósitos de azufre.

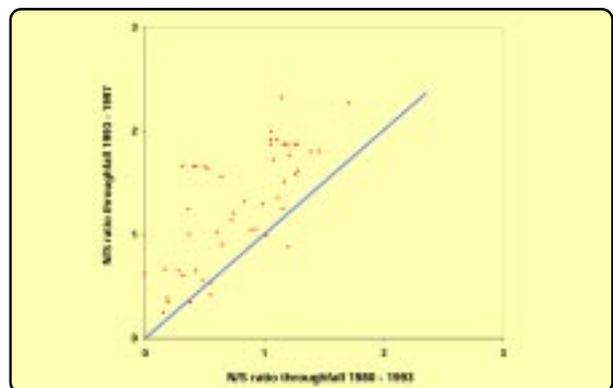


Figura 4-4: Comparación del cociente N/S en los depósitos de la trascolación medidos en 53 lugares en la década de los años 80 y 90. La distancia máxima entre las parcelas comparadas era de 10 km.

4.3 Estado de la copa

Resumen

- Los análisis estadísticos realizados en 262 parcelas de seguimiento intensivo indican que los factores que influyen en la defoliación son la edad del rodal, el tipo de suelo, las precipitaciones y los depósitos de nitrógeno (N) y azufre (S). Estos factores medioambientales podrían explicar aproximadamente entre el 20% y el 50% de las variaciones registradas en el nivel de defoliación.
- Los efectos de los depósitos de nitrógeno y azufre y de las precipitaciones varían en función de las condiciones del lugar. En algunas ocasiones, provocan un aumento de la defoliación mientras que en otras se produce el fenómeno contrario.

Relación entre el estado de la copa y los factores medioambientales

El estado de la copa, en términos de defoliación y decoloración, ha sido evaluado en 754 parcelas de seguimiento intensivo. La defoliación media era comparable a los resultados del Nivel I (véase el Capítulo 2.1).

Se llevó a cabo un estudio correlativo para analizar la repercusión de los diferentes factores medioambientales como la temperatura de las precipitaciones, los depósitos atmosféricos y la composición química foliar en la defoliación del pino, del abeto rojo, del roble y del haya. Se evaluó la repercusión en 262 parcelas cuyos datos relativos a la trascolación estaban disponibles. Los datos medios relativos al estado de la copa se utilizaron hasta 1997. Su interpretación será más precisa una vez que estén disponibles los datos relativos a la historia de los rodales, plagas y enfermedades y calidad del aire. Los resultados mostraron que entre el 20% y el 50% de los casos las variaciones en el nivel de defoliación guardan relación con la variación de la edad de los rodales, el tipo de suelo, las precipitaciones, los depósitos de N y S y la composición química foliar (véase el Cuadro 4-1). Comparado con los recientes estudios a escala europea (p. e. [5, 6]) la importante cantidad de variaciones que podrían explicarse gracias a los diferentes factores medioambientales representa una conclusión importante. Estos resultados se han obtenido utilizando datos pro-

cedentes de mediciones realizadas en un número relativamente amplio de parcelas y no datos imprecisos, basados en modelos que habían servido de base en estudios previos.

La explicación de los efectos de cada uno de los factores medioambientales es la siguiente (véase también el Cuadro 4-1):

- Tal como sucedió en los estudios anteriores (véase el Capítulo 3) se observó que la defoliación aumenta con la edad de los rodales en el caso de todas las especies, salvo el pino.
- La defoliación del abeto rojo y del roble resultó ser mayor en suelos arenosos que en suelos arcillosos, muy probablemente debido a las diferencias en la disponibilidad de agua y nutrientes.
- Un aumento de las precipitaciones vino acompañado de un aumento de la defoliación en el caso del pino, pero se observó el efecto contrario en el caso del abeto rojo, probablemente debido a una disminución del factor de estrés de la sequía.
- Unos depósitos más elevados de nitrógeno y azufre iban acompañados de una mayor defoliación en el caso del abeto rojo, el roble y el haya, con la excepción del N en el caso del abeto rojo, probablemente debido a una creciente disponibilidad de N en sitios pobres en este elemento.

Variable	Pino	Abeto rojo	Roble	Haya
Edad (años)	*	*	*	*
Tipo de suelo		*	*	
Precipitaciones (mm.año ⁻¹)	*	*		*
Depósito de N (mol _c .ha ⁻¹ .año ⁻¹)		*	*	*
Depósito de S (mol _c .ha ⁻¹ .año ⁻¹)	*	*	*	
Contenido foliar (g.kg ⁻¹)	*	*	*	
N	59	95	33	35
R ² _{adj.}	21	35	44	48

* correlación significativa

Cuadro 4-1: Perspectiva general de las variables predictivas que explican la defoliación de 4 especies arbóreas de las parcelas de seguimiento intensivo, con el número de parcelas (N) y el porcentaje obtenido (R²_{adj.}).

4.4 Composición química foliar

Resumen

- Aproximadamente en el 30% de las 674 parcelas estudiadas, la concentración de los principales nutrientes foliares era baja o desequilibrada en comparación con el nitrógeno.
- La composición de los nutrientes foliares está determinada por los siguientes factores: los depósitos atmosféricos, los parámetros meteorológicos, la composición química del suelo y las características del lugar, pero las variaciones entre las especies arbóreas en general disminuyen pasando del nitrógeno (N) > al magnesio (Mg) > al azufre (S) > al calcio (Ca) > al potasio (K) > y al fósforo (P).
- Los depósitos de nitrógeno y azufre influían en gran medida en las concentraciones foliares de nitrógeno (N) y azufre (S) en las coníferas, especialmente en el caso del pino. La cantidad de dichos nutrientes en el suelo influía, en mucha mayor medida que los depósitos atmosféricos, en el estado foliar de los cationes.

Introducción

La composición química del follaje de los árboles de un bosque constituye un indicador importante del comportamiento de los árboles, sobre todo con respecto a su nutrición. La concentración de elementos (nutrientes) en el follaje ofrece datos sobre su carencia o exceso, en valores absolutos o relativos expresados en relación con las concentraciones de otros elementos. De esta manera, puede distinguirse un intervalo óptimo por especie con respecto a todos los elementos y porcentajes de los mismos. La evaluación de la composición foliar se llevó a cabo en 674 parcelas de pinos, abetos rojos, robles y hayas. En unas 200 parcelas, de las que se disponía de datos en materia de depósitos (trascolación), se realizó una evaluación de las relaciones entre la concentración de nutrientes foliares y los factores medioambientales.



Carencia de potasio en el abeto rojo

Concentraciones y porcentajes de nutrientes foliares

Teniendo en consideración todos los nutrientes, aproximadamente en el 30% de los rodales el estado de los nutrientes del follaje puede considerarse bajo o poco equilibrado (véase el Cuadro 4-2). El haya presentaba el porcentaje de rodales más elevado con baja concentración y desequilibrio de potasio, calcio y magnesio.

Esto era especialmente cierto en el caso del magnesio, que mostró una carencia en el 32% de los hayedos. Teniendo en cuenta todos los nutrientes, se observó una carencia o desequilibrio de uno o más en el 22-55% de las parcelas, correspondiendo el valor más elevado al haya (véase el Cuadro 4-2). Dicho cuadro muestra que, en la mayor parte de los casos, sólo un nutriente presentaba una carencia o desequilibrio en comparación con el nitrógeno.

Árbol	P	K	Ca	Mg	Todos los nutrientes
Pino (n=245)	10	13	5	4	27
Abeto rojo (n=200)	7	10	2	4	22
Roble (n=126)	26	5	7	8	38
Haya (n=103)	23	14	11	32	55
Todos los árboles (n=645)	14	11	5	9	32

Cuadro 4-2: Porcentaje de parcelas con una baja concentración de nutrientes o una composición de nutrientes desequilibrada con respecto al nitrógeno (n=número de parcelas).

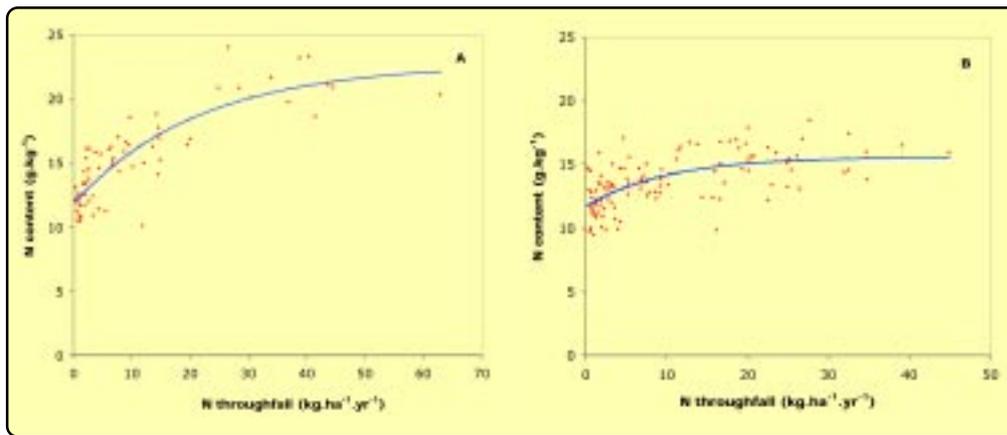


Figura 4-5: Relaciones entre la concentración de N en las acículas del pino (A) y en las acículas del abeto rojo (B) y el contenido de N en la trascolación.

Relaciones entre la composición química foliar y los factores medioambientales

La repercusión de los distintos factores medioambientales en las concentraciones foliares se evaluó mediante análisis de regresión múltiple. Existía una relación estadísticamente importante entre la edad de los rodales, el tipo de suelo, la altitud, la temperatura de las precipitaciones, la composición química del suelo y los depósitos atmosféricos, de un lado, y los contenidos de nutrientes foliares, de otro. Sin embargo, la influencia de estos factores medioambientales difería considerablemente en función de los nutrientes y de las especies arbóreas.

En el caso de las coníferas existía una importante relación entre depósitos foliares de N y S y la concentración foliar de N y S (véase la Figura 4-5). La relación entre concentración foliar de N y presencia de N en la trascolación era más elevada en el caso del pino que en el caso del abeto rojo. Sin embargo, tanto en el caso del pino como en el

del abeto rojo, se observó una amplia variación en los contenidos de N, incluso con bajas aportaciones de N. Muy probablemente esta variación está motivada por diferencias locales en la disponibilidad de N en el suelo que en parte está motivada por el pasado uso que se le dio a la tierra. Este resultado muestra que un posible desequilibrio de nutrientes con relación al nitrógeno está influenciado por las aportaciones atmosféricas de N, al menos en el caso de estas especies de árboles.

Excepto en el caso del Mg, no pudo demostrarse ningún efecto del depósito de cationes básicos en la concentración de cationes básicos en las hojas. En general, la concentración de cationes básicos en las hojas se relacionaba positivamente con la concentración de los respectivos cationes en el estrato orgánico o mineral. Ello revela que la disponibilidad de cationes en el suelo tiene una mayor influencia en el estado foliar de dichos nutrientes que los depósitos atmosféricos.

4.5 Reservas de elementos en el suelo

Resumen

- Un intervalo de 10 años entre los dos análisis del suelo debería ofrecer una tendencia significativa en las reservas de nitrógeno (N) en aproximadamente el 25% de las parcelas. En el caso de los conjuntos de cationes básicos intercambiables este porcentaje es probablemente más bajo.
- Aproximadamente en el 30-50% de los casos, la variación de las reservas de elementos en el suelo se asoció al material del suelo, a las especies de árboles, a la altitud, a las precipitaciones, a la temperatura y al pH. No pudo detectarse una influencia estadísticamente importante de los depósitos atmosféricos.

Introducción

La información sobre la composición química del suelo, como las reservas de nutrientes de los principales elementos, permite comprobar la disponibilidad de los nutrientes del suelo para las plantas y la acidez del suelo. En este caso „reserva“ es el contenido total de un elemento, como el nitrógeno, almacenado en el suelo. Esta información tam-

bién puede utilizarse para llegar a comprender los cambios relativos esperados en esas reservas, considerando las aportaciones de esos elementos desde la atmósfera y su posible retención. La evaluación de las reservas de elementos en el suelo se llevó a cabo en 604 parcelas, en las que se realizaron análisis del suelo hasta 1997. En aproximadamente 200 parcelas, se evaluó el período de tiempo nece-



Suelo podsólico

sario para obtener tendencias significativas y su relación con los factores medioambientales, en función de los datos disponibles en materia de depósitos. Esta evaluación se limitó al nitrógeno presente en el estrato orgánico ya que esta reserva está más sujeta a cambios debido a los depósitos de nitrógeno.

Impactos basados en modelos de los depósitos de N sobre las reservas de N en el suelo en un período de 10 años

Para calcular el tiempo necesario antes de que un nuevo estudio del suelo ofrezca información sobre cambios significativos, se investigó el cambio observado en una reserva de N en el suelo. La reserva media de N (50° percentil) en el estrato orgánico era de 396 kg/ha (véase el Cuadro 4-3). Suponiendo que la variación, en términos de desviación estándar, de las reservas de nitrógeno fuese del 20%, se pudo calcular la cantidad adicional de N necesaria para producir cambios significativos de las reservas de N en el suelo. El valor medio de los cambios necesarios era de 81 kg/ha. En una siguiente etapa, los cambios necesarios se compararon con las futuras aportaciones atmosféricas de nitrógeno, suponiendo que los depósitos se mantendrían

invariables durante los próximos 10 años. La cantidad de estas aportaciones futuras estaría por debajo de 101 kg/ha durante 10 años en el 50% de las parcelas.

La comparación entre los cambios necesarios en la reserva de N en el estrato orgánico y las aportaciones de N acumuladas en un período de 10 años indica que puede preverse un cambio importante en más del 50% de las parcelas. Pero en realidad, el estrato orgánico no retendrá todo el nitrógeno puesto que una parte se acumulará en el estrato mineral y otra parte se filtrará hacia las aguas subterráneas. Utilizando un modelo simple, que tenga en cuenta estos aspectos, se calcula que se producirán cambios significativos en el nivel de N en el 25% de las parcelas, si el estudio del suelo se repite cada 10 años.

Los períodos de tiempo necesarios para evaluar tendencias significativas en las reservas son proporcionalmente mayores al tamaño de la reserva en cuestión y, en general, disminuyen con el aumento de los depósitos atmosféricos. Estudios más intensos demostraron que, en el caso de las reservas de cationes básicos intercambiables, el porcentaje de parcelas en las que pueden esperarse cambios será probablemente menor, si bien esto puede suceder en diferentes parcelas.

Relaciones entre reservas de elementos y factores medioambientales

Alrededor del 30-50% de las variaciones registradas en las reservas de elementos se achacó a factores medioambientales. Las precipitaciones y la temperatura explican la mayor parte de las variaciones de las reservas de elementos del estrato orgánico. Las reservas aumentaron en situaciones de más acidez, más humedad y más frío. En el estrato mineral, el tipo de suelo fue la variable explicatoria más importante, seguida por las precipitaciones y la temperatura. El pH del suelo sólo tuvo una repercusión relevante en la reserva de cationes básicos intercambiables.

Nivel	I	II	III
5%	66	14	8
50%	396	81	101
95%	2731	793	290

I: Reserva de N (kg.ha⁻¹)

II: Cambios necesarios (kg.ha⁻¹)

III: Depósito de N previsto en 10 años (kg.ha⁻¹)

Cuadro 4-3: Niveles de las reservas de nitrógeno y cambios necesarios en dichas reservas para evaluar tendencias significativas en el estrato orgánico de las parcelas de seguimiento intensivo.

Bibliografía: UN/ECE and EC. 2000. De Vries, W.; Reinds, G. J.; van Kerkvoorde, M. S.; Hendriks, C. M. A.; Leeters, E. E. J. M.; Gross, C. P; Voogd J. C. H. & Vel, E. M. 2000. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2000. UN/ECE and EC, Geneva and Brussels, 193 pp.

Estudio específico:

Función del nitrógeno (N) en los ecosistemas forestales

- Entre los efectos documentados del nitrógeno sobre los bosques figura una aceleración del crecimiento en zonas con una carga de nitrógeno limitada, un aumento de los desequilibrios de los nutrientes, así como un aumento de las enfermedades y plagas causadas por los hongos cuando las cargas de nitrógeno son elevadas.
- Cuando el depósito atmosférico de N es superior a 10-15 kg·ha⁻¹·año⁻¹ y el cociente C/N del suelo es inferior a 25, se produce un fuerte aumento de la lixiviación de nitrógeno.

El nitrógeno es un elemento importante presente en todos los tipos de tejido biológico. La atmósfera está constituida en un 78% de nitrógeno en estado gaseoso (N₂). Sin embargo, la mayor parte de las plantas sólo pueden utilizar el nitrógeno en forma de amonio (NH₄) y nitrato (NO₃). Estos iones se derivan de la transformación del nitrógeno gaseoso por parte de microorganismos especializados en la fijación de nitrógeno o se producen en la atmósfera en pequeñas cantidades como consecuencia de un relámpago. Ambos procesos sólo añaden una cantidad muy pequeña de nitrógeno adicional al nitrógeno orgánico presente en las plantas, suelos y sedimentos. La producción vegetal depende en gran medida del amonio y del nitrato liberado por los microbios a través de la descomposición de material vegetal muerto y de los restos de animales. El reciclado riguroso del nitrógeno es una característica de los ecosistemas forestales en los que el nitrógeno es uno de los principales factores restrictivos que controla la dinámica, la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas.

Actualmente, la fijación de nitrógeno provocada por el hombre, debido a la producción de fertilizantes, a las plantas fijadoras de nitrógeno (leguminosas) y a la combustión de combustibles fósiles (principalmente en la industria energética y en el tráfico) a escala mundial ha alcanzado el nivel de la fijación natural [1]. Sin embargo, estas actividades se concentran en los países industrializa-

dos del hemisferio norte donde los compuestos de nitrógeno se han convertido en contaminantes generalizados.

Aportaciones de nitrógeno

En algunos bosques europeos, las aportaciones de nitrógeno alcanzan valores extremos, hasta alcanzar 60 kgN·ha⁻¹·año⁻¹. Los bordes de los bosques y pequeñas parcelas forestales pueden recibir cantidades incluso más elevadas. Antes de la industrialización, las aportaciones eran muy inferiores a 5 kgN·ha⁻¹·año⁻¹. En general, el nivel de las emisiones creció gradualmente desde la década de los 50 para alcanzar el nivel actual durante la década de los 80.

Efectos sobre los bosques

Dado que el nitrógeno es un elemento que restringe el crecimiento, las aportaciones elevadas de nitrógeno provocan inicialmente una aceleración del crecimiento en muchos bosques. En casi toda Europa se ha comprobado un aumento de la producción de madera, pero probablemente el nitrógeno es responsable sólo en parte [2]. Otras posibles explicaciones podrían ser la prolongación de las estaciones de crecimiento, la mejora de los métodos de gestión forestal y el aumento de la concentración atmosférica de CO₂. A medida que se acelera el crecimiento, aumenta la demanda de otros recursos. Puede disminuir la disponibilidad de otros nutrientes y del agua y pueden aparecer síntomas de carestía. Están bien documentados los casos de declive forestal relacionados con desequilibrios nutricionales junto a fuentes locales

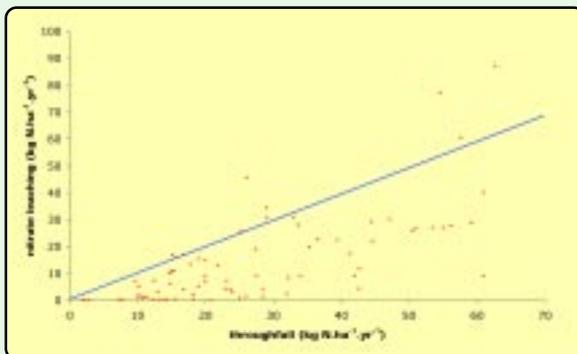


Figura 4-6: Relación entre las aportaciones y las emisiones en 78 ecosistemas forestales de clima templado en Europa [16]. La línea de puntos representa la línea 1:1 (emisiones equivalentes a las aportaciones). Los puntos situados por debajo retienen una parte de las aportaciones de nitrógeno.

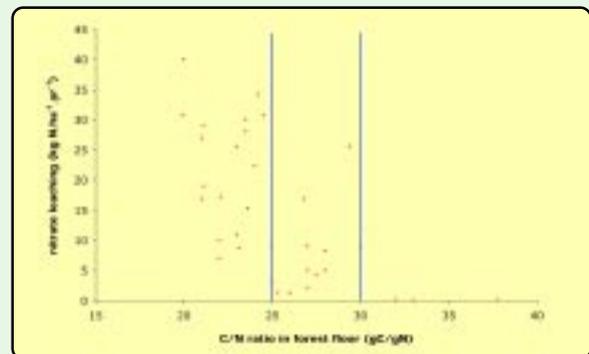


Figura 4-7: Lixiviación de nitrato en relación con un cociente (C/N) del suelo de los bosques en 35 zonas forestales de Europa noroccidental y central [16].

Equilibrio de nitrógeno	Alto (con saturación de N)	Medio	Bajo (con bajo nivel de N)
Aportaciones (kg N/ha/yr)	40-100	15-40	0-15
Porcentaje de N en las acículas	1.7-2.5	1.4-1.7	< 1.4
Porcentaje de aportaciones lixiviadas (%)	30-100	0-60	<10
Cociente C/N (gC/gN)	< 25	25-30	> 30

Cuadro 4-4: Características de los ecosistemas forestales de coníferas con bajo nivel de nitrógeno y con saturación de nitrógeno.

de amonio, como las explotaciones ganaderas y las zonas con niveles elevados de depósito [3]. Síntomas de declive más generalizados en los bosques europeos se han vinculado a menudo con la carencia de nutrientes [4] que podría estar provocada por los efectos combinados de la acidificación del suelo y la acumulación de nitrógeno. Con el aumento de las aportaciones de nitrógeno [5] se ha constatado una disminución de las infecciones por hongo micorrizal y un crecimiento de las raíces de los árboles, fenómeno que, a su vez, puede perjudicar la absorción de otros nutrientes y del agua. También se ha constatado que, con elevadas cantidades de nitrógeno, han aumentado los daños causados por factores secundarios de estrés, como los organismos patógenos, los insectos y las manifestaciones climáticas extremas [6].

Retención de nitrógeno y lixiviación de nitrato

Un depósito elevado de nitrógeno aumenta la concentración de nitrógeno en el follaje y en la capa de hojas [8] (véase también el Capítulo 4.4). Como consecuencia de ello, aumenta la emisión de nitrógeno orgánico en el suelo, aumenta la mineralización y se acelera el ciclo del nitrógeno. A medida que el nitrógeno se acumula en las plantas y en el suelo, el bosque puede llegar a saturarse de nitrógeno. Entonces el sistema ya no puede retener el

nitrógeno durante más tiempo en un ciclo cerrado y comenzará a producirse una lixiviación de nitrato [9].

De los balances entre las aportaciones y las emisiones en los bosques europeos se desprende que, por encima de un umbral de aproximadamente $10 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en la trascolación, durante períodos más largos muchos sitios llegan a saturarse de nitrógeno y se producen fenómenos de lixiviación de nitrato (véase la Figura 4-6). En general, se lixivió alrededor del 50% de las aportaciones, pero la relación era bastante débil, ya que la aportación de N explicaba el 49% de la variabilidad de los niveles de lixiviación de nitrato. Aunque la lixiviación de nitrato parece aumentar paralelamente al aumento de la aportación de nitrógeno, los datos son extremadamente variables. Esta variabilidad está determinada en gran medida por el equilibrio de nitrógeno del sistema; los sistemas pobres en nitrógeno tienen una retención elevada y los sistemas con saturación de nitrógeno tienen una retención escasa. El tipo de aportación de nitrógeno (amonio o nitrato) también influye en la retención. Las zonas en las que predomina el amonio retienen una proporción más elevada de la aportación [10]. Dicha retención se produce esencialmente en el estrato orgánico. El nitrato es un ion extremadamente móvil, que puede ser



Experimento bajo un tejado en Ysselsteyn (Países Bajos)

transportado sobre el suelo incluso en condiciones de presencia limitada de nitrógeno [11].

Los últimos experimentos y los datos europeos disponibles permiten distinguir, en función de las concentraciones y los flujos de nitrógeno, tres clases de equilibrio de nitrógeno en los bosques (véase el Cuadro 4-4). Estas clases se caracterizan por parámetros que se miden habitualmente en los estudios forestales [14]. El nivel de la aportación no es un buen indicador del equilibrio de N, pero los valores indicados son representativos de los grupos considerados. El cociente carbono/nitrógeno (C/N) del suelo del bosque es un buen indicador del equilibrio de N, al menos en los bosques de coníferas, y se ha observado una relación inversa entre el cociente C/N y la lixiviación de nitrato (Figura 4-7). Los cocientes C/N del suelo del bosque pueden utilizarse para evaluar el riesgo de lixiviación de nitrato, utilizando los valores >30 , 25 a 30 y <25 para distinguir, respectivamente, el riesgo bajo, moderado y alto de lixiviación de nitrato. La variabilidad en la lixiviación de nitrato se debe a las diferencias en los depósitos de nitrógeno. La nitrificación, que se produce en los suelos de los bosques con cocientes C/N situados entre 24 y 27 , parece constituir un mecanismo importante para explicar el cambio de equilibrio entre retención y lixiviación. Con el tiempo, las aportaciones de nitrógeno podrán reducir el cociente C/N de los suelos de los bosques. En el último inventario de los suelos europeos realizado por el ICP Forest [12] aproximadamente el 40% de los sitios presentaba un cociente C/N del suelo del bosque inferior a 25 , límite

por debajo del cual se ha observado un nivel elevado de lixiviación de nitrato en todos los sitios (Figura 4-7).

Con las actuales cantidades de nitrógeno, muchas zonas forestales tienden a la saturación de nitrógeno. Una vez que un bosque ha alcanzado dicha saturación, se mostrará muy sensible a las variaciones de los depósitos. En los experimentos en los que se utilizó un tejado para reducir la aportación de nitrógeno al suelo, la lixiviación de nitrato se redujo considerablemente al cabo de unos años [13]. Esto puede significar que, en los bosques saturados de nitrógeno, una reducción de las emisiones se traduce directamente en una reducción de la lixiviación de nitrato.

Acidificación y contaminación del agua causada por el nitrógeno

Los depósitos de nitrógeno pueden causar la acidificación de los suelos, pero la acidificación se produce principalmente cuando hay una lixiviación de nitrato. En función del equilibrio ácido del suelo, junto con el nitrato se producirá una lixiviación de cationes básicos o de Al. Dado que la acumulación de nitratos, a partir del proceso de nitrificación, depende en gran medida de las fluctuaciones

climáticas, sucesos accidentales pueden desencadenar concentraciones de Al muy por encima de los límites tóxicos.

La lixiviación de nitrato de los suelos de los bosques puede contaminar las aguas subterráneas y de superficie. Por lo tanto, una protección contra la contaminación por nitrato es importante y necesaria ya que el uso de las aguas subterráneas y de superficie de los bosques como agua potable está extendido en toda Europa.

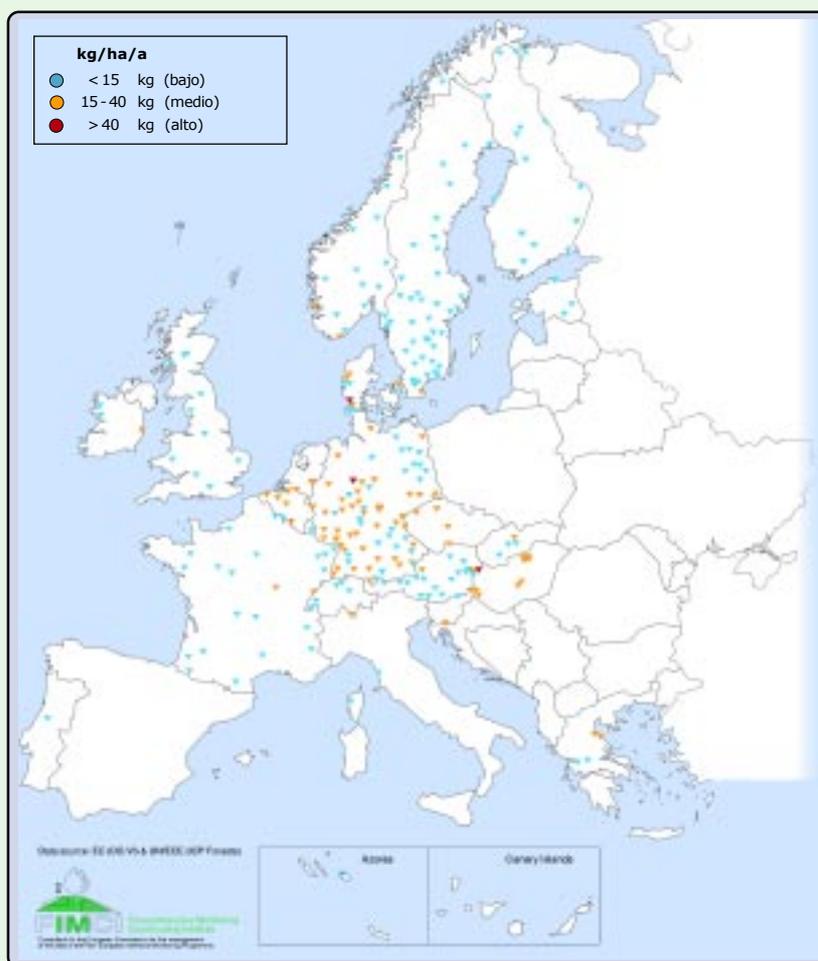
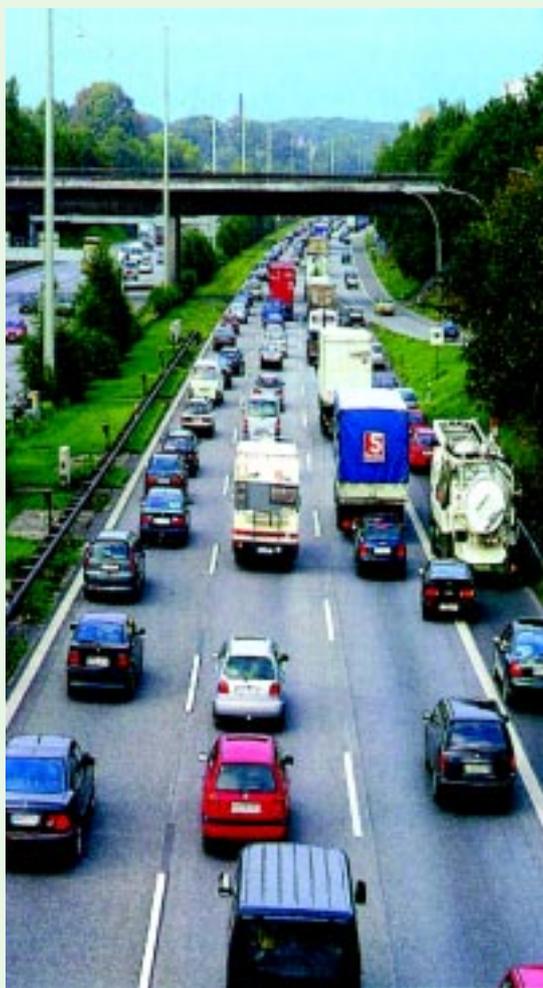


Figura 4-8: Trascolución de N en las parcelas de seguimiento intensivo en 1997.

Estrategias para la reducción del nitrógeno

En el Consejo de la Unión Europea se están debatiendo actualmente una propuesta de directiva sobre límites nacionales de emisión de determinados contaminantes atmosféricos y una propuesta de directiva sobre el ozono en el aire ambiente (COM(99)125). Parece probable que ambas Directivas serán finalmente aprobadas por el Parlamento Europeo y el Consejo a finales de 2001. Además de abordar el problema de la contaminación por ozono, las Directivas tienen como objetivo reducir los depósitos atmosféricos de los compuestos de azufre y de nitrógeno (NO_x y NH_3). La propuesta fija para cada Estado miembro los límites de las emisiones totales de dióxido de azufre, óxido de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles y amonio en 2010. Dichos límites se basan, entre otros, en los criterios para reducir en cualquier lugar, como mínimo en un 50% y de la manera más rentable posible, la superficie de ecosistemas desprotegidos contra la acidificación. De acuerdo con la propuesta, la superficie de los ecosistemas en los que se han superado las cargas críticas de acidificación se reducirá de 37 millones de hectáreas a 4,3 millones. La superficie de los ecosistemas comunitarios expuesta a una posterior eutrofización del suelo se reducirá un 30% con respecto a las cifras de 1990.

Las negociaciones entre más de 30 partes del Convenio CEPE-CE sobre la Contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia, incluidos los Estados miembros de la UE, dieron como resultado el „Protocolo para reducir la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico“ firmado por 27 partes en diciembre de 1999 en Gotemburgo. El



El tráfico es una de las fuentes principales de emisión de óxidos de nitrógeno.

Protocolo se basa en el concepto de carga crítica y pretende reducir las emisiones de una manera rentable. El Protocolo atribuye a cada una de las Partes del Convenio objetivos específicos en materia de reducción de las emisiones.

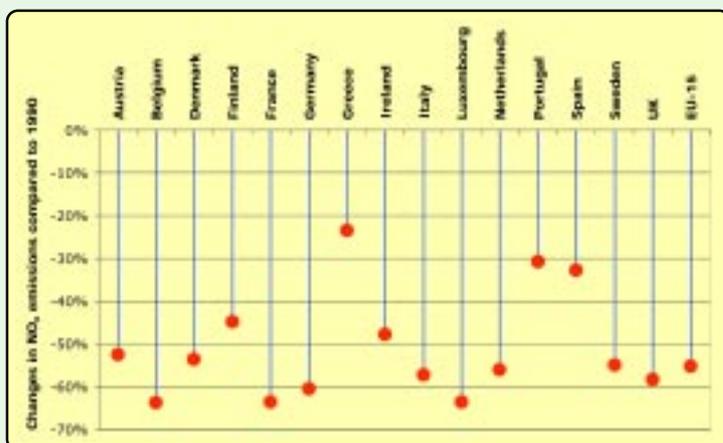


Figura 4-9: Propuesta de reducción de las emisiones de óxido de nitrógeno en la UE hasta el 2010. Los diferentes porcentajes de reducción se deben principalmente a las diferencias entre los niveles de emisiones obtenidos en el año de referencia (1990).

Estudio específico:

Secuestro de carbono por los bosques europeos – evaluación basada en los datos del seguimiento de los bosques –

- Para estabilizar la concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera se pueden adoptar medidas para reducir las emisiones de CO₂ y aumentar el almacenamiento de carbono (secuestro), por ejemplo en los ecosistemas forestales.
- Un estudio sobre el secuestro de carbono basado en los datos del seguimiento de las parcelas de Nivel I y Nivel II indica que la asimilación neta de carbono por parte de los bosques europeos puede alcanzar el 40% del sumidero de carbono total del continente.
- Además, los resultados muestran que el secuestro de carbono por parte de los bosques se debe en gran medida a un aumento neto del crecimiento de los bosques, mientras que el secuestro de carbono en el suelo es limitado.

La importancia de evaluar los sumideros de carbono terrestres

Entre las acciones emprendidas para reducir los efectos del cambio climático, se pretende estabilizar los niveles de CO₂ en la atmósfera. En el ámbito del Protocolo de Kyoto, firmado por 84 naciones y ratificado por 22 hasta enero de 2000, los Gobiernos acordaron reducir las emisiones de CO₂ bien limitando el consumo de combustibles fósiles o aumentando el secuestro neto de carbono en los sumideros terrestres mediante la reforestación y la modificación en el uso de la tierra, o combinando ambas medidas. El carbono, además de fijarse en zonas reforestadas recientemente, también se fija gracias al crecimiento continuo de los bosques existentes en Europa, pero la pregunta es la siguiente: ¿en qué cantidad? La información procedente de las redes de seguimiento sólo puede responder parcialmente a esta pregunta. Los datos que se están recopilando darán, en última instancia, una idea de los cambios producidos en las reservas de carbono en los árboles, por medio de mediciones periódicas de la biomasa permanente en las parcelas de Nivel II, y en el suelo, por medio de mediciones periódicas de las cantidades de carbono en las parcelas de Nivel I y Nivel II. Se presenta a continuación un método que permite efectuar este tipo de estimaciones, sobre la base de los datos disponibles en estos momentos en las parcelas de Nivel I.

Dimensión total de los sumideros de carbono terrestres

Las mediciones del CO₂ atmosférico indican que, de las aproximadamente 7,1 gigatoneladas¹ de carbono emitidas por el hombre anualmente (5,5 gigatoneladas de combustible fósil y 1,6 gigatoneladas derivadas de la modificación en el uso de la tierra y la deforestación), sólo 3,4

gigatoneladas vuelven a la atmósfera y entre 1,5 y 2,0 gigatoneladas son absorbidas por los océanos. Los sistemas terrestres deben absorber las 1,5-2,0 gigatoneladas restantes y los estudios basados en modelos indican que un porcentaje importante de la asimilación neta de la biosfera terrestre se produce en las regiones forestales septentrionales de latitud media [2]. A menudo, el nitrógeno es un nutriente restrictivo en los ecosistemas terrestres (véase el Estudio específico p. 19). Por ello, se ha sugerido que el aumento de los depósitos de nitrógeno en los bosques provoca un aumento significativo del secuestro de carbono por los bosques, debido al aumento de la producción de madera [8, 14] y a la creciente acumulación de materia orgánica en el suelo [1, 6]. Si la asimilación se debe principalmente a la aceleración del crecimiento, es probable que se trate de un fenómeno transitorio. Si la acumulación en el suelo es la causa principal del secuestro de CO₂, el sumidero de carbono podría perdurar mucho tiempo, ya que el carbono subterráneo tiene un tiempo de renovación mucho mayor que el carbono de la superficie.

Método para evaluar el secuestro de carbono de los bosques europeos

Hasta la fecha, se han realizado varios estudios para evaluar el secuestro de carbono de los bosques europeos (p. e. [8, 9, 11, 12, 13]), pero resulta difícil realizar una comparación directa debido a la utilización de metodologías diferentes para recabar datos relativos a los sumideros de carbono. Algunos métodos sólo ofrecen información sobre los sumideros de carbono en función del crecimiento real de los bosques, obviando el hecho de que la mayor parte del mismo se reenvía a la atmósfera después de la tala. Otros ofrecen información sobre el almacenamiento de carbono a largo plazo a través del secuestro en los árboles, pero no en el suelo.

Los datos que están siendo recopilados en las parcelas de seguimiento de Nivel I y en las de Nivel II permiten calcular el secuestro de carbono a largo plazo de los

¹ 1 gigatonelada equivale a 1.000 millones de toneladas o 1 millón de kilotoneladas.

suelos de los bosques europeos vinculando los ciclos del carbono y del nitrógeno. Una estimación del secuestro neto de carbono en todas las parcelas de Nivel I se basó en la retención de nitrógeno calculada en función del depósito de nitrógeno basado en modelos y el cociente C/N de los estratos orgánicos medido en los suelos, multiplicado por el cociente C/N de los suelos forestales correspondientes. Los elementos utilizados para el cálculo de la retención de nitrógeno se indican en el texto, por ejemplo en los puntos [4, 5, 10], resumidos en el anterior estudio específico (p. 19). Una estimación del secuestro de carbono por los árboles se basó en la edad del rodal y en los datos disponibles sobre las características cualitativas del lugar, utilizando tablas de rendimientos forestales para calcular el crecimiento real de los bosques [7], suponiendo que el contenido de carbono era del 50%. Se realizó una evaluación de los sumideros de carbono netos, en función del aumento del volumen total de madera (crecimiento menos tala), basándose en el supuesto de que este valor equivalía al 40% del crecimiento real [11].

Resultados

En el cuadro 4-5 se recogen las estimaciones relativas al secuestro de carbono, real y a largo plazo, en la madera de los árboles y en el suelo de los bosques. Los resultados relativos al secuestro real de carbono en la madera de los árboles son inferiores a los obtenidos en once lugares distribuidos transversalmente de norte a sur en Europa [13] pero pueden compararse con los datos basados en los flujos de cambio de CO₂ en los sitios Euroflux [9]. Los resultados del secuestro de carbono en la madera de los árboles debido al crecimiento neto son comparables a los obtenidos a partir de los inventarios forestales periódicos [8, 11]. Los datos relativos al suelo indican que el secuestro de carbono a largo plazo en este tramo es muy bajo.

En la Figura 4-10 se recoge la variación geográfica del secuestro de carbono. El modelo sigue, en general, el modelo de los depósitos de nitrógeno en Europa. Esto demuestra que el secuestro de carbono es pequeño en Euro-

pa septentrional, donde las aportaciones de nitrógeno son escasas y casi todas ellas son retenidas por la vegetación, y más elevadas en Europa central y oriental donde las aportaciones de nitrógeno son más importantes. La conclusión de que el secuestro de carbono es insignificante en los bosques boreales septentrionales concuerda con los resultados basados en las mediciones de los flujos de CO₂ [15].

Conclusiones

El estudio revela que la asimilación neta de carbono por parte de los bosques representa aproximadamente el 40% de todos los sumideros de carbono estimados de los ecosistemas terrestres en Europa. Además, los resultados señalan que el secuestro de carbono por los bosques se debe, principalmente, a un incremento neto del crecimiento de los bosques, puesto que el secuestro de carbono en el suelo es limitado. El fuerte incremento neto calculado (40% del crecimiento real) puede deberse al aumento de los depósitos de N, al aumento de las concentraciones atmosféricas de CO₂ (efecto fertilizante del CO₂) y a los cambios en la gestión de los bosques y en la silvicultura (incluido el almacenamiento neto de carbono como consecuencia de la estructura de edad de los bosques europeos). Dependiendo del uso que se haga de la madera recogida, en última instancia, el carbono se liberará en el ambiente tras un período más o menos largo. A raíz de los últimos temporales que han afectado a Francia y Dinamarca, una parte considerable del carbono fijado se liberará de nuevo a la atmósfera como CO₂. Esto significa que los sumideros de carbono terrestres existentes en los bosques no deben considerarse únicamente como ‘una ganancia de tiempo precioso para resolver el problema más importante del ciclo del carbono: las emisiones de combustibles fósiles’ (Steffen et al., 1998). En una perspectiva más amplia, la silvicultura también puede contribuir a largo plazo a reducir las emisiones de gas de efecto invernadero. La bioenergía renovable

Región	Secuestro de carbono (millones de toneladas/año)		
	<i>Madera de los árboles Crecimiento real</i>	<i>Madera de los árboles Crecimiento neto</i>	<i>Suelo de los bosques A largo plazo</i>
UE	184	73	7.6
Países candidatos ¹	36	14	1.1
Otros países europeos	59	24	0.5
Total	279	115	9.3

¹ Estonia, República Checa, Hungría, Polonia, Eslovenia y Chipre.

Cuadro 4-5: Estimación de los sumideros totales y netos de carbono de los bosques europeos en función del crecimiento real y neto de los árboles y de la acumulación neta en el suelo.

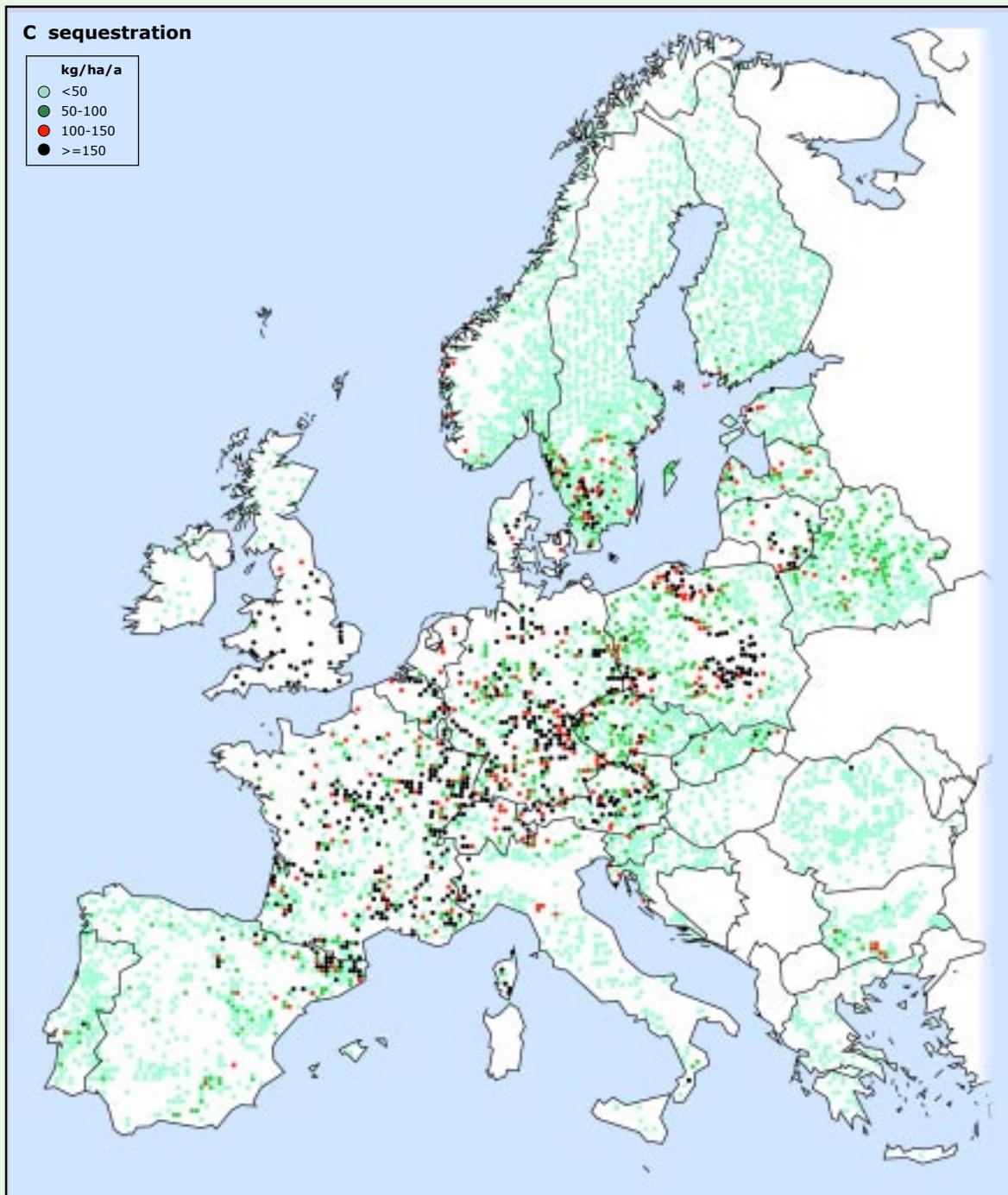


Figura 4-1: Variación geográfica del secuestro de carbono medida en los suelos de los bosques de toda Europa.

puede ser utilizada como fuente de energía alternativa a los combustibles fósiles, provocando potencialmente una reducción indefinida del consumo de combustibles fósiles y la correspondiente reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. La madera tam-

bién puede utilizarse en lugar de los materiales de alto contenido energético para reducir indirectamente la demanda de combustibles fósiles. Además, las medidas de reforestación repercuten positivamente en el secuestro de carbono.

5. Conclusiones y recomendaciones

Conclusiones

A lo largo de sus 14 años de existencia, el seguimiento colectivo del estado de los bosques llevado a cabo por la CEPE y la UE se ha convertido en uno de los mayores sistemas de bioseguimiento mundiales. Gracias a él se estudia, a escala europea, la variación espacial y temporal del estado de la copa; los datos adicionales sobre la composición química del suelo y del follaje que se obtienen en las mismas parcelas permiten realizar estudios integrados sobre determinadas combinaciones de factores ambientales. Desde la perspectiva del ecosistema, el seguimiento intensivo contribuye a comprender los procesos que se desarrollan bajo la influencia de la contaminación atmosférica y otros factores de estrés.

Los resultados del seguimiento relativos al estado de la copa obtenidos hasta ahora permiten extraer las conclusiones siguientes:

- En comparación con las evaluaciones del último año, el deterioro global del estado de la copa se ha ralentizado. Los cambios en la defoliación varían en función de las especies y las regiones. En algunas zonas de la región mediterránea la defoliación media ha alcanzado el aumento más intenso en comparación con las demás regiones, debido principalmente al continuo deterioro del pino marítimo y de la encina. En Europa central y oriental la defoliación media ha descendido considerablemente. La mejora constatada en esta región ha sido más pronunciada en el caso del pino silvestre.
- Estudios intensivos sobre las tasas de mortalidad señalan que durante el período de seguimiento no se ha producido muerte regresiva a gran escala.

En la mayoría de los casos, resulta imposible identificar las causas del deterioro observado en cada uno de los rodales o árboles. Las evaluaciones estadísticas señalan la existencia de un sistema complejo de condiciones medioambientales y factores de estrés que pueden actuar sobre los rodales de forma consecutiva, simultánea, en sinergia o acumulativamente y provocar en los árboles diferentes tipos de reacciones ecológicas. Los principales factores estadísticamente importantes que inciden en la defoliación son la edad del árbol, la acidez del

suelo, los insectos fitófagos y los hongos, las manifestaciones climáticas extremas, la disponibilidad del agua y los contaminantes atmosféricos tales como los compuestos de azufre y nitrógeno y el ozono.

Estudios intensivos llevados a cabo sobre el terreno y sobre los factores de estrés que inciden en los ecosistemas forestales, así como sobre la condición biológica y química del ecosistema, revelan lo siguiente:

- En 266 parcelas de Nivel II estudiadas, los depósitos atmosféricos totales de nitrógeno son, en general, más elevados que los de azufre. Aproximadamente el 55% de dichas parcelas recibieron depósitos de nitrógeno en cantidades susceptibles de provocar efectos nocivos sobre el estrato rasante. Sin embargo, estas parcelas no están distribuidas de forma homogénea en toda Europa.
- La edad del rodal, el tipo de suelo, las precipitaciones y los depósitos de nitrógeno y azufre influyen sensiblemente en la defoliación del pino, del abeto rojo, del roble y del haya. Un análisis estadístico de 262 parcelas revela que estos factores medioambientales podrían explicar aproximadamente entre el 20 y el 50% de las variaciones en los niveles de defoliación.
- El estado de los nutrientes del follaje puede considerarse bajo o poco equilibrado en cerca del 30% de las 674 parcelas estudiadas. Tanto los depósitos de nitrógeno como los de azufre conducen a un aumento de las concentraciones de estos elementos en las acículas del pino silvestre y del abeto rojo. Por el contrario, el tipo de sitio incide de forma más significativa en la composición química del follaje, sobre todo en el contenido en calcio, magnesio y potasio.
- Las reservas de elementos en los suelos están sujetas a la influencia del tipo de suelo, la especie de árbol, la altitud, las precipitaciones, la temperatura y el pH. Los cálculos basados en modelos señalan que, en el supuesto de que las aportaciones de nitrógeno no varíen, en un período de diez años pueden esperarse cambios significativos en las reservas de nitrógeno en casi el 25% de las 200 parcelas estudiadas.

Repercusiones políticas

Desde su comienzo, el seguimiento del estado de los bosques ha contribuido a dar un fundamento científico a las decisiones políticas en materia de estrategias para disminuir la contaminación atmosférica. El Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia, bajo el cual se inició el primer seguimiento a escala paneuropea, fue el primer instrumento internacional jurídicamente vinculante para afrontar los problemas de la contaminación atmosférica sobre una amplia base regional. Pocos años después, el ICP Forests comenzó a publicar datos sobre el estado de los bosques y desde entonces, junto con la Comisión Europea, ha contribuido a la aplicación de políticas de descontaminación de la atmósfera. Entretanto, las emisiones de azufre se han reducido considerablemente a escala europea y se han adoptado un gran número de medidas para obtener resultados comparables y necesarios con otros contaminantes. La propuesta de Directiva sobre límites nacionales de emisión de determinados contaminantes atmosféricos, aprobada por la Comisión Europea en junio de 1999, y el Protocolo para acabar con la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico, firmado por 27 partes integrantes del Convenio CEPE-CE en diciembre de 1999, constituyen dos de las últimas medidas adoptadas a escala europea. En el futuro, el programa ayudará a comprobar los efectos de estas medidas en los ecosistemas forestales.

Perspectivas

El programa ha finalizado su revisión interna este año y ha concertado una estrategia para el esquema del futuro programa que será válido hasta 2006. Como conclusión puede afirmarse que el sistema de seguimiento paneuropeo del ICP Forests y la UE ofrece una fuente de información única sobre el estado de los ecosistemas forestales. Los datos obtenidos en el ámbito de este programa y su evaluación revisten interés a la hora de elaborar políticas, no sólo en el ámbito de la protección del medio ambiente sino también en diferentes tipos de temas relacionados con la política forestal, como la gestión sostenible de los bosques, la biodiversidad forestal o los efectos del cambio climático en los ecosistemas forestales. Por ello, el sistema de seguimiento ofrece un enfoque multifuncional y rentable. Por lo tanto, continuar con la aplicación del seguimiento de Nivel II y con la evaluación integrada de los datos de Nivel I y Nivel II, parcialmente combinados con datos externos, constituyen la máxima prioridad del programa. Otras áreas de creciente importancia serán la gestión de la calidad de los datos en el ámbito del programa y la cooperación con otras organizaciones que trabajan en sectores conexos.



Bibliografía

y

Anexos

Bibliografía

Capítulo 2

- [1] Krause, G. H. M. & Sanz, M. J. 1999. Ozone effects and a perspective for their assessment. In: EC and UN/ECE. 2000: Forest Condition in Europe. 1999 Executive Report. EC and UN/ECE, Brussels and Geneva.
- [2] Walter, H., Harnickell, E. & Mueller-Dombois, D. 1975. Klimadiagramm-Karten der einzelnen Kontinente und die ökologische Klimagliederung der Erde. G. Fischer, Stuttgart, 36 pp. + 9 maps.

Estudio específico: Haya

- [1] Bräker 1996. In: Spiecker, H.; Mielikainen, K.; Köhl, M. & Skovsgaard, J. P. (eds.) 1996. Growth trends in European forests. Springer-Verlag, 372 pp.
- [2] Eichhorn, J. 1995. Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg. Habilitationsschrift. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 124, 175 pp.
- [3] Eichhorn, J.; Schulze, E. D.; Anders, S.; Block, J.; Gravenhorst, G.; Hartmann, G.; Hildebrand, E.-E.; Hofmann, G.; Hradetzky, J.; Kallweit, R.; Kreuzer, K.; Matyssek, R.; Nebe, W. & Pretzsch, H. 1997. Stellungnahme zur Erhebung des Waldzustandes und Empfehlung zur Weiterentwicklung des Verfahrens. Ber. d. v. Bundesministerium f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten eingesetzten Expertengruppe. In: Waldzustandsbericht der Bundesregierung 1997, pp. 169-209.
- [4] Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. Auflage. Ulmer, Stuttgart, 1095 pp.
- [5] Flückiger, W. & Braun, S. 1994. Waldschadens-Bericht – Untersuchungen in Buchenbeobachtungsflächen 1984-1993. Inst. f. Angew. Pflanzenbiologie, Schönenbuch, 54 pp.
- [6] Innes, J. L. 1994. The occurrence of flowering and fruiting on individual trees over 3 years and their effects on subsequent crown condition. *Trees* 8: pp. 139-150.
- [7] Kahn, M. 1994. Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort. *Forstl. Forschungsber. München*, Nr. 141, 221 pp.
- [8] Körver 2000.
- [9] Otto, H.-J. 1994. *Waldökologie*. Ulmer, Stuttgart, 391 pp.
- [10] Paar, U.; Körver, F.; Kirchhoff, A.; Gawehn, P.; Schönfelder, E. & Eichhorn, J. 1999. Stabilitätsentwicklung der Eiche am Beispiel von Kronenveränderungen. *Forst und Holz* Nr. 8/1999, pp. 227-230.
- [11] Pretsch, H. 1999. Waldwachstum im Wandel. *Forstw. Cbl.* 118, pp. 228-250.
- [12] Roloff, A. 1985. Morphologie und Kronenentwicklung von *Fagus sylvatica* (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung möglicherweise neuartiger Veränderungen. *Diss. Univ. Göttingen*, 178 pp.
- [13] Röhrig, E. & Bartsch, N. 1992. Erster Band: Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen. In: Dengler, A. 1992. *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, pp. 172-178.
- [14] Spiecker, H., Mielikainen, K.; Köhl, M. & Skovsgaard, J. P. (eds.) 1996. Growth trends in European forests. Springer-Verlag, 372 pp.
- [15] Zingg 1996. In: Spiecker, H., Mielikainen, K.; Köhl, M.; Skovsgaard, J. P. (eds.) 1996. Growth trends in European forests. Springer-Verlag, 372 pp.

Capítulo 3

- [1] Anonymus 1997. National reports: Finland. In: United Nations Economic Commission for Europe, European Commission (eds.): Ten years of monitoring forest conditions in Europe. Brussels, Geneva, pp. 67-70.
- [2] Becher, G. 1999. *Waldzustandsanalyse mit multivariaten Verfahren*. Springer, Berlin, Heidelberg, 312 pp.
- [3] Block, J.; Bopp, O.; Butz-Braun, R. & Wunn, U. 1996. Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung. *Mitt. aus der Forstl. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz* 35/96: 298 pp.
- [4] De Vries, W.; Reinds, G.-J.; Deelstra, H. D.; Klap, J. M. & Vel, E. M. 1999. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. European Commission, United Nations Economic Commission for Europe, Brussels, Geneva, 173 pp.
- [5] Dobbertin, M.; Ghosh, S. & Innes, J. L. 1997. National reports: Switzerland. In: United Nations Economic Commission for Europe, European Commission (eds.): Ten years of monitoring forest conditions in Europe. Brussels, Geneva, pp. 120-124.
- [6] Gärtner, E. J.; Urfer, W.; Eichhorn, J.; Grabowski, H. & Huss, H. 1990. Die Nadelverluste mittelalter Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) in Hessen in Abhängigkeit von Nadelinhaltsstoffen, Bodenelementgehalten und Standortsfaktoren. *Forschungsber. Hess. Forstl. Versuchsanstalt* 10, 190 pp.
- [7] Göttlein, A. & Pruscha, H. 1996. Der Einfluß von Bestandeskenngrößen, Topographie, Standort und Witterung auf die Entwicklung des Kronenzustandes im Bereich des Forstamtes Rothenbuch. *Forstw. Cbl.* 115: pp. 146-162.
- [8] Hendriks, C. M. A.; de Vries, W. & van den Burg, J. 1994. Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands. DLO Winand Staring Centre for integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, Report 69.2, 55 pp.
- [9] Hendriks, C. M. A.; van den Burg, J.; Oude Voshaar, J. H. & van Leeuwen, E. P. 1997. Relations between forest condition and stress factors in The Netherlands in 1995. DLO Winand Staring Centre for integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, Report 148, 134 pp.
- [10] Innes, J. L. & Boswell, R. C. 1988. Forest health surveys 1987. Part 2: analysis and interpretation. *Forestry Commission Bulletin* 79, 52 pp.
- [11] Innes, J. L.; Ghosh, S.; Dobbertin, M.; Rebetz, M. & Zimmermann, S. 1997. Kritische Belastungen und die Sanasilva-Inventur. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (ed.): Säure- und Stickstoffbelastungen - ein Risiko für den Schweizer Wald? *Forum für Wissen* 1997, pp. 73-83.

- [12] Innes, J. L. & Whittaker, R. J. 1993. Relationships between the crown condition of Sitka and Norway spruce and the environment in Great Britain: an exploratory analysis. *Journal of Applied Ecology* 30: pp. 341-360.
- [13] Klap, J.; Voshaar, J. O.; de Vries, W. & Erisman, J.W. 1997. Relationships between crown condition and stress factors. In: United Nations Economic commission for Europe, European Commission (eds.): Ten years of monitoring forest condition in Europe. Brussels, Geneva, pp. 277-307.
- [14] Krause, G. H. M. & Sanz, M.-J. 1999. Ozone effects and a perspective for their assessment. In: United Nations Economic commission for Europe, European Commission (eds.): Forest Condition in Europe, 1999 Executive Report. Geneva, Brussels, pp. 24-26.
- [15] Kristöfel, F. 1997. National reports: Austria. In: United Nations Economic Commission for Europe, European Commission (eds.): Ten years of monitoring forest condition in Europe. Brussels, Geneva, pp. 91-96.
- [16] Ling, K. A.; Power, S. A. & Ashmore, M. R. 1993. A survey of the health of *Fagus sylvatica* in southern Britain. *J. Appl. Ecol.* 30: pp. 295-306.
- [17] Mather, R.; Freer-Smith, P. & Savill, P. 1995. Analysis of the changes in forest condition in Britain 1989 to 1992. Forestry Commission Bulletin 116, HMSO, London, 53 pp.
- [18] Rautio, P.; Huttunen, S.; Kukkola, E.; Reura, R. & Lamppu, J. 1998. Deposited particles, element concentrations and needle injuries on Scots pine along an industrial pollution transect in northern Europe. *Environmental Pollution* 103: pp. 81-89.
- [19] Riek, W. & Wolff, B. 1999. Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. Abschlußbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung Eberswalde. 137 pp. + app., not publ.
- [20] Seidling, W. 1999. Integrated study on crown condition, soil data and leaf contents. In: Forest Soil Co-ordinating Centre: Second Interim Report. United Nations Economic Commission for Europe, Flemish Government, European Commission (eds.), Gent, annex 6, 23 pp., not publ.
- [21] Solberg, S. 1999. Crown condition and growth relationship within stands of *Picea abies*. *Scan. J. For. Res.* in press.
- [22] Solberg, S. & Tørseth, K. 1997. Crown condition of Norway spruce in relation to sulphur and nitrogen deposition and soil properties in southeast Norway. *Environmental Pollution* 96: pp. 19-27.
- [23] Solberg, S. & Tveite, B. 1999. Crown density and growth relationships between stands of *Picea abies* in Norway. *Scan. J. For. Res.*, in press.
- [24] Thomsen, M. G. & Nellemann, C. 1994. Isolation of natural factors affecting crown density and crown color in coniferous forest: Implications for monitoring of forest decline. *Ambio* 23: pp. 251-254.
- [25] Webster, R.; Rigling, A. & Walthert, L. 1996. An analysis of crown condition of *Picea*, *Fagus* and *Abies* in relation to environment in Switzerland. *Forestry* 69: pp. 347-355.
- [26] Neuland, H.; Bömelburg, H.; Hanke, H. & Tenhagen, P. 1990. Regionalstatistische Analyse des Zusammenhangs zwischen Standortbedingungen und Waldschäden. Dornier GmbH, Friedrichshafen, 198 pp.

Capítulo 4

- [1] De Vries, W.; Reinds, G. J.; Kerkvooorde, M.; Hendriks, C. M. A.; Leeters, E. E. J. M.; Gros, C. P.; Voogd, J. C. H. & Vel, E. M. 2000. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2000. UN/ECE, EC, Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, 188 pp.
- [2] Erisman, J. W. & de Vries, W. 1999. Nitrogen turnover and effects in forests. Contribution to the Welt Forum 2000 Workshop, held 2-5 July 2000 in Soltau, Germany. ECN Report RX 99035, 34 pp.
- [3] Ivens, W. P. M. F. 1990. Atmospheric deposition onto forest: an analysis of the deposition variability by means of throughfall measurements. Ph.D. Thesis, University of Utrecht, The Netherlands, 153 pp.
- [4] Klap, J. M.; de Vries, W.; Erisman, J. W. & van Leeuwen E. P. (eds). 1997. Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale ; pilot study. Wageningen, the Netherlands, DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 150, 245 pp.
- [5] Klap, J. M.; Oude Voshaar, J.; de Vries, W. & Erisman, J. W. 1999. Effects of environmental stress and crown condition in Europe. IV Statistical analyses of relationships. *Water, Air and Soil Pollution* (accepted)
- [6] Mueller-Edzards, C.; de Vries, W. & Erisman, J. W. (eds). 1997. Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe – Studies on Temporal Development, Spatial Distribution and Impacts of Natural and Anthropogenic Stress Factors. Technical Background Report. UN/ECE and EC. Geneva, Brussels: pp. 211-224.

Estudio específico: Nitrógeno

- [1] Galloway, J. N. 1998. The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environm. Pollut.* 102: pp. 15-24.
- [2] Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J. P. (eds.) 1996. Growth trends in European forests, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 372 pp.
- [3] Ferm, A.; Hytönen, J.; Lähdesmäki, P.; Pietiläinen, P. & Pätilä, A. 1990. Effects of high nitrogen deposition on forests: case studies close to fur animal farms. In: Kauppi, P.; Antilla, P. & Kenttämies, K. (eds.). *Acidification in Finland*, Springer-Verlag, Berlin, pp. 635-668.
- Heinsdorf, D. 1993. The role of nitrogen in declining Scots pine forests (*Pinus sylvestris*) in the lowland of East Germany. *Water Air Soil Pollut.* 69: pp. 21-35.
- Nihlgård, B. 1988. Skogsskador genom lokal ammoniak/ammonium-belastning, Rapport 6/88, Skånelänens samrådsgrupp mot skogsskador, Lunds Universitet.
- Roelofs, J. G. M.; Kempers, A. J.; Houdijk, A. L. F. M. & Jansen, J. 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant Soil* 84: pp. 45-56.

- [4] Hüttel, R. F. 1990. Nutrient supply and fertilizer experiments in the view of N saturation. *Plant Soil* 128: pp. 45-58.
- Schulze, E.-D. 1989. Air pollution and forest decline in spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244: pp. 776-783.
- Kazda, M. 1990. Indications of unbalanced nitrogen nutrition of Norway spruce stands. *Plant Soil* 128: pp. 97-101.
- [5] Brandrud, T. E. 1995. The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Manage.* 71: pp. 111-122.
- Matzner, E. & Murach, D. 1995. Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution*, 85: pp. 63-76.
- [6] Roelofs, J. G. M.; Kempers, A. J.; Houdijk, A. L. F. M. & Jansen, J. 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant Soil* 84: pp. 45-56.
- [8] Gundersen, P.; Emmett, B. A.; Kjonaas, O. J.; Koopmans, C. & Tietema, A. 1998b. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling : a synthesis of NITREX-data. *For. Ecol. Manage.* 101: pp. 37-55.
- [9] Aber, J. D.; Nadelhoffer, K. J.; Steudler, P. & Melillo, J. M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience*, 39: pp. 378-386.
- Gundersen, P. 1991. Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle: role of denitrification. *For. Ecol. Manage.*, 44: pp. 15-28.
- [10] Gundersen, P. 1995. Nitrogen deposition and leaching in European forests - preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution*, 85:1, pp. 179-1184.
- Dise, N. B.; Matzner, E. & Gundersen, P. 1998. Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 105: pp. 143-154.
- [11] Gundersen, P. & Rasmussen, L. 1995. Nitrogen mobility in a nitrogen limited forest at Klosterhede, Denmark, examined by NH_4NO_3 addition. *For. Ecol. Manage.*, 71: pp. 75-88.
- [12] Vanmechelen, L.; Groenemans, R. & Van Ranst, E. 1997. Forest soil conditions in Europe. Results of a large-scale soil survey. Technical Report. EC, UN/ECE, Ministry of the Flemish Community; Brussels, Geneva. 259 pp.
- [13] Boxman, A. W.; van der Ven, P. J. M. & Roelofs, J. G. M. 1998a. Ecosystem recovery after a decrease in nitrogen input to a Scots pine stand at Ysselsteyn, the Netherlands. *For. Ecol. Manage.*, 101: pp. 155-163.
- Bredemeier, M.; Blanck, K.; Dohrenbusch, A.; Lamersdorf, N. P.; Mayer, A. C.; Murach, D.; Parth, A. & Xu, Y.-J. 1998. The Solling roof experiments – site characteristics, experiments and results. *For. Ecol. Manage.* 101: pp. 281-293
- [14] Gundersen, P. 1999. Nitrogen status and impact of nitrogen input in forests – indicators and their possible use in critical load assessment. In: Nielsen, K. E. *Critical Loads Copenhagen – abstracts*, 21-25 Nov. 1999, Copenhagen, Denmark, pp. 37-38.
- [16] Gundersen, P.; Callesen, I. & de Vries, W. 1998b. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environmental Pollution* 102: pp. 403-407.

Estudio específico: Secuestro de carbono

- [1] Berg, B. & Matzner, E. 1997. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environmental Reviews* 5: pp. 1-25.
- [2] Ciais, P. et al. 1995. Partitioning of ocean and land uptake of CO_2 as inferred by $\delta^{13}\text{C}$ measurements from the NOAA Climate Monitoring and Diagnostics Laboratory global air sampling network. *J. Geophys. Res.* 100: pp. 5051-5070.
- [3] De Vries, W.; Reinds, G. J.; Gundersen, P. & Klap, J. 2000. A critical review of different estimates for the current carbon sequestration in European forest soils. *Nature* (to be submitted).
- [4] Dise, N. B.; Matzner, E. & Forsius, M. 1998a. Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution* 102: pp. 453-456.
- [5] Gundersen, P.; Callesen, I. & de Vries, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environmental Pollution* 102: pp. 403-407.
- [6] Harrison, A. F.; Harkness, D. D. & Rowland, A. P. et al. 2000. Annual carbon and nitrogen fluxes in soils along a European forest transect. In: E. D. Schulze (ed): *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. Ecological Studies 142, Springer Verlag, Heidelberg, in press.
- [7] Klap, J. M.; de Vries, W.; Erisman, J. W. & van Leeuwen, E. P. (eds) 1997. Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study. Wageningen, the Netherlands, DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 150, 245 pp.
- [8] Kauppi, P. E.; Mielikäinen, K. & Kuusela, K. 1992. Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science* 256: pp. 70-74.
- [9] Martin, P. H.; Valentini, R.; Jaques, M.; Fabbri, K.; Galati, D. & Quarantino, R. et al. 1998. New estimate of the carbon sink strength of EU forests integrating flux measurements, field surveys and space observations: 0.17-0.35 Gt(C). *Ambio* 27:7, pp. 582-584.
- [10] Matzner, E. & Grosholz, C. 1997. Beziehung zwischen NO_3 -Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald (*Picea abies* Karst.) - Ökosystemen Mitteleuropas. *Forstw. Cbl.* 116, pp. 39-44.
- [11] Nabuurs, G. J.; Päivinen, R.; Sikkema, R. & Mohren, G. M. J. 1998. The role of European forests in the global carbon cycle-A review. *Biomass and bioenergy*, 13 (6) : pp. 345-358.
- [12] Nadelhoffer, K. J., Emmett, B. A.; Gundersen, P.; Kjonaas, O. J.; Koopmans, C. J.; Schleppei, P.; A. Tietema A. & Wright, R. F. 1999. Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature* 398: pp. 145-148.
- [13] Schulze E.-D.; Högberg, L.; van Oene, H.; Persson, T.; Harrison, A. F.; Read, D.; Kjoller, A. & Matteucci, G. 2000. Interactions between the carbon and nitrogen cycle and the role of biodiversity: A synopsis of a study along a north-south transect through Europe. In: Schulze, E. D. (ed): *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. Ecological Studies 142, Springer Verlag, Heidelberg, in press.
- [14] Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M. & Skovsgaard J. P. (eds) 1996. *Growth trends in European forests*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 372 pp.
- [15] Steffen, W.; Noble, I.; Canadell, J.; Apps, M.; Schulze, E. D. & Jarvis, P. G. et al. 1998. The terrestrial carbon cycle: implications for the Kyoto Protocol. *Science* 280: pp. 1393-1394.

Anexo I: Bosques, estudios y clases de defoliación en los países europeos (1999)

Países participantes	Superficie forestal (1.000 ha)	% de la superficie forestal	Tamaño de la cuadrícula nacional (km x km)	Número de parcelas tipo	Número de árboles tipo	Defoliación de todas las especies por clase (grupos), estudio nacional en 1999		
						0	1	2 - 4
Albania	1028	35,8	10x10	208	6240	51,9	38,2	9,9
Austria	3878	46,2	8,7 x 8,7	261	7242	66,1	27,1	6,8
Bielorrusia	6001	28,9	16 x 16	1438	34344	18,6	55,4	26,0
Bélgica	634	20,9	4 ² / 8 ²	143	3399	43,7	38,6	17,7
Bulgaria	3314	29,9	4 ² /8 ² /16 ²	130	4763	24,9	30,9	44,2
Croata	2061	36,5	16 x 16	84	2015	42,8	34,1	23,1
República Checa	2630	33,4	8 ² /16 ²	292	14694	11,7	37,9	50,4
Dinamarca	445	10,3	7 ² /16 ²	51	1224	57,8	29,0	13,2
Estonia	2059	45,7	16 x 16	91	2184	49,0	42,3	8,7
Finlandia	20032	65,8	16 ² / 24x32	457	8662	60,3	28,3	11,4
Francia	14591	26,6	16 x 16	544	10880	43,9	36,4	19,7
Alemania	10264	28,9	16 ² / 4 ²	433	13466	36,8	41,5	21,7
Grecia ^{a)}	2512	19,5	16 x 16	77	1816	47,7	35,7	16,6
Hungría	1759	18,9	4 x 4	1137	26666	41,3	40,5	18,2
Irlanda	436	6,3	16 x 16	21	417	62,1	24,9	13,0
Italia	8675	28,8	16 x 16	239	6740	21,2	43,5	35,3
Letonia	2901	44,9	8 x 8	376	8946	22,5	58,6	18,9
Liechtenstein	8	50,0	no hubo estudio en 1999					
Lituania	1888	30,1	8 x 8	304	7156	15,2	73,2	11,6
Luxemburgo	89	34,4	4 x 4					
Rep. de Moldavia	318	9,4	16 x 16	10	259	se estudiaron sólo las frondosas		
Países Bajos	329	9,4	no hubo estudio en 1999					
Noruega	12000	37,1	9 ² /18 ²	929	8552	34,7	36,7	28,6
Polonia	8756	28,0	16 x 16	1180	23600	11,0	58,4	30,6
Portugal	3370	37,9	16 x 16	143	4290	47,1	41,8	11,1
Rumania	6244	26,3	4 x 4	4682	127811	65,6	21,7	12,7
Fed. de Rusia ^{b)}	6075	72,4	no hubo estudio en 1999					
Rep. Eslovaca	1961	40,0	16 x 16	110	4264	19,1	53,1	27,8
Eslovenia	1099	54,2	16 x 16	41	984	27,3	43,6	29,1
España	11792	23,4	16 x 16	611	14664	36,4	50,7	12,9
Suecia	23400	57,1	variable	3783	16344	56,1	30,7	13,2
Suiza	1186	28,7	16 x 16	49	1101	39,9	41,1	19,0
Turquía	20199	25,9	no hubo estudio en 1999					
Ucrania	10782	17,9	16 x 16	98	2382	4,6	39,2	56,2
Reino Unido	2156	8,9	aleatorio	358	8543	34,4	44,2	21,4
Yugoslavia	2858	2,8	16 x 16	41	986	73,5	15,3	11,2
TOTAL	197700		variable	18321	374634			

a) Con excepción del monte bajo. b) Únicamente las regiones de Kaliningrado y Leningrado.

Nótese que la existencia de algunas diferencias en el grado de deterioro a un lado y a otro de las fronteras nacionales puede deberse en parte a la utilización de distintos modelos. No obstante, esta salvedad no afecta a la fiabilidad de las tendencias a un cierto plazo.

Anexo II: Defoliación de todas las especies (1988-1999)

Países participantes	Todas las especies												% de cambio 1998/ 1999
	Clases de defoliación 2-4												
	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
Albania											9,8	9,9	0,1
Austria		10,8	9,1	7,5	6,9	8,2	7,8	6,6	7,9	7,1	6,7	6,8	0,1
Bielorrusia		67,2	54,0		29,2	29,3	37,4	38,3	39,7	36,3	30,5	26,0	-4,5
Bélgica		14,6	16,2	17,9	16,9	14,8	16,9	24,5	21,2	17,4	17,0	17,7	0,7
Bulgaria	7,4	24,9	29,1	21,8	23,1	23,2	28,9	38,0	39,2	49,6	60,2	44,2	-16,0
Croacia					15,6	19,2	28,8	39,8	30,1	33,1	25,6	23,1	-2,5
Rep. Checa ^{a)}	sólo las coníferas			45,3	56,1	51,8	57,7	58,5	71,9	68,6	48,8	50,4	1,6
Dinamarca	18,0	26,0	21,2	29,9	25,9	33,4	36,5	36,6	28,0	20,7	22,0	13,2	-8,8
Estonia	se estudiaron sólo las coníferas										8,7	8,7	0,0
Finlandia	16,1	18,0	17,3	16,0	14,5	15,2	13,0	13,3	13,2	12,2	11,8	11,4	-0,4
Francia ^{b)}	6,9	5,6	7,3	7,1	8,0	8,3	8,4	12,5	17,8	25,2	23,3	19,7	-3,6
Alemania ^{c)}	14,9	15,9	15,9	25,2	26,4	24,2	24,4	22,1	20,3	19,8	21,0	21,7	0,7
Grecia ^{d)}	17,0	12,0	17,5	16,9	18,1	21,2	23,2	25,1	23,9	23,7	21,7	16,6	-5,1
Hungría	7,5	12,7	21,7	19,6	21,5	21,0	21,7	20,0	19,2	19,4	19,0	18,2	-0,8
Irlanda	4,8	13,2	5,4	15,0	15,7	29,6	19,7	26,3	13,0	13,6	16,1	13,0	-3,1
Italia		9,1	16,3	16,4	18,2	17,6	19,5	18,9	29,9	35,8	35,9	35,3	-0,6
Letonia			36,0		37,0	35,0	30,0	20,0	21,2	19,2	16,6	18,9	2,3
Liechtenstein	17,0	11,8			16,0								
Lituania	3,0	21,5	20,4	23,9	17,5	27,4	25,4	24,9	12,6	14,5	15,7	11,6	-4,1
Luxemburgo	10,3	12,3		20,8	20,4	23,8	34,8	38,3	37,5	29,9	25,3		
Rep. de Moldavia						50,8		40,4	41,2				
Países Bajos	18,3	16,1	17,8	17,2	33,4	25,0	19,4	32,0	34,1	34,6	31,0		
Noruega	sólo las coníferas		17,2	19,7	26,2	24,9	27,5	28,8	29,4	30,7	30,6	28,6	-2,0
Polonia	20,4	31,9	38,4	45,0	48,8	50,0	54,9	52,6	39,7	36,6	34,6	30,6	-4,0
Portugal	1,3	9,1	30,7	29,6	22,5	7,3	5,7	9,1	7,3	8,3	10,2	11,1	0,9
Rumania				9,7	16,7	20,5	21,2	21,2	16,9	15,6	12,3	12,7	0,4
Fed. de Rusia ^{e)}							10,7	12,5					
Rep. Eslovaca	38,8	49,2	41,5	28,5	36,0	37,6	41,8	42,6	34,0	31,0	32,5	27,8	-4,7
Eslovenia		22,6	18,2	15,9		19,0	16,0	24,7	19,0	25,7	27,6	29,1	1,5
España	7,6	4,5	4,7	7,4	12,3	13,0	19,4	23,5	19,4	13,7	13,6	12,9	-0,7
Suecia	se estudiaron sólo las coníferas							14,2	17,4	14,9	14,2	13,2	-1,0
Suiza	8,7	10,4	15,5	16,1	12,8	15,4	18,2	24,6	20,8	16,9	19,1	19,0	-0,1
Turquía													
Ucrania		1,4	2,9	6,4	16,3	21,5	32,4	29,6	46,0	31,4	51,5	56,2	4,7
Reino Unido ^{f)}	25,0	28,0	39,0	56,7	58,3	16,9	13,9	13,6	14,3	19,0	21,1	21,4	0,3
Yugoslavia	10,0			9,8					3,6	7,7	8,4	11,2	2,8

a) Hasta 1997 sólo se estudiaron los árboles de más de 60 años. b) Debido a cambios metodológicos, únicamente las series temporales 1988-94 y 1997-99 son coherentes, pero no son comparables entre sí. c) Los datos de 1988-1990, corresponden a la antigua República Federal de Alemania. d) Con excepción del monte bajo. e) Únicamente las regiones de Kaliningrado y Leningrado. f) La diferencia entre 1992 y los años siguientes se debe principalmente al cambio del método de evaluación introducido para ajustarlo al utilizado en otros Estados.

Nótese que la existencia de algunas diferencias en el grado de deterioro a un lado y a otro de las fronteras nacionales puede deberse en parte a la utilización de distintos modelos. No obstante, esta salvedad no afecta a la fiabilidad de las tendencias a un cierto plazo.

Anexo III:**Principales especies mencionadas en el texto**

<i>Haya</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Common beech</i>
<i>Roble albar</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Sessile oak</i>
<i>Roble común</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>European oak</i>
<i>Encina</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Holm oak</i>
<i>Alcornoque</i>	<i>Quercus suber</i>	<i>Cork oak</i>
<i>Pino silvestre</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Scots pine</i>
<i>Pino marítimo</i>	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Maritime pine</i>
<i>Pino carrasco</i>	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Aleppo pine</i>
<i>Abeto rojo</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Norway spruce</i>

Anexo IV:**Fotos**

Página	Autor
ii	J. Wernecke, Nationalpark Hochharz, Alemania
1	E. Ulrich, Office National des Forêts, Francia
cubierta, iv, 3, 4, 27	R. Fischer, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Alemania
8	U. Paar, Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie, Alemania
9	W. Seidling, R. Fischer, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Alemania
11	H. Raitio, Finnish Forest Research Institute, Finlandia
15, 17	D. Aamlid, Norsk institutt for skogforskning, Noruega
20	D. Boxman, Países Bajos
22	N. Raharinelina, Alemania

Países participantes:

Albania	España	Letonia	Polonia
Alemania	Estados Unidos	Liechtenstein	Portugal
Austria	Estonia	Lituania	Rumania
Bélgica	Federación de Rusia	Luxemburgo	Suecia
Bielorrusia	Finlandia	Noruega	Suiza
Bulgaria	Francia	Reino Unido	Turquía
Canadá	Grecia	República Checa	Ucrania
Croacia	Hungría	Republica de Moldavia	Yugoslavia
Dinamarca	Irlanda	República Eslovaca	
Eslovenia	Italia	Países Bajos	

Para más información, pueden ponerse en contacto con:

Centro de Investigación Federal sobre Bosques y Productos de los Bosques
PCC del ICP Forests
Dr. M. Lorenz y R. Fischer
Leuschnerstr. 91
D-21031 HAMBURGO

Comisión Europea
DG AGRI, Fl. 3
Rue de la Loi 130
(10/177)
B-1040 BRUSELAS

<http://www.dainet.de/bfh/inst1/12>
(ICP Forests)
<http://europa.eu.int/comm/dg06>
(Comisión Europea)
<http://www.fimci.nl>
(Instituto de Coordinación del Seguimiento Intensivo de los Bosques)

