

CARGAS CRÍTICAS PARA LA ACIDEZ DE ALGUNOS SUELOS BAJO ENCINAR.

R. JIMÉNEZ BALLESTA y B. SÁNCHEZ CABRERO

Dtº de Química Agrícola, Geología y Geoquímica.
Universidad Autónoma. Madrid 28049

Abstract: The buffering capacity of soils of some mediterranean ecosystems from Madrid Community, in relation to the potential air pollution by acid rain is evaluated. These soils are: Humic Cambisol (granite), Haplic Luvisol (arkose), Renzic Leptosol (limestone) and Calcaric Cambisol (marl). The critical loads are calculated applying the SSMB (Steady State Mass Balance) and particularly the PROFILE model.

In spite of the existent uncertainties, the results we obtained for each soil manifest a very different buffering capacity.

Key words: acid rain, critical load, soil acidity.

Resumen: Se evalúa la capacidad de amortiguación de los suelos de algunos ecosistemas mediterráneos de la Comunidad de Madrid, frente a una contaminación atmosférica potencial por lluvia ácida. Los suelos seleccionados han sido: Cambisol húmico (granito), Luvisol háplico (arcosa), Leptosol renzínico (caliza) y Cambisol Calcárico (marga).

La evaluación se ha llevado a cabo mediante el cálculo de las cargas críticas para la acidez, aplicando el SSMB (Balance de Masas al Estado Estacionario) y en particular el modelo PROFILE. A pesar de las incertidumbres existentes, emanadas del propio método y de los datos exigibles, los resultados obtenidos ponen de manifiesto un rango variable de cargas críticas; por tanto los suelos estudiados poseen diversos grados de sensibilidad relativa para la acidez y el modelo es aplicable.

Palabras clave: lluvia ácida, carga crítica, acidez de suelos.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales de mayor discusión y debate, tanto a nivel de la calle como en el plano científico, es el de la contaminación. Pero esta denominación incluye varios tipos. Uno es el derivado de la denominada «**lluvia ácida**», término referido al impacto que produce la deposición de sustancias acidificantes procedentes de la atmósfera.

Hasta tiempos relativamente recientes se habían obviado los efectos de la lluvia ácida, pero existen evidencias, particularmente en los países nórdicos, sobre los efectos adversos de las mismas, (Ulrich 1985 y 1989, Reuss et al 1987, Matny 1987). Las deposiciones ácidas están compuestas inicialmente de constituyentes de N y S que, posteriormente, pueden formar ácidos nítrico y sulfúrico (Tanner 1989). Estos constituyentes, al depositarse en el suelo, pue-

den ser nocivos «per se», o bien generar la movilización de otros compuestos tóxicos. Ante ésta agresión los ecosistemas presentan determinada sensibilidad, según sea su naturaleza y las condiciones ambientales de su entorno. Sobre los mecanismos por los que puede aumentar la acidez de los suelos existen numerosas revisiones y modelos (Krause et al 1986, Binkley et al 1989 etc.).

Para investigar esta problemática se han establecido programas internacionales ECE/UN (1987). Y para conocer cuales son los niveles de deposición a partir de los cuales se producen efectos desfavorables se ha introducido el concepto de «carga crítica», (Nilsson 1986, Nilsson et al 1988), para calcular el nivel de acidificación que puede recibir el suelo de un ecosistema. La carga crítica se define como : la máxima deposición de compuestos acidificantes que no causa daños, a largo plazo, en la estructura y funcionamiento del ecosistema del que forma parte el suelo. De éste modo la carga crítica es una propiedad inherente del mismo, independientemente del estado de acidez presente. Su significado y trascendencia han sido puestas de manifiesto en varias ocasiones (Sverdrup et al 1990, Sánchez Cabrero y Jiménez Ballesta 1993, Sánchez Cabrero 1993 etc.).

Sánchez Cabrero y Jiménez Ballesta (1993) han determinado, a través de un modelo monocapa (aproximativo), la carga crítica de los suelos de la Comunidad de Madrid. En el presente trabajo se implementan, mediante un modelo multicapa, los cálculos de las cargas críticas de cuatro suelos característicos de ecosistemas mediterráneos bajo encinar, con el ánimo de conocer que nivel de carga acidificante pueden soportar. Dichos suelos se han seleccionado sobre la hipótesis de que al tener caracteres diferentes (desde ácidos a moderadamente básicos, sin y con carbonatos etc.) sus cargas críticas deberían ser diferentes.

METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

Para la determinación de la carga crítica de

los suelos se pueden utilizar diferentes métodos. En este estudio utilizamos el Steady State Mass Balance (SSMB), previamente empleado a escala europea (Sverdrup et al. 1990, Hetteling et al 1991). Se trata de un modelo de simulación en el que se relacionan emisión-deposición e impacto ambiental, y con el que se predicen los valores químicos de ciertos iones relevantes en la solución del suelo. El fundamento consiste en establecer un balance de masas, a largo plazo, entre los aportes ácidos y la producción de alcalinidad. La particularidad del método es que solo se tiene en cuenta el resultado final, estando neutralizada la acidez fundamentalmente por las reacciones de alteración mineral. Al considerarse el estado estacionario el cambio iónico se ignora, despreciándose la capacidad de neutralización procedente de la misma.

En el cálculo los flujos se establecen del siguiente modo:

$$CC = CB(a) - AC(n) - CB(a) - AL(l), \text{ donde}$$

CC es la carga crítica

CB(a) se refiere a los cationes básicos procedentes de la alteración mineral

AC(n) es la acidez generada por la absorción de N.

CB(a) se refiere a la extracción de cationes básicos para el crecimiento vegetal

AL(l) es la alcalinidad crítica de lixiviado, (flujo de alcalinidad que sale del sistema por percolación).

El balance a su vez se puede realizar mediante un modelo simple (monocapa), o complejo (multicapa). En el primer modelo el suelo es considerado como una sola capa (50 centímetros de espesor), mientras el segundo (que es el utilizado en el presente trabajo) realiza el balance de masas horizonte a horizonte. Entre los modelos que establecen este tipo de balance está el PROFILE; dada su buena reproductividad y facilidad de manejo, nos inclinamos por su uso.

Los perfiles de suelos a los que se les

aplicado el modelo están situados dentro del territorio de la Comunidad de Madrid, formando parte de diferentes ecosistemas mediterráneos. Dichos suelos son:

- 1.- Cambisol húmico (-4°15' / 40°24'), en Robledo de Chavela, sobre material granítico.
- 2.- Luvisol háplico (-3°37' / 40°33'), en S. Sebastián de los Reyes, sobre arcosas.
- 3.- Leptosol renzínico (-3°29' / 40°52'), situado en Patones, sobre calizas.
- 4.- Cambisol calcárico (-3°13' / 40°11'), situado en las proximidades de Chinchón, sobre margas.

La descripción y toma de perfiles (aunque aquí no se presenta por razones de espacio), se ha realizado siguiendo las normas FAO (1977 y 1990). Los datos analíticos de identificación rutinaria se han llevado a cabo según FAO (1990). Particularmente la densidad se ha determinado por el método del mercurio y la textura y área superficial se analizaron por medio de espectrometría de difracción de rayos láser, en un aparato HELOS 12 KA. La mineralogía de arenas se ha llevado a cabo siguiendo las técnicas de Pérez Mateos (1965). La identificación de los minerales de la fracción arcilla, se efectuó por difracción de rayos X, sobre muestras orientadas. En algún caso se han obtenido los difractogramas de muestras homoiónicas. Con estos datos y los mineralogía de arenas y limos, se ha estimado el porcentaje en que se encuentra cada mineral y para cada horizonte.

Algunos parámetros específicos como presión de CO_2 , DOC y distribución de la absorción de cationes a lo largo del perfil, se han introducido teniendo en cuenta su profundidad, contenido en materia orgánica, textura y tipo de arcilla, así como los datos de la literatura (Sverdrup et al 1990). Otros datos como la temperatura, precipitación y escorrentía se han obtenido de fuentes habituales. Los datos de deposición se han obtenido de la red EMEP, en particular de la estación de S. Pablo de los Montes (Toledo), ya que es la más cercana al

territorio. En el caso de los valores de nitrógeno y cationes básicos absorbidos por la planta, hemos utilizado los valores aportados por Escarré et al (1984), al corresponder a ecosistemas mediterráneos similares a los aquí estudiados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos introducidos para cada perfil en el modelo (tablas 1 y 2) han permitido obtener los resultados de la tabla 3, siendo la encina la especie bioindicadora. Como puede observarse los valores de cargas críticas obtenidos son 0.6, 1.3, 3.1 y >5 Keq/ha/a. para el Cambisol húmico, Luvisol háplico, Leptosol renzínico y Cambisol calcárico, respectivamente. De donde se desprende que los suelos seleccionados poseen una sensibilidad o capacidad de amortiguamiento variable.

Teniendo en cuenta la distribución territorial de los suelos se detecta una variación secuencial, de tal modo que el perfil de la zona serrana (Robledo) tiene un nivel de alteración y carga crítica bajas, dada la naturaleza del material (granito) y el clima. Dichos valores aumentan ligeramente en el suelo sobre arcosa (S. S. Reyes). Finalmente la naturaleza carbonatada de los suelos de los dos últimos perfiles conlleva una liberación de bases mayor (obviamente de forma especial Ca^{2+}), lo que representa una fuente importante de neutralización. En este caso, dado que la zona es además moderadamente lixiviante, se presentan valores de carga crítica incluso superiores a 5 Keq/ha/a.

Respecto de la importancia relativa de los parámetros introducidos en el modelo cabe indicar que la mineralogía, el área superficial y el clima son muy importantes, siendo secundarios la presión parcial de CO_2 y los parámetros relativos a la absorción.

Sin embargo afloran varias incertidumbres. En primer lugar no se dispone de todos los parámetros exigidos, por lo que ha habido que hacer aproximaciones (dentro de las directrices emanadas del Mapping Critical Load). Así, por ejemplo, el modelo figuran un número reducido

Tabla 1 Datos generales de diferentes perfiles introducidos en el modelo PROFILE.

	ROBLEDO	PATONÉS	S.S. DE LOS REYES	CHINCHON
Número de horizontes	3	2	4	3
Precipitación (m/a)	0,526	0,403	0,692	0,377
Escorrentía (m/a)	0,210	0,201	0,138	0,075
Deposición SO4 (kEq/ha/a)	0,16	0,13	0,15	0,13
Deposición NO3 "	0,44	0,34	0,41	0,31
Deposición NH4 "	0,18	0,14	0,17	0,13
Deposición tot Mg + Ca+ K	0,27	0,21	0,28	0,19
Facción no marina (%)	100	100	100	100
Absorción máxima de Mg+ Ca+ K (kEq/ha/a)	1,11	1,11	1,11	1,11
Nitrógeno	1,28	1,28	1,28	1,28
Temperatura del suelo (°C)	12,8	11,3	12,4	13,2
Nitrificación	Med	Med	Med	Med
Horizontes del suelo nº	1	2	1	1
Profundidad (m)	0,4	0,56	0,24	0,2
Cont.en humedad (m3/m3)	0,1	0,1	0,1	0,1
Densidad (kg/m3)	1,400	1,400	1,400	1,400
Area (m2/m3)	6,96	14,65	18,65	22,65
Presión de CO2 (atm)	10	15	20	20
% de precip. entrante	100	80	100	100
% de precip. sale	80	60	40	40
Absorc. Mg+ Ca+ K (%max)	30	40	30	30
N absorbido (% of max)	30	40	50	50
DOC (mg/l)	10	2	10	2
log K gibbsita	6,5	7,5	6,5	6,5
pK H/A	7,9	5,7	7,9	5,7
pK H/Ca	7	4,7	7,9	4,7

Tabla 2. Datos generales de los suelos estudiados en relación con la mineralogía.

MINERALOGÍA	ROBLEDO			PATONES		S.S. DE LOS REYES				CHINCHON		
	18	19	20	11	10	12	11	14	12	4	4	5
Feldespato -K	6	7	6	11	8	6	5	8	10	4	3	4
Oligoclasa	6	4	6									
Albita												
Hornablenda												
Piroxeno	0.4	0.4	0.4	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Epidota						0.4	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
Granate						7	6	7	6	0.1	0.1	0.2
Biotita	5	5	5	1	2	3	2	2	4			
Moscovita	2	2	2	1	1							
Clorita	5	2	6	1	1							
Vermiculita	7	16	6	12	16	6	10	18	17	6	10	8
Apatita	0.3	0.3	0.3									

Tabla 3. Cargas Críticas y Niveles de alteración obtenidos tras aplicar el modelo PROFILE.

PERFILES	NIVELES DE ALTERACIÓN	C.C. PARA ENCINARES
ROBLEDO	1.12 Keq/ha/a	0.6 Keq/ha/a
S.S. DE LOS REYES	2.44 "	1.3 "
PATONES	1.10 "	3.1 "
CHINCHON	3.70 "	>5 "

de especies minerales, seleccionados por seleccionadas por ser relativamente comunes y por representar a un conjunto mas amplio de especies. Consecuentemente para poder ejecutar el modelo es preciso pues, sustituir determinados minerales por otros que liberan bases, a largo plazo, en cuantia similar (ver grupos de alteración mineral propuestos por Sverdrup et al (1990) . En este sentido llama la atención la ausencia de calcita en el grupo de minerales que requiere el PROFILE; dado que es un mineral de facil liberación de bases, puede ser sustituido por otro que, aunque composicional y estructuralmente es muy diferente del mismo, conlleva una liberación similar. El piroxeno

representa este grupo de minerales, por lo que el porcentaje de calcita ha sido sustituido por el mismo. Otras incertidumbres emanen de los datos de deposición que, si bien incluyen los correspondientes a la deposición seca, deben variar dentro del territorio.

Por tanto puede decirse que el modelo es aplicable, a pesar de que las condiciones geoquímicas del ámbito territorial estudiado son diferentes de las que dominan en las zonas donde previamente ha sido implementado.

CONCLUSIONES

Utilizando un balance de masas al estado

estacionario se obtienen, para cuatro suelo de distintos ecosistemas mediterráneos, valores de niveles de alteración y de cargas críticas en un rango variable. Es decir poseen diferentes grados de sensibilidad relativa para la acidez. Por lo que, a pesar de las incertidumbres existentes, la formulación general del modelo es útil y aplicable a los suelos de ambiente mediterráneo.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo forma parte de un proyecto más amplio financiado por la Comunidad Autónoma de Madrid (Nº C/241/91), a la que agredecemos sinceramente su colaboración.

BIBLIOGRAFÍA

- Ece-Un. (1987). International Co-operative Programme for Research Evaluating Effects of Air Pollutants and other Stresses on Agricultural Crops. Sutton Bonington (United Kingdom).
- Binkley, O., Driscoll, C., Allen, H., Schoeneberg, P. y McAvoy, D. (1989). Acid Deposition and Forest Soils Context and Case Studies of the Southeastern United states. *Eco. Stud.* 72. Springer Verlag. Berlín.
- Escarre, A., Gracia, C., RODA, F., Terradas, J. (1984). Ecología del bosque esclerófilo mediterráneo. *Investigación y Ciencia* 95, 69-78.
- F.A.O. (1977). Guía para la descripción de perfiles de suelo. FAO, Roma. Segunda Ed.
- F.A.O. (1990). Soil Map of the World. Revised Legend. World Soil Resource Report 60.
- Hettelingh, J., Downing, R., y Smet, R. (eds) (1991). Mapping Critical Loads for Europe. CCE technical report nº 1. RIVM Research for Man and Environment.
- Krause, G. Arndt, U., Brachner, J., Kenk, G., Matzner, E. (1986). Forest decline in Europe: developments and possible causes. *Water Air and Soil Pollution* 31, 647-661.
- Mathy P. (Ed). (1987). Air Pollution and Ecosystems. Symposium on Effects of Air Pollution on Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Grenoble. Francia.
- Nilsson, J. (ed.): (1986). Critical Loads for Sulphur and Nitrogen, Miljorapport 1986:11, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Dinamarca.
- Nilsson, J. Grennfelt, P., (1988). Critical loads for sulphur and nitrogen - Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 march, 1989, 418pp. UN/ECE and Nordic Council of Ministers, Miljö rapport 15, Estocolmo.
- Pérez Mateos, J. (1965). Análisis mineralógico de arenas. Métodos de estudio. Manuales de Ciencia Actual 1. CSIC.
- Reuss, J. Cosby, B. y Wright, R. (1987). Chemical processes governing soil and water acidification. *Nature* 329, 27-32.
- Sánchez Cabrero, B., Jiménez Ballesta, R. (1993). Evaluación preliminar de la carga crítica de los suelos de la Comunidad de Madrid. *Actas del XII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*. p. 1139-1146. Salamanca.
- Sánchez Cabrero, B. (1993). Cargas críticas de los suelos de la Comunidad de Madrid. Tesis Doctoral. Univ. Autónoma de Madrid.
- Sverdrup, H., Vries, W., Henriksen, A. (1990). Mapping critical loads-Guidance to criteria, methods and examples for mapping critical loads and áreas where they have been exceeded. 124pp. Nordish Ministerrad, Kobenhavn, Miljorapport 14, Nord 98.
- Tanner, B. (1989). Sources of acids, bases and their precursors in the atmosphere. En Lindberg, Page y Norton (eds). Acidic Precipitation, 3, 1-19. Springer-Verlag. Berlín.
- Ulrich, B. (1985). Interaction of indirect effects on air pollutants in forest. En C.Troyanowsky (ed). Air pollution and

- plants 149-181. VCH Veerlagsgesells.
- Ulrich, B. (1989). Effects of acid precipitation on forest ecosystems in Europe. En Adriano and Jonhson (eds). Acid Precipitation 2, 189-272. Springer-Verlag. Berlín.