



LA LLUVIA ÁCIDA Y LOS ECOSISTEMAS FORESTALES

ACID RAIN AND FOREST ECOSYSTEMS

D. Granados Sánchez; G. F. López Ríos; M. Á. Hernández García

División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. km 38.5 Carr. México-Texcoco. Chapingo, Estado de México. C. P. 56230. MÉXICO.

RESUMEN

Por efecto de la civilización industrial y del desarrollo tecnológico de nuestros tiempos, se origina la "lluvia ácida", que es la precipitación en forma de lluvia, nieve, aguanieve, granizo o niebla con altas concentraciones de ácido sulfúrico (H_2SO_4), ácido nítrico (HNO_3) y ácido carbónico (H_2CO_3). El aumento de la lluvia ácida ha tenido efectos considerables en los ecosistemas: los bosques del mundo se están muriendo y sus cuerpos de agua no pueden sostener a las poblaciones normales de peces. Asimismo, disminuye el rendimiento agrícola y se corroen el mármol, metal y piedra en las ciudades.

Recibido: 21 de abril, 2010
Aceptado: 27 de abril, 2010
doi: 10.5154/r.rchscfa.2010.04.022
<http://www.chapingo.mx/revistas>

PALABRAS CLAVE: bosques, contaminación industrial, suelos forestales.

ABSTRACT

The industrial civilization and technological development of our times has given birth to "acid rain," which is precipitation in the form of rain, snow, sleet, hail or fog with high concentrations of sulfuric acid (H_2SO_4), nitric acid (HNO_3) and carbonic acid (H_2CO_3). The increase in rain acid has had significant effects on ecosystems: the world's forests are dying and their water bodies cannot sustain normal fish populations. It also reduces crop yields and corrodes marble, metal and stone in cities.

KEY WORDS: forests, industrial pollution, forest soils.

INTRODUCCIÓN

El término lluvia ácida fue utilizado por primera vez por Robert Angus Smith, quien investigaba la química del aire de las industrias británicas en 1850. Los molinos de algodón y las poderosas industrias pesadas que funcionaban gracias al carbón, vertían grandes cantidades de humo a la calle. Smith demostró que estas fábricas hacían emisiones directas al aire de hollín y sustancias que cambiaban la química de la lluvia haciéndola más ácida. Al final de 1950 fueron detectados los resultados de esta contaminación proveniente de las industrias por el incremento que presentó en la atmósfera, haciéndose evidente por el efecto adverso en los bosques. Aunque esta forma de contaminación es comúnmente conocida como lluvia ácida, el término más adecuado es deposición ácida, porque la acidez puede ser liberada como gas o como polvo, y estas partículas son arrastradas a la tierra por medio de la lluvia (Hendrey y Vertucii, 1980; Last y Nicholson, 1982; Torres y Galván, 1999).

Por mucho tiempo se pensó que el problema de la lluvia ácida era consecuencia, en gran parte, de los gases ricos en azufre producidos por la quema de algunos combustibles fósiles (especialmente de carbones de pobre calidad) y por la fundición de minerales metálicos. Ahora

INTRODUCTION

The term acid rain was first used by Robert Angus Smith, who conducted research into the chemistry of the air polluted by British industries in 1850. Cotton mills and powerful heavy industries fuelled by coal poured large amounts of smoke into the streets. Smith showed that the soot and other substances emitted directly into the air by these industries change the chemistry of rain, making it more acidic. At the end of 1950, the results of this industry-fed air pollution became evident with the detecting of adverse effects on forests. Although this form of pollution is commonly known as acid rain, the most appropriate term is acid deposition, since the acidity can be released as gas or dust, and these particles are carried to earth by rain (Hendrey and Vertucii, 1980; Last and Nicholson, 1982, Torres and Galván, 1999).

It was long thought that the problem of acid rain was largely the result of sulfur-rich gases produced by the burning of some fossil fuels (especially poor-quality coal) and the smelting of metallic ores. We now know that this phenomenon is far from being that simple (Miranda *et al.*, 2009, Fleischer *et al.*, 1993).

The study of sulfur compounds is usually limited to

sabemos que esta descripción está muy lejos de ser así de simple (Miranda *et al.*, 2009; Fleischer *et al.*, 1993).

El estudio de los compuestos de azufre suele limitarse al gas dominante, el bióxido de azufre (SO_2), que es el más perjudicial para las plantas. Las principales fuentes emisoras son la combustión de combustibles fósiles, la descomposición e incineración de materia orgánica, los volcanes y los aerosoles marinos. El SO_2 se oxida fácilmente en la atmósfera y se convierte en SO_3 , un gas muy reactivo que reacciona con el agua y da ácido sulfúrico (H_2SO_4), uno de los principales responsables de la lluvia ácida, fenómeno que ha causado importantes daños en las masas forestales y en los ecosistemas (Newman, 1995).

Los óxidos de nitrógeno (NO_x) se producen de procesos tales como la actividad bacteriana del suelo, las erupciones volcánicas, los relámpagos y la combustión de combustibles fósiles, tanto en fuentes estacionales como en automóviles. El bióxido de nitrógeno (NO_2) puede transformarse en la atmósfera en ácido nítrico (HNO_3), responsable, junto al ácido sulfúrico, de la lluvia ácida (Last y Nicholson, 1982).

Cuando estos contaminantes se combinan con vapor de agua, luz solar y oxígeno en la atmósfera, crean una "sopa" diluida de ácidos sulfúrico y nítrico. Una vez que esta mezcla es arrastrada por las lluvias, o en forma de partículas secas, aumenta la acidez de los lagos y arroyos de agua dulce (y en algunos casos del suelo), reduciendo así el valor de su pH. La escala pH mide la acidez y la alcalinidad. Una solución con un pH 7 es neutra, cualquier valor superior es alcalino y los valores inferiores son ácidos. Es una escala logarítmica, por lo que cada entero es equivalente a un factor de 10. Así, un pH 6 es diez veces más ácido que un pH neutro, y un pH 5 cien veces más (Blank *et al.*, 1988).

La controversia acerca del efecto de la deposición ácida surgió cuando crecieron las concentraciones de ésta en los lagos, ríos y bosques. En algunas regiones fuertemente industrializadas, los gases de cloruro de hidrógeno liberados a la atmósfera producen ácido clorhídrico, que también puede ser un componente de lluvia ácida. Por todo ello, los ambientalistas han hecho un exitoso debate al hacer de la lluvia ácida un asunto de interés nacional e internacional (Minoura, y Iwasaka, 1996).

Génesis de la lluvia ácida

Ciclos del ácido atmosférico. El bióxido de azufre gaseoso, componente del ciclo del azufre, y los óxidos de nitrógeno, del ciclo del nitrógeno, se combinan en la atmósfera, así como los óxidos de carbono. La lluvia ácida y la nieve ácida se forman cuando estos gases contaminantes, los óxidos de azufre, de nitrógeno y

the dominant gas, sulfur dioxide (SO_2), which is the most damaging to plants. The main emission sources are the combustion of fossil fuels, the decomposition and burning of organic matter, volcanoes and marine aerosols. SO_2 is easily oxidized in the atmosphere and becomes SO_3 , a highly reactive gas that reacts with water and gives off sulfuric acid (H_2SO_4), one of the main causes of acid rain, a phenomenon that has caused significant damage to forests and ecosystems (Newman, 1995).

Nitrogen oxides (NO_x) are produced from processes such as soil microbial activity, volcanic eruptions, lightning and combustion of fossil fuels, both by stationary sources and automobiles. Nitrogen dioxide (NO_2) can be transformed in the atmosphere into nitric acid (HNO_3), which is responsible, along with sulfuric acid, for acid rain (Last and Nicholson, 1982).

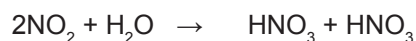
When these pollutants combine with water vapor, sunlight and oxygen in the atmosphere, they create a diluted "soup" of sulfuric and nitric acids. Once this mixture is carried away by rains, or as dry particles, it increases the acidity of freshwater lakes and streams (and in some cases the soil), thereby reducing their pH value. The pH scale measures acidity and alkalinity. A solution with a pH 7 is neutral, any value above that is alkaline and lower values are acidic. It is a logarithmic scale, so that every integer is equivalent to a factor of 10. Thus, a pH 6 is ten times more acidic than a neutral pH, and a pH 5 a hundred times more (Blank *et al.*, 1988).

The controversy about the effect of acid deposition arose when concentrations increased in lakes, rivers and forests. In some heavily industrialized regions, the hydrogen chloride gas released into the atmosphere produces hydrochloric acid, which can also be a component of acid rain. For this reason, environmentalists have succeeded in making acid rain a matter of national and international interest (Minoura and Iwasaka, 1996).

Genesis of acid rain

Atmospheric acid cycles. Gaseous sulfur dioxide, a component of the sulfur cycle, and nitrogen oxides, of the nitrogen cycle, combine in the atmosphere along with carbon oxides. Acid rain and acid snow are formed when these pollutant gases, sulfur, nitrogen and carbon oxides, combine with water, having as an accelerator reactions to sunlight. Sulfur oxides are converted into sulfuric acid (H_2SO_4), nitrogen oxides to nitric acid (HNO_3) and carbon dioxide into carbonic acid (H_2CO_3). Part of this mixture, which returns to earth as fine particles (sulfates and nitrates), is known as dry deposition. A major portion is transported away from the source, and the direction it takes depends largely on general atmospheric circulation. During transport through the atmosphere, SO_2 and NO_2 , as well as their oxidation products, are involved in

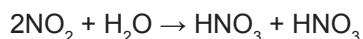
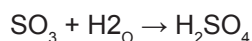
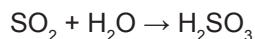
de carbono, se combinan con el agua, teniendo como acelerador de las reacciones a la luz solar. Los óxidos de azufre se convierten en ácido sulfúrico (H_2SO_4), los óxidos de nitrógeno en ácido nítrico (HNO_3) y el bióxido de carbono en ácido carbónico (H_2CO_3). Parte de esta mezcla, que vuelve a la tierra como finas partículas (sulfatos y nitratos), se conoce como deposición seca. Una porción mayor es transportada lejos de la fuente, y la dirección que toma depende en gran medida de la circulación atmosférica general. Durante su transporte por la atmósfera, el SO_2 y el NO_2 , y sus productos de oxidación, participan en reacciones complejas que incluyen al monóxido de cloro y otros compuestos, además del oxígeno y el vapor de agua. Estas reacciones producen ácidos fuertes, principalmente ácido nítrico y ácido sulfúrico, que se diluyen en vapor de agua, para finalmente caer a la tierra en forma de lluvia ácida, nieve y niebla, fenómeno que se conoce como deposición húmeda. La lluvia ácida se forma a través de las siguientes reacciones fotoquímicas (Kotz *et al.*, 2008):



El agua de lluvia no contaminada, considerada agua pura, tiene un pH de 5.6, pero raramente llueve agua pura. Incluso en regiones no sometidas a contaminación industrial, la humedad atmosférica se ve expuesta a cantidades variables de ácidos de origen natural; de este modo las precipitaciones tienen un pH de alrededor de 5. Sin embargo, en las regiones que se extienden alrededor de centros de actividad humana, y que pueden llegar a cientos de kilómetros, el pH de la precipitación es más bajo, de 3.5 a 4.5 o aun menor ocasionalmente (Mohnen, 1988; Minoura, y Iwasaka. 1996).

La precipitación húmeda es más conocida por ser la causante de la acidificación en el medio, dejando muchas veces a un lado las precipitaciones secas. Este tipo de deposición tiene lugar cuando los compuestos gaseosos precursores de la lluvia ácida entran en contacto con el vapor de agua, la luz y el oxígeno de la atmósfera, y se forma una mezcla de ácido sulfúrico y ácido nítrico. Después de estos procesos y de estas reacciones catalíticas iniciadas en forma fotoquímica en la atmósfera, esta mezcla viaja muchos kilómetros, precipitándose y cayendo al medio en forma de deposición húmeda. El ácido producto de este proceso, se deposita en solución en el terreno y los vegetales durante las precipitaciones atmosféricas. El proceso de generación de las precipitaciones ácidas húmedas sigue, entonces, dos etapas:

complex reactions involving chlorine monoxide and other compounds in addition to oxygen and water vapor. These reactions produce strong acids, mainly nitric acid and sulfuric acid, which are diluted in water vapor and finally fall to earth as acid rain, snow and fog, a phenomenon known as wet deposition. Acid rain is formed through the following photochemical reactions (Kotz *et al.*, 2008):



Uncontaminated rainwater, considered pure water, has a pH of 5.6, but it rarely rains pure water. Even in regions not subject to industrial pollution, atmospheric moisture is exposed to varying amounts of naturally-occurring acids, so precipitation has a pH of about 5. However, in regions encompassing centers of human activity that can extend for hundreds of kilometers, the pH of precipitation is lower, 3.5 to 4.5 or sometimes even less (Mohnen, 1988; Minoura and Iwasaka. 1996).

Wet deposition is best known for being the cause of acidification in the environment, often leaving dry precipitation to one side. This type of deposition occurs when gaseous compounds, precursors of acid rain, come into contact with water vapor, light and oxygen in the atmosphere and form a mixture of sulfuric acid and nitric acid. After these processes and catalytic reactions initiate photochemically in the atmosphere, the mixture travels many kilometers, being precipitated and falling to the earth as wet deposition. The acid product of this process is deposited in solution in soil and plants during atmospheric precipitation. The generation process of wet acid precipitation occurs, then, in two phases:

Photochemical phase: This occurs in the gas phase. Sulfur dioxide and nitrogen oxides are oxidized to sulfur trioxide (SO_3) and nitrogen dioxide (NO_2), respectively, thanks to the energy provided by the Sun's ultraviolet radiation and other oxidizing agents in the atmosphere.

Catalytic phase: This occurs in the liquid phase and involves the transformation of the original SO_2 in sulfuric acid (H_2SO_4), by aqueous dissolution, to be catalyzed mainly by reaction with iron and manganese salts found in drops of water. Part of this acid is neutralized in the atmosphere by ammonia, giving rise to ammonium ions (NH_4^+); the rest appears dissolved in raindrops, acidifying

Etapa fotoquímica: Esta ocurre en fase gaseosa. El bióxido de azufre y el óxido de nitrógeno se oxidan a trióxido de azufre (SO_3) y bióxido de nitrógeno (NO_2), respectivamente, gracias a la energía proporcionada por la radiación ultravioleta del Sol y por demás agentes oxidantes de la atmósfera.

Etapa catalítica: Tiene lugar en fase líquida y consiste en la transformación del SO_2 original en ácido sulfúrico (H_2SO_4), por disolución acuosa, siendo catalizada principalmente por la reacción con sales de hierro y de manganeso presentes en las gotas de agua. Parte de este ácido es neutralizado en la atmósfera por el amoníaco, originándose iones amonio (NH_4^+); el resto aparece disuelto en las gotas de lluvia, acidificándola, en forma de iones sulfato (SO_4^{2-}) y de iones hidrógeno. A partir de aquí se forman los ácidos ya mencionados.

Estos contaminantes así precipitados son después transportados por ríos, lagos y océanos, evaporándose a la atmósfera y formando nubes que viajan empujadas por el viento, pudiendo así alcanzar casi cualquier lugar sobre la superficie terrestre. Los contaminantes como bióxido de azufre, óxido nitroso y en un grado menor los cloratos, pueden unirse al *smog* y a las partículas de polvo y caer como polvo ácido cerca de las fuentes que los emiten, o pueden permanecer en la atmósfera como gas. La lluvia es naturalmente ácida a causa de que es disuelta por el dióxido de carbono en su descenso a través del aire. La deposición húmeda ocurre cuando los compuestos de SO_x y NO_x son residentes por tanto tiempo en el aire como para combinarse con la humedad para formar ácidos sulfúrico y nítrico diluidos (Bush, 1997).

Estos ácidos están en la lluvia, en la nieve y en el aire. El bióxido de azufre y el óxido nitroso son producidos en forma natural por los volcanes. Los sulfuros atmosféricos fueron los primeros sustratos para metabolizar las primeras reacciones fotosintéticas hace 3.5 billones de años. El bióxido de azufre y los óxidos nítricos son gases raros que encontramos de forma natural en la atmósfera, pero las actividades humanas del siglo pasado hicieron que sus concentraciones se incrementaran en gran proporción, a partir de que se empezó a quemar el combustible fósil. Los óxidos de nitrógeno están relacionados con la combustión de la gasolina, y a pesar de la tecnología de los convertidores catalíticos, mofles, tuberías y escapes a la atmósfera, la emisión de los vehículos es hoy la fuente más importante de emisión de gases (Graveland *et al.*, 1994).

El carbón es el resultado de la fosilización de plantas de pantano que murieron durante el período carbonífero. Los pantanos son ricos en bacterias descomponedoras que producen sulfuros de hidrógeno. A pesar de la actividad de las bacterias, las plantas se derrumbaron dentro de los pantanos donde no se degradaron completamente, y

it as sulfate ions (SO_4^{2-}) and hydrogen ions. From here the acids already mentioned are formed.

These pollutants and precipitates are then transported by rivers, lakes and oceans, evaporating into the atmosphere and forming clouds that, propelled by the wind, can reach almost any place on the Earth's surface. Pollutants such as sulfur dioxide, nitrous oxide and to a lesser degree chlorates can combine with smog and dust particles and fall as acid dust near the sources that emit them, or they can remain in the atmosphere as gas. Rain is naturally acid because it is dissolved by carbon dioxide in its descent through the air. Wet deposition occurs when compounds of SO_x and NO_x are in the air for so long that they combine with moisture to form diluted sulfuric and nitric acids (Bush, 1997).

These acids are in the rain, snow and air. Sulfur dioxide and nitrous oxide are produced naturally by volcanoes. Atmospheric sulfides were the first substrates to metabolize the first photosynthetic reactions 3.5 billion years ago. Sulfur dioxide and nitrogen oxides are rare gases found naturally in the atmosphere, but human activities of the last century caused these concentrations to increase greatly, beginning with the burning of fossil fuel. Nitrogen oxides are related to gasoline combustion, but despite the technology of catalytic converters, mufflers, and exhaust pipes, vehicle emissions today are the largest source of gas discharge (Graveland *et al.*, 1994).

Coal is the result of the fossilization of swamp plants that died during the Carboniferous period. Swamps are rich in decomposing bacteria that produce hydrogen sulfide. Despite bacterial activity, plants that collapsed in the swamps were not completely degraded and consequently accumulated as organic peat. Over time, the peat became coal, and during the fossilization process the sulfides from plant bodies are transformed into carbon molecules. However, there is a form of carbon known as low sulfur coal (1%). When the remains of sulfur in coal are burned, it is converted into sulfur dioxide (Schwartz, 1989).

Sulfur dioxide is not a reactive gas, but it is soluble in water and thus does not accumulate in the atmosphere. Within a period of between 7 and 14 days, the sulfur dioxide present in the atmosphere dissolves in water vapor. Rain washes the sulfur dioxide that was not dissolved, and the large quantities of this substance create a sulfuric acid solution. Although acid rain can be produced by natural causes, such as volcanic eruptions or the doses emitted due to the nature of sulfur and nitrogen oxides, they are dwarfed by industrial pollution. Every year about 100 million metric tons of sulfur dioxide are released into the atmosphere, of which Europe and North America alone account for 38 million tons. Also, more than 90 percent of the sulfur deposited has been made by man. Countries belonging to the Organization for Economic Cooperation

se acumularon como turba orgánica. A través del tiempo la turba se convirtió en carbón, y durante los procesos de fosilización los sulfuros provenientes de los cuerpos de las plantas se transformaron en moléculas de carbón. Sin embargo, hay un tipo de carbón que se conoce como carbón bajo en sulfuro (1 %). Cuando los restos de sulfuro en el carbón son quemados se transforma en bióxido de azufre (Schwartz, 1989).

El bióxido de sulfuro no es un gas reactivo, pero es soluble en agua y de esta forma no se acumula en la atmósfera. Dentro de un periodo entre los 7 y los 14 días, el bióxido de azufre que está en la atmósfera se disuelve con el vapor de agua. La lluvia lava el bióxido de sulfuro que no se ha disuelto, y las grandes cantidades de esta sustancia crean una solución de ácido sulfúrico. Aunque la lluvia ácida puede ser producida por causas naturales, tales como las erupciones volcánicas o las dosis emitidas por la naturaleza de óxidos de azufre y nitrógeno, éstas quedan minimizadas por la contaminación industrial. Todos los años se liberan en el mundo alrededor de 100 millones de toneladas métricas de bióxido de azufre, de las cuales sólo Europa y Norteamérica contribuyen con 38 millones de toneladas. Asimismo, más de un 90 por ciento del azufre depositado se ha fabricado por el hombre. Los países pertenecientes a la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) generan alrededor de 37 millones de toneladas métricas de óxidos de nitrógeno al año (Fleischer *et al.*, 1993).

Transporte de ácido y sistemas de amortiguamiento. La lluvia ácida ha estado con nosotros desde hace bastante más de un siglo. En algunas zonas esta lluvia probablemente era peor que ahora, aunque estaba más localizada. Sólo cuando se construyeron las altas chimeneas en las plantas industriales y centrales térmicas para la producción de electricidad, las cuales enviaban las emisiones a capas más altas de la circulación atmosférica, empezó la lluvia ácida a convertirse en un problema regional e internacional. La zona industrial del medio oeste de Estados Unidos y el valle del río Ohio envían contaminantes atmosféricos ácidos al este de Canadá y al noreste de Estados Unidos; el este de Canadá los envía al noreste de Estados Unidos, y las regiones industrializadas del centro de Europa y del Reino Unido los envían a Escandinavia (Lindberg y Page, 1996).

Los problemas con el depósito de contaminantes ácidos se presentan generalmente cerca de la fuente que los origina; esto ayuda a localizar rápidamente sus causas. Los efectos envenenadores de los ácidos sobre la vegetación son generalmente fáciles de arreglar si se detectan a tiempo; un punto importante es la regulación de la contaminación. Los gases ácidos que se encuentran disueltos en la atmósfera representan diversos problemas. Las industrias que emiten estos gases actualmente tienen que instalar conductos que ayudan a que se dispersen

and Development (OECD) produce about 37 million metric tons of nitrogen oxides per year (Fleischer *et al.*, 1993).

Acid transport and buffer systems. Acid rain has been with us for well over a century. In some areas this rain was probably worse than it is now, but it was more localized. Only when tall chimneys were built for industrial and thermo-electric power plants, which sent the releases to higher layers of atmospheric circulation, did acid rain become a regional and international problem. The industrial area of the Midwestern United States and the Ohio River Valley send acidic atmospheric pollutants to Eastern Canada and the northeastern United States, while eastern Canada sends them to the northeastern United States and the industrialized regions of Central Europe and the United Kingdom send them to Scandinavia (Lindberg and Page, 1996).

The problems resulting from the deposition of acidic pollutants usually occur near the source from which they originate, which helps to quickly locate their causes. The poisonous effects of the acids on vegetation are usually easy to fix if detected early; an important point is the regulation of pollution. Acid gases that are dissolved in the atmosphere pose different problems. Industries that emit these gases now have to install ducts that help disperse them more easily. If the acid emission is small, it is mixed with a large amount of air prior to discharge. When the main pollution source takes these steps, the effects of these pollutants are greatly reduced. Another way to detect where the pollutants come from is to follow the wind direction, and by this means the pollution source can be determined. As air moves from an area of higher pressure to a lower one by means of pressure systems, the sulfur dioxide emitted takes two weeks to become sulfuric acid, during which time the gases travel a long distance.

This nutrient flow can eventually find its way into watercourses, causing algae reproduction comparable to that of eutrophication. One of the effects of acidification in the long run is to increase the availability of some metals, especially aluminum, which in significant concentrations is toxic to many plants and animals. Scandinavian lakes, in particular, have suffered from acidification. The prevailing wind directions mean that this area receives a lot of the air pollution in northwest and central Europe. The region is dominated by coniferous forests and shallow soils with little capacity to buffer the incoming acidity. The result has been a large number of lakes devoid of fish and many burned and dying forests. As a last resort, Finland and Norway have had to add large amounts of lime to these ecosystems to protect or restore them (Blank *et al.*, 1988, Lindberg and Page, 1996).

The acidity of natural ecosystems. Water is important for most life forms, as it is the medium in which

más fácilmente. Esto consiste en que si la emisión de ácido es pequeña, antes de salir se mezcla con una gran cantidad de aire. Cuando la fuente principal de contaminación toma estas medidas, disminuyen enormemente los efectos de estos contaminantes. Otra forma de detectar de dónde vienen los contaminantes es seguir la dirección del viento, y por medio de esta acción saber cuál es la fuente contaminante. Como el viento se mueve de un área de mayor presión a una de menor y por medio de sistemas de presión, al bióxido de azufre emitido le lleva dos semanas transformarse a ácido sulfúrico, y en este tiempo los gases recorren una larga distancia

Este flujo de nutrientes puede encontrar eventualmente su ruta dentro del curso del agua y causa una reproducción de algas, comparable a la eutrofización. Uno de los efectos de la acidificación a largo plazo es el incremento de la disponibilidad de algunos metales, especialmente el aluminio, al que muchas plantas y animales encuentran tóxico en concentraciones significativas. Los lagos escandinavos han sufrido particularmente de acidificación. Las direcciones predominantes del viento implican que esta área reciba mucha de la contaminación atmosférica del noroeste y centro de Europa. La región está dominada por bosques de coníferas y de suelos delgados, con poca capacidad para amortiguar la acidez que entra. El resultado ha sido un gran número de lagos carentes de peces y muchos de los bosques quemados y moribundos. Finlandia y Noruega han tenido que recurrir, como último recurso, a agregar grandes cantidades de cal a estos ecosistemas para protegerlos o restaurarlos (Blank *et al.*, 1988; Lindberg y Page, 1996).

La acidez de los ecosistemas naturales. El agua es importante para la mayor parte de las formas de vida; es el medio en el cual se llevan a cabo muchas de las reacciones químicas. El pH del agua local puede tener un efecto directo en el pH de los fluidos del cuerpo de un organismo y de esta forma puede afectar la velocidad de las reacciones químicas dentro del cuerpo. Por lo tanto, la gran mayoría de los organismos son altamente susceptibles a los cambios en el pH de su alrededor o al suministro de agua (Bush, 1997).

La mayor parte de los sistemas naturales son ligeramente ácidos, lo cual se debe al vapor de agua atmosférico que se está combinando con las moléculas de bióxido de carbono para formar una solución débil de ácido carbónico. La vida terrestre y acuática evolucionó para tratar con esta suave acidez como la entrada normal del agua a un sistema. Sin embargo, el pH del agua es usualmente modificado antes de ser absorbida por las raíces de las plantas. Las rocas que proporcionan el componente mineral de un suelo pueden por sí mismas ser ácidas o alcalinas, una propiedad que es reflejada en el suelo. Si las rocas son de un pH neutral, o resistentes a la erosión, ya que pueden aportar muy poca entrada de minerales, los suelos podrían ser ácidos (Espinosa, 1996; McLaughlin, 1985).

many chemical reactions take place. The pH of local water can have a direct effect on the pH of an organism's body fluids and can thus affect the speed of chemical reactions within the body. Therefore, the vast majority of organisms are highly susceptible to changes in pH in their surroundings or their water supply (Bush, 1997).

Most natural systems are slightly acidic, which is due to atmospheric water vapor being combined with carbon dioxide molecules to form a weak solution of carbonic acid. Terrestrial and aquatic life evolved to deal with this slight acidity as the normal water intake to a system. However, the pH of water is usually modified before being absorbed by plant roots. The rocks that provide the soil mineral component can on their own be acidic or alkaline, a property that is reflected in the soil. If the rocks are of neutral pH, or resistant to erosion, as they may provide very little input of minerals, soils may be acidic (Espinosa, 1996; McLaughlin, 1985).

Soil acidity may also be affected by the proportion of organic matter that is decomposed, since acids are released during the decomposition process. Consequently, soils that are rich in organic matter tend to have a low pH. Examples of soils acidified by organic matter include wetland peat and forest floors carpeted with pine or fir needles. As the rain percolates down through a soil, it absorbs free hydrogen ions that make the soil acid. Soil water is thus more acidic than rain, and plant roots can be surrounded by water with a pH 4 or uniformly low (Garcia, 2006).

Where the geology is alkaline, as is the case with gypsum or limestone rich in carbonates, soil water may be deficient in free hydrogen ions and rich in hydroxide ions (OH⁻). Consequently, soil and soil water may have a pH as high as 8 or 9, providing alkaline living conditions for all organisms in that area. Thus, although the clean rainwater that falls on their leaves has a pH of 5.6, the plants must compete for a water supply that may be significantly more acidic or alkaline (Table 1).

Temperature, water availability and soil acidity are the main examples of environmental gradients. Most species can thrive only under a narrow range of pH.

Effect of acid deposition on forests

Acid deposition is a regional pollution problem requiring international agreements to limit its atmospheric concentrations. Uncontrolled emissions from motive power plants and motor vehicles cause considerable damage to forests, lakes and rivers. Not only does acid deposition add large amounts of sulfur and nitrogen to these systems, but

La acidez del suelo también puede ser afectada por la proporción de materia orgánica que es descompuesta, ya que al ser degradada se liberan ácidos. Consecuentemente, los suelos que son ricos en materia orgánica tienden a tener un pH bajo. Ejemplos de suelos acidificados por material orgánico son las turbas de tierras húmedas y los suelos del bosque tapizados de agujas de pinos o de abetos. Como la lluvia se percuela hacia abajo a través de un suelo ácido, éste absorbe los iones de hidrógeno libres que hacen al suelo ácido. El agua del suelo es entonces más ácida que la lluvia, y las raíces de las plantas pueden estar rodeadas por agua con un pH 4 o uniformemente bajo (García, 2006).

Donde la geología es alcalina, como en el yeso o la piedra caliza rica en carbonatos, el agua del suelo puede ser deficiente en iones de hidrógeno libres y rica en iones hidróxido (OH⁻). Consecuentemente, el suelo y el agua del suelo pueden tener un pH tan alto como de 8 o 9, proporcionando condiciones alcalinas de vida para todos los organismos de aquella área. De este modo, aunque el agua de lluvia limpia que cae en sus hojas tiene un pH de 5.6, las plantas deben competir con un suministro de agua que puede ser considerablemente más ácido o alcalino (Cuadro1).

La temperatura, la disponibilidad del agua y la acidez del suelo son los principales ejemplos de gradientes medioambientales. La mayor parte de las especies puede prosperar solamente bajo un estrecho rango de pH.

Efecto de la deposición de ácido en los bosques

La deposición ácida es un problema regional de contaminación, y se necesitan acuerdos internacionales para limitar las concentraciones atmosféricas. Sin control, las emisiones de las plantas de fuerza motriz y de los vehículos de motor causan un daño considerable a los bosques, lagos y ríos. No solamente hacen la deposición ácida al agregar grandes cantidades de azufre y nitrógeno a estos sistemas, sino que el descenso en el pH también incrementa la disponibilidad de algunos metales tóxicos (Miranda, *et al.*, 2009).

En la Cuenca Aérea de la Ciudad de México (CACM), durante las épocas de invierno e inicios de primavera (periodo seco), se ha encontrado que las concentraciones promedio de la deposición seca ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) de contaminantes de N fueron de 1.7 ± 1.4 para nitrato, 1.3 ± 0.8 para amonio y 1.5 ± 0.8 para ácido nítrico (HNO₃). Las concentraciones promedio de S fueron de 2.8 ± 1.7 y 3.8 ± 2.4 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para sulfato y SO₂ (Bravo *et al.*, 2002). Las concentraciones de sulfato fueron similares a las encontradas en muchas partes de Europa (aunque bajas en relación con las de las regiones más contaminadas), pero las concentraciones de nitrato fueron mayores que para la mayor parte de Europa, aunque las concentraciones de nitrato y amonio fueron

CUADRO 1. Principales factores que contribuyen a la baja productividad de los suelos altamente ácidos (Grime, 1982).

TABLE 1. Main factors contributing to the low productivity of highly acidic soils (Grime, 1982).

1)	Daño directo por los iones de hidrógeno (bajo pH).
2)	Efectos indirectos del pH bajo. <ul style="list-style-type: none"> a) Absorción fisiológicamente bloqueada del calcio, magnesio y fósforo. b) Solubilidad aumentada, hasta un grado tóxico, de aluminio, manganeso y posiblemente hierro y metales pesados. c) Reducida disponibilidad del fósforo, en parte por la interacción con aluminio y el hierro, posiblemente después de la absorción. d) Reducida disponibilidad del molibdeno.
3)	Bajo contenido en bases. <ul style="list-style-type: none"> a) Deficiencia en calcio. b) Deficiencia en magnesio, potasio y posiblemente en sodio.
4)	Factores bióticos anormales. <ul style="list-style-type: none"> a) Alteraciones en el ciclo de nitrógeno y en la fijación del nitrógeno. b) Alteraciones en la actividad de las micorrizas. c) Aumento en los ataques por algunos microbios patógenos del suelo.
5)	Acumulación de ácidos orgánicos del suelo u otros compuestos tóxicos debidos a condiciones desfavorables de oxidación-reducción.

the decrease in pH also increases the availability of some toxic metals (Miranda *et al.*, 2009).

In the Mexico City Air Basin (MCAB), during the winter and early spring (dry season), the following average dry deposition concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) of N pollutants have been found: 1.7 ± 1.4 for nitrate, 1.3 ± 0.8 for ammonium and 1.5 ± 0.8 for nitric acid (HNO₃). The average S concentrations were 2.8 ± 1.7 and 3.8 ± 2.4 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ for sulfate and SO₂ (Bravo *et al.*, 2002). Sulfate concentrations were similar to those found in many parts of Europe (although low compared with those of the most polluted regions), but nitrate concentrations were higher than those for most of Europe, although nitrate and ammonium concentrations were similar to those of the Czech forest area (Fenn *et al.*, 2002). The sulfur dioxide concentrations were high, indicating significant emissions in Mexico City (Cruz *et al.*, 2008).

Data from the Desierto de los Leones (DL, meaning Desert of the Lions in English) suggests that atmospheric concentrations of sulfate and SO₂ were higher than for pollutants like NO_x and HNO₃. However, if the atmospheric concentrations of ammonium and ammonia are included, the total atmospheric burden of inorganic nitrogen compounds is probably greater than the total atmospheric burden of inorganic sulfur pollutants. Official reports indicate that SO₂ emissions in the MCAB have been reduced by about 45% compared to 1993, as a result of using cleaner diesel fuel and reducing industry's use of polluting energy sources, while NO_x emissions have remained relatively constant since 1989 (Fenn *et al.*, 2002 .)

Dry deposition fluxes of nitrate and sulfate to local

similares a las del área forestal de Czech (Fenn *et al.*, 2002). Las concentraciones de bióxido de azufre fueron altas, lo que indica emisiones significativas en la Ciudad de México (Cruz *et al.*, 2008).

Los datos del Desierto de los Leones (DL) sugieren que las concentraciones atmosféricas de sulfato y SO₂ fueron mayores que para los contaminantes análogos de NO_x, y HNO₃. Sin embargo, si se incluyen las concentraciones atmosféricas de amonio y amoniaco, la carga atmosférica total de compuestos de nitrógeno inorgánico probablemente sea mayor que la carga atmosférica total de contaminantes de azufre inorgánico. Los reportes oficiales indican que las emisiones de SO₂ en la CACM se han reducido en aproximadamente un 45 % en comparación a 1993, como resultado del uso de combustible diesel más limpio y la reducción de fuentes de energía contaminante por la industria, mientras que las emisiones de NO_x han permanecido relativamente constantes desde 1989 (Fenn *et al.*, 2002).

Los flujos de deposición seca de nitrato y sulfato hacia superficies locales fueron significativamente mayores en el Desierto de los Leones en comparación con el cerro del papayo sitio Zoquiapan (ZOQ), de acuerdo con las repetidas mediciones del Análisis de Varianza (Figura 1). Sin embargo, los flujos de sulfato fueron similares en ambos sitios en las dos últimas colectas de datos. Los flujos de amonio no fueron significativamente diferentes entre los dos sitios, debido presumiblemente a que las emisiones de combustible fósil con contaminantes de N, la principal fuente de contaminación en la Ciudad de México, son dominadas por compuestos de N oxidados. Los flujos de deposición de nitrato fueron en promedio del doble que los flujos de sulfato.

La deposición húmeda está compuesta de la deposición seca, la cual es removida o lavada de la atmósfera. Los datos de deposición húmeda son de valor limitado como una medida de la deposición atmosférica total hacia un bosque, debido a que incluye sólo una pequeña fracción de los contaminantes depositados en seco, que son con frecuencia la mayor entrada por deposición. El dosel forestal tiene una mayor área superficial que sirve como receptor efectivo para los contaminantes atmosféricos, especialmente los depositados en seco y los depositados con la niebla (Fenn *et al.*, 2002).

La deposición húmeda como problemática comenzó en 1987 en una red de sitios urbanos. Datos independientes de los datos de inicios de los años ochenta del siglo XX, en seis sitios rurales de monitoreo, incluyendo el Desierto de las Leones y nueve sitios urbanos, demostraron la mucho mayor importancia de la deposición de azufre en comparación con la de nitrógeno en la CACM. En los sitios urbanos las concentraciones de sulfato fueron, en promedio, 3.9 veces mayores que las concentraciones

areas were significantly higher in the Desierto de los Leones in comparison with a hill named El Papayo, located in the Zoquiapan Experimental Forest (ZOQ), according to repeated ANOVA measurements (Figure 1). However, sulfate fluxes were similar at both sites in the last two data collections. Ammonia fluxes were not significantly different between the two sites, presumably because fossil fuel emissions of N pollutants, the main source of pollution in Mexico City, are dominated by oxidized N compounds. Deposition fluxes of nitrate were on average double those of sulfate.

Wet deposition comprises dry deposition, which is removed or washed away from the atmosphere. Wet deposition data are of limited value as a measure of total atmospheric deposition to a forest, because it includes only a small fraction of dry-deposited pollutants, which often provide greater deposition input. The forest canopy has a greater surface area that serves as an effective receptor for air pollutants, especially those deposited in dry and with fog (Fenn *et al.*, 2002).

Wet deposition as a problem began in 1987 in a network of urban sites. Independent data collected during the early 1980s at six rural monitoring sites, including the Desierto de las Leones one, and at nine urban sites showed the much greater importance of sulfur compared to nitrogen deposition in the MCAB. In the urban sites, sulfate concentrations were, on average, 3.9 times higher than those for nitrate, although for 1997 it fell to 1.8. During this time, nitrate concentrations in precipitation increased by 39% while those of sulfate decreased by 33%. The increase in nitrogen deposition is due to the increasing number of motor vehicles in the MCAB, and the reduction in sulfur deposition is attributed to regulations requiring the use of cleaner industrial fuel sources and diesel with a maximum sulfur content of 0.005%. However, the deposition of sulfur remains high in relation to that of nitrate and compared with that of many other forest regions (Fenn *et al.*, 2002).

Annual deposition by rain through foliage of N (as ammonium nitrate) and inorganic S (as sulphate) in the Desierto de los Leones was 18.5 and 20.4 kg·ha⁻¹. Similar values in Zoquiapan (ZOQ) were 5.5 and 8.8 kg·ha⁻¹·yr⁻¹. The deposition of nitrogen and sulfur in the Desierto de los Leones was relatively high compared to many forests in the world, which was expected considering the high emissions of nitrogen and sulfur oxides in Mexico City. Annual precipitation inputs were 1,455 mm in the Desierto de los Leones and 778 mm in Zoquiapan. Accumulated deposition patterns of nitrate and ammonium were compared with the volume of accumulated rainfall in the Desierto de los Leones, but in Zoquiapan deposition of nitrate and ammonium was less sensitive, masking the trend of accumulated precipitation. The trend of cumulative sulfate deposition generally followed the tracks of the

de nitrato, aunque para 1997 se redujo a 1.8. Durante este espacio de tiempo, las concentraciones de nitrato en la precipitación aumentaron en 39 % y las de sulfato se redujeron en 33 %. El aumento en la deposición de nitrógeno se debe al creciente número de vehículos de motor en la CACM, y la reducción en la deposición de azufre se atribuye a las regulaciones que exigen el uso de fuentes de combustible industrial más limpias y de diesel con un contenido máximo de azufre de 0.005 %. No obstante, la deposición de azufre permanece alta en relación con la de nitrato y en comparación con muchas otras regiones forestales (Fenn *et al.*, 2002).

La deposición anual por la lluvia a través del follaje de N (como amonio y nitrato) y de S (como sulfato) inorgánico en el Desierto de los Leones fue de 18.5 y 20.4 kg·ha⁻¹. Los valores análogos en Zoquiapan (ZOQ) fueron de 5.5 y 8.8 kg·ha⁻¹·año⁻¹ (Fenn *et al.*, 2002). La deposición de nitrógeno y azufre en el Desierto de los Leones fue relativamente alta comparada con muchos bosques del mundo, lo cual era esperado considerando las elevadas emisiones de óxidos de nitrógeno y azufre en la Ciudad de México. Las entradas anuales de precipitación fueron de 1,455 mm en el Desierto de los Leones y de 778 mm en Zoquiapan. Los patrones de deposición acumulada de nitrato y amonio se compararon con el volumen de la precipitación acumulada en el Desierto de los Leones, pero en Zoquiapan la deposición de nitrato y amonio fue menos sensible, encubriendo la tendencia de

accumulated precipitation at both sites (Fenn *et al.*, 1999, cited by Fenn *et al.*, 2002).

Sulfur deposition by rain through foliage is generally considered a reasonable estimate of the total sulfur deposition in a forest. However, many studies show that 20 to 40% of atmospheric nitrogen deposited in a forest is retained within the canopy and therefore not determined in the analysis of precipitation through foliage. Assuming that significant reduction of nitrogen by the canopy also occurred in this study, the total nitrogen deposition in the forest, expressed as biomass (kg·ha⁻¹), was slightly higher than the total sulfur deposition. Thus, nitrogen and sulfur deposition in the Desierto de los Leones forest is 10 to 20 times higher than levels measured in forests with minimal anthropogenic atmospheric deposition, assuming that the subterranean levels of nitrogen and sulfur deposition in relatively conserved forests is about 1 to 2 kg·ha⁻¹·yr⁻¹ (Fenn *et al.*, 2002). The nitrogen and sulfur deposition was approximately three to nine times greater than in the subterranean levels.

Under these conditions, the effects of atmospheric deposition on nutrient levels in the forest suggest that atmospheric deposition of nitrogen and sulfur contaminants can have significant effects on nutrient cycling and ecosystem function. A possible effect of chronic atmospheric inputs of nitrogen is that it can lead to maintaining high levels of nitrogen in soil and soil solution, which in turn can support active populations of microorganisms in the nitrogen cycle, such as nitrifiers, and as a result stimulate nitrification rates. Nitrogen deposition inputs and soil with high nitrification activity, coupled with low C: N ratio (carbon: nitrogen) in soil and litter, are the main factors in the development of forest nitrogen saturation; these forests or the watershed are highly likely to lose the excess nitrogen as nitrate in streams (Fenn *et al.*, 2002).

In relation to foliar indicators of N status in the forest, a previous study concluded that, according to the total foliar N content and in the ratios N : P, N : S and C: N, N fertility was higher in the DL than in ZOQ. Although the differences were statistically significant, differences between the DL and ZOQ were not as dramatic as the comparisons between the sites of high and low N deposition in the San Bernardino Mountains (SBM). In four subsequent analyses of current year foliage, collected in April and November 1999, as well as in January and April 2000, N concentrations in foliage were not significantly different at sites of high and low deposition, except for the sample of November 1999 (Figure 2), for which N concentrations were approximately 55% lower than in previous samplings (Fenn *et al.*, 2002).

There is little evidence to show that acid rain has a direct effect on most plants. Acid rain intercepted by vegetation leaches nutrients,

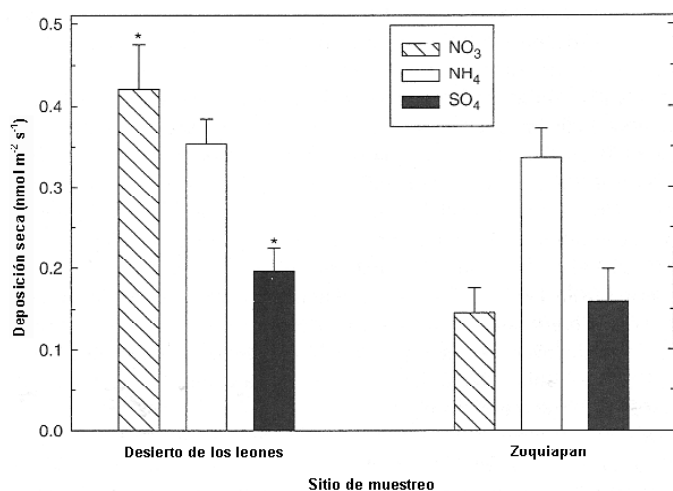


FIGURA 1. Flujos promedio de depositación seca en los parques nacionales. Desierto de los Leones (DL) y Zoquiapan (ZOQ) en el invierno de 1994. Las barras de error corresponden a los errores estándar de la media de cinco periodos de colecta de dos semanas cada una. Modificado de Fenn *et al.*, 1999. Los asteriscos arriba de las barras indican diferencias significativas entre DL y ZOQ para cada ión ($P=0.1$). (Fenn *et al.*, 2002).

FIGURE 1. Average dry deposition fluxes in the national parks Desierto de los Leones (DL) and Zoquiapan (ZOQ) in the winter of 1994. The error bars correspond to standard errors of the mean of five collection periods of two weeks each. Modified from Fenn *et al.*, 1999. Asterisks above bars indicate significant differences between DL and ZOQ for each ion ($P = 0.1$). (Fenn *et al.*, 2002).

la precipitación acumulada. La tendencia de la deposición acumulada de sulfato generalmente siguió la huella de la precipitación acumulada en ambos sitios (Fenn *et al.*, 1999; citado por Fenn *et al.*, 2002).

La deposición de azufre por la lluvia a través del follaje generalmente se considera que es una estimación razonable de la deposición total de azufre en un bosque. Sin embargo, muchos estudios demuestran que de un 20 a 40 % del nitrógeno atmosférico depositado en un bosque es retenido dentro del dosel y por tanto no determinado en los análisis de la precipitación a través del follaje. Asumiendo que esa significativa reducción de nitrógeno por el dosel también ocurrió en este estudio, la deposición total de nitrógeno en el bosque, expresada como biomasa ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), fue ligeramente superior que la deposición total de azufre. Así, la deposición de nitrógeno y azufre en el bosque, en el Desierto de los Leones, es de 10 a 20 veces mayor que los niveles medidos en los bosques con una mínima deposición atmosférica antropogénica, asumiendo que los niveles subterráneos de la deposición de nitrógeno y azufre en bosques relativamente conservados es de aproximadamente $1 \text{ a } 2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (Fenn *et al.*, 2002). La deposición de nitrógeno y azufre fue aproximadamente de tres a nueve veces mayor que los niveles subterráneos.

En estas condiciones, los efectos de la deposición atmosférica sobre el nivel de nutrientes en el bosque, sugieren que la deposición atmosférica de los contaminantes nitrógeno y azufre, puede tener efectos significativos sobre el ciclo de nutrientes y en la función del ecosistema. Un efecto posible de las entradas atmosféricas crónicas de nitrógeno es que puede conducir al mantenimiento de altos niveles de nitrógeno en el suelo y en la solución del suelo, lo cual a su vez puede sostener poblaciones activas de microorganismos en el ciclo del nitrógeno, tales como nitrificadores, y como resultado se estimulan las tasas de nitrificación. Las entradas en la deposición de nitrógeno y los suelos con alta actividad de nitrificación, junto con una baja proporción C : N (carbono : nitrógeno) en el suelo y en el mantillo, son los principales factores en el desarrollo de bosques en saturación de nitrógeno; estos bosques o la cuenca son altamente propensos a perder el nitrógeno en exceso como nitrato en las corrientes de agua (Fenn *et al.*, 2002).

En relación con los indicadores foliares del *status* del N en el bosque, en un estudio previo se concluyó que, de acuerdo con el contenido total de N foliar y en las proporciones N : P, N : S y C : N, la fertilidad de N fue mayor en el DL que en ZOQ. Aunque las diferencias fueron estadísticamente significativas, las diferencias entre el DL y ZOQ no fueron tan dramáticas como las comparaciones entre los sitios de alta y baja deposición de N en las Montañas de San Bernardino (MSB). En cuatro análisis subsecuentes sobre el follaje del año, colectado en abril y noviembre de 1999, así como en enero y abril de 2000, las concentraciones de N en el follaje no fueron significativamente

particularmente el calcio, magnesio y potasio en hojas y agujas. Such leaching, a normal process in the movement of nutrients, has few effects on the health of the trees, since they can replace lost nutrients by absorption from the ground. However, forests situated at high altitudes are frequently enveloped by fog and mist. Cloud droplets are more acidic and contain higher concentrations of other contaminants than the rain itself. When engulfed by fog, conifers with needlelike leaves comb the air humidity and their wet surfaces allow absorption of the pollutants it contains. Once the water evaporates, it leaves behind high concentrations of pollutants, some of which are washed away during the next rain and fall to the ground. To this wet deposition is added the cleaning of the dry deposition that also leaches nutrients from the leaves (Mohnen, 1988).

Effects produced on trees in forest ecosystems include the following: reduction of the photosynthetic process, making it slower (alterations such as chlorosis, defoliation and necrosis), changes in enzyme activity, altered metabolism of lipids, proteins and carbohydrates, reduced forest productivity, reduced growth and low viable seed production, and loss of disease resistance.

It also leaches and washes away soil nutrients such as magnesium, calcium and potassium, which are essential for life, and frees the aluminum ion in the soil, which is toxic to all plants (Godbold *et al.*, 1988).

Researchers believe that acid rain is one of the causes of *Waldsterben* (death of trees) that affects more than half of the forests of northern Europe. It is believed that acid rain is also one of the main causes of the decline of Swiss forests. More specifically, 43% of the conifers in the central Alpine region are dead or dying. The spread of tree diseases has coincided with increased air pollution, causing the phenomenon known as acid rain. It has been estimated that European heavy industry gives off per year 55 million tons of sulfur dioxide and 37 million tons of nitrogen oxides, which react with moisture in the air to form sulfuric and nitric acids (Arkley and Glauser, 1980).

The difficulty lies in the circumstantial evidence that relates the death of trees to acid rain. It has long been blamed for the increasing acidity of forest soil. The acidified water carries away important minerals from the forest soil and releases other toxic substances, such as aluminum. However, the forest areas with greatest damage do not always correlate with the intensity of acid contribution. Nor has the idea that airborne pollutants directly damage trees through their leaves been corroborated, since all the symptoms indicate that the disease affects the entire tree, not just the leaves (Baltensweiler, 1985).

However, the most serious effect is the mobilization of soil elements, in amounts higher than normal, which can come to have toxicity, particularly aluminum and

diferentes en los sitios de alta y baja deposición, excepto para la muestra de noviembre de 1999 (Figura 2), para la cual las concentraciones de N fueron aproximadamente 55 % inferiores que en los muestreos previos (Fenn *et al.*, 2002).

Existe poca evidencia para mostrar que la lluvia ácida tiene un efecto directo sobre la mayoría de las plantas. La lluvia ácida, interceptada por la vegetación, lixivía nutrientes, particularmente el calcio, el magnesio y el potasio, de las hojas y las acículas. Tal lixiviación, un proceso normal en la circulación de los nutrientes, tiene efectos pequeños en la salud de los árboles, ya que éstos pueden reemplazar los nutrientes perdidos por absorción desde el suelo. Sin embargo, los bosques que se sitúan a elevadas alturas se encuentran frecuentemente envueltos por brumas y nieblas. Las gotitas de las nubes son más ácidas y contienen mayores concentraciones de otros contaminantes que la propia lluvia. Cuando están inmersas en una niebla, las coníferas con hojas aciculares peinan la humedad del aire y sus superficies húmedas permiten la absorción de los contaminantes que contiene. Una vez que se evapora el agua, ésta deja tras de sí altas concentraciones de contaminantes, algunos de los cuales son lavados durante la siguiente lluvia y caen al suelo. A esta deposición húmeda se suma la limpieza de la deposición seca que también lixivía nutrientes de las hojas (Mohnen, 1988).

Entre los efectos que produce en los árboles de los ecosistemas forestales se encuentran: reducción del proceso fotosintético haciéndolo más lento (alteraciones como clorosis, defoliaciones y necrosis), modificación de la actividad enzimática, alteración del metabolismo de lípidos, proteínas y carbohidratos, reducción en la productividad de los bosques, disminución del crecimiento y baja producción de semillas viables, pérdida de resistencia a enfermedades. También lixivía y arrastra nutrientes del suelo como son el magnesio, el calcio y el potasio indispensables para la vida, libera el ion aluminio en el suelo, el cual es tóxico para todas las plantas (Godbold *et al.*, 1988).

Los investigadores opinan que la lluvia ácida es una de las causas de la *Waldsterben* (muerte de los árboles) que afecta a más de la mitad de los bosques del norte de Europa. Se cree que la lluvia ácida es también uno de los principales causantes de la decadencia de los bosques suizos; un 43 % de las coníferas de la región central alpina están muertas o moribundas. La expansión de enfermedades de los árboles ha coincidido con un aumento de la contaminación atmosférica, causante del fenómeno conocido como lluvia ácida. Se ha calculado que la industria pesada europea desprende al año 55 millones de toneladas de dióxido de azufre y 37 millones de toneladas de óxidos de nitrógeno, que reaccionan con la humedad del aire, formando ácidos sulfúrico y nítrico (Arkley y Glauser, 1980).

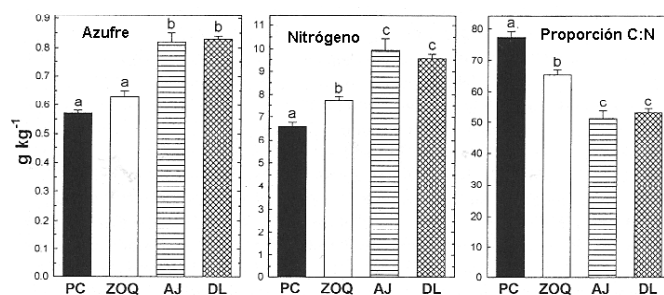


FIGURA 2. Concentración total de N y S y proporción CN en el follaje del año en curso de árboles de *Pinus hartwegii* cosechado en noviembre de 1999, en dos sitios de baja deposición (Paso de Cortés PC y Zoquiapan ZOQ) y dos sitios de alta deposición (Ajusco AJ y Desierto de Leones DL). Las letras arriba de las barras indican diferencias significativas entre sitios ($P < 0.05$). (Fern *et al.*, 2002).

FIGURE 2. Total concentration of N and S and CN ratio in the current year foliage of *Pinus hartwegii* trees harvested in November 1999 in two sites of low deposition (Paso de Cortés PC and Zoquiapan ZOQ) and two sites of high deposition (Ajusco AJ and Desierto de Leones DL). The letters above bars indicate significant differences between sites ($P < 0.05$). (Fern *et al.*, 2002).

magnesium, which are released from soil particles and replaced by hydrogen ions. Aluminum affects the structure and function of fine roots and interferes with absorption of calcium from the soil. It also suppresses the growth of the cambium in trees, which in turn reduces the formation of new sapwood. As the formation of the sapwood in conifers decreases, the relationship between living sapwood and dead heartwood also decreases. When sapwood is less than 25 percent of the cross section of a tree, it succumbs and hence the forest begins to decline.

According to a theory that is gaining ground, the real culprits are the nitrogen oxides, which also come out of vehicle exhausts. Most trees are highly dependent on the fungi that live in the surface layers of their roots, in structures called mycorrhizae. The fungi obtain vitamins and carbohydrates from the tree, while it receives water and useful minerals from the fungi. If the excess nitrogen in the air (in the form of nitrate and ammonium ions) damages the mycorrhizae, the tree does not grow well and the roots tend to rot, especially in areas where the soil is already depleted (Grossman 1988).

SO₂ results in a wide variety of harmful effects on plants, since it reduces photosynthesis, modifies the activity of certain enzymes and alters the metabolism of lipids, proteins and carbohydrates. On a larger scale, the most common alterations begin with the appearance of milky spots on leaves that turn red when symptoms worsen. The long-term injuries are manifested by the appearance of chlorosis in the leaves, as well as by reduced growth and production of viable seeds in several species. A significant negative effect of SO₂ is that it favors the appearance of mutations as a result of increased exposure to ultraviolet

La dificultad reside en lo circunstancial de la evidencia que relaciona la muerte de los árboles con la lluvia ácida. Durante mucho tiempo se culpó a la creciente acidez del suelo de los bosques. El agua acidificada se lleva importantes minerales del suelo del bosque y libera otros tóxicos, como el aluminio. Sin embargo, las zonas de mayor daño en los bosques no siempre se correlacionan con la intensidad de aportación de ácidos. Tampoco se ha podido corroborar la idea de que los contaminantes llevados por el aire dañan directamente a los árboles a través de las hojas, ya que todos los síntomas indican que la enfermedad afecta a todo el árbol, y no sólo a las hojas (Baltensweiler, 1985).

Sin embargo, el efecto de mayor seriedad es la movilización de elementos del suelo que, en cantidades mayores de lo normal, pueden llegar a tener toxicidad, entre ellos particularmente el aluminio y el magnesio, que se liberan de las partículas del suelo al ser reemplazadas por iones de hidrógeno. El aluminio afecta a la estructura y función de las raíces finas e interfiere con la absorción del calcio del suelo. También suprime el crecimiento del *cambium* en los árboles, que a su vez reduce la formación de albura nueva. A medida que disminuye la formación de la albura en las coníferas, la relación entre albura viva y duramen muerto disminuye. Cuando la albura representa menos del 25 por ciento de la sección transversal de un árbol, éste sucumbe y en consecuencia viene el declive del bosque.

Según una teoría que va ganando aceptación, los culpables son los óxidos de nitrógeno, que también se desprenden de los escapes de los vehículos. La mayoría de los árboles dependen mucho de los hongos que viven en las capas superficiales de sus raíces, en estructuras llamadas micorrizas. Los hongos obtienen vitaminas e hidratos de carbono del árbol, y éste recibe del hongo agua y minerales útiles. Si el exceso de nitrógeno en el aire (en forma de iones nitrato y amonio) daña a la micorriza, el árbol no crecerá bien y las raíces tenderán a pudrirse, especialmente en zonas donde el suelo está ya empobrecido (Grossman 1988).

El SO_2 acarrea una gran variedad de efectos nocivos en las plantas, ya que reduce la fotosíntesis, modifica la actividad de ciertas enzimas y altera el metabolismo de los lípidos, proteínas y carbohidratos. A mayor escala, las alteraciones más frecuentes comienzan con la aparición de manchas lechosas en las hojas, que se vuelven rojizas cuando los síntomas se agudizan. Las lesiones a largo plazo se manifiestan por la aparición de clorosis en las hojas, así como por la disminución del crecimiento y de la producción de semillas viables en diversas especies. Un importante efecto negativo del SO_2 es que favorece la aparición de mutaciones a consecuencia del incremento de la exposición a las radiaciones ultravioleta. Además, actúa en sinergia con el ozono y los NO_x , lo que potencia

radiation. It also acts in synergy with ozone and NO_x , which enhance its harmful effects and exacerbate the subsequent consequences of other pathogens such as parasitic insects and fungi (Ulrich, 1983).

In addition, low NO_x concentrations usually do not cause harm to plants, but with increased exposure time alterations such as defoliation and chlorosis begin to appear. As an effect of exposure over several days, necrosis is observed, which may even offset the growth of susceptible plants when there is prolonged contact with NO_x (Adams, 1998).

Acid rain, pests and diseases. Recent studies have shown that chemical pollutants interact to produce a synergism of destruction. Attacks by insects and aphids have been taken up as an alternative explanation, by industry politicians, for the wide spread of tree mortality in forests. Indeed, in recent years a sudden onset of aphids and moths has been observed in the trees of the Appalachian Mountains. Aphids suck the photosynthetic products of their hosts and cause a large number of deaths in trees; similar damage is caused by gypsy moth caterpillars, resulting in defoliation on all sides.

However, the decline of the trees cannot be considered only in terms of an increase in predatory action, since forests are mainly weakened by chemical pollution of the environment, and among those pollutants is acid rain, as it has a debilitating effect that makes trees more vulnerable to attack by pests and diseases. The death of the trees follows a pattern that is consistent with areas of high concentrations of ozone, significant acid deposition and the absence of a natural chemical buffer. If forest health is being reduced by chemical friction, insects may simply be hastening the death of an already weakened host (Baltensweiler, 1985).

Soil and Acid Rain

The effects of acid rain would be much more widespread if nature had not intended to endow many areas with their own protection. Alkaline soils can withstand acid rain because its calcium can neutralize, or buffer, acids. Acid rain also alters the nutrient content of forest soils. It leaches and washes away essential soil elements, such as potassium, calcium and magnesium, depriving trees and other vegetation of the basic elements for life. If there are not enough nutrients in the soil, trees become more susceptible to harsh climatic conditions such as frost and winter damage, as well as damage produced by other pollutants (Abrahamsen and Stuanes 1986).

In some areas the soil contains enough calcium ions, which provide alkalinity as a potential

sus efectos nocivos y agudiza las consecuencias posteriores de otros patógenos como insectos parásitos y hongos (Ulrich, 1983).

Además, las bajas concentraciones de NO_x no suelen provocar efectos nocivos para las plantas, aunque conforme aumenta el tiempo de exposición comienzan a aparecer alteraciones como defoliaciones y clorosis. Como efecto de las exposiciones de varios días se observan necrosis, e incluso pueden llegar a anular el crecimiento de plantas sensibles cuando el contacto con los NO_x es muy prolongado (Adams, 1988).

Lluvia ácida, plagas y enfermedades. Recientes estudios han demostrado que los contaminantes químicos interactúan para producir un sinergismo de destrucción. El ataque de insectos y de áfidos se ha tomado como una explicación alternativa, por los políticos industriales, ante la amplia propagación de la mortalidad de los árboles en los bosques. Ciertamente, en los últimos años se ha observado una aparición repentina de áfidos y de polillas en los árboles de los Montes Apalaches. Los áfidos succionan los productos fotosintéticos de sus hospederos y provocan un gran número de muertes en los árboles; un daño similar es causado por las orugas de las mariposas polillas o gitanas, que resulta en la defoliación de todas las laderas.

Sin embargo, la declinación de los árboles no puede ser considerada solamente en términos de un incremento en la acción depredatoria, ya que el bosque debe su principal debilitamiento a la contaminación química del ambiente, y entre los contaminantes se encuentra la lluvia ácida, pues tiene un efecto que debilita y hace muy vulnerables a los árboles al ataque de plagas y enfermedades. La muerte de los árboles sigue un patrón que es consistente con áreas de altas concentraciones de ozono, deposición ácida significativa y la ausencia de un amortiguador químico natural. Si la salud del bosque está siendo reducida por la fricción química, los insectos pueden estar simplemente apresurando la muerte de un hospedero ya debilitado (Baltensweiler, 1985).

Suelos y lluvia ácida

Los efectos de la lluvia ácida estarían mucho más extendidos si la naturaleza no hubiera previsto a muchas áreas con su propia protección. Los suelos alcalinos pueden resistir la lluvia ácida porque el calcio de sus suelos neutraliza, o "tampona", los ácidos. La lluvia ácida altera también el contenido en nutrientes de los suelos forestales. Lixivia y arrastra nutrientes fundamentales de los suelos, tales como el potasio, el calcio y el magnesio, privando a los árboles y otra vegetación de estos elementos básicos para la vida. Si no hay una cantidad suficiente de nutrientes en el suelo, los árboles se vuelven más susceptibles a las agresiones climáticas como las heladas y los daños invernales, así como a los daños producidos por otros

buffer against the increase in acidity. If the buffering action is strong enough, the soil pH level can remain unchanged despite the deposition of acid. This buffering is given by the class of minerals possessed by soil with a negative electrical charge, which is opposed to the charge of positive ions. The strength of this negative charge is called cation exchange capacity (CEC). In this process, the problem is the exchange, since as the balance of ions between the soils changes, the ions on the surface of clay soils may change. There is a replacement hierarchy among ions: the aluminum ion is the most difficult to displace, followed by hydrogen, then calcium, magnesium and potassium.



Ease of displacement ----->

Thus, when hydrogen ions bind to soil they can release calcium into the soil surface. The absorption of hydrogen ion by clays favors change in soil chemical reactions, and the potential to become acid is diminished.

The hierarchy mentioned above makes the ions for CEC equally important, but the order of this system is broken if one of them, for example hydrogen, is present in a higher concentration relative to the others. If there is insufficient calcium in the soil, it can become acid; if the hydrogen ions in it are increased, it is more vulnerable to the effects of acid rain (Newman, 1995).

Acid precipitation has its greatest impact on soils that are poor in cations and which have low clogging. Such soils, most podzolic and largely derived from granite beds and located in coniferous forests, are very sensitive to acids. In these regions, terrestrial ecosystems are nutrient poor and their soils acidic. Over time acid precipitation can have adverse effects, since it increases the leaching of calcium, magnesium and potassium from the soil that receives it and replaces these cations with hydrogen ions, further increasing soil acidity. Acid precipitation can reduce the solubility and availability of phosphorus and the nitrogen fixation rate. If the leaching rate exceeds the replenishment of these nutrients by weathering of the earth's crust, acid precipitation alters the nutrient balance of trees and other vegetation. In addition, acid rain can inhibit the activity of soil fungi and bacteria, which reduces the rates of humus production, mineralization and fixation of nutrients. All these interactions result in nutrient-poor soils.

When soil acidity levels increase, free hydrogen ions also increase greatly in number, and the site occupied by aluminum is occupied by hydrogen. This replacement of ions represents a strong local impact on the ecosystem because aluminum can be a potential poison. If the

contaminantes (Abrahamsen y Stuanes 1986).

En algunas áreas el suelo contiene suficientes iones de calcio, lo que le brinda alcalinidad como un potencial amortiguador para el incremento de la acidez. Si la acción amortiguadora es lo bastante fuerte, el pH del suelo puede permanecer a pesar de la deposición de ácido. Este amortiguador se da por la clase de minerales que tenga el suelo con una carga eléctrica negativa, que se opone a la carga de los iones positivos. La resistencia de esta carga negativa es llamada capacidad de intercambio catiónico (CIC). En este proceso el problema es el intercambio, ya que el balance de los iones entre los suelos cambia, los iones que están en la superficie de los suelos arcillosos pueden cambiar. Existe una jerarquía de reemplazamiento entre los iones: el aluminio es el ion difícil de desalojar, le sigue el hidrógeno, después el calcio, el magnesio y el potasio.



Facilidad de desplazamiento ----->

De esta manera, cuando los iones de hidrógeno se adhieren al suelo pueden liberar calcio en la superficie del suelo. La absorción del ion hidrógeno por las arcillas favorece que cambien las reacciones químicas del suelo, y el potencial a transformarse en ácido se ve disminuido.

La jerarquía antes mencionada hace que los iones para el CIC sean igualmente importantes, pero el orden de este sistema se rompe si uno de ellos, por ejemplo el hidrógeno, se presenta en una concentración mayor con relación a los otros. Si hay insuficiencia de calcio en el suelo, éste puede llegar a ser ácido; si se incrementan los iones hidrógeno en él, son más vulnerables a los efectos de la lluvia ácida (Newman, 1995).

La precipitación ácida tiene su mayor impacto en suelos que son pobres en cationes y que presentan un escaso taponamiento. Tales suelos, la mayoría podsólicos y derivados en gran parte de lechos graníticos, ubicados en bosques de coníferas son muy sensibles a los ácidos. En estas regiones, los ecosistemas terrestres son pobres en nutrientes y sus suelos ácidos. Con el tiempo la precipitación ácida puede tener efectos adversos, puesto que aumenta la lixiviación del calcio, magnesio y potasio del suelo que la recibe y reemplaza estos cationes por iones de hidrógeno, aumentando aún más la acidez del suelo. La precipitación ácida puede reducir la solubilidad y disponibilidad de fósforo y la tasa de fijación del nitrógeno. Si la tasa de lixiviación supera la reposición de estos nutrientes por la meteorización de la corteza terrestre, la precipitación ácida altera el balance de nutrientes de los árboles y de otros tipos de vegetación. Además, la lluvia ácida puede inhibir la actividad de los hongos y bacterias del suelo, con lo cual reduce las tasas de producción de humus, la mineralización y la fijación de nutrientes. Todas estas

aluminum combines with oxygen, it is transformed into aluminum oxide, which causes minor damage; however, if it exists as free ion, it is poisonous. Free aluminum ions are linked with soil acidification and are highly toxic to plants and animals. This increases soil acidity and toxins that can kill trees, and if they are near water bodies they are carried away there by rain, thereby poisoning rivers and lakes. This acidity also greatly affects decomposition processes that take place in the soil and therefore limits the conversion of plant nutrients, which affects net primary production, which is reduced.

The reason for this slowing down of the decomposition process is an increase in aluminum in the soil and excess acidity. This factor limits plant growth and affects the mycorrhizal fungi that live symbiotically in the roots of trees and, consequently, die because they cannot absorb nutrients, as their chemical processes are also affected. For these reasons, the accumulation of nutrients in acid soils is a sure sign that productivity is failing (Young *et al.*, 1988).

Trees suffer the negative effects produced by acid rain in the soil. While pollutants accumulate in the atmosphere, the water becomes more acidic, lowering its pH. The excess acidity directly affects chlorophyll production and reduces the photosynthetic capacity of the plant, which uses an internal buffer, calcium, to neutralize the acidity. Aluminum is an important chemical in acid deposition, but it is not the only toxic agent that affects plants. Other potential toxins include cadmium, copper, zinc and arsenic, which can be associated with increased acidity. The site where the acid is deposited, in falls or soils, does not indicate whether it will act as an effective buffer against the reduced pH level in it. More specifically, many areas are severely affected by acid rain; those that are close to pollutants have their mortality rates increased due to the following factors: (Abrahamsen and Stuanes, 1986):

- Fog formation in highland areas can dissolve pollutants and thus the trees are surrounded by acidic water vapor, with a pH of 3.5.
- Acid rain kills mycorrhizal fungi that live in the roots of trees and reduces the absorption of nutrients.

Nitrogen and sulfur inputs have a fertilization effect on some ecosystems. Nitrogen inputs from the air represent a 500% increase on the ground, thus leading to flowering in some plant communities in areas where nutrient supply is low. Unfortunately, although the plants can bloom, other changes quickly take place, too. Many plants that grow in sandy or chalky soils rely on the rain as their main source of nutrients and are well-adapted to low nutrient levels. The abundance of nitrogen means that other species can invade and compete externally with the native flora. Nutrient-poor grassland and scrubland may change, especially those

interacciones causan suelos deficientes en nutrientes.

Cuando el suelo incrementa sus niveles de acidez, surge un gran número de iones de hidrógeno libres, y el sitio ocupado por el aluminio es ocupado por hidrógeno. Este reemplazo de iones representa un fuerte impacto local en el ecosistema porque el aluminio puede ser un veneno potencial. Si el aluminio se combina con el oxígeno se transforma en óxido de aluminio, que produce un daño menor; pero si se encuentra como ion libre, es venenoso. Los iones libres de aluminio se relacionan con la acidificación del suelo, y son altamente tóxicos para las plantas y animales. De esta manera se incrementa la acidez del suelo y se incrementan las toxinas que pueden matar árboles, y si están cerca de cuerpos de agua son acarreados hasta allí por la lluvia, envenenándose así ríos y lagos. Esta acidez también afecta enormemente los procesos de descomposición que se llevan a cabo en el suelo y por consiguiente limitan la transformación de nutrientes para las plantas, lo cual repercute en la producción primaria neta, que se verá reducida.

La causa del lento proceso de descomposición se debe a un incremento del aluminio en el suelo y al exceso de acidez. Este factor limita el crecimiento de las plantas y afecta las micorrizas de los hongos que viven de manera simbiótica en las raíces de los árboles y, consecuentemente, mueren por no poder absorber nutrientes, ya que éstos también se ven afectados en sus procesos químicos. Por estas razones, la acumulación de nutrientes en los suelos ácidos es un signo seguro de que la productividad está fallando (Young *et al.*, 1988).

Los árboles resienten los efectos negativos que tiene la lluvia ácida en el suelo. Mientras se acumulan los contaminantes en la atmósfera, el agua se vuelve más ácida, lo que la hace tener un pH más bajo. El exceso de acidez afecta directamente la producción de clorofila y reduce la capacidad fotosintética de la planta; la planta utiliza un amortiguador interno, el calcio, que neutraliza la acidez. El aluminio es un químico importante en la depositación de ácido, pero no es el único agente tóxico que las afecta. Otras toxinas pueden ser el cadmio, cobre, zinc y arsénico, los cuales pueden estar relacionados con el incremento de la acidez. El sitio en que se encuentre depositado el ácido, en cascadas o suelos, no indica que sea un amortiguador efectivo para la reducción del pH en ellos. Más específicamente, se encuentran muchas áreas gravemente afectadas por la lluvia ácida; las que están cerca de los contaminantes son especialmente vulnerables, e incrementan sus rangos de mortalidad por los siguientes factores (Abrahamsen y Stuanes, 1986):

- La formación de neblina en las tierras altas puede disolver contaminantes y de esta forma los árboles se rodean con vapor de agua ácida, con un pH de 3.5.
- La lluvia ácida mata las micorrizas de los hongos que

near major sources of nitrogen, such as heavily-trafficked roads. Acid rain damages ecosystems not only because of the nutrients added, but also because of its acidity resulting from the input of hydrogen reactive ions. Generally soil acidification mobilizes soil nutrients, promoting an initial surge of growth. However, this acidity displaces nutrients and key cations (Ca and Mg), which can limit further growth (McLaughlin, 1985; Pearce, 1982).

The interaction between hydrocarbons, nitrogen dioxide and UV rays produces ozone in the atmosphere. The mixing of ozone and atmospheric acid produces substances toxic to trees. Tree mortality is attributed to a combination of high concentrations of ozone and acid deposition. Ironically, the same trees can release terpenes, which are highly reactive with hydrocarbons; this combination with nitrogen dioxide forms ozone. These acids are carried by atmospheric winds. The presence of acid alone is not enough to kill trees, as a certain concentration of ozone is also required. However, recent studies have shown that chemical pollutants can act to produce destructive substances. The experiments have shown that plants exposed to low levels of pollutants, such as ozone or sulfur dioxide, are not affected; however, if they are exposed to the same levels of the two pollutants, there is a marked increase in mortality rates (Minoura and Iwasaka, 1996).

Lakes and acid rain

Acid deposition has its most pronounced effects on aquatic ecosystems. Acid precipitation inputs reach water bodies directly from rain and indirectly from the soil of the surrounding watershed. Acid water leached from the soil increases nutrient levels in streams and lakes in the watershed. Since soils have significant reserves of calcium, it seeps through the soil and neutralizes while it liberates basic ions and transports them to streams and lakes. However, such enrichment is often overridden by acid precipitation flowing over the surface soil, following old root canals and animal tunnels until reaching the receiving water bodies. Thus, much of the precipitation ends up as acid water, leaving the receiving water acidified despite the buffering effects of the soil (Schindler, 1988).

In water, sulfate and chloride ions replace bicarbonate ions, the pH decreases, and the concentration of some metal ions in soluble state increases. When the pH of groundwater and surface water from the surrounding watershed is 5 or less, high concentrations of aluminum ions are transported into rivers and lakes. Then the aluminum tends to precipitate as dark sediments that, acting as a flocculating agent, remove suspended particles and increase the transparency of the water. The increased penetration of light in the water can stimulate the production of phytoplankton and the growth of benthic algae and bryophytes, but the biomass

viven en las raíces de los árboles y reduce la absorción de nutrientes.

Las entradas de nitrógeno y azufre tienen un efecto de fertilización en algunos ecosistemas. Las entradas de nitrógeno desde el aire representan un incremento del 500 % sobre el fondo, con lo que conducen a la floración en algunas comunidades de plantas, en aquellas áreas donde el abastecimiento de nutrientes es escaso. Desafortunadamente, mientras que las plantas pueden llegar a florecer, se continúan rápidamente otros cambios. Muchas plantas que crecen en suelo arenoso o yesoso cuentan con la lluvia como su fuente principal de nutrientes y están así adaptadas a niveles bajos de nutrientes. La abundante presencia de nitrógeno significa que otras especies pueden invadir y competir externamente con la flora nativa. Los pastizales pobres en nutrientes y los matorrales pueden cambiar, especialmente aquellos cercanos a las principales fuentes de nitrógeno, parecidos a los que tienen caminos densamente traficados. La lluvia ácida daña a los ecosistemas no solamente a causa de los nutrientes que agrega, sino también debido a su acidez, a la entrada de iones reactivos de hidrógeno. Generalmente la acidificación del suelo moviliza los nutrientes del suelo, promoviendo un oleaje inicial de crecimiento. Sin embargo, esta acidez desplaza a los nutrientes y cationes clave (Ca y Mg), los cuales pueden llegar entonces a ser limitantes para un crecimiento posterior (McLaughlin, 1985; Pearce, 1982)

La interacción entre los hidrocarburos, dióxido de nitrógeno y los rayos UV producen ozono en la atmósfera. La combinación del ozono y el ácido atmosférico se convierten en sustancias tóxicas para los árboles. La mortalidad de los árboles se le atribuye a la combinación de altas concentraciones de ozono y la deposición de ácido. Irónicamente, los mismos árboles pueden liberar terpenos, altamente reactivos con los hidrocarburos; esta combinación con bióxido de nitrógeno forma ozono. Estos ácidos atmosféricos son arrastrados por el viento. La presencia del ácido solo no es suficiente para que mueran los árboles, sino que es necesaria una determinada concentración de ozono. Sin embargo, estudios recientes demostraron que los contaminantes químicos pueden actuar para producir sustancias destructivas. Los experimentos han mostrado que con la exposición de las plantas a bajos niveles de contaminantes como ozono o dióxido de azufre, éstas no se ven afectadas; pero si se les expone a los mismos niveles de los dos contaminantes, hay un marcado incremento en los rangos de mortalidad (Minoura, y Iwasaka. 1996).

Lagos y la lluvia ácida

La deposición ácida tiene sus efectos más pronunciados en los ecosistemas acuáticos. Las entradas de la precipitación ácida a los cuerpos de agua llegan directamente de la lluvia e indirectamente de los suelos de la cuenca hidrográfica circundante. El agua ácida lixiviada

and the number of zooplankton species, and therefore biodiversity itself, decline (Bailey *et al.*, 1995).

Although adult fish and some other aquatic organisms can tolerate high acidity, a combination of this and a high level of aluminum, a situation that may occur, can kill them. Concentrations of 0.1 and 0.3 mg·L⁻¹ of aluminum in water slow the growth and gonadal development of fish and increase their mortality (Schindler, 1988).

The filling of depressions and temporary ponds with surface water runoff, even in areas without acidified lakes or streams, inhibits the reproduction of frogs and salamanders, whose eggs and larvae are susceptible to acidic water. This effect may partly explain the rapid decline of amphibians. Acid waters are also toxic to invertebrates because they either directly kill them or interfere with calcium metabolism, causing crustaceans to lose their ability to recalcify their exoskeletons after molting. As it decreases reproduction with new individuals and food, fish are also disappearing from affected waters (Baker, 1991).

Acid rain affects lakes especially in mountainous regions. More recent observations indicate the progressive acidification of lakes. The effects of low pH on fish include the loss of calcium in their bodies, which makes them have weak or deformed bones. They are also unable to develop many eggs and suffer gill damage caused by aluminum separated from soil by the action of acid (Bailey *et al.*, 1995).

As a result of the effect of acidification on water bodies, fish stocks have been virtually eliminated from lakes in some regions of the world. It has been suggested that much of the toxicity to fish is actually due to increased concentrations of aluminum, rather than the acidification of the medium in which they live. Aluminum, which comprises about 5% of the earth's crust, is practically insoluble in alkaline or neutral water and it is therefore not biologically usable. However, as a result of acid rain, the concentration of dissolved aluminum in some lakes may increase to levels toxic to fish and other aquatic organisms. The solubility of other toxic metals such as lead, cadmium and mercury also increases greatly with decreasing pH (Bailey *et al.*, 1995, Young *et al.*, 1988).

Solution to the problems of acid rain

Restrictions on burning coal or reduced use of chemicals can diminish the problem. However, the solution is not that simple, as coal is an important fuel and generates 28% of global energy. The main users of coal are countries seeking rapid industrialization. China harnesses 75% of its energy from coal and currently accounts for

de los suelos incrementa los niveles de nutrientes de las corrientes de agua y lagos de la cuenca. Puesto que los suelos presentan reservas apreciables de calcio, éste se infiltra a través del suelo y neutraliza al tiempo que libera iones básicos y los transporta hasta corrientes y lagos. Sin embargo, tal enriquecimiento es frecuentemente anulado por las precipitaciones ácidas que fluyen sobre la superficie del suelo, siguiendo antiguos canales de las raíces y los túneles de animales hasta llegar a las masas de agua receptoras. De este modo, muchas de las precipitaciones acaban en forma de aguas ácidas, quedando las aguas receptoras acidificadas a pesar de los efectos tamponadores del suelo (Schindler, 1988).

En el agua, los iones sulfato y cloruro reemplazan a los iones bicarbonato, el pH disminuye, y la concentración de algunos iones metálicos en estado soluble aumenta. Cuando el pH de las aguas subterráneas y superficiales de la cuenca hidrográfica circundante es de 5 o inferior, altas concentraciones de iones de aluminio son transportadas hacia los ríos y lagos. Entonces el aluminio tiende a precipitar en forma de unos sedimentos oscuros que, al actuar como agente floculante, eliminan partículas en suspensión y aumentan la transparencia del agua. El aumento de la penetración de la luz en el agua puede estimular la producción de fitoplancton y el crecimiento de algas bénticas y de briofitas, pero la biomasa y el número de especies de zooplancton, y por tanto la biodiversidad, disminuyen (Bailey *et al.*, 1995).

Aunque los peces adultos y algunos otros organismos acuáticos pueden tolerar una alta acidez, una combinación de ésta y un elevado nivel de aluminio, situación que se puede presentar, puede matarlos. Concentraciones de 0.1 y 0.3 mg·L⁻¹ de aluminio en el agua retrasan el crecimiento y el desarrollo gonadal de los peces y aumenta su mortalidad (Schindler, 1988).

El relleno de depresiones y charcas temporales con el agua de escorrentía superficial, incluso en regiones sin lagos o cursos de agua acidificados, inhibe la reproducción de ranas y salamandras, cuyos huevos y larvas son sensibles al agua ácida. Este efecto puede explicar en parte la rápida disminución de anfibios. Las aguas ácidas también son tóxicas para los invertebrados, debido a que los mata directamente o interfiere en el metabolismo del calcio, provocando en los crustáceos la pérdida de la capacidad para recalcificar sus exoesqueletos después de la muda. A medida que disminuye la reproducción con nuevos individuos y el alimento, los peces también van desapareciendo de las aguas afectadas (Baker, 1991).

La lluvia ácida afecta especialmente a los lagos en regiones montañosas. Observaciones más recientes indican la progresiva acidificación de lagos. Los efectos de un pH bajo sobre los peces consisten en la pérdida de calcio en sus cuerpos, lo cual hace que tengan huesos

25% of coal burned globally. India ranks fourth among coal consumer countries. Developing countries generally have low pollution controls since their priority is basically social and economic development, so the care of the environment is defined as a luxury that can be handled later. The effects of acid deposition do not occur on a global scale, and local legislation can make substantial differences in the quality of the fishery and forestry activity (Graveland *et al.*, 1994; Grossman, 1988). Sulfur oxides can be harmful to vegetation, as was already evident in the early years of the last century when a large copper-processing plant was built in a mountainous area of Tennessee, USA. In a few years, all the fauna and vegetation surrounding the smelter had been destroyed. The solution to the problem, which is still used today, was to build very tall chimneys so that the wind would carry the pollutants far away from the immediate area. It was assumed, albeit incorrectly as proven later, that pollutants dispersed so widely would become harmless because of their low concentration.

When a company stays within the limits allowed for its emissions and takes into account future processes (the company's expansion or the reduction of its pollutant emissions), it can exploit this publicity wise by selling itself as a "clean industry". Thus, in relation to pollution due to sulfur dioxide emitted by industry, companies have the option to pay for reducing these emissions. An important part of these processes is the money used to buy technology intended to reduce polluting processes. As a reward for being environmentally-friendly, companies that buy into this new technology should receive a major tax cut. Today, all companies must comply with the standards and permitted limits set out in legislation that encourages the development and installation of increasingly clean technologies.

CONCLUSIONS

By the 1960s, it had become clear that sulfur oxides emitted from industrial chimneys were transported hundreds or thousands of miles on prevailing winds before falling back to the earth with rain or snow. Nitrogen oxides spewed out by automobiles are also carried by the wind. However, what was once a local problem has now become an international one, as pollutants know no borders.

The increase in acid rain has had a significant impact on forests and lakes of the industrialized nations of the north, because the soils are naturally acidic and surface waters are only slightly alkaline (basic). The forests in these areas are dying and their bodies of water cannot sustain normal fish stocks. Acid rain reduces crop yields and corrodes marble, metal and stone, a significant impact in cities.

Recently we have seen that the forests of the Ajusco range, located in the south of Mexico City, are severely

débiles o deformes, incapacidad para el desarrollo de muchos huevos y daños en las branquias, causados por el aluminio que se separa de los suelos por acción de la acidez (Bailey *et al.*, 1995).

Por efecto de la acidificación en los cuerpos de agua, las poblaciones de peces virtualmente han sido eliminadas de los lagos de algunas regiones del mundo. Se ha sugerido que mucha de la toxicidad para los peces se debe en realidad al incremento de las concentraciones de aluminio, más que a la acidificación del medio donde viven. El aluminio, que comprende alrededor de un 5 % de la corteza terrestre, es prácticamente insoluble en agua alcalina o neutra y por lo tanto no es biológicamente aprovechable. Sin embargo, como consecuencia de la lluvia ácida, la concentración de aluminio disuelto en algunos lagos puede aumentar hasta niveles tóxicos para los peces y otros organismos acuáticos. La solubilidad de otros metales tóxicos como el plomo, el cadmio y el mercurio también aumenta enormemente con el descenso del pH (Bailey *et al.*, 1995; Young *et al.*, 1988).

Solución a los problemas de la lluvia ácida

La restricción en la quema de carbón o la reducción en el uso de químicos pueden reducir el problema. Sin embargo, la solución no es tan sencilla, pues el carbón es un importante combustible y genera el 28 % de la energía global. Los principales usuarios de carbón son los países que intentan una rápida industrialización. China maneja el 75 % de energía proveniente del carbón, y actualmente cuenta con el 25 % de carbón que se quema globalmente. La India ocupa el cuarto lugar entre los países consumidores de carbón. Las naciones en vías de desarrollo generalmente tienen bajos controles de contaminación, ya que la prioridad es básicamente el desarrollo social y económico; por tanto, el cuidado del medio ambiente se define como un lujo que se puede atender después. Los efectos de la deposición de ácido no se manifiestan en una escala global, y la legislación local puede marcar diferencias sustanciales en la calidad de la pesquería y la actividad forestal (Graveland *et al.*, 1994; Grossman, 1988).

Los óxidos de azufre pueden ser dañinos para la vegetación, como fue evidente ya en los primeros años del siglo, cuando una gran planta de tratamiento de cobre se instaló en un área montañosa de Tennessee, Estados Unidos. En pocos años, toda la fauna y vegetación que rodeaba a la fundición quedó destruida. La solución ideada para dar una solución al problema, y que se sigue usando hoy, es construir chimeneas muy altas, de manera que el viento se lleve los contaminantes lejos del área inmediata. Se suponía, aunque de manera incorrecta, como se demostró más tarde, que los contaminantes se dispersarían tan ampliamente que llegarían a ser inofensivos por su baja concentración.

damaged. A dramatic decline in the growth rate of these trees has occurred over the past 10 years and in some high areas the firs are dying in great numbers. It seems evident that, among other effects, acid rain has decreased tolerance to cold and pests in this species.

Mounting evidence indicates that acid rain is one of the world's most pressing environmental issues. The possible consequences on biological systems include reduced crop yields, reduced timber production, the need for more fertilizer to compensate for nutrient losses, and the loss of important freshwater fisheries and, possibly, even the forests themselves.

End of English Version

Cuando una compañía mantiene el límite permitido en sus emisiones, y tomando en cuenta los procesos a futuro (la expansión de la compañía o la reducción de sus emisiones contaminantes), se puede explotar esto en el ámbito publicitario y venderse como una "industria limpia". De este modo, la contaminación provocada a causa del bióxido de azufre emitido por la industria tiene la opción de pagar por la reducción de estas emisiones a fin de cumplir con los estándares marcados en la legislación. Una parte importante de estos procesos es el dinero que se utiliza para comprar tecnología destinada a reducir los procesos que contaminan, por lo que deben representar para la empresa una importante reducción de impuestos como recompensa por ser una industria limpia. Hoy en día todas las compañías deben cumplir con los estándares y los límites permitidos que se establecen en la legislación que las alienta al desarrollo y a la instalación de tecnologías cada vez más limpias.

CONCLUSIÓN

En la década de los años sesenta del siglo XX, era claro que los óxidos de azufre que salían de las chimeneas eran transportados a cientos o miles de millas con los vientos predominantes que luego retornaban a la tierra, con la lluvia o con la nieve. Los óxidos de nitrógeno que dejan escapar los automóviles son igualmente arrastrados por el viento. No obstante, lo que antes era un problema local ahora ha alcanzado nivel internacional, pues para los contaminantes no hay fronteras.

El aumento de la lluvia ácida ha tenido efectos considerables en los bosques y lagos de las naciones indus-

trializadas del norte, porque sus suelos son naturalmente ácidos y sus aguas superficiales son apenas levemente alcalinas (básicas). Los bosques de esas áreas están muriendo y sus cuerpos de agua no pueden sostener a las poblaciones normales de peces. La lluvia ácida disminuye el rendimiento agrícola y corroe el mármol, metal y piedra, efectos apreciables en las ciudades.

Recientemente se ha visto que los bosques del Ajusco de la Ciudad de México, están seriamente perjudicados. Un espectacular declive en la velocidad de crecimiento ha ocurrido durante los últimos 10 años y en algunas localidades elevadas los oyameles mueren en gran número. Parece evidente que, entre otros efectos, la lluvia ácida disminuye la tolerancia al frío y a las plagas en dicha especie.

La acumulación de pruebas señala que la lluvia ácida es uno de los aspectos más graves de la contaminación y que tiene alcance mundial. Las consecuencias posibles sobre los sistemas biológicos incluyen la disminución del rendimiento de las cosechas, una menor producción de madera, la necesidad de usar más fertilizantes para compensar las pérdidas de nutrientes, la pérdida de importantes pesquerías de agua dulce y, posiblemente, también de los bosques.

LITERATURA CITADA

ABRAHAMSEN, G.; STUANES, A. O. 1986. Lysimeter study of effects of acid deposition on properties and leaching of gleyed dystric brunisolic soil in Norway. *Water Air Soil Pollute* 31:865-878.

ADAMS, F. 1988. *Soil Acidity and Liming*, 2a. Edition. Monograph Núm. 12. American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., and Soil Science Society of America, Inc., Madison WI. P.46.

ARKLEY, R. J.; GLAUSER, R. 1980. Effects of oxidant air pollutants on pine litter-fall and the forest floor. In: Proc. Symp. Eff. Air Pollute. Mediterr. Temperate For. Ecosystem. U.S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-43:225

BAILEY, S. W., DRISCOLL C. T.; HORNBECK J. W. 1995. Acid-base chemistry and aluminum transport in an acidic watershed and pond in New Hampshire. *Biogeochemistry* 28: 69-91.

BAKER, L. A.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R.; EILERS, J. M. 1991. Acidic lakes and streams in the United States.: The role of acidic deposition. *Science* 252: 1151-1154.

BALTENSWEILER, W. 1985. "Waldsterben": Forest pests and air pollution. *Z. Angew. Entomol.* 99:77-85.

BLANK, L. W.; ROBERTS, T. M; SKEFFINGTON, R. A. 1988. "Chemical and physical characteristics of lakes in the northeastern United States", *Environmental Science and Technology* 22: 155-63.

BRAVO-ÁLVAREZ, H.; TORRES, J. R. 2002. Air Pollution Levels and Trends in the Mexico City Metropolitan Area. In: MARK E. FENN; L. I. DE BAUER and TOMÁS HERNÁNDEZ-TEJEDA (edits.). *Urban Air Pollution and Forests Resources at Risk*

in the Mexico City Air Basin. pp. 121-159. Springer-Verlag New York, Inc. Ecological Studies 156.

BUSH, M. B., 1997. *Ecology of a Changing planet*. Prentice Hall, Inc. New Jersey. 188 P.

CRUZ, R. M.; VENEGAS, G. S. L.; DÍAZ, A. C. 2008. Estado de Lluvia Ácida en la Zona Metropolitana del Valle de México. Serie de Análisis del Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México., Secretaría del Medio Ambiente, D.F. MÉXICO, P. 1-8

ESPINOSA, J. 1996. Liming tropical soils – A management challenge. *Better Crops* 60: 28-311.

FENN, M. E.; BAUER, L. I.; ZELLER, K.; RODRÍGUEZ, C.; HERNÁNDEZ-TEJEDA, T. 2002. Nitrogen and Sulphur deposition in the Mexico City Air Basin: impacts of Forest nutrient status and nitrate levels in drainage waters. In: MARK E. FENN; L. I. DE BAUER; TOMÁS HERNÁNDEZ-TEJEDA (edits.). *Urban Air Pollution and Forests Resources at Risk in the Mexico City Air Basin*. pp. 298-319. Springer-Verlag New York, Inc. Ecological Studies 156.

FLEISCHER, S.; ANERSSON, G.; BRODIN, Y.; DICKSON, W.; HERMANN, J.; MUNIZ, I. 1993. Acid water research in Sweden – knowledge for tomorrow? *Ambio* 22: 258-263.

GARCÍA, R. 2006 Measurement of Chemical Elements in Rain From Ranchi Viejo, a Rural Wooded Area in State of México, México. *Atmospheric Environment* 40: p. 6088-6100.

GRIME, J. P. 1982. Estrategias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. Ed. Limusa, México. P.312.

GRAVELAND, J.; VAN DER WAL, R.; VAN BALEN, J. H.; VAN NOORDWIJK, A. J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446-448.

GROSSMAN, W. D. 1988. Products of photo-oxidation as a decisive factor of the new forest decline? Results and considerations. *Ecol. Modell.* 41:281-305.

GODBOLD, D. L.; FRITZ, E.; HÜTTERMANN, A. 1988. Aluminum toxicity and forest decline. *Proceedings of the National Academy of Sciences, U.S.A.* 85: 3888-3892.

HENDREY, G. R.; VERTUCCI, F. A. 1980. Benthic plant communities in acid Lake Colden, New York; Sphagnum and the algal mat; in *Ecological Impact of Acid Precipitation*, ed. D. Diablos & A. Tolan, SNSF, Sandefjord, Norway. pp. 266-267

KOTZ, J. C.; TREICHEL, P. M.; TOWNSEND J. 2008 *Química y Reactividad Química*. Thomson. México. D. F. 234.P

LAST, E. T.; NICHOLSON, I. A. 1982. "Acid rain". *Biologist* 29: 250-2.

LINDBERG A. L. 1996. Page (eds) *Acidic Precipitation, Volume 4, Soils, Aquatic Processes and Lake Acidification*, Springer-Verlag. New York. 210 p.

McLAUGHLIN, S. B. 1985. Effects of air pollution on forests: A critical review. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 35:512-534.

MIRANDA P., M. G.; RODRÍGUEZ M., S.; GARCÍA, G. E 2009, Parece que va a llover... Lluvia ácida. *Revista Conversus (Instituto Politécnico Nacional) Núm. 76* *Revista Conversus (Instituto Politécnico Nacional) Núm.76* : 32 - 37

MINOURA, H.; IWASAKA, Y. 1996. Rapid change in nitrate and sulfate concentrations observed in early stage of precipitation and their deposition processes. *Journal of Atmospheric Chemistry* 24: 39-55.

MOHNEN, VOLKER A. 1988 The Challenge of Acid Rain", en *Scientific American* 259: 30-38.

NEWMAN, E. I. 1995. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *Journal*

- of Ecology 83: 713-726.
- PEARCE, F. 1982 "Science and politics don't mix at acid rain debate", *New Scientist* 95 (1313): 80.
- SCHINDLER, D. W. 1988. "Effects of Acid Rain on Freshwater Ecosystems" *Science* 239: 149-153.
- SCHWARTZ, S. E. 1989. "Acid Deposition: Unraveling a Regional Phenomenon". *Science* 243: 753-761.
- TORRES, A. G.; Galván, L. G. 1999., Lluvia Ácida. Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación, Red Automática de Monitoreo Atmosférico r.a.ma. Secretaría del Medio Ambiente México DF. 39-42 p
- ULRICH, B. 1983. "A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization", in Ulrich B. Pankrath J. (eds) *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*, Dordrecht, Netherlands: Reidel. pp 1-29
- YOUNG, J. R.; Ellis, E. C.; Hidy, G. M. 1988. Deposition of air-borne acidifiers in the western environment. *Journal of Environmental Quality* 17: 1-26.