

Aplicación del modelo MAGIC a la predicción de la acidificación de suelos y aguas superficiales en la cuenca del río Sor

M. RENSHAW*, V. FERNÁNDEZ VEGA** & E. GARCÍA-RODEJA GAYOSO**

**Institute of Hydrology, Wallingford, Oxfordshire, OX10 8BB, United Kingdom*

***Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología
Universidad de Santiago de Compostela
15706 Santiago de Compostela. España*

(Recibido, octubre de 1997. Aceptado, enero de 1998)

Resumen

RENSHAW, M., FERNÁNDEZ VEGA, V. & GARCÍA-RODEJA, E. (1998). Aplicación del modelo MAGIC a la predicción de la acidificación de suelos y aguas superficiales en la cuenca del río Sor. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 8: 111-129

En tres subcuencas de la cuenca del río Sor se ha establecido un balance entradas-salidas de los principales iones a partir de datos de composición de las aguas de lluvia, pluvio lavado y escorrentía, obtenidas durante un programa de seguimiento de dos años de duración. Este trabajo presenta los resultados de la aplicación a esas subcuencas de un modelo dinámico (MAGIC), que simula la historia de la deposición y predice la respuesta de suelos y aguas superficiales ante cambios en la carga ácida. Para evaluar esas respuestas se realizó un pronóstico hasta el año 2050, tomando como referencia situaciones hipotéticas o 'escenarios' en los que se prevén reducciones en la deposición de sulfato desde el 3% hasta el 78%. Bajo las condiciones definidas en tres de ellos, se pronostica un descenso continuado en la reserva de cationes básicos de los suelos y un continuo deterioro del pH y de la capacidad de neutralización de ácidos en las aguas superficiales. El escenario más exigente pronostica una estabilización en el deterioro, pero no recuperación, de la reserva de cationes básicos en las tres subcuencas, mientras que para las aguas superficiales sólo se espera recuperación en la de Xantar. Dado que MAGIC considera totalmente reversible la retención de sulfato, su liberación a las aguas en condiciones de disminución de la carga de sulfato es la causa principal de la ausencia de recuperación. Puesto que hay evidencias de que el proceso es sólo parcialmente reversible, las predicciones del modelo han de tomarse como un ejemplo del 'peor de los casos'.

Palabras clave: Deposición ácida, modelos dinámicos, MAGIC, acidificación histórica, carga crítica, sulfato, río Sor, Galicia.

Abstract

RENSHAW, M., FERNÁNDEZ VEGA, V. & GARCÍA-RODEJA, E. (1998). Modelling soil and surface water acidification at the river Sor catchment using the MAGIC model. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 8: 111-129

In three subcatchments of the river Sor watershed, input-output balances for the major ions were established from rainwater, throughfall and runoff data obtained along a two years monitoring programme. In this paper we present the results of the application of a dynamic model (MAGIC), that simulates the history of acid deposition and predicts the response of soils and surface waters under the effect of changing acid loads. To predict this responses, a 56 year forecast (1994 - 2050) was used considering four hypothetical situations ('scenarios') which anticipate reductions in the emissions of sulphate from 3 to 78%. Under the conditions defined by three of them, the response predicted is a continued loss of cation pool in the soils and a deterioration in pH and acid neutralizing

capacity in surface waters. Under the most stringent scenario a stabilization in deterioration, although no recovery, is predicted for the base cation pools in the three subcatchments. For surface waters long term recovery is only predicted for Xantar subcatchment. Provided that all soil sulphate is reversible bound in MAGIC model, its release under decreasing sulphate loads will have negative effects on soil and stream water recovery. Considering that there are evidences that some sulphate can be irreversibly retained, the predictions of the model must be understood as a 'worst case' example.

Key words: Acid deposition, dynamic models, MAGIC, historic acidification, sulphate, Sor river, Galicia, Spain.

INTRODUCCIÓN

Décadas de deposición ácida de azufre y nitrógeno han conducido a la acidificación de suelos y aguas superficiales y a la pérdida de biodiversidad en ecosistemas acuáticos y terrestres en Europa (LIKENS *et al.*, 1979; MUNIZ, 1991). Pronto surgieron hipótesis que relacionaron estas observaciones con procesos de acidificación y se pensó que la reducción de la deposición ácida podría conducir a la recuperación de las condiciones químicas y biológicas de los ecosistemas en áreas severamente afectadas. A finales de los años 70 y principios de los 80, se desarrollaron programas de seguimiento y vigilancia cuyo objetivo era cuantificar los mecanismos subyacentes a los procesos de acidificación. Estos estudios confirmaron las primeras hipótesis, poniendo en evidencia la necesidad de desarrollar normas legales que tuvieran como objetivo reducir las emisiones de óxidos acidificantes en Europa.

A finales de los años 70 el desarrollo de legislación europea, que fomentaba reducciones en las emisiones de óxidos acidificantes (básicamente de azufre), dio lugar a la recuperación de los ecosistemas, pero no tuvo éxito en la protección de los lugares más acidificados. En 1994 el Segundo Protocolo del Azufre (UN-ECE, 1994) adoptó estrategias de modelado para establecer límites de deposición ácida (cargas críticas) con la finalidad de proteger las zonas más afectadas. Esta fue la primera vez que se adoptó una estrategia basada en los efectos para enfrentarse al problema de la acidificación.

Las cargas críticas, que se fundamentan en relaciones empíricas que describen la sensibili-

dad de los receptores a las emisiones de azufre y nitrógeno, han permitido identificar muchas áreas de Europa sensibles a la acidificación. La comparación con las cargas de deposición ácida que reciben estas áreas (exceso sobre la carga crítica) sirve para estimar los daños que probablemente sufrirán estos sistemas. Bajo las condiciones del Segundo Protocolo del Azufre, la superficie ocupada por áreas donde se excede la carga crítica en los mapas de áreas sensibles ha experimentado una fuerte reducción. Sin embargo, en términos de acidificación futura de los ecosistemas, los mapas son confusos y no incluyen información sobre su recuperación.

En términos de recuperación las preguntas clave son ¿'en qué áreas' y 'en qué cantidad' han de reducirse las emisiones de azufre y nitrógeno para que pueda tener lugar una recuperación adecuada?. También es importante saber 'cuanto tiempo' será necesario para que la recuperación tenga lugar bajo unas condiciones definidas de reducción de la deposición ácida. Esta necesidad tiene implicaciones en la planificación de la reducción de las emisiones si se pretende que se produzca en un intervalo temporal prefijado. Estas cuestiones sólo pueden ser abordadas usando 'modelos dinámicos', ya que ofrecen la única posibilidad realista de valorar las relaciones temporales entre los cambios en la deposición y el estado de acidificación de suelos y aguas superficiales.

En este trabajo se presentan los resultados de un estudio detallado, que incluye la aplicación de un modelo de acidificación de suelos y aguas superficiales, el modelo MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments) (COSBY *et al.*, 1985a, b), a la cuenca alta del río

Sor, para evaluar el grado de acidificación histórico, presente y futuro, en la zona. Los objetivos específicos del estudio son: 1) modelar los efectos de los planes más recientes para reducir las emisiones ácidas y sus precursores en Europa y, 2) conocer el nivel de deposición ácida requerida para alcanzar la recuperación a un nivel predefinido (carga crítica).

La cuenca alta del río Sor

El río Sor constituye el límite natural entre las provincias de A Coruña y Lugo. Nace en el Municipio de Muras (Lugo) cerca de la localidad de Bestemuz, recoge las aguas de las estribaciones de la Serra Faladoira en su margen izquierda y del interfluvio Sor-Landro en su margen derecha, y desemboca en el mar Cantábrico, en la ría de O Barqueiro. La zona de estudio (43° 30' N, 7° 40' W) es un área de 20 km² que constituye la cuenca alta del Sor, desde 320 a 860 m sobre el nivel del mar. La cuenca ha sido objeto de un programa de seguimiento intensivo durante un período de dos años, desde noviembre de 1991 a octubre de 1993 (Proyecto 'SOR', GARCÍA-RODEJA *et al.*, 1995). La principal causa de preocupación referente a la acidificación de los suelos y las aguas superficiales en la zona es la existencia de una Central Térmica de 1400 MW situada en la localidad de As Pontes, unos 15 km al SW de la cuenca. La central térmica quema fundamentalmente lignito de procedencia local (contenido medio de S del orden del 2.5%) que genera una alta carga de azufre de origen antrópico en la zona. La cuenca también forma parte del 'Programa Internacional de Cooperación de Seguimiento Integrado' ('International Cooperative Program on Integrated Monitoring', ICP-IM) (KLEEMOLA & FORSIUS, 1996), una extensa red europea incluida en el programa de seguimiento del 'Convenio sobre Transporte Transfronterizo a Larga Distancia de Contaminantes Atmosféricos' ('Convention on Long Range Transboundary Air Pollution', LRTAP) de la 'Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas' ('United Nations Economic Commission for Europe', UN-ECE).

TABLA I. Uso del suelo en las tres subcuencas de la cuenca alta del río Sor. Unidades en % de la superficie de la subcuenca

	Xantar	Sanche	Foxo
Brezal - Tojal	58	63	57
Pinar	22	—	26
Bosque caducifolio	17	33	10
Pastizal	3	4	7

La vegetación dominante en la cuenca es el brezal-tojal (60% del área, con especies de los géneros *Ulex* y *Erica*, sobre todo *Ulex gallii* y *Erica mackaiana*) y una mezcla de bosque caducifolio, consistente principalmente en abedul (*Betula alba*) y roble (*Quercus robur*) y áreas repobladas con pinos (principalmente *Pinus sylvestris* y algo de *Pinus radiata* y *Pinus pinaster*) que cubren, respectivamente, un 18% y un 14% de la superficie de la cuenca; el 8% restante está dedicado a pastizales (Tabla I). La precipitación media anual alcanza los 1655 mm y la temperatura media anual en el aire es de 11°C, con la mínima en enero (7°C) y la máxima en agosto (17°C).

El sustrato geológico de la cuenca está formado por rocas metasedimentarias, pizarras y filitas de edades Ordovícica y Silúrica, micaesquistos Precámbricos de la serie de Vilalba y cuarcitas. En la vertiente oriental también existen dos pequeños afloramientos de granitos parautoctonos de dos micas (granito de Muras). Los depósitos periglaciares y coluviales, en los que se mezclan los diferentes materiales geológicos presentes en la cuenca, constituyen las formaciones superficiales más ampliamente extendidas. Los suelos varían considerablemente en espesor, desde menos de 10 cm a 2-3 m, dependiendo de variaciones locales de litología y morfología del terreno; generalmente se trata de Cambisoles húmicos y Regosoles úmbricos formados a partir de los depósitos antes mencionados. En las zonas pobremente drenadas de la cuenca se desarrollan Gleysoles húmicos e Histosoles fíbricos, mientras que en las áreas de litología cuarcítica se forman Podzoles cámbicos.

En la cuenca se ha llevado a cabo un seguimiento de cuatro subcuencas (GARCÍA-RODEJA *et al.*, 1998). Tres de ellas, Xantar, Sanche y Foxo (Tabla I), han sido seleccionadas para la aplicación del modelo MAGIC.

Composición química de las aguas de la cuenca

Durante el período noviembre de 1991- octubre de 1993 se han analizado muestras mensuales de deposición, pluviolavado y aguas de escorrentía (GARCÍA-RODEJA *et al.*, 1995, 1997).

La composición química de la deposición refleja una fuerte influencia marina con altas concentraciones de iones cloruro y sodio. Los flujos de salida de cloruro en las tres subcuencas son muy parecidos (10%) a los de entrada por deposición y pluviolavado (Fig. 1), lo que refleja el comportamiento conservativo de este anión en el suelo. La deposición total de sulfato está dominada por el componente antrópico (83-87%) en todos los puntos de toma de muestra, indicando una alta carga de deposición procedente de la cercana central térmica. Los flujos de salida de azufre son claramente inferiores a las entradas, con reducciones que van desde un 19% de la deposición total en Sanche a un 48% en Foxo. Los suelos de la cuenca presentan una alta capacidad de retención de sulfato que se relaciona con sus contenidos relativamente altos en óxidos de Fe y Al (GARCÍA-RODEJA *et al.*, 1996).

Aunque el sulfato es el principal ion antropogénico, tanto en la deposición como en las aguas de los arroyos, la contribución del nitrato a la carga aniónica total de origen antrópico varía entre un 10% en Sanche y un 25% en Foxo. Los sistemas aparentan estar saturados en nitrógeno y presentan flujos de salida de este anión equiparables a los de otras cuencas europeas (TRAAEN & STODDARD, 1995). A pesar de la existencia de entradas moderadas de amonio, este catión está prácticamente ausente de las aguas superficiales (Fig. 1).

Los balances entrada-salida de cationes básicos están netamente condicionados por la litología

TABLA II. Parámetros fijos y variables objetivo en MAGIC

	Xantar	Sanche	Foxo
<i>Parámetros fijos</i>			
Profundidad (m)	0.75	0.75	0.75
Densidad suelo (kg m ⁻³)	754	726	764
CIC (meq m ⁻²)	47	49	47
E _{máx} (meq kg ⁻¹)	36	40	65
C (meq m ³)	400	400	400
<i>Variables objetivo</i>			
Suelo			
E _{Ca} (%)	6.5	7.0	6.4
E _{Mg} (%)	3.4	3.4	3.3
E _{Na} (%)	3.2	3.0	3.3
E _K (%)	3.3	4.1	2.7
Agua			
Ca (μeq L ⁻¹)	50	110	81
Mg (μeq L ⁻¹)	78	75	74
Na (μeq L ⁻¹)	227	195	205
K (μeq L ⁻¹)	9	9	9

E_{máx}: máxima capacidad de absorción de sulfato. C: constante de semisaturación. CIC: capacidad de intercambio de cationes. E_{Ca}, E_{Mg}, E_{Na}, E_K: cationes intercambiables en % de la CIC.

de cada una de las subcuencas. En Foxo y Sanche, la salida de cationes básicos supera en un 35-39% el flujo de entradas y las concentraciones de cationes básicos en las aguas de los arroyos excede a las de aniones, lo que aporta a las aguas superficiales alcalinidad y capacidad de amortiguación del pH (Tabla IV). Por el contrario, en la subcuenca de Xantar, donde una parte importante del sustrato está constituido por cuarcitas, con menor contenido en cationes básicos y menores velocidades de alteración, el flujo de salida de cationes básicos sólo es un 27% más alto que las entradas, las concentraciones de cationes básicos son menores que las de aniones y las aguas superficiales tienen, en consecuencia, menor pH y menor alcalinidad (Tabla IV).

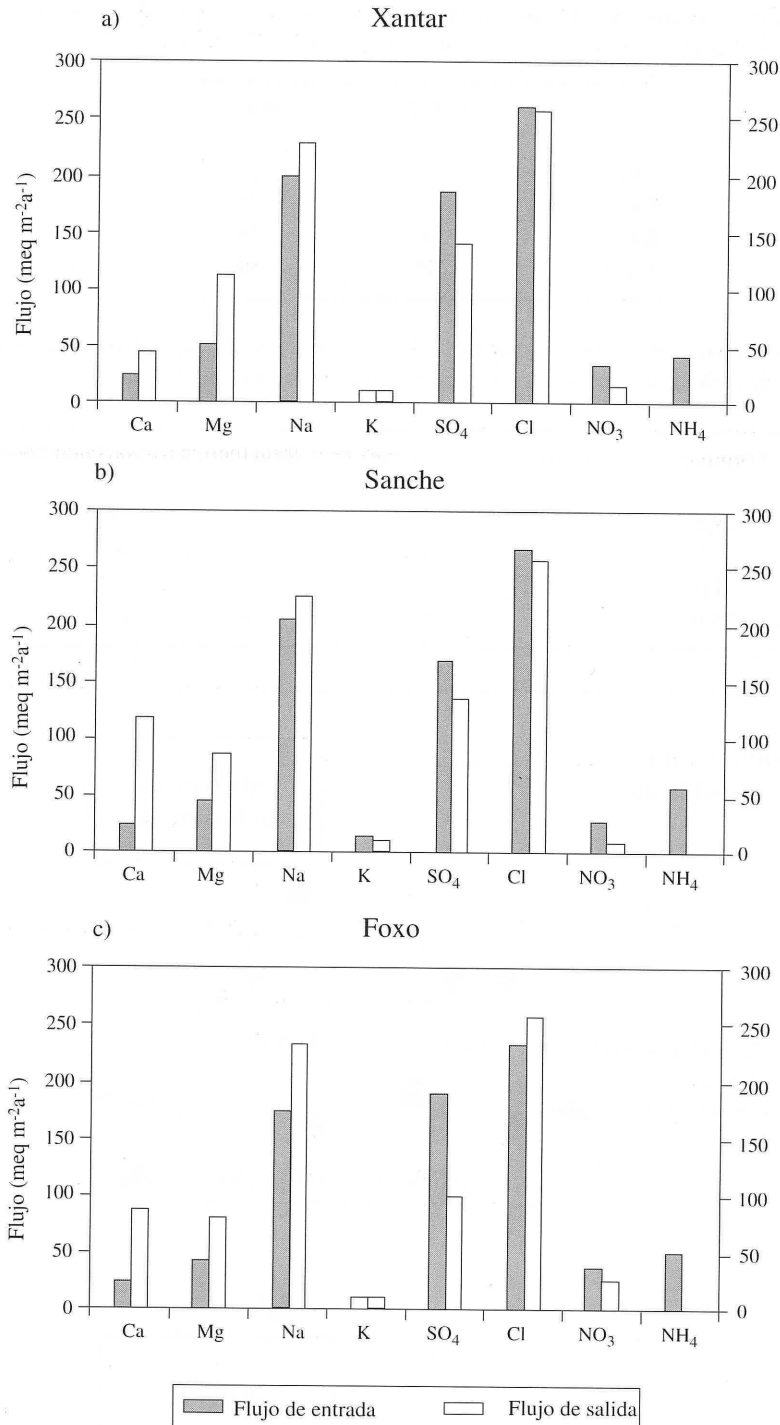


Fig. 1. Flujo de entrada (deposición total) y de salida (1992) de los principales aniones y cationes en tres subcuencas de la cuenca alta del río Sor.

TABLA III. Reducciones porcentuales en la deposición de sulfato y nitrato (en el año 2050 con referencia a 1993) para 4 escenarios de deposición en la propuesta de la Estrategia de Acidificación de la UE

	Sulfato	Nitrato
CRP	3	21
REF	43	25
B1	58	29
MFR	78	58

TABLA IV. Valores actuales (1993) observados (Obs) y simulados por MAGIC (Sim) del pH y la CNA (capacidad de neutralización de ácidos) del agua de los arroyos y la saturación en bases del suelo (SB, en % de la CIC)

	Xantar	Xantar	Sanche	Sanche	Foxo	Foxo
	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
pH arroyos	5.3	4.8	6.7	6.5	6.1	6.4
CNA arroyos	-16	-12	45	53	38	44
SB suelo	16.4	16.1	17.5	17.6	15.7	15.6

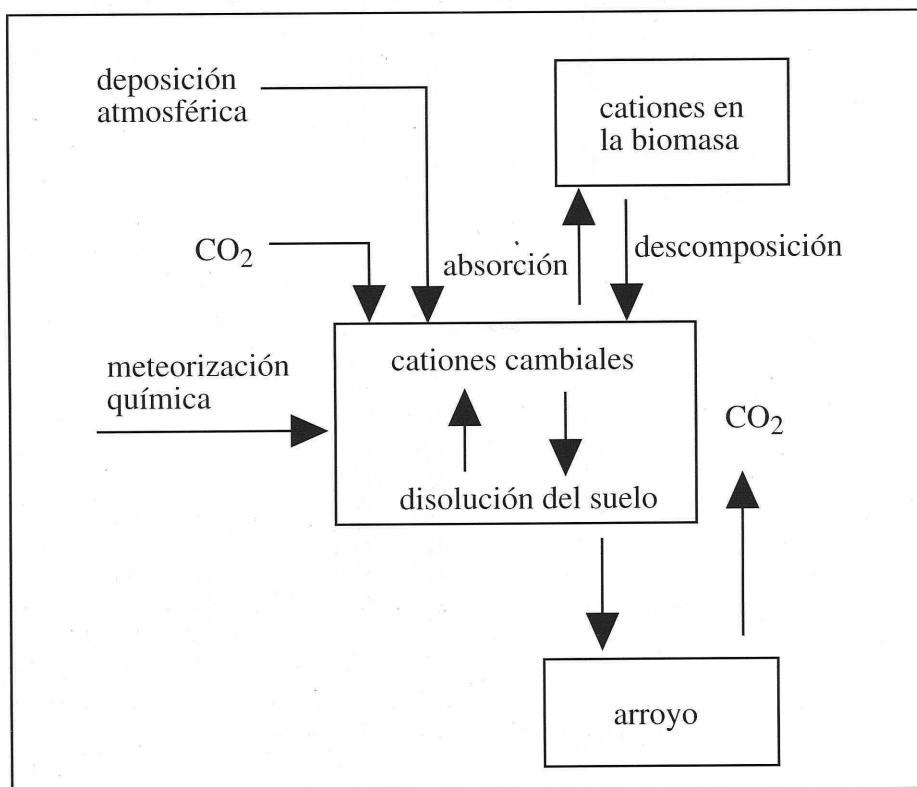


Fig. 2. Representación esquemática de los compartimentos y los flujos en el modelo MAGIC.

El modelo MAGIC

El desarrollo de modelos dinámicos para predecir la respuesta de suelos y aguas superficiales ante cambios en la deposición ácida, o en el uso del suelo, requiere un conocimiento detallado de los procesos que conducen a la pérdida de cationes básicos por el suelo y a la acidificación de las aguas. El principal avance del modelado hidroquímico ha sido el desarrollo de modelos conceptuales, con fundamento físico-químico, que permitan cuantificar los efectos de los cambios en la deposición sobre la calidad de los suelos y las aguas superficiales. Sin embargo, tales modelos necesitan simplificar los complejos procesos físico-químicos que determinan la concentración de iones en su paso a través de la columna de suelo, sin que por ello se modifique su capacidad para predecir respuestas a escala de cuenca. La técnica del 'promediado' o 'agregación de parámetros' permite que los modelos se puedan utilizar, tanto a nivel regional como de cuenca, empleando una cantidad limitada de datos de entrada para la calibración y puesta en funcionamiento del modelo.

El modelo MAGIC utiliza la técnica de agregación de dos maneras: i) una mirada de procesos químicos y biológicos activos en las cuencas se agregan en unos pocos procesos fáciles de describir, y ii) la heterogeneidad espacial de las propiedades de los suelos de la cuenca se agregan en un único grupo de parámetros. MAGIC consiste en: i) un conjunto de ecuaciones de equilibrio que describen cuantitativamente los procesos de los suelos y los cambios que tienen lugar a medida que el agua del suelo entra en el arroyo, ii) un conjunto de ecuaciones de balance de masas que describen cuantitativamente las relaciones entrada-salida para los cationes básicos y los aniones de ácidos fuertes presentes en la precipitación y las aguas de los arroyos, y iii) un conjunto de definiciones que relacionan las variables en las ecuaciones de equilibrio con las variables de las ecuaciones de balance de masas.

En su forma más sencilla, el modelo es una representación de una cuenca en dos compartimentos (Fig. 2). La deposición atmos-

férica entra en el suelo y se usan las ecuaciones de equilibrio para calcular la composición del agua del suelo. A continuación, el agua es conducida al arroyo y se vuelven a aplicar las ecuaciones de equilibrio apropiadas para determinar la composición del agua del arroyo.

Este modelo ha sido aplicado con éxito a una gran variedad de pequeñas cuencas (JENKINS *et al.*, 1997), pero también a escala regional y, más recientemente, a escala nacional en Europa y Norteamérica (RENSHAW *et al.*, en preparación). MAGIC es uno de los modelos dinámicos incluidos en el 'UN-ECE Handbook on Mapping Critical Loads' (HENRIKSEN *et al.*, 1989) y ha sido ampliamente usado en el 'UK Critical Loads Programme' (JENKINS & SHAW, 1993).

Procedimiento de calibración de MAGIC

Para este estudio la historia de la deposición de los principales iones se simuló usando los modelos DAIQUIRI (SYRI *et al.*, 1997) y DEPUT (ALVETAG *et al.*, 1997) usando como referencia los flujos de deposición observados en la cuenca del Sor. Dada la proximidad de las tres subcuencas, no se han hecho distinciones entre la deposición que recibe cada una de ellas. Los datos de deposición resultantes de la aplicación de los modelos se ajustaron bien a los valores medidos, por lo que no fue necesario ningún ajuste del flujo de entradas de cloruro ni de sulfato para modelar las concentraciones observadas en las aguas de los arroyos.

Las salidas de sulfato se modelan utilizando en primer lugar la deposición estimada con DEPUT y calculando seguidamente una capacidad adecuada de retención de sulfato por el suelo. El volumen de escorrentía se obtuvo a partir de la precipitación medida y la evapotranspiración calculada (usando el modelo híbrido Penman-Blaney y Cridle descrito por CARBALLEIRA *et al.*, 1983). En MAGIC la dinámica del sulfato se simula mediante una isoterma de Langmuir, que la describe como un proceso dependiente de la concentración de este anión; se asume, así mismo, que el proceso es totalmente

reversible. Con objeto de simular la concentración de sulfato observada en las aguas superficiales, se eligieron los parámetros que describen la isoterma de Langmuir: la capacidad máxima de absorción ($E_{\text{máx}}$) y la constante de semi-saturación (C) (Tabla II). A continuación, las concentraciones de nitrato y amonio se calibraron ajustando funciones de absorción de primer orden para hacerlas coincidir con las concentraciones observadas en las aguas superficiales.

Por último, para la calibración de los cationes básicos se empleó un procedimiento de optimización basado en un algoritmo de Rosenbrock. La calibración implica el ajuste de los resultados de simulaciones del modelo a largo plazo con los datos de cationes básicos observados en el suelo y en las aguas (variables objetivo). Las variables objetivo consisten en las concentraciones de Ca, Mg, Na y K en las aguas superficiales y las fracciones cambiables de Ca, Mg, Na y K en el suelo (media ponderada de la cuenca). Las variables objetivo constituyen, por tanto, un vector de valores medidos que han de ser reproducidos por el modelo si la calibración ha tenido éxito. El uso de objetivos múltiples, simultáneos, en el procedimiento de optimización proporciona constreñimientos robustos a la calibración (Cosby *et al.*, 1986).

En la Tabla II se presentan los parámetros físico-químicos medidos en el suelo (profundidad, densidad y capacidad de intercambio de cationes) que se consideran parámetros 'fijos' del modelo. Las tasas de liberación de cationes básicos por meteorización y los coeficientes de selectividad de cationes en el suelo no se miden directamente, siendo considerados parámetros 'ajustables' que se optimizan durante el proceso de calibración.

La deposición histórica desde 1850 (Fig. 3) fue estimada ajustando la deposición actualmente observada, y las emisiones de la central térmica, a una reconstrucción para Europa de las emisiones de azufre, usando los modelos DAIQUIRI y DEPUT.

La historia del uso del suelo en la cuenca del río Sor no está bien documentada (el seguimiento comenzó en 1991), por lo que se ha optado por realizar una estimación conservadora de la

absorción neta de cationes por los bosques, utilizando el modelo DEPUT. Muchas áreas de bosque no han sido objeto de manejo y la mayor parte de los árboles aparenta tener ritmos de crecimiento muy lento y son, en consecuencia, de pequeño tamaño. Por tanto, se ha considerado que los bosques tienen bajos requerimientos de absorción de cationes básicos en comparación con las reservas existentes en el suelo (Fig. 4).

Las calibraciones se llevaron a cabo realizando simulaciones desde 1850 a 1993. Después de cada simulación histórica, las variables obtenidas para 1993 se compararon con los datos observados en 1993 y los parámetros 'ajustables' se modificaron para mejorar el ajuste, realizándose de nuevo la simulación. El procedimiento se repitió hasta que no se alcanzaron mejores resultados.

RESULTADOS

Escenarios de deposición y absorción de nutrientes

Las deposiciones histórica y futura usadas por MAGIC se obtuvieron utilizando modelos fuente-receptor de emisión y deposición. Las situaciones históricas y futuras de la deposición en Europa se basaron en los estudios realizados en el 'International Institute for Applied Systems Analysis' (IIASA) (AMANN *et al.*, 1996) y el modelo RAINS (ALCAMO *et al.*, 1990). Utilizando los datos de las emisiones modeladas por RAINS como entradas para el modelo DAIQUIRI se obtuvieron estimaciones de la deposición total de todos los iones en la cuenca del Sor (en base a la cuadrícula EMEP). La deposición en las zonas de estudio se estimó con el modelo DEPUT y se ajustó a la deposición medida en la cuenca del Sor. La Fig. 3 muestra cómo el modelo DEPUT simula el incremento de la deposición de azufre y nitrógeno a lo largo del período histórico 1850 - 1993. Dada su proximidad a la zona, se asume que la tendencia histórica de la deposición sigue, desde 1970, la de las emisiones de la central térmica de As Pontes.

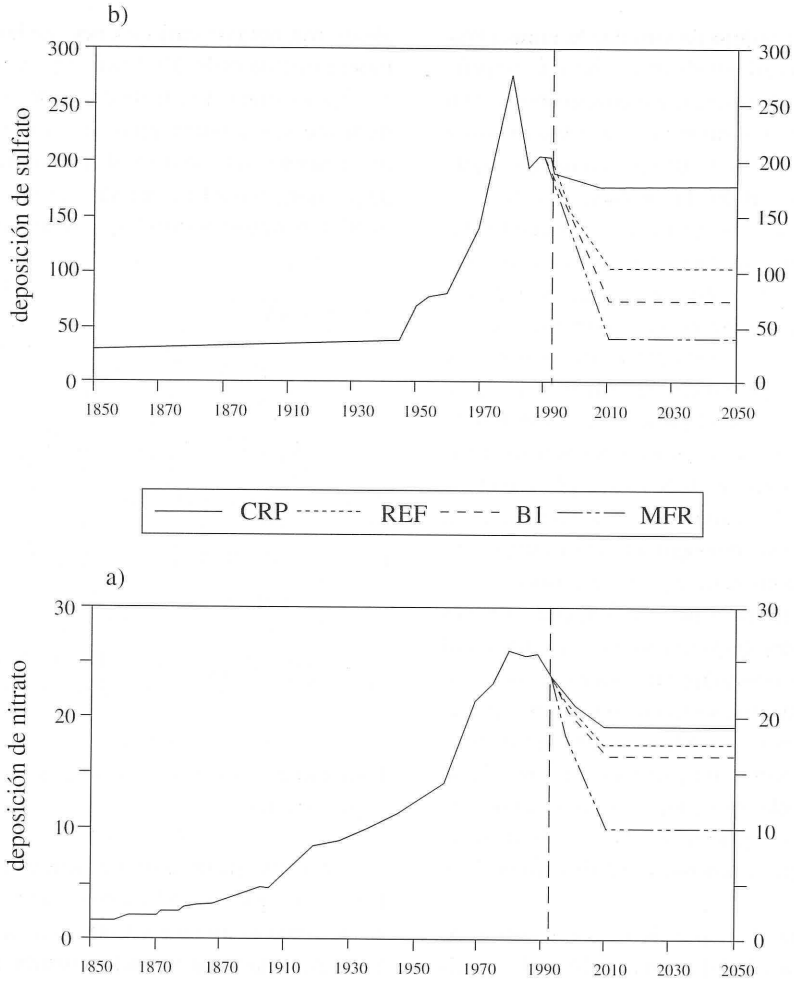


Fig. 3. Deposición histórica (1850-1993) y futura (1994-2050) de a) sulfato y b) nitrato en la cuenca alta del río Sor (en $\text{meq m}^{-2} \text{a}^{-1}$). Los datos se basan en el modelado de la deposición con el modelo DAIQUIRI.

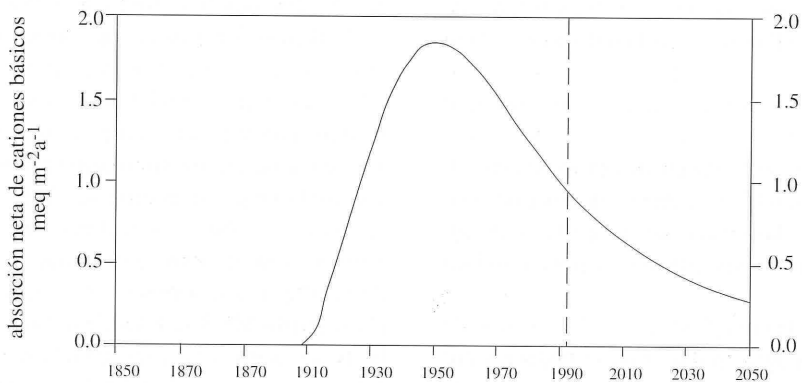


Fig. 4. Reconstrucción histórica (1850-1993) y futura (1994-2050) de la absorción neta de cationes básicos por la biomasa en la cuenca alta del río Sor. Datos obtenidos con el modelo DEPUT.

La toma de cationes básicos por la biomasa fue estimada usando el modelo DEPUT, en base a la densidad de biomasa y datos de composición elemental. La Fig. 4 muestra la tendencia histórica y la proyección al futuro de la absorción neta de cationes básicos por la biomasa forestal.

Recientemente, la Comisión Europea (DG XI) ha prestado atención a los futuros controles de las emisiones de componentes ácidos y de sus precursores en Europa en su documento de trabajo 'Borrador de la Comunicación al Consejo y al Parlamento sobre una Estrategia Comunitaria para Combatir la Acidificación (COM(97)88/4)'. La directiva revisa las reducciones ratificadas bajo el protocolo UN-ECE sobre nuevas reducciones en las emisiones de azufre. La consulta con el IIASA ha originado el desarrollo de situaciones hipotéticas (a partir de ahora 'escenarios') económicamente viables que intentan reducir al mínimo el exceso sobre la carga crítica en los estados europeos miembros. Para estas reducciones se ha marcado como objetivo provisional el año 2010. La estrategia propuesta presenta nueve escenarios; cuatro de ellos, que representan la diversidad de condiciones de deposición previsible para el futuro, se han elegido para usar con el modelo MAGIC (Tabla III):

1. CRP. Plan Actual de Reducción. Segundo Protocolo UN-ECE del Azufre (UN-ECE, 1995) basado en los topes de emisión oficialmente admitidos por los estados para el año 2010.

2. REF. Situación de referencia. Adoptando el escenario más exigente del Plan Actual de Reducción (CRP) y la Legislación actual para el año 2010.

3. B1. Uno de los 6 escenarios (B1-B6) que pretenden alcanzar una reducción del 50% para aquellas áreas no protegidas por el escenario CRP en el año 2010. Se supone que los países no comunitarios cumplen la situación REF y que no hay reducción de las emisiones por el tráfico marítimo.

4. MFR. Máxima Reducción Técnicamente Posible. Considera restricciones impuestas por la legislación actual y los ritmos históricos de reciclado de la reserva de capital para determinar

la aplicación potencial de las opciones actualmente disponibles de control de emisiones.

Para evaluar las respuestas probables en la química de los suelos y las aguas superficiales a los cambios en la deposición acidificante se realizó un pronóstico que se proyecta 56 años en el futuro (desde el año 1994 al año 2050).

Calibración

El modelo MAGIC fue calibrado con éxito para simular el estado actual de los suelos y las aguas superficiales en las tres subcuencas consideradas (Tabla IV). En Sanche y Foxo la simulación histórica sugiere que ha habido poca acidificación (Figs. 5.2 y 5.3). En Xantar, sin embargo, el modelo indica que ha habido una caída de una unidad de pH durante el período histórico considerado (Fig. 5.1). MAGIC establece una pérdida del 40% de la reserva de bases cambiables durante el período histórico en los tres sitios.

Futuras respuestas de los suelos y las aguas superficiales

La respuesta de las aguas superficiales de los tres sitios ante las reducciones de la deposición ácida consiste en un continuo deterioro en el pH y en la capacidad de neutralización de ácidos (CNA) bajo las condiciones definidas para los escenarios CRP, REF y B1. En la subcuenca de Xantar sólo se inicia una recuperación sostenida bajo las condiciones más exigentes de reducción de la deposición (escenario MFR, que supone una gran reducción en la deposición de azufre) (Tabla IV, Fig. 3). En las subcuencas de Sanche y Foxo sólo se predice un deterioro continuado, no observándose recuperación ni tan siquiera en las condiciones del escenario MFR.

Bajo las condiciones CRP, REF y B1 se pronostica un descenso continuado en la reserva de cationes básicos de los suelos. Únicamente en el escenario MFR se estabiliza este deterioro de la reserva de cationes básicos en las tres subcuencas, si bien MAGIC no predice recuperación a largo plazo.

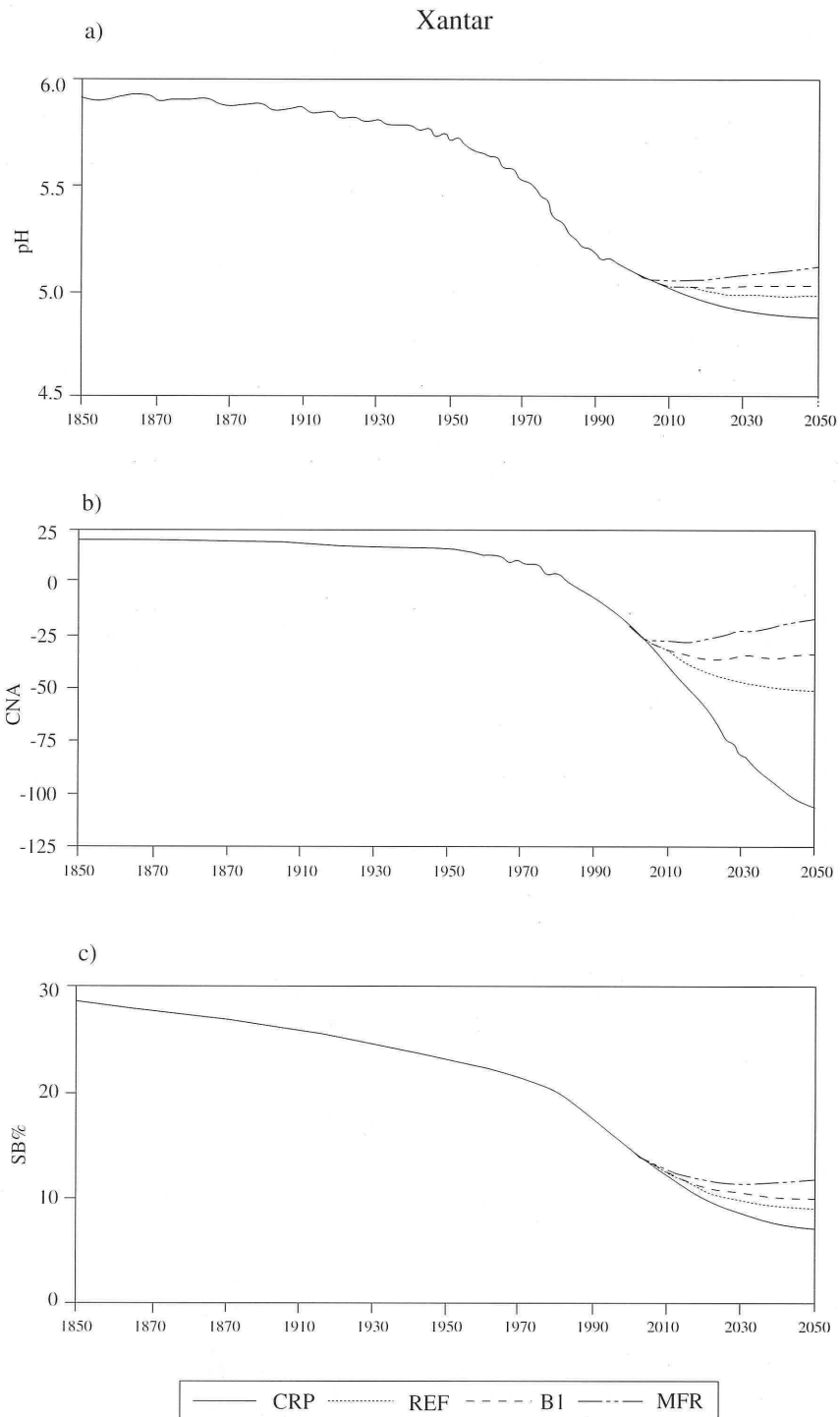


Fig. 5.1. Resultados de la simulación con MAGIC de los valores de a) pH, b) capacidad de neutralización de ácidos (CNA) ($\mu\text{eq L}^{-1}$) y c) saturación en bases del suelo (% de la CIC), en la cuenca de XANTAR entre los años 1850 y 2050.

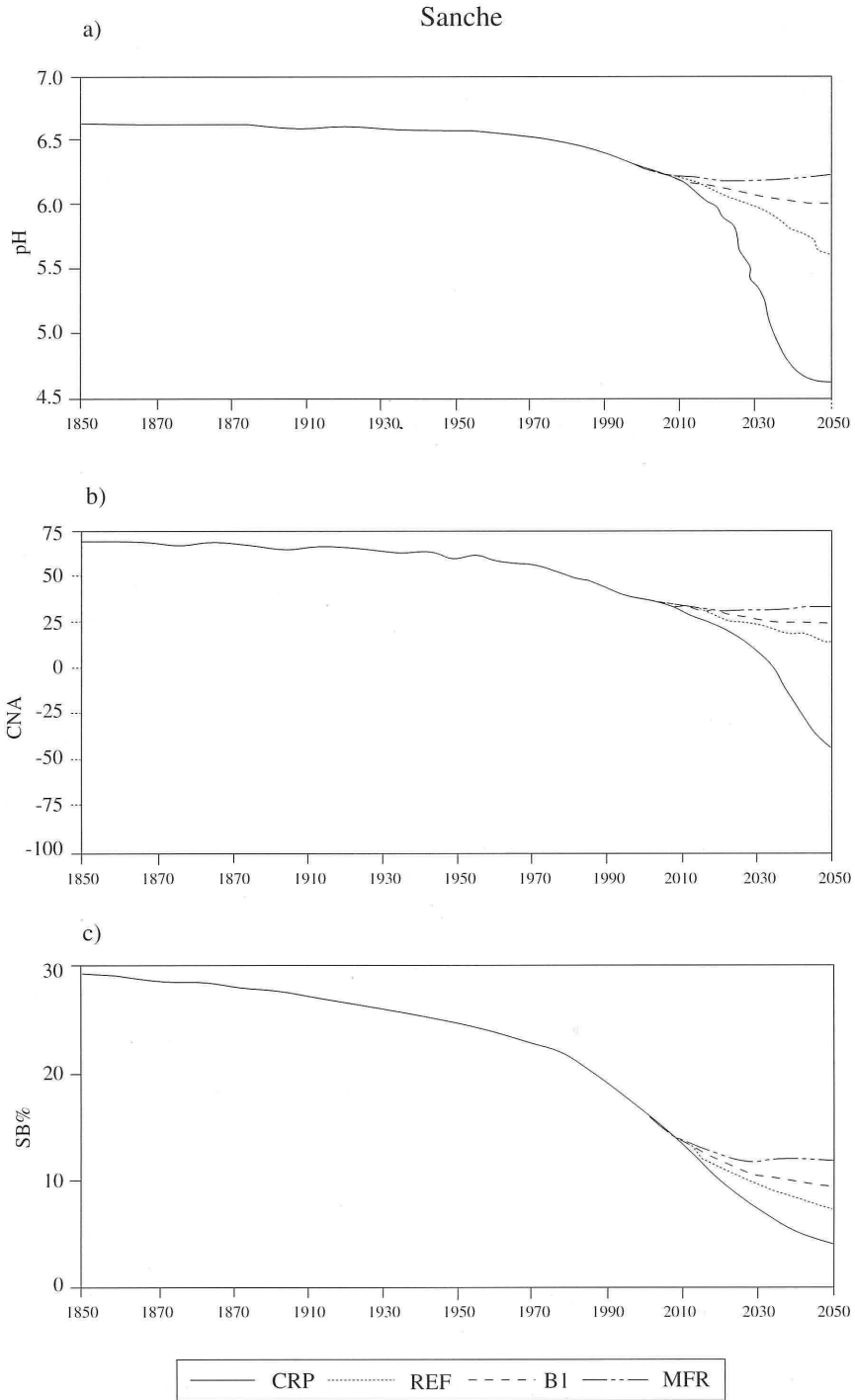


Fig. 5.2. Resultados de la simulación con MAGIC de los valores de a) pH, b) capacidad de neutralización de ácidos (CNA) ($\mu\text{eq L}^{-1}$) y c) saturación en bases del suelo (% de la CIC), en la cuenca de SANCHE entre los años 1850 y 2050.

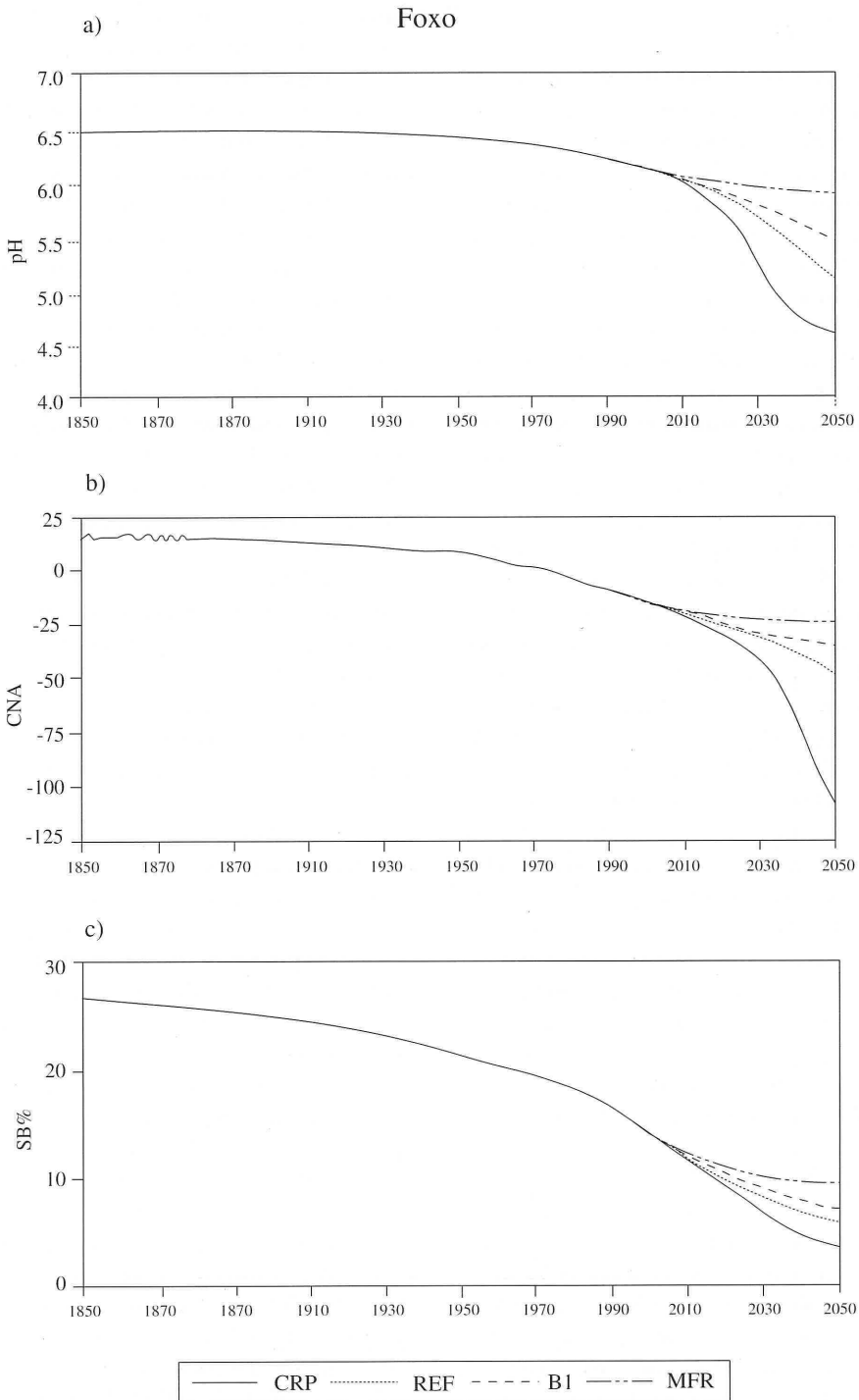


Fig. 5.3. Resultados de la simulación con MAGIC de los valores de a) pH, b) capacidad de neutralización de ácidos (CNA) ($\mu\text{eq L}^{-1}$) y c) saturación en bases del suelo (% de la CIC), en la cuenca de Foxo entre los años 1850 y 2050.

Cargas críticas

Usando el modelo MAGIC los niveles de deposición de azufre, nitrógeno o acidez total, necesarios para prevenir daños ambientales por encima de un nivel predeterminado (carga crítica) se pueden establecer asociados a una dimensión temporal. La carga crítica es una propiedad intrínseca de una cuenca que se asocia a la tasa de alteración mineral a largo plazo; esta tasa se considera que no varía a lo largo del tiempo ya que su cálculo se realiza en condiciones de estado estacionario. Las cargas críticas se pueden calcular para diversas partes del ecosistema, suelos, aguas superficiales y vegetación, aunque los métodos son diferentes en cada caso (SVERDRUP *et al.*, 1990).

La carga crítica, definida por un modelo dinámico, difiere de la obtenida con modelos de estado estacionario en que incorpora procesos dependientes del tiempo que influyen sobre las propiedades de los suelos y la composición de las aguas superficiales, como el cambio de cationes, la retención de sulfato o la absorción neta de cationes por la vegetación. Este tipo de modelos constituye también un método más conservador de cálculo, ya que la recuperación se plantea sobre una escala temporal predeterminada; además, estos modelos permiten menores cargas críticas y definen mayores excesos sobre la carga crítica en los lugares más acidificados. El uso de modelos dinámicos no ha sido adoptado por el protocolo UN-ECE para nuevas reducciones en las emisiones de azufre, aunque varios autores han destacado su importancia para su evaluación futura (KLEEMOLA & FORSIUS, 1996; JENKINS *et al.*, 1997; FORSIUS *et al.*, 1997).

Con el modelo MAGIC se ha determinado la carga crítica, en este caso para la deposición total de azufre, ajustando la deposición antrópica actual y haciendo funcionar el modelo hacia el futuro. El cambio en la deposición, aumente o disminuya, se asume que ocurre en la actualidad de forma escalonada y se mantiene constante para el período de tiempo considerado. La variable de calidad del agua, en este caso su CNA, se compara con el objetivo ambiental que se preten-

de alcanzar en el futuro (CNA_{lim}). La CNA_{lim} es la CNA crítica necesaria para proteger un objetivo biológico en el ecosistema. En este caso se han tomado como referencia dos valores:

i) $CNA_{lim} = 0 \mu\text{mol L}^{-1}$. Es el valor adoptado por el 'Critical Loads Programme' del Reino Unido (CLAG, 1995). Define una probabilidad de supervivencia de la trucha del 50%; en otros países europeos se utilizan valores diferentes (HENRIKSEN *et al.*, 1992).

ii) $CNA_{lim} = 20 \mu\text{mol L}^{-1}$. La elección de este segundo valor se hizo con la finalidad de obtener una estimación más conservadora de la carga crítica. Se fundamenta en evidencias recientes obtenidas en el Reino Unido que indican que una CNA_{lim} de $0 \mu\text{mol L}^{-1}$ es demasiado baja para proteger las poblaciones de peces (HARRIMAN *et al.*, 1995).

El modelo emplea un procedimiento de iteración para obtener el nivel de deposición de azufre requerido para mantener la CNA en el valor de la CNA_{lim} durante un período de tiempo dado; este nivel de deposición es la carga crítica de azufre. Generalmente, se adoptan valores de carga crítica definidos para un período de 50 años, que representa un marco temporal, económicamente viable, en el que se puede alcanzar la reducción requerida.

En el caso de la cuenca del Sor, el uso de modelos dinámicos (como MAGIC) para el cálculo de cargas críticas de sulfato, tiene un interés especial debido a la alta capacidad de retención que poseen los suelos. El proceso de histéresis en la desorción de este anión tiene un efecto significativo en la química de suelos y aguas superficiales, en condiciones de disminución de los aportes de azufre, ya que afecta al proceso de recuperación y, por consiguiente, a la carga crítica.

En la Fig. 6 se presentan los valores de carga crítica para el sulfato, calculados usando el modelo MAGIC para los dos valores de CNA_{lim} anteriormente indicados (0 y $20 \mu\text{mol L}^{-1}$); estos valores se comparan con la actual deposición de sulfato modelada por DEPUT. En la subcuenca de Xantar la carga crítica es 0 ; esto supone que, aún suprimiendo todo el componente antrópico

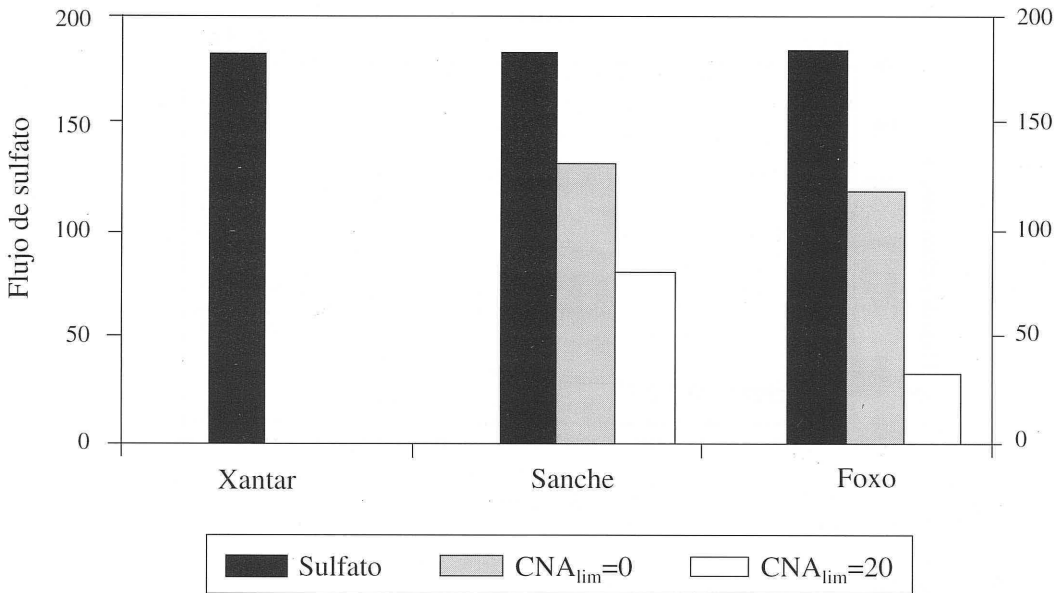


Fig. 6. Deposición de sulfato modelada con DEPUT frente a la carga crítica de las aguas superficiales para valores de $CNA_{lim} = 0$ y $20 \mu\text{eq L}^{-1}$. Unidades en $\text{meq m}^2 \text{a}^{-1}$.

de la deposición en el primer año de la predicción, la CNA de las aguas superficiales no alcanzaría una $CNA_{lim} = 0$ en el año 2050. De hecho, la predicción para ese año es de un valor de CNA de $-8 \mu\text{mol L}^{-1}$, con deposición 0 de azufre de origen antrópico. En Sanche y Foxo, la deposición actual de sulfato excede la carga crítica para aguas superficiales a pesar de las condiciones más favorables que estas presentan.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La aplicación del modelo MAGIC a las tres subcuencas de la cuenca alta del río Sor permite discernir los efectos de hipotéticos cambios en la deposición ácida sobre la calidad de las aguas superficiales.

El modelo se ha calibrado utilizando información detallada de la deposición, los suelos y la composición química de las aguas superficiales de las tres subcuencas analizadas. La calibración

del modelo con las características medidas en suelos y aguas superficiales en 1993, indica la existencia de diversos grados de acidificación que pueden ser atribuidos, en parte, a variaciones locales en la litología, en la medida en que ésta afecta a las tasas de alteración en cada subcuenca y, posiblemente, a la historia del uso del suelo. El estado actual de la reserva de cationes es similar en los tres sitios, como también lo es la pérdida histórica de cationes básicos, dado que la deposición ácida es igual en las tres subcuencas. Las respuestas a una reducción en la deposición, durante los 56 años del período de pronóstico, son similares, a grandes rasgos, produciéndose un continuo deterioro de la calidad del agua y del suelo bajo todos los escenarios considerados, con la excepción del más restrictivo (MFR), en el que la deposición antrópica de azufre alcanza valores cercanos a los niveles de fondo, debidos fundamentalmente a aportaciones de sales de origen marino (Tabla IV). En la cuenca de Xantar, la falta de recuperación es atribuible, funda-

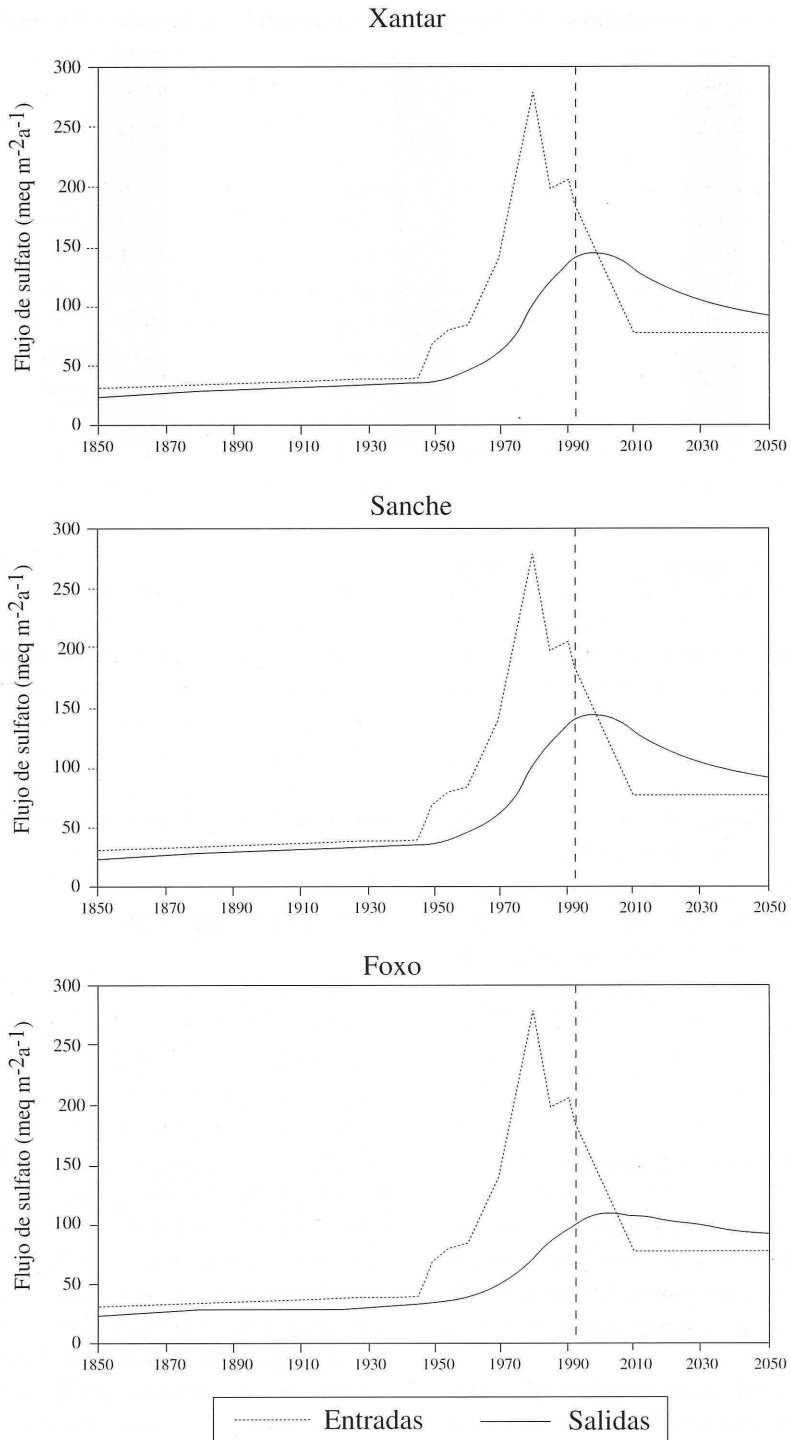


Fig 7. Flujos modelados de entradas (DEPUT) y salidas (MAGIC) de sulfato entre los años 1850 y 2050 en las subcuencas de la cuenca alta del río Sor: a) Xantar, b) Sanche y c) Foxo.

mentalmente, a la mayor sensibilidad del sitio y a su baja tasa de meteorización ($30 \text{ meq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

La aparente falta de recuperación, bajo condiciones de reducción de la carga ácida, se explica también por las grandes cantidades de sulfato retenidas por el sistema suelo a lo largo del período histórico. En la Fig. 7 se puede apreciar cómo, bajo condiciones de reducción de la deposición (situación B1), el flujo de salida sigue siendo superior a las entradas, hasta más allá de los 56 años del periodo de predicción; esto refleja las características no lineales del proceso de adsorción-desorción inherentes al modelo. Dado que en el modelo MAGIC todo el sulfato del suelo se considera enlazado de forma reversible, su liberación continuará teniendo un efecto negativo sobre la calidad de los suelos y las aguas superficiales en futuras situaciones de reducción de la deposición. Es en este punto donde se sitúa la mayor incertidumbre en la aplicación del modelo: ¿es la retención de azufre completamente reversible en los suelos de la cuenca del río Sor?, ¿lo es en los suelos de cualquier otra cuenca?. Hay evidencias de que algún azufre puede ser irreversiblemente retenido por los suelos; así, HARRISON *et al.* (1989), sugieren que una cantidad del orden del 36% del sulfato adsorbido puede ser irreversiblemente retenido por suelos forestales en USA. Este sulfato no será lixiviado a las aguas superficiales y, por tanto, en condiciones de disminución de la deposición, disminuirá la pérdida de cationes básicos y se reforzará la recuperación. La recuperación, sin embargo, no puede tener lugar mientras el suelo siga liberando sulfato a ritmos que excedan los aportes de cationes básicos por meteorización y deposición. El suelo continuará perdiendo cationes básicos y demorando cualquier recuperación que se pudiera esperar bajo grandes reducciones de la deposición ácida. Si esto es cierto para la cuenca del Sor, implicaría que las predicciones de MAGIC acerca de la futura calidad del suelo y las aguas superficiales habrían de considerarse como un ejemplo del 'peor de los casos'.

La cuestión de la reducción de N no se ha tratado con detalle en este trabajo. La lixiviación de nitrato resulta evidente en todas las subcuencas, contribuyendo a la acidez total del agua en porcentajes que varían entre el 10 y el 25%. La retención lineal de nitrógeno, implícita en el modelo MAGIC, no describe de manera adecuada los complejos procesos que determinan el lixiviado de nitrógeno a las aguas superficiales. Es probable que la contribución del nitrato a la carga ácida aniónica total aumente en el futuro, al tiempo que se reducen los efectos de la deposición de azufre, ya que el control de la deposición de nitrógeno es más problemática que la del azufre, entre otras causas porque sus fuentes son más difusas.

Los modelos dinámicos, como MAGIC, no se han usado todavía para desarrollar protocolos de reducción de las emisiones y la deposición de acidez, aunque se han usado en deliberaciones sobre la Estrategia de Acidificación de la UE (JENKINS *et al.*, 1997; FORSIUS *et al.*, 1997) y, posiblemente, jugarán un papel más importante en el desarrollo de futuras estrategias, si se pueden aplicar en áreas más amplias.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha realizado como parte del proyecto 'Development of Assessment of Monitoring Techniques at Integrated Monitoring Sites in Europe', financiado por el 'Financial Instrument for the Environment (LIFE)' de la UE (proyecto LIFE/FIN/A11/EPT/387). Agradecemos a Sophia Mylona y Erik Berge, del EMEP/MSW, su permiso para usar las matrices de transferencia y los datos sobre deposición histórica de azufre. También queremos expresar nuestro agradecimiento a Endesa por la financiación del estudio en la cuenca del río Sor (Proyecto 'Sor') y al personal de la C.T. de As Pontes, Tomás Lucas, José Luis Bermúdez y Juan Hernández por su colaboración e interés durante el desarrollo del mismo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCAMO, J., SHAW, R. & HORDIJK, L. (Eds.) (1990). *The RAINS model of acidification: Science and strategies in Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.
- ALVETAG, M., WALSE, C. & WARFVINGE, P. (1997). A method for reconstructing historic deposition and uptake from present day values. *Water, Air and Soil Pollution* (en prensa).
- AMANN, M., BERTOK, L., COFALA, J., GYARFAS, F., HEYES, C., KLIMONT, Z. & SCHOPP, W. (1996). *Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone*. Second Interim Report to the European Commission, DG XI. IIASA.
- CARBALLEIRA, A., DEVESA, C., RETUERTO, R., SANTILLANA, E. & UCIEDA, F. (1983). *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrié de la Maza. A Coruña.
- COSBY, B.J., HORNBERGER, G.M., GALLOWAY, J.N. & WRIGHT, R.F. (1985 a). Modelling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Res.*, **21**: 51-63.
- COSBY, B.J., HORNBERGER, G.M., GALLOWAY, J.N. & WRIGHT, R.F. (1985 b). Time scales of acidification: A quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environ. Sci. Technol.*, **19**: 1144-1149.
- COSBY, B.J., HORNBERGER, G.M., WRIGHT, R.F. & GALLOWAY, J.N. (1986). Modelling the effects of acid deposition: Control of long term sulphur dynamics by soil sulphur adsorption. *Water Res.*, **22**: 1283-1291.
- FORSIUS, M., ALVETAG, M., BAK, J., GUARDANS, R., HOLMBERG, M., JENKINS, A., JOHANSSON, M., KLEEMOLA, S., RANKINEN, K., RENSHAW, M., SVERDRUP, H. & SYRI, S. (1997). *Assessment of the Effects of the EU Acidification Strategy: Dynamic Modelling on Integrated Monitoring Sites*. Finnish Environment Institute, Helsinki.
- GARCÍA-RODEJA, E., FERNÁNDEZ SANJURJO, M.J. & FERNÁNDEZ VEGA, V. (1998). Input-output fluxes in the river Sor catchment (Galicia, NW Spain). *Chemosphere*, **36**: 1107-1112.
- GARCÍA-RODEJA, E., FERNÁNDEZ SANJURJO, M.J., FERNÁNDEZ VEGA, V. & NÓVOA MUÑOZ, J.C. (1996). Sulphur status in soils subjected to high inputs of sulphate in the river Sor catchment. *Abstracts ESSC Second International Congress: 'Development and Implementation of Soil Conservation Strategies for Sustainable Land Use'*. Freising-Weihenstephan, 60-61.
- GARCÍA-RODEJA, E., FERNÁNDEZ VEGA, V. & FERNÁNDEZ SANJURJO, M.J. (1995). *Biogeoquímica de una cuenca fluvial en el entorno de la Central Térmica de As Pontes. Proyecto 'Sor'*. Memoria para ENDESA y FEUGA. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- HARRIMAN, R., BRIDCUT, E.E. & ANDERSON, H. (1995). The relationship between salmonoid fish densities and critical ANC at exceeded and non-exceeded stream sites in Scotland. *Water, Air and Soil Pollution*, **85**: 2455-2460.
- HARRISON, R.B., JOHNSON, D.W. & TODD, D.E. (1989). Sulfate Adsorption and Desorption Reversibility in a Variety of Forest Soils. *J. Environ. Qual.*, **18**: 419-426.
- HENRIKSEN, A., KAMARI, J., POSCH, M. & WILANDER, A. (1992). Critical Loads of Acidity: Nordic Surface Waters. *Ambio*, **21** (5): 356-363.
- HENRIKSEN, A., SVERDRUP, H. & DEVRIES, W. (1989). *Mapping Critical Loads: A Guidance to the Criteria, Calculations, Data Collection and Mapping of Critical Loads*. Miljørapport **14** (1990). Nordic Council of Ministers. Copenhagen.
- JENKINS, A., RENSHAW, M., HELLIWELL, R., SEFTON, C., FERRIER, R. & SWINGWOOD, P. (1997). *Modelling surface water acidification in the UK. Application of the MAGIC model to the Acid Waters Monitoring Network*. IH Report **131**. Institute of Hydrology, Wallingford.
- JENKINS, A. & SHAW, C. (1993). Comparison of empirical and dynamic model approaches for surface waters. In: Hornung, M. & Skeffington, R.A. (Eds.), *Critical loads: concepts and applications*. ITE Symposium No. **28**: 109-114. HMSO, London.
- KLEEMOLA, S. & FORSIUS, M. (Eds.) (1996). *5th Annual Report 1996. UNECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems*. The Finnish Environment 27. Finnish Environment Institute, Helsinki.
- LIKENS, G.E., WRIGHT, R.F., GALLOWAY, J.N. & BUTLER, T.J. (1979). Acid Rain. *Sci. Am.*, **241**: 4351-4365.
- MUNIZ, I.P. (1991). Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. *Proc. Royal Soc. Edin.*, **97b**: 227-254.

- SVERDRUP, H., DE VRIES, W. & HENRIKSEN, A. (1990). *Mapping critical loads - guidance to criteria, methods and examples for mapping critical loads and areas where they have been exceeded*. Task force on mapping - UN-ECE, Umweltbundesamt, Berlin.
- SYRI, S., JOHANSSON, M. & KANGAS, L. (1997). Application of Nitrogen Transfer Matrices for Integrated Assessment. *Atmospheric Environment* (en prensa).
- TRAAEN, T.S. & STODDARD, J.L. (1995). *An assessment of nitrogen leaching from watersheds included in the ICP on waters*. Norwegian Institute for Water Research. Oslo.
- UN-ECE (1994). *Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Further Reduction of Sulphur Emissions*. Document ECE/EB.AIR/40, New York and Geneva.