

# CAMBIOS EN LA QUÍMICA DE LOS SUELOS FORESTALES DE CENTROEUROPA: ACIDIFICACIÓN Y EUTROFIZACIÓN

ROBERT JANDL<sup>1\*</sup>, AGUSTÍN RUBIO<sup>2</sup> Y ALFREDO BLANCO<sup>2</sup>

## RESUMEN

En este trabajo se muestran los cambios experimentados por el calcio y el nitrógeno de suelos de Austria, haciendo hincapié en el efecto provocado por las emisiones antrópicas. Con relación al calcio, los suelos de la zona de Weilhartsforst (norte de Austria) perdieron, en sólo 15 años, una gran parte de su calcio intercambiable y la saturación de bases cayó del 25 al 5%. Estos suelos se acidificaron y hoy se encuentran en el rango de tamponación de los óxidos de aluminio. No obstante, el interés por mantener un determinado nivel de calcio en los suelos no radica en la repercusión sobre el crecimiento de los bosques, sino sobre la calidad química del agua freática. En cuanto al nitrógeno es el nutriente que frecuentemente limita la productividad de los bosques. Hasta hace pocas décadas los bosques austríacos proporcionaban productos para la alimentación y la industria que en la actualidad tienen otras procedencias, lo que ha favorecido una cierta recuperación de estos bosques centroeuropeos. Por otro lado, ha aparecido otra fuente de nitrógeno, las deposiciones atmosféricas. Esto, unido al cambio climático puede permitir que los bosques crezcan más rápidamente de lo que lo hacen hoy en día. No obstante, el exceso de nitrógeno puede acarrear otros problemas en el futuro, ya que altas concentraciones de nitratos en el agua freática pueden comprometer su uso por el hombre. Además las mayores tasas de crecimiento de los árboles implicarían mayor demanda de nutrientes que los suelos pueden que no sean capaces de satisfacer. Por fortuna, todavía no hay evidencias de que se hayan alcanzado niveles críticos y los bosques siguen utilizando todo el nitrógeno disponible.

**Palabras clave:** Materia orgánica, carbono, nitrógeno, calentamiento global, Austria

## SUMMARY

We present changes in soil calcium and nitrogen that are direct consequences of anthropogenic emissions. Within only 15 years the soils of the Weilhartsforst (north of Austria) have lost a large part of the exchangeable calcium and the base saturation dropped from 25 to 5%. The soils were acidified and are now within the aluminum buffer range. The main incentive to maintain high levels of soil calcium is the ensurance of the chemical groundwater quality and to a lesser degree the effect of calcium on tree growth. – Nitrogen is often the limiting factor for forest productivity.

<sup>1</sup> Centro de Investigación Forestal. Seckendorff-Gudent Weg 8. A1131 Viena. Austria.  
Telef. +43 1 87838 1302 fax +43 1 87838 1250 robert.jandl@bfw.gv.at

<sup>2</sup> Dpto. Silvopascicultura. E.T.S.I. de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria. 28040. Madrid. España.

Recibido: 14/09/2004.

Aceptado: 14/09/2004.

In historical forms of land-use, forests were providing nutrients for livestock and manifold materials that are now generated by the chemical industry. Hence, the nitrogen stocks of central European forest ecosystems were often depleted. Since several decades the forests receive large quantities of nitrogen from atmospheric deposition. Together with climate change it causes the acceleration of the forest growth rate. The additional growth may cause problems in the future, such as elevated nitrate concentrations in the groundwater and the exceedance of the possible nutrient supply from poor forest soils. However, until now the critical levels of nitrogen have not been reached yet and forests are utilizing the available nitrogen efficiently.

**Key words:** Organic matter, carbon, nitrogen, global warming, Austria.

## INTRODUCCIÓN

Según datos oficiales de las Naciones Unidas los bosques ocupan el 32% de la superficie del continente europeo. Las coníferas contribuyen con 91 millones de hectáreas y los bosques caducifolios con 57 millones de hectáreas. Austria es uno de los países más boscosos del continente con una cobertura de bosques del 48%. Tiene un área boscosa total de 3,9 millones de hectáreas, con el 70% de picea (*Picea abies*) como especie dominante. El volumen de existencias sitúa en 1.000 millones de m<sup>3</sup> la cantidad de madera existente. Aunque el crecimiento anual es de 27 millones de m<sup>3</sup>, se vienen cortando unos 20 millones de m<sup>3</sup> (UNECE 2000). Esta diferencia atestigua por una lado una gestión conservadora, pero también refleja los bajos precios de la madera, que no incentiva su explotación. La mayoría de los bosques austriacos (>80%) pertenece a particulares y solamente el 18% son bosques nacionales. Las masas forestales arboladas tienen distintos objetivos: producen madera, pero también son elementos indispensables del paisaje que es un importante valor para el turismo. Además, los bosques de áreas montañosas son importantes elementos para la protección contra aludes y crecidas torrenciales. Todos los ecosistemas forestales tienen reconocido un importante papel clave en el mantenimiento de la calidad del aire y de las aguas freáticas. Por todo ello en Austria reciben gran atención todas las amenazas que se ciernen sobre los bosques.

Los suelos forestales de este territorio centroeuropeo manifiestan una baja productividad debido, por un lado, a las adversas condicio-

nes naturales del medio y, por otro lado, a la larga historia de exportación de nutrientes de los sistemas forestales. Durante los años ochenta y noventa fue más que evidente un acusado decaimiento forestal manifestado por la progresiva pérdida de acículas y por bajas tasas de crecimiento. Este debilitamiento de los sistemas forestales se vinculó a las lluvias ácidas, altas tasas de deposición de nitrógeno disuelto en las aguas de lluvia. Este problema recibió una gran atención de la sociedad austriaca que propició que los ecólogos forestales sigan muy atentamente el estado de los bosques mediante exhaustivos y constantes programas de control y seguimiento. Este trabajo trata de hacer una revisión sobre los conocimientos de dos amenazas muy recientes, la acidificación de los suelos forestales y la eutrofización con nitrógeno. Se explican y aportan las evidencias sobre ambas amenazas y también se analiza la evolución temporal de dichos problemas.

## ACIDIFICACIÓN DE LOS SUELOS FORESTALES

Los suelos poseen un sistema de tamponación que actúa en cascada mediante el cual, los compuestos ácidos que penetran en suelos básicos son neutralizados mediante la disolución de los carbonatos. En suelos sin carbonatos la primera reacción es el intercambio de los cationes básicos adsorbidos a los coloides electronegativos. La disminución de cationes básicos se refleja en la saturación con protones de hidrógeno del complejo de cambio. Tras el

agotamiento de la capacidad tamponadora intervienen los óxidos de hierro y aluminio procedentes de la alteración de las arcillas. Serán estos óxidos de hierro y aluminio los responsables de mantener el pH del suelo en niveles no demasiado bajos a pesar de que el medio siga enriqueciéndose en protones de hidrógeno. De hecho, la capacidad tamponadora de cationes básicos es muy pequeña frente al gran tamaño del sumidero de los óxidos.

A este respecto, en las últimas décadas, se están observando evidencias de profundos cambios en los suelos de Europa central y también de Escandinavia. Así, en la provincia Baden-Wuerttemberg, en el sur de Alemania, se ha observado que en los últimos 60 años la distribución del pH del suelo de un gran número de puntos de muestreo se ha desplazado desde valores que se encontraban bien repartidos entre ácidos y básicos, hacia valores alrededor de 4, es decir, correspondientes sólo a suelos ácidos (Figura 1; HILDEBRAND 1996).

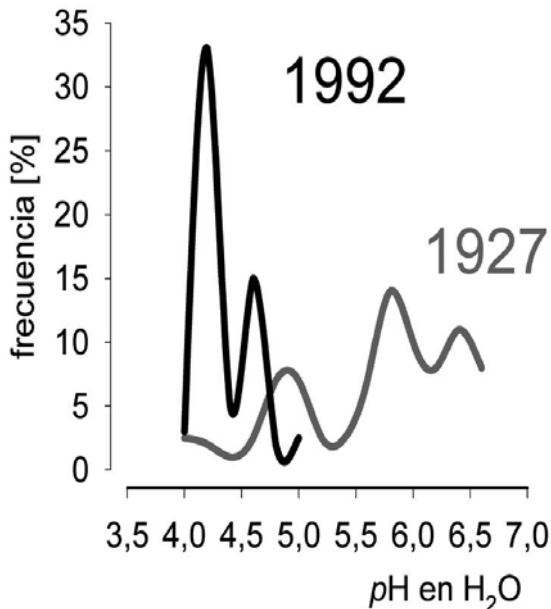


Figura 1 - Cambio en los valores del pH de suelos desarrollados sobre de granitos durante 65 años desde valores bien repartidos hasta los concentrados alrededor de valores ácidos (según HILDEBRAND, 1996).

Figure 1 - Change of pH in soils on granitic bedrock. 65 years ago soil pH values have covered a wide range, in the presence most soils are acidic (compare HILDEBRAND, 1996).

Evidencias similares se pueden encontrar en Escandinavia, EEUU y otros lugares de Europa (FALKENGREN & TYLER 1991; HEDIN *et al.* 1994; LAWRENCE *et al.* 1999; THIMONIER *et al.* 2000). Una característica común de estos sitios investigados es que son suelos pedregosos y libres de carbonatos. En todos ellos la neutralización de los ácidos procedentes de la deposición se tuvo que efectuar a partir de la escasa cantidad de tierra fina de que disponían dichos suelos, de manera que una pequeña cantidad de protones parece ser capaz de influir en el conjunto de los cationes básicos del suelo superando su capacidad de tamponeamiento y, consiguientemente, acidificando el suelo.

En Weilhartsforst, en el norte de Austria (48°10' N, 12°55' E), durante 15 años se ha monitorizado el contenido de calcio adsorbido al complejo de cambio. El lugar está situado en un bosque de 9.100 ha dominado por picea (*Picea abies*) y pino (*Pinus sylvestris*) y muy cerca de un distrito industrial en Baviera. En cuatro ocasiones se analizó el contenido de cationes adsorbidos al complejo de cambio (extracto de 0,1 M BaCl<sub>2</sub>). En el primer muestreo realizado en el año 1985, el contenido de calcio en el suelo se situó en un rango bajo o intermedio, en comparación con los suelos de la red del Inventario de Suelos Forestales de Austria. Durante los siguientes 10 años el contenido fue cayendo hasta que en 1995 se recuperó ligeramente (Figura 2). La variabilidad espacial de los datos es considerable, pero los cambios en el horizonte más superficial del suelo mineral (0-5 cm) son significativos (ANOVA, prueba de Duncan). Los resultados muestran que el pH del suelo se mantuvo bastante constante dentro del rango de tampón correspondiente a los óxidos de aluminio. Es decir, los valores de pH se mantenían estables alrededor de 4,2.

Sin embargo el proceso clave en este cambio temporal radica en la dinámica del azufre. El azufre procedente de las emisiones industriales principalmente aparecía bajo formas oxidadas y formaba sulfatos. Los suelos de esta región, como todos los suelos de los bosques

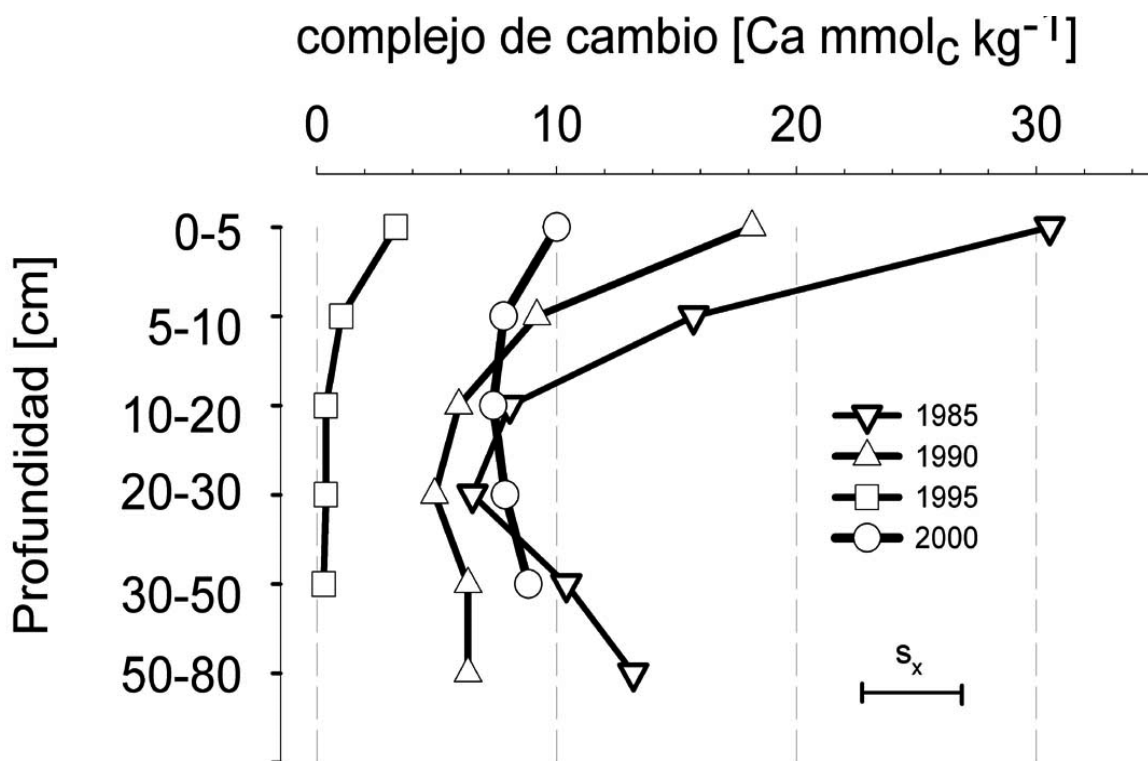


Figura 2 - Tendencia temporal del calcio absorbido al complejo adsorbente durante 15 años en Weilhartsforst, en el norte de Austria.

Figure 2 - Temporal trend of exchangeable calcium over 15 years at Weilhartsforst, north of Austria.

templados, tienen el complejo coloidal con un carácter predominantemente electronegativo, por eso el anión sulfato no tiene ninguna posibilidad de adsorción en el suelo mineral. Sin embargo, el azufre puede ser adsorbido en parte por la materia orgánica, permitiendo una cierta permanencia de este elemento en los suelos. Bajo esas condiciones se desarrolló un nuevo equilibrio entre el azufre de las deposiciones antrópicas y el azufre natural de los suelos. El fenómeno de las altas tasas de deposición de azufre ha trascendido las fronteras porque el  $\text{SO}_2$  ha aparecido distribuido sobre grandes superficies por toda Europa. Desde hace veinte años las grandes industrias han realizado serios esfuerzos para disminuir las emisiones de azufre, debido a las grandes presiones ejercidas por la opinión pública, muy sensibilizada ante el grave deterioro de los bosques. Las emisiones de  $\text{SO}_2$  a la atmósfera se han reducido con notable celeridad. Sin

embargo, la reducción del nivel de azufre en el suelo se está efectuando con cierto retraso (para una descripción detallada ver ALEWELL *et al.* 2000), ya que la materia orgánica tiene que ser completamente mineralizada para que el azufre quede libre.

Por otra parte, bajos niveles de calcio tienen escasa repercusión sobre los bosques puesto que los árboles pueden cubrir sus necesidades de calcio mediante la disolución de las rocas y pueden disponer de fuentes de calcio que no se reflejan en los análisis químicos estándar de los suelos (LANDEWEERT *et al.* 2001; BLUM *et al.* 2002). La correlación entre el contenido de calcio existente en acículas u hojas y el calcio existente en el suelo apunta en este sentido y, así, en suelos con muy bajas cantidades de calcio pueden crecer bosques que posean mucho calcio en su follaje (Figura 3). Sin embargo, elevados contenidos de calcio en el suelo manifiestan una

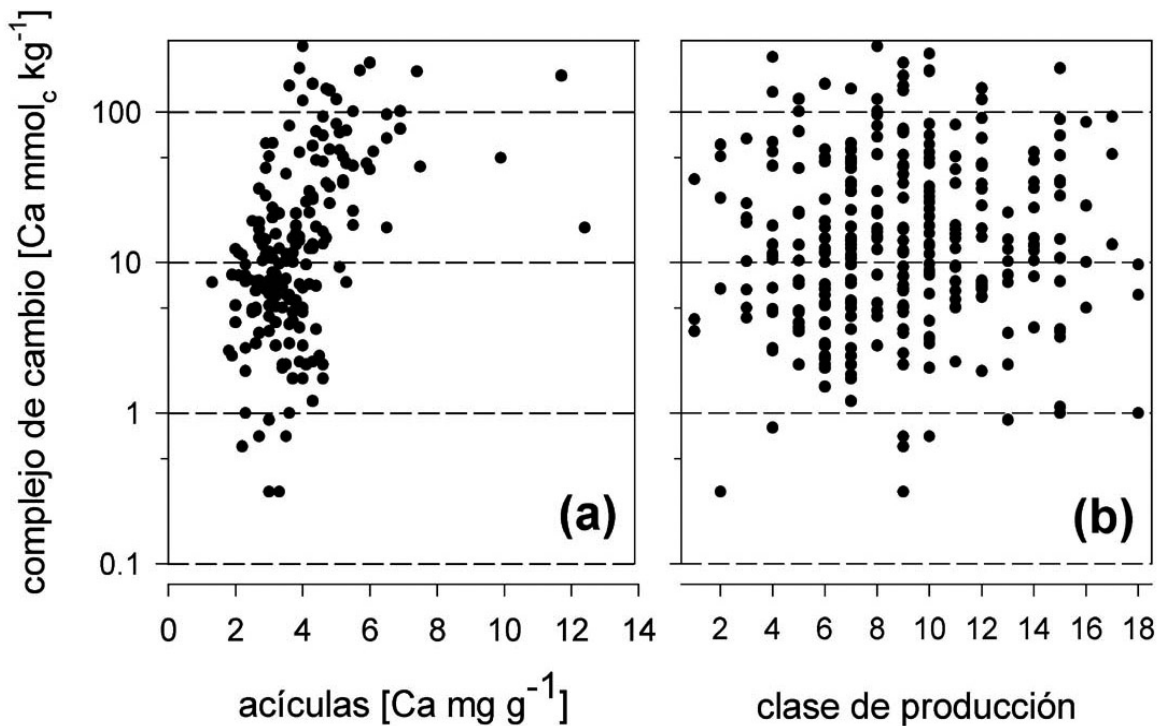


Figura 3 - Concentración de calcio en el complejo adsorbente de la capa de 0-10 cm del suelo mineral versus (a) la concentración en acículas de píceas (*Picea abies*) maduras y (b) la clase de producción. Datos procedentes del sistema del monitoreo de bosques de Austria.

Figure 3 - Concentration of exchangeable calcium in the layer 0-10 cm of the mineral soils versus (a) the concentration in needles of a mature spruce (*Picea abies*) stand (b) the yield class. Data are derived from the Austrian Forest Monitoring System.

influencia determinante en la calidad química del agua freática, hasta el punto de que uno de los grandes beneficios de los bosques, proporcionar agua limpia, puede verse muy comprometido. Por eso en Europa Central existe un gran interés en mantener un determinado nivel de calcio en los suelos que permita conservar la acidez del agua en niveles adecuados.

## EUTROFIZACIÓN

En muchos tipos de bosques el nitrógeno es el nutriente más escaso y por lo tanto es normalmente el factor limitante para el crecimiento de los mismos. No obstante los árboles suelen estar bien adaptados a bajos niveles de nitrógeno en los suelos. En ecosistemas naturales la fijación de N<sub>2</sub> atmosférico supone una muy reducida entrada de nitrógeno en el sistema y

las rocas tampoco suelen contener nitrógeno entre sus minerales constituyentes. La fuente principal de este elemento en los suelos la constituye la mineralización de la materia orgánica mediante la actividad de los microorganismos de los suelos. Las pérdidas anuales de nitrógeno por lavado normalmente son mínimas (PERAKIS & HEDIN, 2001, 2002), de manera que el ciclo del nitrógeno dentro del ecosistema está cerrado.

Los bosques de Europa central tienen una larga historia como sistemas manejados y explotados por el hombre. En los inicios del siglo XX, antes de que los procedimientos industriales permitieran aportar nitrógeno (técnica de Haber-Bosch), la forma de restitución de este elemento en los suelos era mediante el uso de materiales orgánicos. Para entonces muchos sitios se encontraban ya degradados debido a la pérdida de nutrientes



asimilables. Por ejemplo, práctica habitual era emplear la hojarasca de los suelos forestales, junto con materiales orgánicos procedentes de la estabulación del ganado, para abonos de uso agrícola. Además, las hojas e incluso las ramas pequeñas de los árboles se cortaban para alimentar al ganado. Precisamente estas son las partes de la biomasa que mayor contenido en nutrientes aportan al horizonte superior del suelo. Después de su extracción tan sólo quedaban las ramas mayores como única posible vía de entrada de nutrientes al suelo. La disminución de las entradas en los ciclos de los nutrientes llevó a la degradación de los suelos, fundamentalmente por pérdida de la fertilidad. La generalización de estos hechos permite encontrar testimonios de la grave degradación de los suelos por intenso uso antrópico en zonas incluso muy alejadas de grandes núcleos de población, puesto que todo el territorio disponible estuvo sometido a intensos manejos forestal y agrario. Ello hizo que, por ejemplo, en el sur de Austria se establecieran leyes forestales que limitaban el número de cabezas de ganado caprino y bovino en las fincas en función de la proximidad a un área boscosa, pues la experiencia había demostrado que una elevada presión ganadera suponía una fuerte y rápida degradación de los bosques.

Por otra parte, los bosques también tuvieron en el pasado gran importancia en la obtención de productos que ahora provienen de la industria química. Ejemplos son las resinas de los pinos o la ceniza para la producción de vidrio ( $K_2CO_3$ ). Los avances de la tecnología y el cambio acontecido en la gestión de los usos del suelo han aliviado en gran modo la presión ejercida sobre las reservas de nutrientes en los suelos. En concreto, los ecosistemas forestales centroeuropeos vienen recuperándose desde al menos la mitad del pasado siglo XX. No obstante, las evidencias al respecto son diferentes y así, en muchos sitios, tras el intenso uso sufrido en el pasado, se están regenerando especies arbóreas mucho más exigentes. Así, los pinares (*Pinus sylvestris*) del Norte de Austria están dando paso en la actualidad a árboles jóvenes de frondosas,

como el haya (*Fagus sylvatica*) y los robles (*Quercus robur* y *Q. petraea*). Del mismo modo, la morfología y evolución de la hojarasca está cambiando de formas desfavorables (humus tipo mor) a formas más favorables (humus tipos mull y moder).

En las pasadas décadas se han llevado a cabo muchos trabajos relativos a las elevadas tasas del crecimiento de los bosques en Europa (NELLEMANN & THOMSEN, 2001) como consecuencia del aumento de la disponibilidad de nitrógeno y del calentamiento global. Los primeros resultados que mostraron las crecientes tasas de productividad fueron sorprendentes, pues el paradigma planteado en los años ochenta y noventa preveía una reducción de la producción forestal por culpa de las deposiciones ácidas. Se temía un deterioro del medio ambiente en general y la acidificación de los suelos en particular (ULRICH, 1987). Por fortuna la reducción de las emisiones industriales de azufre y la implantación de catalizadores en los vehículos ha mejorado notablemente la calidad ambiental. Las clases de producción de los bosques subieron a niveles por encima de los umbrales pronosticados por los modelos. Los bosques jóvenes han mostrado mayores crecimientos que los árboles de generaciones anteriores en el mismo sitio. Como causas más probables de dicho cambio se identificó el efecto fertilizante del nitrógeno y del  $CO_2$ , el alargamiento del periodo vegetativo debido al calentamiento global y, también, al cambio en la gestión de los bosques, puesto que las intervenciones en los bosques ahora son más frecuentes y se efectúan en edades más tempranas que antes, manteniendo menores densidades de arbolado (SPIECKER *et al.* 1996).

El problema del “nitrógeno” ha recibido mucha atención debido a que el nivel de este nutriente ha aumentado notablemente en los últimos 50 años (VITOUSEK *et al.* 1997). Junto a los efectos favorables, también existía cierta preocupación por la acumulación de nitrógeno en los suelos. Además, no se puede olvidar que estamos ante una situación nueva, sin precedentes y los complejos efectos de los eleva-

dos niveles de nitrógeno se mostraban inciertos. El nitrógeno en exceso podría (1) aumentar la concentración de los nitratos en los suelos. La formación de este anión móvil en el proceso microbiológico de la nitrificación acidifica el suelo y su lavado supone la exportación de cationes básicos (NIHLGARD 1985; REUSS & JOHNSON, 1986). Como consecuencia, (2) el agua freática puede cargarse de nitratos y su empleo para consumo humano puede ser muy problemático. Además, (3) el crecimiento de los bosques también supondría un incremento en la demanda de otros nutrientes por parte de los árboles, particularmente, suelos deficitarios en Ca y Mg mostrarían indicios de carencia en hojas y acículas.

Muchas han sido las investigaciones que se han centrado en estudiar los posibles efectos problemáticos del nitrógeno (PRIETZEL *et al.* 1997; BREDEMEIER *et al.* 1998; EMMETT 1999; ABER *et al.* 2002; MACDONALD *et al.* 2002). Una hipótesis sobre el desarrollo de la saturación de nitrógeno en los ecosistemas forestales sugiere una secuencia de niveles crecientes de nitrógeno en las hojas, un aumento de la tasa de la mineralización de la materia orgánica del suelo y el lavado del nitrógeno, como nitrato, en el suelo. Por ahora, los estudios apuntan a que el nitrógeno se está acumulando en los suelos (ABER *et al.* 1998; MITCHELL *et al.* 2001; KAYE *et al.* 2002, 2003) y a que todavía no hay grandes pérdidas de este elemento. En Austria se está efectuado un seguimiento de los cambios de este elemento en tres bosques de píceas (*Picea abies*), dos de ellos se localizan en el norte del país (Helfenberg y Karlstift), en el macizo bohémico y el tercero está situado en el sur (Dobrowa). Los dos bosques más maduros han sido monitorizados desde 1960 y el bosque más joven lo ha sido desde su implantación en 1975 (tabla 1).

Las evidencias de que en las últimas décadas el clima parece haber cambiado son cada vez más numerosas. En estas zonas estudiadas la escasez de estaciones meteorológicas y la brevedad de las series de medición (50 años) no permiten obtener conclusiones con suficiente robustez estadística. No obstante, es un hecho aceptado que el número de días con temperaturas bajo cero ha disminuido a lo largo de los últimos años, coincidiendo con inviernos excepcionalmente suaves. Respecto a las tasas de deposición anual de nitrógeno, Austria sigue las tendencias de otros países centroeuropeos (SMIDT *et al.* 1999) puesto que hace 50 años las deposiciones se situaban por debajo de 5 kg de nitrógeno por hectárea y año y desde entonces han subido hasta alrededor de 20 kg por hectárea y año, de manera que la disponibilidad es 4 veces superior a los niveles naturales.

La Figura 4 representa el cambio del nivel de nitrógeno en las acículas y se puede comprobar que los niveles no han cambiado mucho. También los niveles de calcio se mantienen bastante estables. Esto parece sugerirnos que la preocupación sobre la pérdida de nutrientes finalmente no se ha manifestado. En el caso del nitrógeno parece que una parte del mismo permanece en la biomasa. En la Figura 5 se presenta el crecimiento de los tres bosques y en ella podemos apreciar una considerable desviación con respecto del crecimiento pronosticado por los modelos. Este aumento del crecimiento de los bosques también provocó un aumento en la demanda de N. Es decir, que la producción de más biomasa ha necesitado más nitrógeno que antes. Significa que al menos una parte del nitrógeno de las deposiciones queda fijada en la biomasa, permitiendo la formación de mayor cantidad de acículas, una copa mayor y por consiguiente mayor productividad. En la Figura 6 se puede com-

	Longitud	Latitud	Elevación	Edad del bosque	Litología
Helfenberg	14°08'16" E	48°32'29" N	790 m	100 años	granito
Karlstift	14°42'40" E	48°35'33" N	955 m	100 años	granito
Dobrowa	14°36'14" E	46°36'24" N	455 m	25 años	morrenas ácidas

Tabla 1 - Principales características de los tres sitios en Austria donde se ha estudiado la evolución del nitrógeno.

Table 1 - Characteristics of the three experimental sites in Austria where nitrogen dynamics have been investigated.

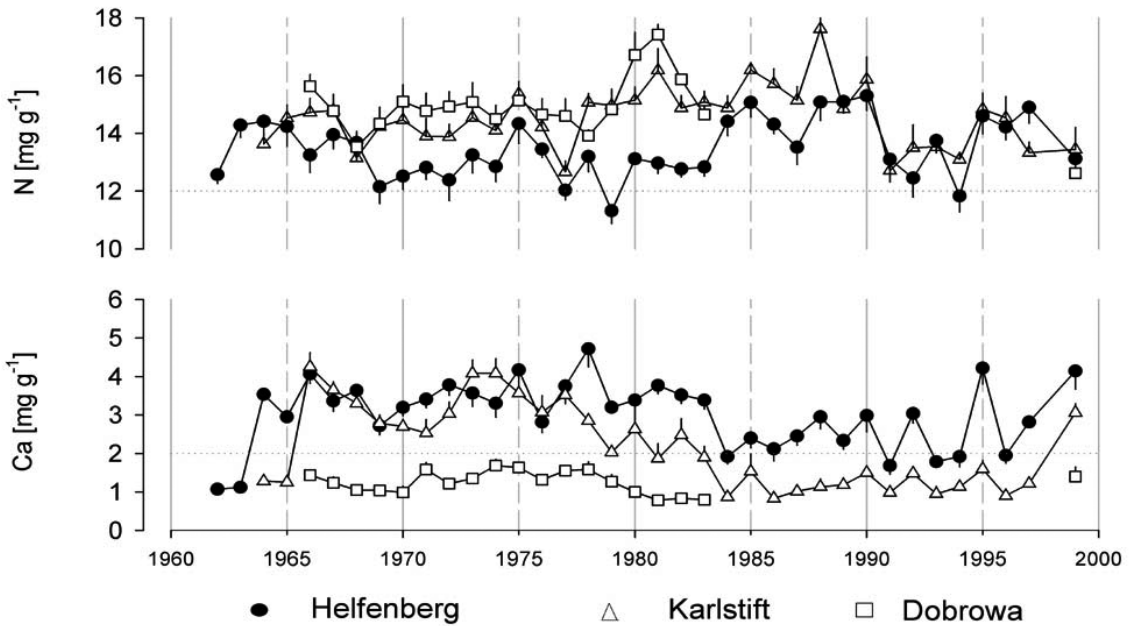


Figura 4 - Niveles de nitrógeno y calcio en las acículas de píceas (*Picea abies*) de 3 sitios de Austria en las décadas pasadas. Los datos corresponden a la rama de 7 años e incluyen las acículas recientes del año.

Figure 4 - Nitrogen and calcium levels of spruce (*Picea abies*) needles during several decades from 3 sites in Austria. Samples have been collected from the 7<sup>th</sup> whirl and include the needles of the recent year.

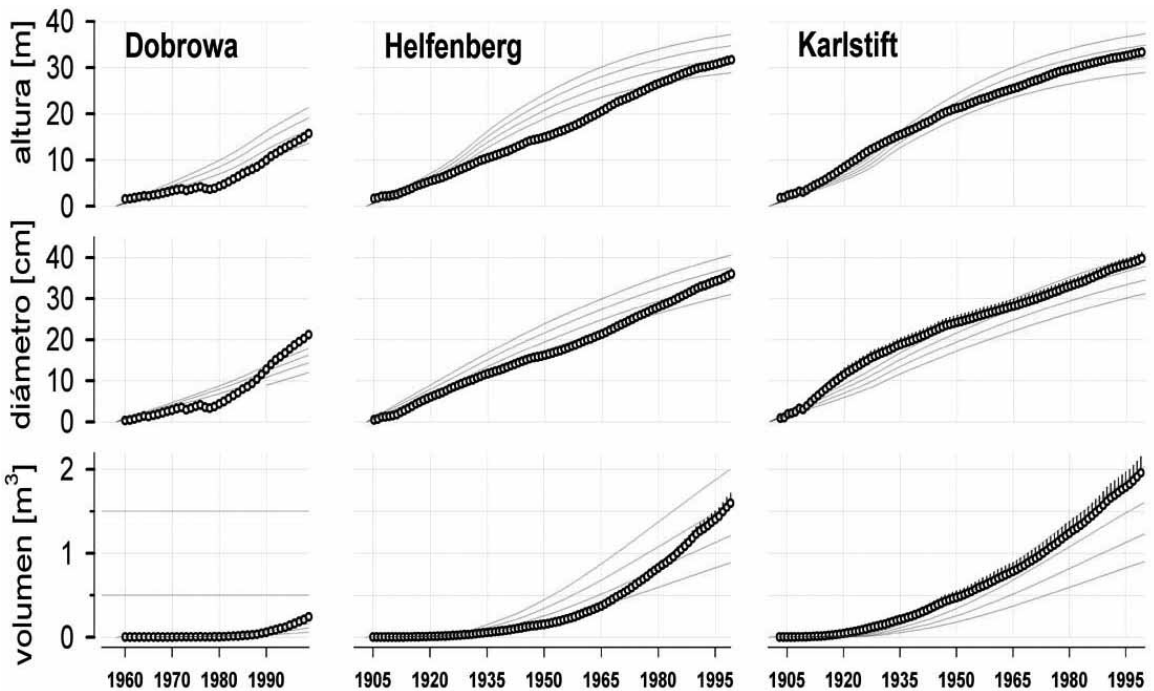


Figura 5 - Crecimiento actual de los bosques de picea (*Picea abies*) de 3 sitios en Austria en las décadas pasadas. Las líneas más tenues del fondo representan el crecimiento según los modelos de la productividad y los círculos el crecimiento real.

Figure 5 - Growth rate of spruce (*Picea abies*) stands during several decades from 3 sites in Austria. The fine lines in the background represent the growth rate according to the applicable yield table, the circles represent measured data.



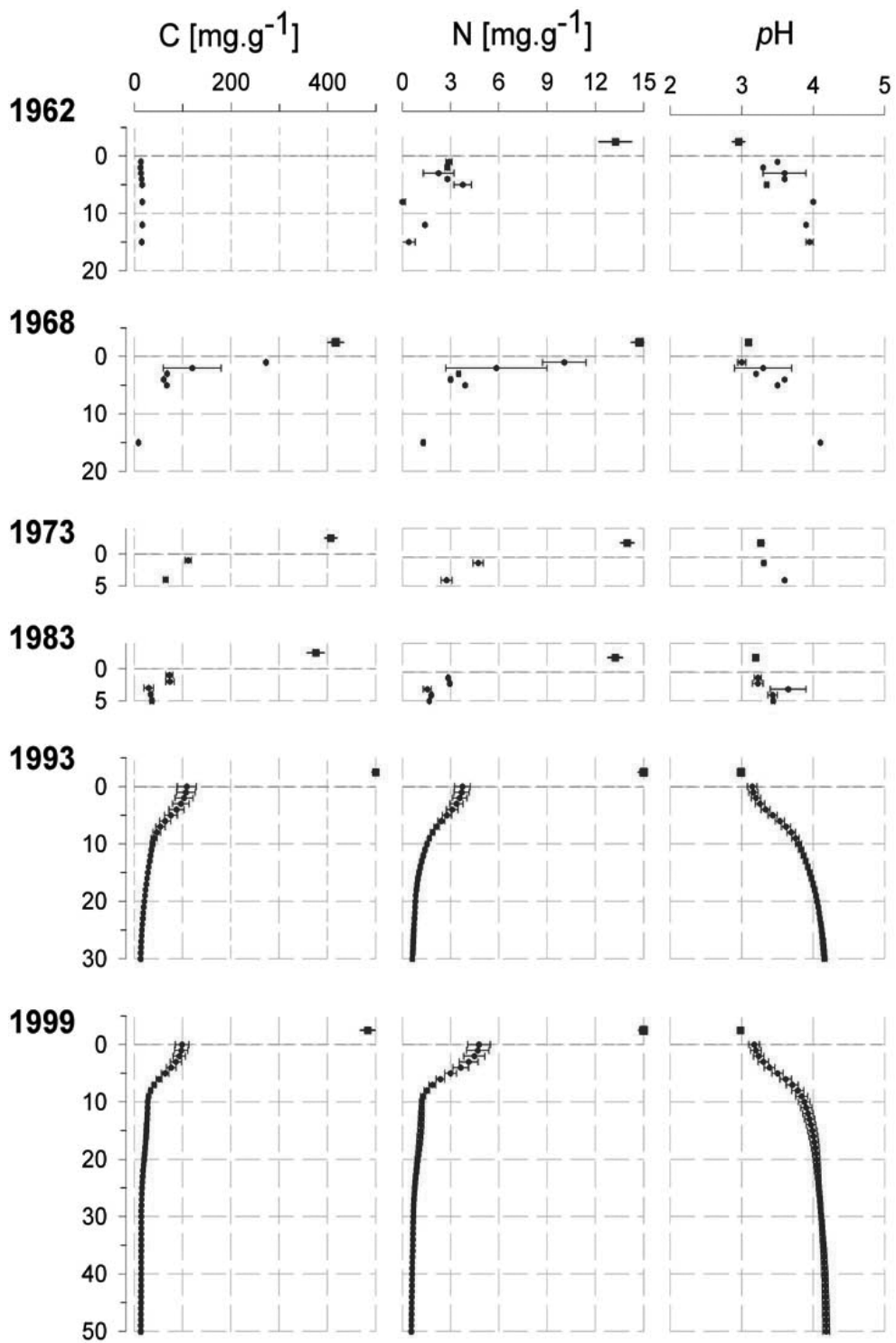


Figura 6 - Cambio en los contenidos de nitrógeno y carbono, además del pH entre 1962 y 1999 en suelos de Helfenberg en el norte de Austria.

Figure 6 - Change of the soil nitrogen and carbon content and de pH-value between 1962 and 1999 from the experimental site Helfenberg in Northern Austria.

probar que el nivel de nitrógeno en suelo también ha cambiando. En la actualidad el nitrógeno aparece mejor repartido por todo el suelo mineral, mientras que antes solamente el horizonte más superficial del suelo mineral contenía nitrógeno. De acuerdo con la aceleración de la mineralización de la materia orgánica ya comentada, el nitrógeno ahora se distribuye más profundamente en el suelo mineral. En el mismo rango de tiempo, el pH no ha cambiado o los cambios son mínimos. El nivel de carbono es parecido al de nitrógeno y la distribución de este elemento en el suelo mineral sería más homogénea.

## CONCLUSIONES

Las altas tasas de la deposición de azufre de pasadas décadas han llevado a la acidificación de suelos forestales centroeuropeos y también a la pérdida de cationes básicos, de manera que la saturación de bases ha descendido nota-

blemente. En suelos con lentas tasas de meteorización del substrato rocoso el restablecimiento del estado químico anterior necesitará mucho tiempo. La escasez de cationes básicos no parece ser un factor limitante para el crecimiento de los bosques, sin embargo la obtención de agua freática de alta calidad química se ve comprometida.

En la actualidad los bosques centroeuropeos están creciendo más rápido que en el pasado, debido fundamentalmente a las mayores entradas de nitrógeno y al alargamiento del período vegetativo. La mayor preocupación se centra en que la elevada disponibilidad de nitrógeno pueda acarrear problemas ambientales como la contaminación del agua freática con nitratos y la pérdida de nitrógeno en forma de gaseosa ( $N_2O$ ), un gas con efecto invernadero. Hasta ahora estas preocupaciones sólo se encuentran en un plano teórico, avalado por múltiples datos y por los modelos desarrollados, sin que todavía realmente se hayan llegado a materializar.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABER, J.; MCDOWELL, W.; NADELHOFFER, K.; MAGILL, A.; BERNTSON, G.; KAMAKEY, M.; MCNULTY, S.; CURRIE, W.; RUSTAD, L. & FERNANDEZ, I. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 48: 921–934.
- ABER, J.D.; OLLINGER, S.V.; DRISCOLL, C.T.; LIKENS, G.E.; HOLMES, R.T.; FREUDER, R.J. & GOODALE, C.L. 2002. Inorganic nitrogen losses from a forested ecosystem in response to physical, chemical, biotic, and climatic perturbations. *Ecosystems* 5: 648–658.
- ALEWELL, C.; MANDERSCHIED, B.; MEESENBURG, H. & BITTERSÖHL, J. 2000. Is acidification still an ecological threat? *Nature* 407: 856–857.
- BLUM, J.D.; KLAUE, A.; NEZAT, C.A.; DRISCOLL, C.T.; JOHNSON, C.E.; SICCAMI, T.G.; EAGER, C.; FAHEY, TIMOTHY J. & LIKENS, G.E. 2002. Mycorrhizal weathering of apatite as an important calcium source in base-poor forest ecosystems. *Nature* 417: 729–731.
- BREDEMEIER, M.; BLANCK, K.; YU, Y.J.; TIETEMA, A.; BOXMAN, A.W.; EMMETT, B.; MOLDAN, F.; GUNDERSEN, P.; SCHLEPPI, P. & WRIGHT, R.F. 1998. Input-output budgets at the NITREX sites. *Forest Ecology and Management* 101: 57–64.
- EMMETT, B.A. 1999. The impact of nitrogen on forest soils and feedbacks on tree growth. *Water, Air, and Soil Pollution* 116: 65–74.
- FALKENGREN-GRERUP, U. & TYLER, G. 1991. Changes of cation pools of the topsoil in south Swedish beech forests between 1979 and 1989. *Scandinavian Journal Forest Research* 6: 145–152.
- HEDIN, L.O.; GRANAT, L.; LIKENS, G.E.; BUIHAND, T.A.; GALLOWAY, J.N.; BUTLER, T.J. & RODHE, H. 1994. Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. *Nature* 367: 351–354.

- HILDEBRAND, E.E. 1996. Warum müssen wir Waldböden kalken? En: *Waldwirtschaft und Waldökologie*. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag, pp. 53–65.
- KAYE, J.P.; BARRETT, J. & BURKE, I. 2002. Stable nitrogen and carbon pools in grassland soils of variable texture and carbon content. *Ecosystems* 5: 464–471.
- KAYE, J.P.; BINKLEY, D. & RHOADES, C. 2003. Non-labile soil nitrogen accumulation and flexible organic matter stoichiometry during primary floodplain succession. *Biogeochemistry* 63: 1–22.
- LANDEWEERT, R.; HOFFLAND, E.; FINLAY, R.D.; KUYPER, T.W. & VAN BREEMEN, N. 2001. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 248–254.
- LAWRENCE, G.B.; HUNTINGTON, T.G. 1999. Soil-calcium depletion linked to acid rain and forest growth in the eastern United States. Tech. rept. WRIR 98-4267. USGS.
- MACDONALD, J.A.; DISE, N.B.; MATZNER, E.; ARMBRUSTER, M.; GUNDERSEN, P. & FORSIUS, M. 2002. Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* 8: 1028–1033.
- MITCHELL, M.J.; DRISCOLL, C.T.; OWEN, J.S.; SCHAEFER, D.; MICHENER, R. & RAYNAL, D.J. 2001. Nitrogen biogeochemistry of three hardwood ecosystems in the Adirondacks region of New York. *Biogeochemistry* 56: 93–133.
- NELLEMANN, C. & THOMSEN, M.G. 2001. Long-term changes in forest growth: potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water, Air, and Soil Pollution* 128: 197–205.
- NIHLGARD, B. 1985. The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio* 14: 2–8.
- PERAKIS, S.S. & HEDIN, L.O. 2001. Fluxes and rates of nitrogen in soil of an unpolluted old-growth temperate forest, Southern Chile. *Ecology* 82: 2245–2260.
- PERAKIS, S.S. & HEDIN, L.O. 2002. Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature* 415, 416–419.
- PRIETZEL, J.; KOLB, E. & REHFUESS, K.E. 1997. Langzeituntersuchungen ehemals streugennutzter Kiefernökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116: 269–290.
- REUSS, J.O. & JOHNSON, D.W. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological Studies* Vol. 59. Springer Verlag. New York, 119 pp.
- SMIDT, S.; BLOCK, J.; JANDL, R. & GEHRMANN, J. 1999. Trends von Luftschadstoffkonzentrationen und -depositionen an Waldmessstationen in Österreich und Deutschland. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 116: 193–209.
- SPIECKER, H.; MIELIKAINEN, K.; KÖHL, M. & SKOVSGAARD, J.P. 1996. Growth trends in Europe. EFI Publications. Springer Verlag. Berlin. 372 pp.
- THIMONIER, A.; DUPOUEY, J.L. & LE TACON, F. 2000. Recent losses of base cations from soils of *Fagus sylvatica* L. stands in Northeastern France. *Ambio* 29: 314–321.
- ULRICH, B. 1987. Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. *Ecological Studies* Vol. 61: 11–49.
- VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J. & MELILLO, J.M. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494–499.
- UNECE – United Nations Economic Commission for Europe. 2000. Forest Resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand. Geneva Timber and Forest Study Papers No 17.