
EFFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE SOBRE LOS BOSQUES DE EUROPA CENTRAL

K.J. Meiwes y B. Ulrich

Resum de la ponència presentada a la Jornada tècnica sobre pluja àcida, Barcelona, 24 de maig de 1985.

RESUMEN

El deterioro de bosques en Europa Central es el resultado del stress múltiple que durante mucho tiempo ha estado en activo. Aparte de stress por procesos naturales y por la explotación de los bosques, la deposición de contaminantes del aire es el factor más importante. Se distingue factores de stress predisponentes, desencadenantes y acompañantes. Sus efectos sobre los bosques son explicados como procesos de desestabilización de ecosistemas forestales.

SUMMARY

The forest dieback in Central Europe is a consequence of longlasting multiple stress. Apart from stress caused by natural processes or by forest management the deposition of air pollutions is the most important factor in the actual decline of forests. Predisposing, inciting and contributing factors of stress can be distinguished. Their effects on forest are discussed as processes of destabilisation of forest ecosystems.

RESUM

El deteriorament dels boscos a l'Europa Central és el resultat d'una tensió múltiple i prolongada. Deixant de banda les tensions produïdes per mitjà de processos naturals o bé arran de la forma d'explotació del bosc, el factor més important que condiciona el declivi dels boscos és la deposició de contaminants de l'aire. Hom pot determinar factors de tensió de predisposició, d'estímul i de col·laboració. Llurs efectes en els boscos hom els explica com a processos de desestabilització dels ecosistemes del bosc.

1. INTRODUCCION

El concepto de "Lluvia Acida", que se utilizó originariamente para describir la ocurrencia de excesiva acidez en la precipitación, ha evolucionado actualmente hasta convertirse, en el ámbito de la opinión pública, en un denominador común que incluye a todos los contaminantes del aire, en la medida en que estos son transportados por la lluvia.

2. LA CONTAMINACION DEL AIRE

Así, el azufre contenido en los combustibles fósiles, y que es emitido a la atmósfera como dióxido de azufre durante los procesos de combustión, y los óxidos de nitrógeno, que se forman a partir del nitrógeno y oxígeno del aire a altas temperaturas, reaccionan con el agua de aerosoles y nubes para formar los ácidos sulfúrico y nítrico. En Europa Central, el intenso desarrollo de la industria y el transporte determina la emisión de grandes volúmenes de contaminantes; a fin de evitar los efectos de las emisiones en el ambiente inmediato a las fuentes de emisión, se utilizan siempre que ello es posible chimeneas de emisión de gran altura (100-200 metros). El efecto combinado de estos hechos es que una gran masa de contaminantes es inyectada en la baja atmósfera y participa de los movimientos de ésta, pudiendo ser transportada a largas distancias.

En lugares donde los ciclos geoquímicos naturales no han sido alterados por la actividad humana, el pH del agua de lluvia debería oscilar entre valores de 5.0 a 5.5; este valor puede calcularse teóricamente a partir de la solubilidad de los gases normales que componen el aire. En Alemania Central, el valor habitual promedio del pH del agua de lluvia es 4.2, lo cual significa (debido a la relación logarítmica del pH y la acidez) un aumento de 6 a 10 veces en la acidez de la lluvia. Esto evidencia que, además de los componentes habituales de la atmósfera, otros compuestos agragan acidez a la precipitación.

Además del agregado de sustancias ácidas a la lluvia que se forma en la atmósfera, otros factores determinan la acidez del agua que alcanza finalmente la superficie del suelo; en las zonas forestales, los árboles exponen una elevada superficie de hojas del aire, que en el caso de las especies perennifolias, permanecen durante todo el año. Sobre esta elevada superficie foliar, que normalmente es rugosa y húmeda, se depositan en forma directa pequeñas gotas de niebla, aerosoles y gases como el dióxido de azufre. La lluvia lava estos compuestos de las hojas y los transporta hacia el suelo; como resultado de esto, el pH del agua de lluvia recogida debajo de la copa de los árboles es aún más bajo que en la atmósfera libre, normalmente entre 3.5 y 3.8. Esto significa un aumento del orden de 100 veces en la acidez normal de la lluvia.

Además de los gases mencionados, durante los procesos de combustión de residuos, fundiciones industriales, combustión de carbones, aceites, etc., son emitidos habitualmente a la atmósfera una serie de metales como el plomo, cadmio, zinc, níquel, cobre, mercurio, talio y cromo. Asimismo, una serie de contaminantes orgánicos son producidos en la misma forma, o durante la producción de la industria química o como consecuencia de las actividades agrícolas. En la atmósfera, los contaminantes orgánicos pueden reaccionar con los óxidos de nitrógeno a través de complicados procesos fotoquímicos, dando lugar a la formación de ozono.

La investigación de las causas determinantes de la mortalidad prematura de los bosques y del deterioro y acidificación de las aguas continentales, especialmente en Escandinavia, ha llevado a un relativo consenso en el sentido de que ambos están relacionados causalmente con la contaminación del aire. Prevalece, sin embargo, cierto desacuerdo entre los estudiosos del tema respecto de los posibles mecanismos operantes y de su contribución relativa a dichos fenómenos. Las cifras más recientes indican que la extensión de las zonas boscosas dañadas es muy grande, y que aumenta en forma rápida. Una de las regiones más afectadas es el Erzgebirge en Checoslovaquia, donde hay más de 120.000 ha donde la vegetación boscosa ha sido reemplazada paulatinamente por una estepa dominada por hierbas adaptadas a la acidez de los suelos. En Alemania Federal se ha estimado el porcentaje de los bosques afectados, incluyendo las especies más importantes como abeto, pino, haya y roble, en un 50%. Los primeros síntomas de ocurrencia de mortalidad anormal de árboles datan de la década de 1970, y fueron observados en el abeto (*Abies alba*). Estos se extendieron, sin embargo, muy rápidamente a otras especies, tal como lo reflejan las estadísticas de las superficies totales afectadas (8% en 1982, 34% en 1983 y 50% en 1984).

La investigación de los mecanismos causales de tan importante fenómeno tropieza con la necesidad de aislar mediante experimentos adecuados uno a uno los posibles factores responsables, a fin de verificar formalmente su eventual rol en el desencadenamiento del mismo. Paralelamente a ello es evidente que los fenómenos de deterioro rara vez pueden atribuirse a una sola o pocas causas, lo cual se expresa en una compleja gama de variaciones locales, otras que dependen de la especie afectada, el suelo, el clima, etc. El deterioro de las masas forestales se manifiesta en la forma de un proceso multivariado en el cual parecen ocurrir interacciones entre distintos factores perjudiciales del crecimiento vegetal, de orden climático, edáfico y biótico.

3. EL CONCEPTO DE FACTORES DE STRESS DIFERENTES

Manion (1981) ha desarrollado algunos conceptos generalizadores para explicar la interrelación entre diversos factores de stress que concurren al deterioro forestal. Este autor distingue tres modalidades de factores de stress:

- Factores de stress predisponentes
- Factores de stress desencadenantes
- Factores de stress acompañantes

Los factores de stress predisponentes actúan de una forma constante y mantenida dando una carga básica de stress que se manifiesta en un debilitamiento de los organismos. Los factores desencadenantes actúan una temporada corta y resultan en síntomas de daño visible. La recuperación de un organismo afectado por los del tipo predisponente. Si el daño o la debilidad se evidencia por los factores de stress anteriores, los factores acompañantes pueden actuar adicionalmente. Esto significa que la capacidad de hacer daño que tienen los factores de stress acompañantes depende de cómo han actuado los anteriores factores en el organismo dañado.

Ejemplo de los del primer grupo son típicamente el clima, la exposición prolongada a elementos contaminantes, la baja calidad de los suelos y el cultivo o explotación excesiva del recurso forestal. Dentro del grupo de los factores de stress desencadenantes deben considerarse a las variaciones drásticas del clima (sequías, bajas temperaturas o cambios abruptos de la misma, y la excesiva humedad de los suelos

que produce carencia de oxígeno para las raíces); también pueden mencionarse los vientos muy fuertes y las exposiciones a concentraciones muy altas de contaminantes. Los factores de stress pueden manifestarse en forma aditiva por ejemplo a través de la ocurrencia de veranos secos, con temperaturas altas, en zonas de clima habitualmente templado. No sólo la sequía actúa como factor de stress desencadenante; debido a la radiación intensa del sol puede aumentar la concentración de ozono, que también perjudica a los vegetales. Concurrentemente, las elevadas temperaturas estimulan la actividad microbiológica del suelo, lo cual se refleja en la producción de nitratos a partir de la materia orgánica del suelo; los nitratos producen en solución acuosa el ácido nítrico, que es fuertemente disociado y pueden dañar las raíces de los árboles. Debido a este tipo de razones, la pregunta: "¿Qué es lo que mata a los árboles?" es imposible de responder; en realidad no tiene sentido ni siquiera intentar responderla.

En cambio, puede tener sentido tratar de excluir alguno de los factores de stress o de asignarle importancia relativa. Esta cuestión toma relevancia al considerar los factores de stress de tipo acompañante, ya que es frecuente que su importancia relativa se interprete como la de un factor desencadenante; en realidad, árboles que están en buenas condiciones de nutrición y libres de stress predisponente pueden soportar el stress producido por organismos patógenos. En cambio, cuando están debilitados por alguna razón, los mecanismos naturales de resistencia son fácilmente excedidos por el ataque de organismos infectantes.

Estos aspectos de las relaciones parásito-huésped en el ecosistema forestal están probablemente dictadas por el muy distinto tiempo de generación de los árboles, en relación con los microorganismos patógenos y aún de los insectos. Una bacteria puede multiplicarse en varias horas, un insecto en varias semanas; en los árboles el tiempo de generación es normalmente el de varias décadas. Esto determina que la presión de la selección natural se ejerza mucho más intensamente sobre los organismos patógenos del bosque que sobre sus huéspedes. Dado el muy reciente desarrollo de las sociedades industriales en Europa Central (en términos evolutivos, sólo un par de generaciones de hayas, pero ya un par de miles de generaciones de insectos) es posible pensar que las poblaciones de insectos ya han sido bastante seleccionadas por la resistencia a la contaminación ambiental, lo cual no ha podido ocurrir todavía en los árboles. Esto modifica el balance de las relaciones parásito-huésped, en detrimento de los últimos. Este ejemplo pone de manifiesto cómo la incorrecta interpretación del rol ecológico de cada uno de los factores de stress puede llevar a tratar de actuar sobre uno de ellos sin atender a los demás; en el contexto arriba citado, es obvio que la solución adecuada consiste no solamente en controlar los parásitos con medios terapéuticos, sino también en tratar de disminuir la incidencia de los factores de stress predisponentes y desencadenantes.

La persistencia en el tiempo de los factores de stress generalmente se expresa en daños a los árboles de distinto carácter e intensidad. El daño como fenómeno ecológico puede considerarse a nivel de organismo o de ecosistema.

A nivel de organismo, el daño puede ser latente o explícito. El daño latente se expresa por ejemplo en la disminución de la vitalidad del árbol o en la acidificación del espacio apoplasmático de las raíces. Los daños explícitos están acompañados generalmente de síntomas necróticos, como el cambio de color de las hojas y brotes, degeneración de la cutícula foliar, pérdida parcial de las hojas y anomalías del crecimiento.

4. LA DESESTABILIZACION DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES

El fenómeno de la muerte de los bosques, se comprende mejor si se plantea como la expresión de un daño a nivel del ecosistema. El ecosistema consta de un conjunto de elementos, como las reservas de elementos químicos en troncos, raíces, y en el suelo; estos elementos están relacionados entre sí por procesos de transporte, por ejemplo, en el agua de la lluvia, en la caída de las hojas o en la absorción de nutrientes por las raíces. Un ecosistema así definido es un sistema abierto, esto es, que intercambia energía y materiales con el ambiente.

Además de los flujos de ingreso y egreso de materiales y energía, existen procesos cíclicos en el ecosistema, que se caracterizan por la acumulación y descomposición periódica de la masa vegetal, en la cual toman parte los microorganismos del suelo. Los iones necesarios para la formación de la biomasa vegetal son absorbidos del suelo y devueltos al mismo algún tiempo después.

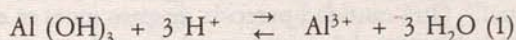
En el estado estable, los ecosistemas se caracterizan por la tendencia de mantener balances constantes de los elementos minerales ya sea asociado a organismos, estructuras o compuestos químicos. Para ello, es necesario que los ciclos de los elementos sean cerrados, esto es, que todos los elementos (a excepción del oxígeno, el agua y el dióxido de carbono), sean convenientemente reciclados, y que los flujos de entrada y salida sean aproximadamente similares. Una excepción a este hecho la constituyen los sistemas que se encuentran en lo que hemos denominado fase de organización, donde la materia orgánica del suelo puede acumularse. En ecosistemas que son a largo tiempo estables, la acumulación y la descomposición de la materia orgánica se encuentran balanceados.

El desequilibrio en el funcionamiento normal de los ciclos de los nutrientes en los ecosistemas forestales puede resultar de varios tipos de alteraciones. En esta exposición se desarrollan varios ejemplos que se refieren a:

- Alteraciones del balance de ingresos y egresos de los elementos químicos en relación al ecosistema total o a partes del mismo.
- Exceso de carga sobre los sistemas reguladores de la acidez (tampones).
- Desacoplamiento de los ciclos de los iones que induce la acidificación del suelo.

El primero de estos puntos puede ejemplificarse mediante el análisis de la Tabla 1, que muestra algunos datos de balances de elementos minerales y de su acumulación en el suelo de un ecosistema de abeto en la región de Solling, en el norte de Alemania. Considerando que debido a las dificultades experimentales los datos de entradas y salidas están afectados por errores del orden del 25%, es posible ver que los ingresos de H y Al difieren de los respectivos egresos, es decir, el ecosistema está para estos elementos desbalanceado.

En el caso del H, el exceso acumulado en el suelo puede reaccionar con hidróxidos de varios metales, y con los silicatos. En el caso del aluminio, esta reacción se puede generalizar en la forma:



que muestra cómo el desplazamiento del equilibrio hacia la derecha produce la acumulación de iones de Al libre. Este puede de esta forma ser transportado por el agua de infiltración. A mayor profundidad, el equilibrio que se muestra en (1) puede desplazarse nuevamente hacia la izquierda, con liberación de iones de hidrógeno (protones). El resultado global de este proceso geoquímico es el transporte de acidez en profundidad y la acidificación de la roca formadora del suelo. Esto también puede reflejarse en la acidificación de las aguas subterráneas.

Es interesante comentar aquí que la detección de este fenómeno no podría haberse alcanzado a través del análisis de las concentraciones de los elementos en las distintas fracciones del ciclo del agua (lluvia, agua del suelo, agua percolante). Solamente el análisis de los balances de los elementos proporciona claves ciertas para interpretar estos procesos de desestabilización.

TABLA Núm. 1: Balance de los flujos de ingreso total y de egreso para los elementos H y Al en el ecosistema de Abeto de Solling desde 1973 hasta 1983 (MATZNER et al. 1984).

	Ingreso Total	Egreso Total (a —100 cm de profundidad)
	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	
H	3.8	0.4
Al	2.5	51.5

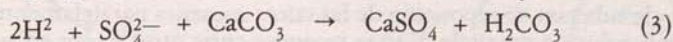
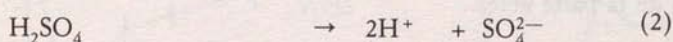
TABLA Núm. 2 Balance y depósito de nutrientes en el ecosistema de Abeto (*Picea abies*) de Solling. (El depósito de cationes intercambiables se refiere a una profundidad de suelo de 50 cm.) (ULRICH, 1984).

	Cationes de intercambio inicial (teórico)	actual (medido)	Almacenado en el stand	Ingreso anual (deposición)	Absorción radical
	kg ha ⁻¹			kg ha ⁻¹ a ⁻¹	
K	1.000	320	400	10	40
Ca	15.000	290	410	25	35
Mg	1.000	53	56	5	4

Otro ejemplo de los procesos de desestabilización resultantes de desequilibrios del balance de ingresos y egresos al ecosistema, lo proporcionan los ciclos del Ca, el K y el Mg. La Tabla 2 muestra algunos datos descriptivos del ciclo de estos elementos, que fueron calculados a partir de nuestros experimentos en el mismo bosque de abeto de Solling. En esta Tabla se muestran los depósitos teóricos calculables a partir de la composición de los cationes intercambiables de Ca, K y Mg en este suelo cuando su pH era aproximadamente de 5; estos valores son sólo estimativos y por eso indicamos sólo en forma aproximada. Al comienzo del último período glacial, la roca formadora del suelo debe haber tenido probablemente esta cantidad de iones de intercambio. Actualmente, esas reservas han disminuido por el efecto de la acidificación natural o de la acidificación como consecuencia de la explotación, y más recientemente los procesos de acidificación por contaminantes, hasta llegar a los valores indicados en la columna "Actual". Otra cantidad parecida de estos iones se encuentra normalmente acumulada en la biomasa del stand forestal. Cuando se comparan estas cantidades con los ingresos anuales de estos elementos, se ve que aproximadamente cada

10 años pueden renovarse las reservas del suelo a partir de la deposición. Análogamente, se ve que el flujo de absorción por parte de las raíces alcanza una magnitud muy similar al flujo de deposición. Esto indica que, por un lado, los árboles dependen casi exclusivamente del influjo anual por deposición para su subsistencia, y que pequeños desbalances de los flujos de deposición y absorción radical de estos elementos pueden reflejarse en poco tiempo en el agotamiento del pool de intercambio del suelo. Estas dos razones nos llevan a considerar estos ciclos minerales como ecológicamente inestables.

El segundo tipo de proceso que lleva a la desestabilización de los ecosistemas se refiere a la sobrecarga de los sistemas tampón que regulan el pH en los suelos. En una reacción tampón el ion hidrógeno disociado de un ácido fuerte puede ser intercambiado con un radical ácido débil, formando un ácido poco disociado:



En este ejemplo, los iones H^+ del ácido fuerte H_2SO_4 se convierten en el ácido débil H_2CO_3 , y el pH aumenta. Otro ejemplo de una reacción tampón es la reacción de protones con los silicatos del suelo, que resultan en una reacción tampón con la formación de un ácido débil. La velocidad de esta reacción es muy lenta, lo que determina que a lo sumo pueda esperarse que entre 0.5 y 1 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ de H^+ puedan ser neutralizados de esta manera en un suelo que tuviera un metro de profundidad. Dado que el ingreso anual de protones con la lluvia equivale aproximadamente a 3.8 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en el ecosistema de abeto, es claro que la capacidad tampón total del suelo se encuentra excedida y la acidez debe aumentar. El aumento de la concentración de protones produce el desplazamiento del balance mostrado en (1) hacia la derecha, con aumento de la concentración del ion Al^{3+} , que es también un ácido de tipo catiónico.

¿Qué significa esta acidificación para los árboles? Para responder esta pregunta, Ulrich et al. (1984) analizaron árboles con diferente grado de daño (estimado a través de la pérdida de hojas aciculares, en una escala de 0 a 50% del total), desde un punto de vista del rendimiento forestal y con respecto a su biomasa total de raíces finas (Tabla 3).

TABLA Núm 3 Biomasa de raíces finas ($0 < 2 \text{ mm}$) y parámetros de acidificación del suelo y de las raíces de Abetos (*Picea abies*) en la región del Eggegebirge (Ulrich et al, 1984).

Crecimiento relativo 1954-1981	Pérdida de hojas aciculares	Biomasa de raíces finas		Relación mol Ca/mol Al	
		total	vivas	en la solución del suelo a 20-60 cm	en las raíces de 2-4 mm de diámetro
%	%	kg/ha	%		
100	0	2.900	75	0.26	4-10
87	10-25	3.300	67	0.17	2-6
55	25-50	2.800	62	0.15	1.4-4.6
38	> 50	1.900	59	0.08	0.5-2.2

Es posible ver que los árboles que presentan un grado de daño de hasta 50% de pérdida de las hojas aciculares pueden mantener hasta aproximadamente 3.000 kg/ha de raíces finas. Esto indica que árboles que ya presentan daños visibles, pueden, sin embargo, mantener una biomasa de raíces finas considerable. Sólo cuando el daño se hace muy considerable, esto se refleja en una disminución importante del crecimiento radicular. La fracción de raíces finas vivas, sin embargo, es mucho más sensible y disminuye rápidamente a partir de las primeras manifestaciones de daño. Esto quiere decir que nuevas raíces deben ser producidas para reemplazar las muertas, esto es, en stands donde existe daño avanzado a los árboles, la tasa de renovación de biomasa es mayor. Es como si el árbol procurara mantener una biomasa de raíces constante. Sin embargo, dado que la tasa de mortalidad es muy elevada, la tasa de crecimiento debería también elevarse proporcionalmente. Esto quiere decir que una cantidad muy grande de fotosintatos son derivados al sistema radicular en perjuicio del crecimiento de la parte aérea.

La elevada tasa de reposición de las raíces aumenta paralelamente con la acidificación de la solución del suelo. Esto se reconoce entre otros signos en las relaciones Ca/Al. A medida que aumenta la acidez se nota al mismo tiempo un decremento en la cantidad relativa de Ca. Correspondientemente puede observarse algo análogo en el caso de las raíces donde la relación Ca/Al, probablemente a nivel del apoplasto, se desplaza en el mismo sentido; así, pueden alcanzarse valores de la relación Ca/Al menores que 1. Estos cambios en la relación Ca/Al de las raíces han sido corroborados a nivel experimental por BAUCH y SCHRÖDER (1982). Simultáneamente, los trabajos de HÜTTERMANN (1983) han podido demostrar que los cambios en la relación Ca/Al en las raíces están acompañados de una creciente dificultad en la absorción de magnesio. Esto tiene consecuencias inmediatas directas sobre la fotosíntesis, pero también sobre la capacidad tampón a nivel del follaje, lo cual puede determinar síntomas de toxicidad ácida directa a nivel de las hojas.

El tercer ejemplo de los procesos de desestabilización de los ecosistemas se refiere al desacoplamiento de los ciclos iónicos. Esto puede analizarse a partir del efecto observado por MATZNER y THOMA (1983) relativo al cambio estacional de la acidez producido por la descomposición de la materia orgánica. Estos cambios son previsibles en forma teórica, ya que la materia orgánica al oxidarse da lugar a la formación de nitratos, que son sales del ácido fuerte HNO_3 , y fueron comprobados experimentalmente durante el verano extraordinariamente cálido de 1982.

La Figura 1 muestra la variación estacional de la concentración de nitrógeno-nítrico en la solución del suelo a la profundidad de 10 cm en el período mayo 1981 a octubre 1982. Es posible ver que a partir de la primavera, se produce un aumento de la concentración de nitratos, como consecuencia del incremento en los procesos de descomposición, que son estimados por las temperaturas crecientes.

En 1981, que fue un año con verano anormalmente frío, este aumento inicial desaparece rápidamente, ya que aparentemente más nitratos son absorbidos por las raíces que los que son liberados por los procesos de descomposición. En 1982, por el contrario, con un verano anormalmente caluroso, la concentración de nitratos aumentó muy por sobre los niveles observados en el año anterior. Simultáneamente con esto, se produjo un descenso de los valores de pH, atribuible a la presencia del ácido fuerte HNO_3 . Esto significa que el elevado ritmo de descomposición de materia orgánica en el cálido verano de 1982 produjo un fuerte pulso de acidificación, que se refleja

también en un aumento en la concentración de Al-Libre en la solución del suelo, de acuerdo al mecanismo que comentamos anteriormente.

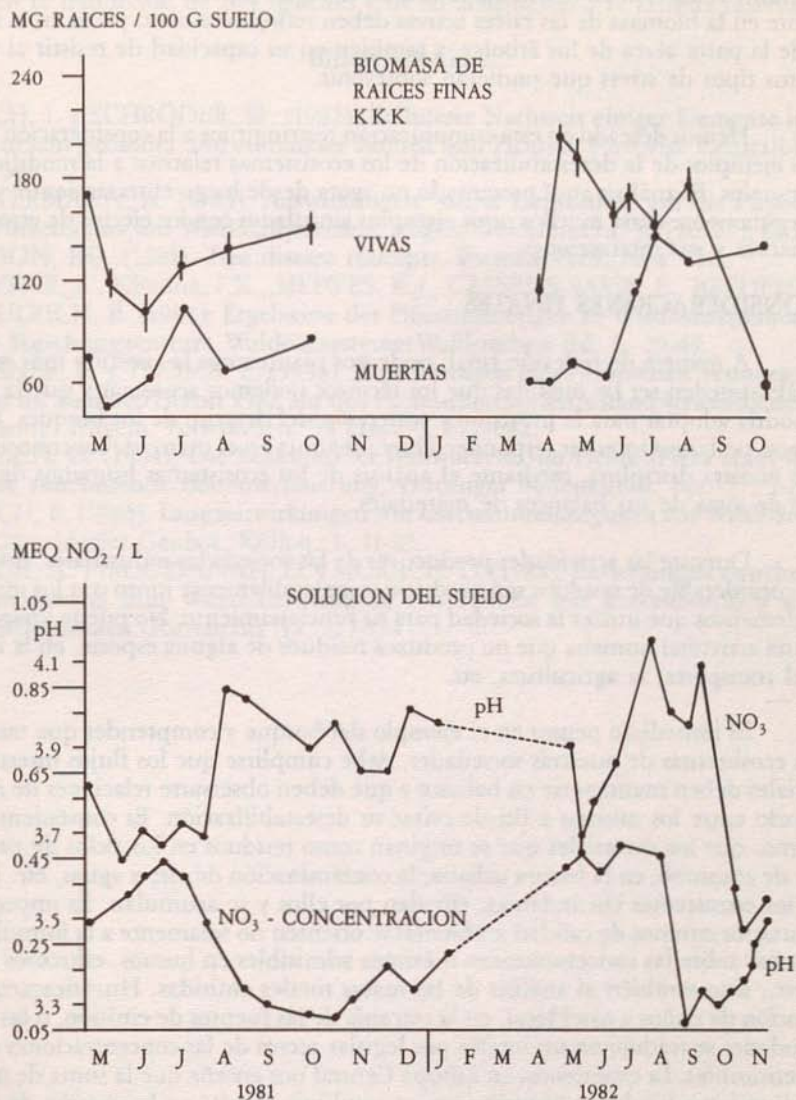


FIGURA Núm. 1. Pulso de acidificación del suelo en el otoño 1982 en un ecosistema de Abetos de la región del Solling (10 cm. de profundidad), (Matzner y Thoma, 1983; Murach, 1983)

Si se observa simultáneamente lo que ocurre con el desarrollo de las raíces finas, se observa una concordancia entre la biomasa de raíces finas y la curva de pH (MURACH, 1984). A medida que disminuye el pH, disminuye también la biomasa de raíces finas. Así, la fuerte acidificación durante 1982 trajo consigo también una importante reducción en el sistema radicular. Es lógico esperar que una reducción semejante en la biomasa de las raíces activas deben reflejarse a corto plazo en la actividad de la parte aérea de los árboles, y también en su capacidad de resistir al efecto de otros tipos de stress que pudieran sobrevenir.

Hemos deseado en esta comunicación restringirnos a la consideración de algunos ejemplos de la desestabilización de los ecosistemas relativos a la modificación de los suelos. El análisis aquí presentado no agota desde luego el tratamiento, y pueden seguramente darse muchos otros ejemplos vinculados con los efectos de otros contaminantes y sus interacciones.

5. CONSIDERACIONES FINALES

A manera de reflexión final, podemos plantearnos la cuestión más general de cuáles pueden ser las medidas que los técnicos podemos aconsejar y que la sociedad podría adoptar para la previsión y corrección del deterioro de los bosques. Como ecólogos, podemos intentar responder a esta pregunta en el marco de los conocimientos de nuestra disciplina, mediante el análisis de los ecosistemas humanos desde el punto de vista de sus balances de materiales.

Durante las actividades productivas de las sociedades industriales, una cantidad considerable de residuos son producidos inevitablemente junto con los materiales y elementos que utiliza la sociedad para su funcionamiento. No puede imaginarse ninguna actividad humana que no produzca residuos de alguna especie, en la industria, el transporte, la agricultura, etc.

Es inmediato pensar en el ejemplo del bosque y comprender que también en los ecosistemas de nuestras sociedades, debe cumplirse que los flujos internos de materiales deben mantenerse en balance y que deben observarse relaciones de acople adecuado entre los mismos a fin de evitar su desestabilización. Es conveniente que pensemos que los materiales que se originan como residuos en los ciclos de producción y de consumo, en la basura urbana, la contaminación de aire y aguas, etc. ingresan a los ecosistemas circundantes, circulan por ellos y se acumulan. Es importante que nuestros criterios de calidad ambiental se orienten no solamente a la formulación de normas sobre las concentraciones máximas admisibles en humos, efluentes líquidos, etc., sino también al análisis de las masas totales emitidas. Históricamente, la prevención de daños a nivel local, en la cercanía de las fuentes de emisión, o las grandes ciudades se tradujo en un interés por legislar acerca de las concentraciones máximas permisibles. La experiencia en Europa Central nos enseña que la suma de numerosas situaciones locales aparentemente en equilibrio resulta en la emisión de masas totales de contaminantes a nivel regional que pueden exceder la capacidad de regulación de los ecosistemas forestales. En zonas aparentemente limpias, en ausencia de fuentes de emisión cercanas, la acumulación de contaminantes transportados a larga distancia determina la desestabilización de los ecosistemas de bosques. Estos hechos indican que para solucionar en forma permanente este desequilibrio, deberíamos procurar no apartarnos de las reglas de la naturaleza, y orientar nuestra atención al logro de modelos de producción balanceados, donde las masas totales de residuos emitidas

fueran significativamente inferiores a los niveles actuales.

AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen al Profesor Jorge Ares y a Pilar Turrión su colaboración en la traducción de este artículo y de su adaptación a la Lengua castellana.

BIBLIOGRAFIA

- BAUCH, J. y SCHRÖDER, W. (1982), Zellulärer Nachweis einiger Elemente in den Feinwurzeln gesunder und erkrankter Tannen und Fichten. Forstwiss. Centralbl. 101, 285-294.
- HÜTTERMANN, A. (1983), Auswirkungen 'saurer Deposition' auf die Physiologie des Wurzelraums von Waldökosystemen. Allgem. Forstzeitschr. 38 (26/27), 663-664.
- MANION, P.D. (1981), Tree disease concepts. Prentice Hall, New York.
- MATZNER, E., KHANNA, P.K., MEIWES, K.J., CASSENS-SASSE, E., BREDEMEIER, M. y ULRICH, B. (1984): Ergebnisse der Flüßmessungen in Waldökosystemen. Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben Bd. 2, 29-49.
- MATZNER, E. y THOMA, E. (1983), Auswirkungen eines saisonalen Versauerungsschubes im Sommer/Herbst 1982 auf den chemischen Bodenzustand verschiedener Waldökosysteme. Allgem. Forstzeitschr. 38 (26-27), 677-682.
- MURACH, D. (1984), Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichte (*Picea abies* Karst.) auf die zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkundl. Ber. 77, 1-126.
- ULRICH, B. (1984), Langzeitwirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 1, 11-23.
- ULRICH, B., PIROUZPANAH, D. y MURACH, D. (1984), Beziehungen zwischen Bodenversauerung und Wurzelentwicklung von Fichten mit unterschiedlich starken Schadsymptomen. Forstarchiv 55, 127-134