

Acidificación de las precipitaciones en Cuba

Acidification of precipitation in Cuba

Dra. Rosemary López Lee | rosemary.lopez@insmet.cu

Centro de Contaminación y Química de la Atmósfera, Instituto de Meteorología

MSc. Arnaldo Collazo Aranda | arnaldo.collazo@insmet.cu

Centro de Contaminación y Química de la Atmósfera, Instituto de Meteorología

Lic. Félix Hernández Saavedra | felix.hernandez@insmet.cu

Centro de Contaminación y Química de la Atmósfera, Instituto de Meteorología

Recibido: mayo 20, 2014; aceptado octubre 8, 2014

Resumen

Este trabajo se propone como objetivo discutir las causas y los efectos principales de la lluvia ácida, su relación con las condiciones meteorológicas, las políticas de gestión y el estado actual de la acidificación de las precipitaciones en Cuba. La lluvia ácida alcanzó una atención prominente en 1961, cuando se percibieron sus efectos ecológicos perjudiciales. La acidificación de las precipitaciones está determinada por las diferencias existentes en la distribución espacial de las emisiones desde fuentes naturales y antropogénicas, y su propagación a corta, media y larga distancias. Los tipos de situaciones sinópticas, según su origen y su desplazamiento, pueden estimular el aumento o la disminución de las especies químicas en las precipitaciones. Las políticas de gestión de la lluvia ácida se han centrado en la reducción de las emisiones de sus precursores. Las localidades de Pinares de Mayarí, Casablanca, Palo Seco y Gran Piedra constituyen las zonas más afectadas por lluvias ácidas en Cuba.

PALABRAS CLAVE: Lluvia ácida, pH, deposición húmeda, políticas de gestión, contaminación atmosférica.

Abstract

This paper discusses the main causes and effects of acid rain, its relationship with meteorological conditions, management policies and the current state of

acidification of precipitation in Cuba. Acid rain reached prominent attention in 1961 when their perceived adverse ecological effects. Acidification of precipitation is determined by differences in the spatial distribution of emissions from natural and anthropogenic sources and their propagation to short, medium and long distances. Synoptic types according to their origin and movement may stimulate the increase or decrease of the chemical species in precipitation. Management policies of acid rain have focused on reducing emissions of its precursors. The towns of Pinares de Mayarí Casablanca, Palo Seco and Gran Piedra are the areas most affected by acid rain in Cuba.

KEYWORDS: Acid rain, pH, wet deposition, management policy, air pollution.

Introducción

La lluvia ácida es el ejemplo principal de la contaminación del aire a nivel regional e, incluso, ha recibido gran atención a escala mundial dado los contaminantes acidificantes pueden transportarse a grandes distancias en la atmósfera para depositarse en ecosistemas a miles de kilómetros del lugar desde donde fueron emitidos; de ahí, su carácter transfronterizo y la dificultad en el desarrollo de políticas para su control.

El reconocimiento de la deposición ácida, comúnmente llamada *lluvia ácida*, aunque sin ser términos

equivalentes, tiene una historia larga. La deposición ácida comprende las deposiciones seca y húmeda (precipitaciones); desde el siglo XIII, en Londres, se vincula con los problemas de contaminación del aire urbano con el dióxido de azufre y los aerosoles de sulfato. En 1692, Robert Boyle, en su libro *A general history of the air* reconoció la presencia de compuestos y ácidos de azufre en el aire y en las lluvias. El término “lluvia ácida” lo utilizó por vez primera, en 1845, el farmacéutico Ducros; sin embargo, fue Robert Angus Smith quien, en 1872, por vez primera realizó un estudio detallado de la lluvia ácida y sus efectos dañinos potenciales (Menz y Seip, 2004; Seinfeld y Pandis, 2006).

No fue hasta 1961 que la lluvia ácida recibió gran atención mundial, cuando Svante Odín estableció una red de monitoreo químico de las aguas superficiales en Escandinava, y demostró la acidificación de los lagos suecos y sus efectos ecológicos perjudiciales a causa de las emisiones provenientes del Reino Unido y Europa del este. Una década después, en 1970, este fenómeno alcanzó importancia en los Estados Unidos al descubrir Schofield la acidificación de los lagos en las montañas de Adirondack, en Nueva York, por emisiones de fuentes localizadas en los estados del medio oeste y el sureste de Canadá (Menz y Seip, 2004).

Desde finales de 1982 se dispone de una información vasta acerca del tema, a partir de los empeños del “Programa cooperativo para la vigilancia y evaluación de la transmisión a larga distancia de contaminantes en Europa” (EMEP). En 1978, los Estados Unidos y Canadá establecieron un acuerdo bilateral de investigaciones sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia; en 1980, firmaron el Memorando de intención entre los gobiernos de Canadá y los Estados Unidos, en relación con la contaminación del aire transfronteriza, incluyendo la deposición ácida (Seinfeld y Pandis, 2006). Por esta razón, en los estudios de acidificación de las lluvias es necesario considerar el transporte de los contaminantes a corta, media y larga distancias.

En fechas recientes, la lluvia ácida ha emergido como un problema de contaminación importante en otras regiones del mundo, como el sur de Asia, en particular China e India, dado el crecimiento económico acelerado de estos países en las últimas décadas. Asimismo, se ha observado la incidencia de esta problemática en México, Brasil y otros países tropicales, tales como Costa Rica y Puerto Rico (López, 2011). En los trópicos, este fenómeno puede convertirse en un problema grave porque las precipitaciones abundantes pueden conducir a tasas elevadas para la deposición de acidificantes.

En Cuba se ha estudiado la composición química de las lluvias, sus vínculos con los procesos meteorológicos y las tendencias de la acidez (Rodríguez, 1991; Cuesta, 1995; López *et al.*, 1997; López, 2012). Durante 1981 a 1994 se observó una tendencia al incremento en la frecuencia de las lluvias ácidas en el país (López *et al.*, 1997). En la actualidad, es necesario investigar esta problemática dados el incremento en el uso de combustible crudo nativo con un contenido de azufre alto (4 % a 7 %) y la existencia de un parque automotor antiguo con un envejecimiento técnico elevado.

Este trabajo se propone como objetivo discutir las causas y los efectos principales de la lluvia ácida, su relación con las condiciones meteorológicas, las políticas de gestión y el estado actual de la acidificación de las precipitaciones en Cuba.

Causas de la lluvia ácida

La lluvia ácida es cualquier forma de precipitación (lluvia, nieve, granizo o niebla) cuyo valor de pH sea inferior a 5.6. En una atmósfera libre de contaminantes, la lluvia tiene un pH de 5,6, dada la presencia de dióxido de carbono atmosférico, que forma ácido carbónico; por ello, durante muchos años este valor de pH se ha utilizado para distinguir las lluvias ácidas de las no ácidas (López, 2011).

Históricamente, los principales ácidos que contribuyen a la acidificación de la lluvia son el ácido sul-

fúrico (H_2SO_4) y el ácido nítrico (HNO_3), formados a partir de la oxidación en el aire del dióxido de azufre (SO_2) y los óxidos de nitrógeno (NO_x), respectivamente. Las emisiones de SO_2 , de forma mayoritaria, provienen de la generación de energía eléctrica obtenida de la quema de combustibles fósiles, la fundición de metales y otras fuentes estacionarias, mientras que las de NO_x se originan de fuentes móviles, las industrias y termoeléctricas (Menz y Seip, 2004).

En los últimos años existe un consenso mayor acerca de que los ácidos orgánicos (en especial, el ácido fórmico y el ácido acético) pueden contribuir significativamente a la acidificación de las lluvias e incluso podrían considerarse las especies ácidas principales en ambientes urbanos contaminados (Finlayson Pitts y Pitts, 2000). La formación de estos ácidos se asume a partir de la oxidación fotoquímica de compuestos orgánicos volátiles biogénicos, y la quema de biomasa y combustible fósil (Sanhueza *et al.* 2003).

En condiciones prístinas se han encontrado precipitaciones con valores de pH inferiores a 5,6 debido a emisiones naturales de SO_2 , NO_x y ácidos orgánicos, aunque los valores de pH típicos en precipitaciones ácidas causadas por las emisiones antropogénicas se encuentran entre 3,5 y 5,0 (Menz y Seip, 2004).

El ácido clorhídrico (HCl) es otro contribuyente significativo en la acidez de la lluvia (Herrera y Rodríguez, 2009). Las emisiones antropogénicas provienen principalmente de la producción de cloro como gas y HCl (Zhu y Liu, 2003). Como fuente primaria de HCl, varios autores sugieren los volcanes, la combustión de carbón y los desechos sólidos, mientras que como fuente secundaria señalan la dechlorinación de aerosoles marinos y la oxidación *in situ* de los clorocarbonados de emisiones naturales o antropogénicas (Sanhueza *et al.* 2005).

En regiones prístinas, como fuente de ácido sulfúrico (SO_4^{2-} no marino) se sugiere la oxidación de compuestos de azufre reducido (H_2S) o provenientes de la erupción de volcanes, mientras que en el caso

del HNO_3 , la fuente puede ser la oxidación del NO_x producido por los suelos, la quema de biomasa y(o) las descargas eléctricas (Sanhueza *et al.* 2005).

En los océanos, la oxidación del dimetilsulfuro (DMS) es la fuente principal de SO_2 , a partir del cual, posteriormente, pueden formarse el H_2SO_4 (SO_4^{2-} marino) y las partículas de sulfato. El DMS es producido por el fitoplancton marino; otro producto de su oxidación es el ácido metanosulfónico (MSA), muy soluble en agua y poco volátil. El MSA puede funcionar como núcleo de condensación para la formación de nubes, las cuales podrían dispersar la radiación entrante de regreso al espacio y, de esta manera, contribuir a la disminución de la temperatura en la superficie de la Tierra (Finlayson Pitts y Pitts, 2000; Seinfeld y Pandis, 2006).

Para la evaluación de la acidez de la lluvia es necesaria la determinación analítica de los elementos químicos principales que la componen, o sea, no solo estudiar la componente acidificante, sino también analizar los elementos responsables de la neutralización, que pueden incluso alcalinizar las precipitaciones. En este sentido, la cantidad de materia alcalina presente desempeña un papel primordial, la cual actúa como un agente neutralizador, en especial, los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y NH_4^+ (Sakihama *et al.*, 2008), aunque diversos autores señalan que el efecto neutralizante del amonio desaparece al depositarse con la lluvia y causar la acidificación de los suelos mediante la nitrificación (Schuurkes *et al.*, 1988; Menz y Seip, 2004).

En áreas donde la producción agrícola es intensa y existen grandes cantidades de animales en pastoreo pueden encontrarse concentraciones de amonio (NH_4^+) altas; sus fuentes probables son la volatilización de amoníaco (NH_3) desde las actividades de pastoreo intensivo o la aplicación de fertilizantes a los suelos (Schuurkes *et al.*, 1988). Otros autores indican que el amoníaco es un contribuyente importante en la formación de las lluvias ácidas dado que el NH_3 se disuelve para formar NH_4^+ , el cual puede incrementar la tasa de conversión de SO_2 a H_2SO_4 en la atmós-

fera, al favorecer la formación de sulfato de amonio $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ (Sánchez *et al.*, 2009).

En ciudades cercanas al mar, Zhang *et al.* (2007) señalan la presencia de aguas de lluvia con concentraciones elevadas para los compuestos Na^+ y Mg^{2+} provenientes de aerosoles marinos, que contribuyen a la neutralización de los sulfatos y nitratos. Varios autores asocian las fuentes de K^+ en las precipitaciones con la quema de biomasa y(o) la incineración de basuras (Tang *et al.*, 2005); por su parte, Rodríguez (1991) señala como origen posible los minerales del suelo o el polvo resuspendido en la ciudad.

En las ciudades, el origen antropogénico de los iones Ca^{2+} proviene de las emisiones del cemento durante la construcción de edificaciones y la pavimentación de vías (López *et al.*, 1997). Tang *et al.* (2005) relacionan las concentraciones de Ca^{2+} altas en las lluvias de Beijing con las partículas del suelo y(o) las cenizas volantes de carbón; además, indican que el Mg^{2+} presente en las precipitaciones se origina también de los minerales.

En el oeste y el medio oeste de los Estados Unidos de América, las partículas del suelo tienden a ser básicas (por su contenido alto de carbonatos de calcio y magnesio) y pueden incrementar el pH de las lluvias. En la región este se forman aerosoles por la interacción de los ácidos sulfúrico y nítrico gaseosos; además, las partículas del suelo son, en general, ácidas, lo cual produce una disminución en el pH de la lluvia (Babich *et al.*, 1980).

Las zonas con una componente neutralizante baja que reciben mayores emisiones antropogénicas de aniones ácidos reflejan precipitaciones con un valor de pH menor, y resultan perjudiciales para los ecosistemas terrestres y acuáticos.

Efectos ambientales de las lluvias ácidas

Las precipitaciones, en conjunción con otras formas de deposiciones húmeda (rocío, niebla y nieve) y

seca, pueden provocar la acidificación de aguas que, a su vez, podría inducir efectos nocivos en la biota acuática, así como ocasionar daños directos a la vegetación y los materiales de construcción expuestos a la intemperie (Seinfeld y Pandis, 2006).

Según Roth *et al.* (1985, citado por Seinfeld y Pandis, 2006), los lagos son acidificados cuando pierden alcalinidad. La alcalinidad total o la capacidad de neutralizar la acidificación está determinada de forma mayoritaria por la concentración de los iones bicarbonato y carbonato. De acuerdo con Seinfeld y Pandis (2006), los lagos con una alcalinidad inferior a 200 mequiv/l son más sensibles a las precipitaciones ácidas.

La acidificación de las aguas superficiales está muy vinculada con la de los suelos dado que 90 % del agua ha pasado por el suelo, y solo 10 % ha caído directamente sobre este en forma de precipitaciones (Menz y Seip, 2004). De este modo, los lagos rodeados por suelos ricos en piedra caliza pueden reducir la acidez dada la acción neutralizante de los compuestos de magnesio y calcio (Seinfeld y Pandis, 2006), mientras que aquellos cuyas orillas están cubiertas por lechos de rocas de granito, los cuales presentan pobre capacidad amortiguadora natural (Seinfeld y Pandis, 2006) son más susceptibles a la acidificación. En Piracicaba, Brasil, los suelos están compuestos por gibb-sita y kaolinita, con contenido de cationes y valores de pH bajo; por ello, de continuar las elevadas emisiones de compuestos ácidos en esta región (Krusche *et al.*, 2003), son propensos a la acidificación, al igual que los acuíferos ubicados en esta localidad.

Al disminuir el pH de los lagos se incrementa la concentración de metales tóxicos como el aluminio, el plomo, el mercurio y el cadmio, lo cual provoca la merma en las poblaciones de peces, crustáceos, moluscos y algas, así como la desaparición del fitoplancton, que con el tiempo ocasiona la imposibilidad de sobrevivencia al resto de la fauna por falta de alimento y vuelve transparentes a los lagos (Seinfeld y Pandis, 2006).

La deposición ácida en los vegetales afecta el crecimiento, el metabolismo, la productividad y la actividad fotosintética. En las hojas de las plantas se producen lesiones cloróticas y necróticas. San't Anna-Santos *et al.* (2006) demostraron que las soluciones ácidas depositadas en las hojas de *Spondias dulcis*, *Mimosa artemisiana* y *Gallesia integrifolia* dañan las células epidérmicas y causan erosión en la cutícula, alteración en la permeabilidad de la hoja y aumentan la sensibilidad de las especies vegetales a contraer enfermedades producidas por organismos patógenos. Otros autores señalan que los efectos de lixiviación de cationes (Ca^{2+} y Mg^{2+}) en los suelos provocan un desequilibrio de nutrientes en las plantas, las cuales disminuyen su capacidad para responder a condiciones de estrés biótico o abiótico (Menz y Seip, 2004).

A su vez, Dai *et al.* (1998) informaron daños en bosques localizados alrededor de ciudades del sur de China, relacionados directamente con los efectos locales de las elevadas emisiones de dióxido de azufre y los eventos de lluvia extremadamente ácidos. En TieShanPing, cerca de la ciudad de ChongQing, y en ChongGuan, próximo a la ciudad de GuiYang, ambas zonas ubicadas en una región con problemas de deposición ácida en China, se ha observado un incremento de 40 % en la defoliación de los pinos Masson (*Pinus massoniana*) (Wang *et al.*, 2007), lo cual provoca cierta celeridad en la disminución de los bosques y una reducción en la absorción de CO_2 . De esta manera, la lluvia ácida contribuye indirectamente al cambio climático global.

En el norte de Europa, el este de los Estados Unidos y el sur de China se ha producido la acidificación de los suelos (Dai *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 2007); no obstante, la contribución a la acidificación por la deposición sobre los suelos es difícil de determinar dados los muchos factores que pueden afectarla, incluidos los cambios en la vegetación. En la actualidad, un gran número de autores han desarrollado modelos para predecir los cambios posibles en suelos y aguas expuestos a la deposición ácida (Menz y Seip, 2004).

Otro efecto de las precipitaciones ácidas son los daños causados a muchas construcciones de mármol y piedra caliza (los monumentos) que constituyen patrimonio de la humanidad, los cuales deben ser reparados continuamente; por ejemplo, el fuerte de San Juan de Ulúa, Veracruz, México, que pierde al año 1,05 mg de $\text{CaCO}_3/\text{cm}^2$, equivalente a 4,15 micrómetros de la superficie. La piedra caliza es muy susceptible a la deposición ácida húmeda debido a la disolución del CaCO_3 por los iones H^+ en solución acuosa. Por otra parte, los materiales metálicos se corroen con mayor rapidez cuando están cubiertos por una capa húmeda y(o) cuando se hallan en presencia de estimuladores de la corrosión, tales como los iones de H^+ y SO_4^{2-} (Bravo *et al.*, 2006).

De modo que las especies químicas removidas de la atmósfera por la deposición húmeda afectan el ecosistema donde son depositadas (los suelos y cuerpos de agua, las construcciones y los seres vivos); las variables meteorológicas constituyen un factor clave en favorecer o contrarrestar el incremento de estas en las precipitaciones.

Relación entre los factores meteorológicos y la composición química de la lluvia

Los procesos de transporte de contaminantes a escala sinóptica y las variables meteorológicas influyen en la composición química de las lluvias (Tang *et al.*, 2005). En las precipitaciones más copiosas, las gotas tienden a ser más grandes que en las lluvias menos abundantes, las cuales tienen más tiempo de residencia en la atmósfera y, por tanto, podrían incorporar más especies químicas de aerosoles y gases (Seinfeld y Pandis., 2006), mientras que una gran cantidad de lluvia podría diluir la concentración de los iones (Tang *et al.*, 2005).

El aumento de la temperatura incrementa las reacciones en las fases gaseosa y acuosa y, por consiguiente, más contaminantes en estado gaseoso pasan

a iones, con lo cual se potencian las concentraciones en las precipitaciones (Buda y De Walle, 2002). Según Dayan y Lamb (2003), las temperaturas altas del verano en Pensilvania contribuyen a la formación de las especies químicas oxidantes, tales como el peróxido de hidrógeno y el ozono en la baja tropósfera, las cuales favorecen la conversión del dióxido de azufre en ácido sulfúrico en fase acuosa y, de esta manera, aumenta la deposición ácida en el territorio.

La humedad beneficia la sedimentación de humos y polvo, mientras que la rapidez del viento resulta un indicador eficiente relativo a las condiciones generales de dispersión de los gases y partículas emitidos por fuentes de origen natural o antrópico (Tang *et al.*, 2005). De este modo, puede producirse el arrastre de contaminantes desde regiones remotas (Reyes-Rodríguez *et al.* 2009).

Según Cerón *et al.* (2002), las concentraciones de nitratos altas en la Península de Yucatán, similares a ciudades con grandes urbanización e industrialización, está asociado con la dirección del viento proveniente desde el interior de la península hacia Puerto Morelos, mientras se producían fuegos forestales tierra adentro durante la estación seca.

Las características de la fuente de emisión y las trayectorias recorridas o el transporte de las masas de aire afectan la concentración de las especies químicas de las lluvias en una región específica (Dayan y Lamb, 2003). Los estudios de trayectorias inversas de las masas de aire en Norteamérica demostraron que, en gran medida, la precipitación ácida en Ontario central se debía a su paso sobre las termoeléctricas de los estados del oeste medio de los Estados Unidos, en especial Ohio e Indiana, los que emiten cantidades importantes de dióxido de azufre (Menz y Seip, 2004). En Puerto Rico, en el verano, el polvo del Sahara contribuye con una porción significativa de iones calcio, potasio y magnesio, mientras que durante los meses de invierno los frentes fríos transportan sulfatos y nitratos desde Norteamérica (Reyes-Rodríguez *et al.*, 2009).

De esta forma, el carácter transfronterizo de las lluvias ácidas establece la necesidad de implementar estrategias de gestión ambiental consensuadas entre todos los países.

Políticas de gestión ambiental

Los procesos de la contaminación del aire influyen a escalas local, regional y global, y viceversa; por ello, las tareas de gestión deben asumirse con un enfoque multiescalar. Estas actividades han alcanzado un desarrollo mayor a nivel local, sobre todo en los centros urbanos focalizados en la protección y el bienestar de los seres humanos. Entonces, se requiere contar con criterios de calidad del aire y normas para la emisión de contaminantes, así como con el desarrollo de estrategias para su implementación y control.

Las estrategias utilizadas dependen de las condiciones específicas de las ciudades y países donde se han aplicado; estas deben estar dirigidas, básicamente, a la eliminación o la reducción de las emisiones contaminantes, que es la única vía para disminuir la contaminación atmosférica. Por ello, deberá contarse con inventarios de emisiones de contaminantes para las fuentes fijas y móviles, y con tecnologías que propicien su abatimiento, de conjunto con la implementación de políticas de regulación directa, de incentivo económico, de gasto directo del Estado y persuasión con miras a reducir la contaminación. Otros elementos necesarios son los pronósticos meteorológicos, el monitoreo y la modelación de la calidad del aire.

Antes de 1970, las políticas de gestión de la calidad del aire solo estaban encaminadas en la preservación de la salud humana, pero después que se hicieron evidentes los efectos ecológicos perjudiciales de la lluvia ácida se enfocaron hacia la protección de la integridad de los ecosistemas naturales (Menz y Seip, 2004).

Esta problemática se incrementó durante las décadas de los sesenta y setenta del siglo XX, y dada su naturaleza transfronteriza, casi todos los países de

Europa, los Estados Unidos y Canadá suscribieron un *convenio* sobre la contaminación transfronteriza a largas distancias, en 1979, que entró en vigor el 16 de marzo de 1983. En 1999, en Gotemburgo, se emitió el *protocolo* para la disminución de la acidificación, la eutrofización y el ozono superficial, cuya implementación es difícil porque los costos del control de la contaminación, a menudo, corresponden a una jurisdicción, mientras que los beneficios de la reducción de las emisiones se observan en otras localidades.

El convenio y el protocolo, de conjunto, tuvieron un efecto positivo en la atenuación de la lluvia ácida en zonas de Europa y Norteamérica, puesto que generaron legislaciones con miras a la reducción de las emisiones de sus precursores (SO_2 y NO_x); en particular, resultó efectiva para el dióxido de azufre, por la introducción de tecnologías menos contaminantes en la industria y el transporte, y la aplicación de técnicas de depuración de emisiones más avanzadas (Menz y Seip, 2004). Por ejemplo, en los Estados Unidos, a nivel nacional, las emisiones de SO_2 disminuyeron en 33 % de 1973 a 1995, y declinaron marcadamente en casi todos los estados de 1991 a 1999 (Anderson *et al.*, 2006). Sin embargo, repercutieron de forma negativa en los países en vías de desarrollo porque los desarrollados han estado transfiriendo hacia estos países sus tecnologías obsoletas, más contaminantes, dado que los estándares ambientales, como la actividad de control de la contaminación son menos rigurosos.

Por otra parte, estas políticas de gestión no han sido capaces de disminuir de forma acentuada las emisiones de óxidos de nitrógeno en los países desarrollados —y aún menos en los subdesarrollados— emanadas principalmente de su combustión en los autos, puesto que el modo de vida en las grandes ciudades no ha cambiado y no estamos dispuestos a renunciar a ciertas comodidades. Por ejemplo, en los Estados Unidos, a nivel nacional, las emisiones de NO_x se incrementaron 14 % entre 1973 y 1995, mientras que de 1991 a 1999 solo disminuyeron en dos

estados, Nueva York y Pensilvania (Anderson *et al.*, 2006).

Estas políticas ambientales generaron un aumento en las organizaciones que realizan educación ambiental, los programas de monitoreo para la vigilancia de la calidad del aire, así como un incremento en las investigaciones sobre los efectos adversos de la deposición ácida sobre el medio ambiente y las medidas de mitigación que se han de implementar; por ejemplo, en los Estados Unidos se creó un programa nacional para la evaluación de las precipitaciones ácidas (Menz y Seip, 2004).

En Cuba, la contaminación del aire tiene sus causas en las deficiencias de la planificación de los asentamientos humanos e industrias, la utilización de tecnologías obsoletas en las actividades productivas y el transporte automotor. Además, en décadas pasadas, siguiendo una tendencia mundial, se utilizó la construcción de chimeneas altas en termoeléctricas e industrias, con el objetivo de dispersar las emisiones y resolver los problemas locales alejando la contaminación de las áreas urbanas. Pero no se eliminó la contaminación, sino que se le redistribuyó por todo el país; tampoco se erradicaron los problemas locales por la ubicación incorrecta de las fuentes con respecto al medio urbano (López, 2006).

Las primeras actividades en relación con la vigilancia de la calidad del aire estuvieron dirigidas por el Ministerio de Salud Pública (MINSAP), que instaló varias estaciones de muestreo en Ciudad de La Habana y otras provincias del país a partir de 1970. Desde 1976, el Centro de Contaminación y Química de la Atmósfera (CECONT), adscrito al Instituto de Meteorología, estableció el monitoreo de la contaminación del aire a nivel nacional, con un programa inicialmente ajustado a las indicaciones de la Red de Control de la Contaminación General Atmosférica (BAP-MON) y guiado después por el Sistema de Vigilancia de la Atmósfera Global (VAG) de la Organización Meteorológica Mundial (OMM) (López, 2006).

Este programa ha estado centrado en el análisis químico de las precipitaciones, los aerosoles y algunos gases contaminantes (dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, sulfuro de hidrógeno). Todos los sitios de muestreo se ubicaron en estaciones meteorológicas por lo que, adicionalmente, se disponía de esta información. Esta red operó completa hasta los primeros años de la década de los noventa del siglo xx cuando debido a las dificultades económicas que experimentó el país, redujo su programa, tanto en el número de estaciones, como en la cantidad de contaminantes a monitorear y su frecuencia. A partir de 1994 se ha mantenido funcionando en una variante reducida (López, 2006).

En la legislación ambiental de Cuba se ha avanzado en la temática de atmósfera con la promulgación, en 1987, de la norma NC 39.1999 (antes NC 93-02-202:87), que estableció las concentraciones máximas admisibles *Cma* de sustancias nocivas del aire para las zonas habitables, los radios mínimos para las zonas de protección en torno a las empresas industriales y otras fuentes de contaminantes, y las alturas mínimas de chimeneas.

Sin embargo, en la tabla 1 puede observarse que existen discrepancias entre los promedios de tiempo utilizados para los compuestos NO₂ y SO₂ de la norma cubana y los recomendados en la guía de calidad de aire de la Organización Mundial de la Salud OMS (WHO, 2005). La norma cubana de calidad del aire es de 1987; por ello, se considera que debe actualizarse en relación con las concentraciones máximas admisibles y los promedios de tiempo, según los valores recomendados en la guía de la calidad del aire de la OMS de 2005, teniendo en cuenta las condiciones inherentes a Cuba, entre estas, las posibilidades tecnológicas y los costos.

Posteriormente, se instituyó la NC 111.2004, la cual tiene como finalidad establecer reglas para la vigilancia de la calidad del aire en asentamientos humanos. Esta norma establece un *índice de calidad ambiental* (ICA), que incluye las categorías *buena*, *aceptable*, *deficiente*, *mala*, *pésima* y *crítica*, y se de-

Tabla 1. Guía de calidad del aire de la OMS y norma de concentraciones máximas admisibles en Cuba para los compuestos NO₂ y SO₂

Compuesto	OMS		Cuba	
	Guía (mg/m ³)N	Promedios de tiempo	Norma (mg/m ³)N	Promedios de tiempo
NO ₂	200	1 h	85	20 min
	-	-	40	24 h
	40	Anual	-	-
SO ₂	500	10 min	500	20 min
	20	24 h	50	24 h

Fuente: WHO, 2005 y NC 39.1999.

termina utilizando como criterio el valor resultante del cociente de las concentraciones reales de cada contaminante principal (NO₂, SO₂, CO, O₃, PST y PM₁₀) tomando como denominador la *Cma* correspondiente al período valorado, según la NC 39: 1999. Cuando se evalúan varios contaminantes principales en un mismo lugar para un período, la evaluación general del ICA corresponde al mayor de los subíndices determinados para cada contaminante.

En 1986 se fijaron regulaciones para las emisiones de sustancias nocivas por automóviles, tractores y máquinas agrícolas y de la construcción autopropulsadas (NC 93-02-214. 1986). A su vez, se reguló los límites de opacidad del humo (NC 93-02-215.1986). Además, en la NC 242.2004 se estableció una guía de datos tecnológicos para el inventario de emisiones de los contaminantes atmosféricos desde fuentes industriales estacionarias, mientras que la NC 55.2009 dictaminó las emisiones máximas admisibles de contaminantes a la atmósfera en fuentes fijas puntuales para las instalaciones generadoras de electricidad y vapor.

Se realizó un inventario de emisiones nacionales para el período 1990-2006, donde el SO₂ mostró una tendencia al crecimiento de las emisiones. La causa de esta tendencia es el incremento en la utilización de petróleo crudo nativo (con un contenido de azufre alto) en las industrias de la energía, manufactureras y de la construcción, sobre todo en relación con la producción de cemento (Valdés *et al.*, 2013).

La política energética de Cuba ha sido acrecentar la utilización de energías renovables, tales como la eólica y la solar, en lugares donde sea difícil implementar la energía eléctrica convencional y que, a su vez, sea factible dadas sus potencialidades de explotación. Asimismo, y de forma simultánea, se ha utilizado el crudo nacional, puesto que es una fuente de abastecimiento segura ante cualquier contingencia o problemas de mercado, considerando, tanto los elevados precios actuales del petróleo, como las dificultades de la Isla para acceder a muchos mercados y fuentes de financiamiento externos (López, 2006).

Estado actual en Cuba

En las figuras 1 y 2 puede observarse que de 1990 a 1994 existió una acidificación marcada de las lluvias en Cuba y se evidenció un incremento de la frecuencia de lluvias ácidas. Las causas potenciales principales fueron el incremento de precursores de ácidos y ácidos desde fuentes en el país, por el comienzo en la utilización de combustible con un contenido de azufre alto en las termoeléctricas y fábricas de cemento; el aumento en la quema de biomasa y la disminución en las precipitaciones de los compuestos químicos que neutralizan los acidificantes como consecuencia de la casi paralización de la actividad económica en Cuba durante ese período, en especial, la construcción, la agricultura y el transporte (López *et al.*, 1997; Cuesta, 1995).

Después de 1994 no existe un crecimiento o un decremento muy perceptible en la acidificación de las lluvias a escala regional ni en la frecuencia de las lluvias ácidas en Cuba (ver Figs. 1 y 2). Probablemente, debido a que después de ese año comenzó un proceso de recuperación gradual de la economía en el país, lo cual concuerda con los resultados de López (2012) que cuantificó tanto altas concentraciones de compuestos químicos neutralizantes como de acidificantes en las precipitaciones..

No obstante, la evaluación de la acidificación de las precipitaciones a escala regional en Cuba mostró

la persistencia de estaciones con una frecuencia de lluvias ácidas alta. La zona más afectada por este fenómeno fue Pinares de Mayarí, quizá por la influencia directa de las emisiones antropogénicas de la zona minero Moa-Nicaró y de la termoeléctrica Felton (Holguín), que es una de las que emite mayores concentraciones de SO_2 y NO_x (López, 2012) (Fig. 3).

En la figura 3 puede observarse que Casablanca, Palo Seco y Gran Piedra fueron otras estaciones con más de 50 % de afectación por lluvias ácidas. La estación de Casablanca se encuentra ubicada en las inmediaciones de la bahía de la ciudad de La Habana; puede recibir, principalmente en horas de calma y de la noche, la influencia de las emisiones por la quema de combustible fósil de la refinería Níco López y la termoeléctrica de Talla Piedra. La causa principal de acidificación de las lluvias en la estación rural de Gran Piedra podría deberse a la influencia de las emisiones antropogénicas de Moa-Nicaró. En el caso de Palo Seco, una estación con características rurales, los valores ácidos pueden ser una consecuencia de los aportes de partículas desde los suelos ácidos, típicos de la zona.

Conclusiones

Para la caracterización de la acidificación de las precipitaciones no es suficiente el análisis del pH, sino que esta información deberá complementarse con el análisis de los componentes químicos principales que contribuyen a los procesos de acidificación y neutralización en las precipitaciones.

Se recomienda realizar el monitoreo sistemático de la composición química de las precipitaciones, con la finalidad de aportar información para preservar la integridad natural de los ecosistemas.

Las variables meteorológicas desempeñan un papel fundamental en la distribución espacial de las emisiones desde sus fuentes y en su propagación a corta, media y larga distancias, lo cual afecta la composición química de las precipitaciones de una región específica.

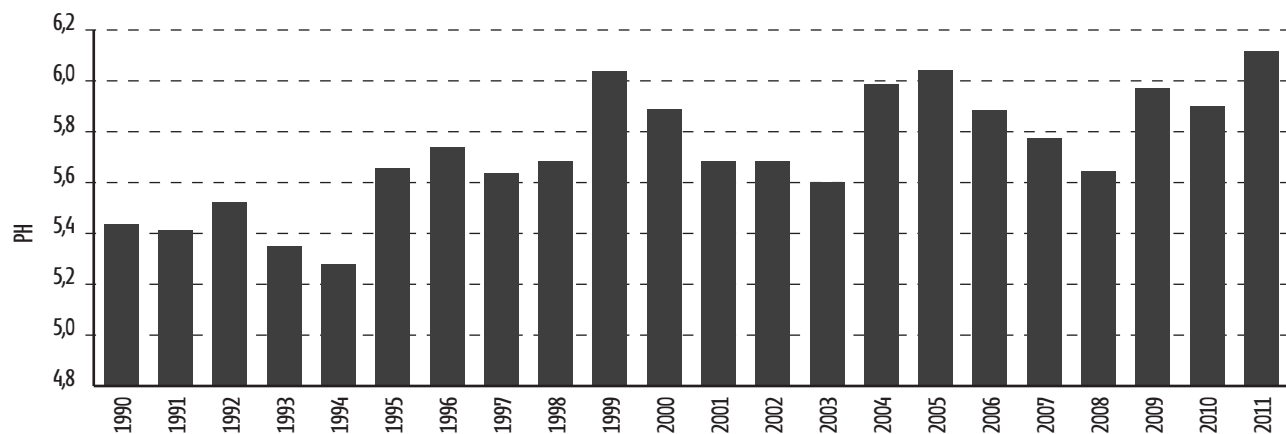


Fig. 1 Valores del pH anual del agua de lluvia en Cuba (período 1990-2011).

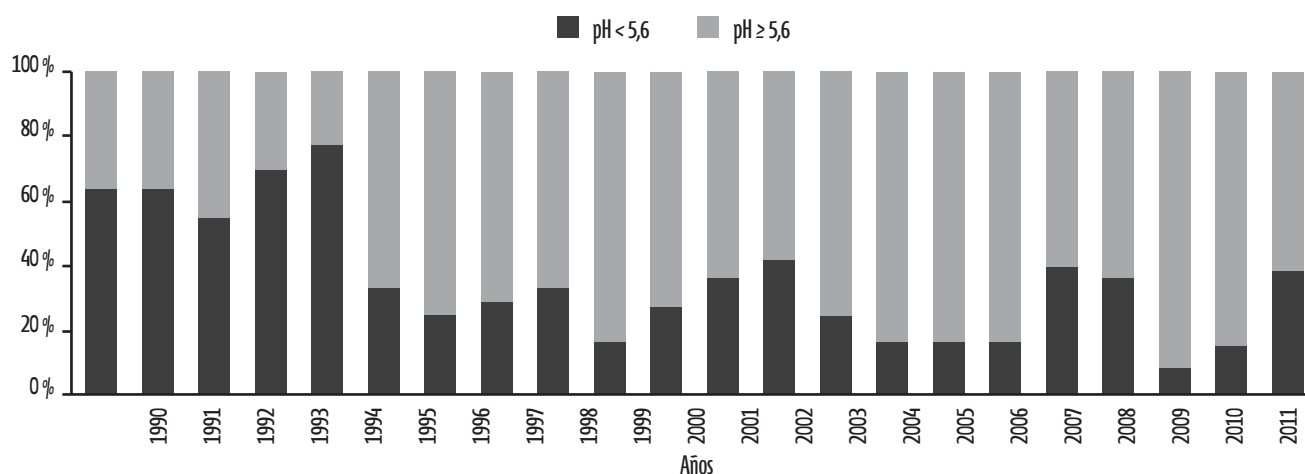


Fig. 2 Frecuencia anual de lluvias clasificadas como ácidas ($pH < 5,6$) y no ácidas ($pH \geq 5,6$) en Cuba (período 1990-2011).

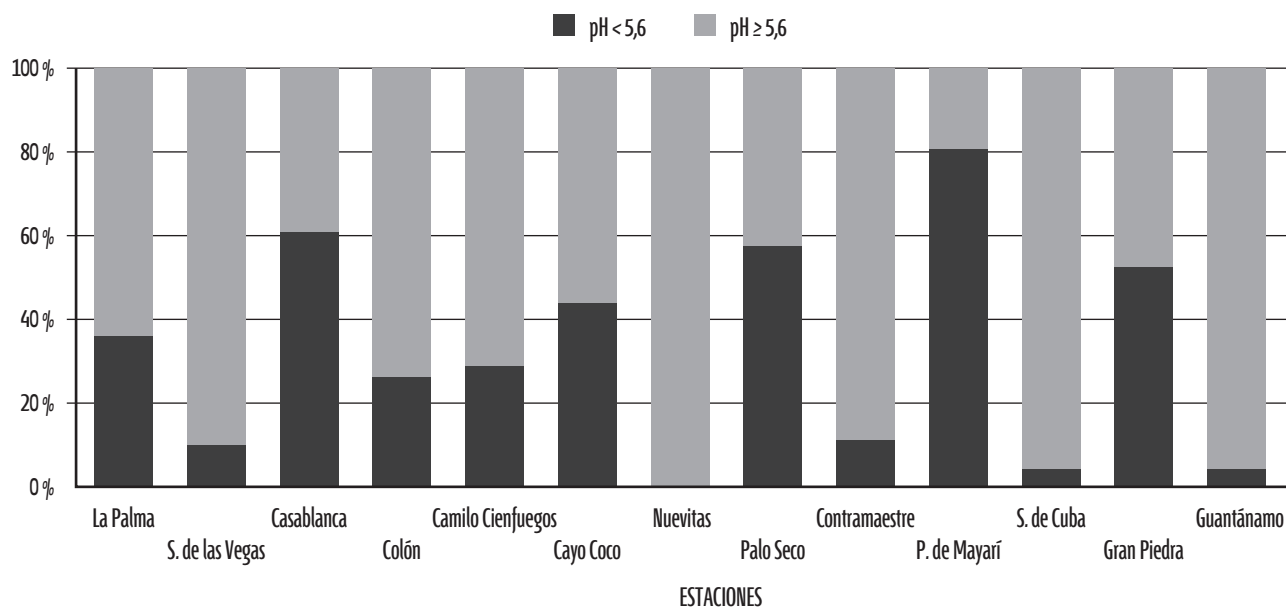


Fig. 3 Frecuencia de lluvias clasificadas como ácidas ($pH < 5,6$) y no ácidas ($pH \geq 5,6$) a escala regional en Cuba (período 1990-2011).

En Cuba, la aplicación de técnicas de abatimiento de las emisiones de SO₂ constituye la medida principal con vistas a disminuir las emisiones de los precursores ácidos.

Durante el período 1990–2011 no se evidenció una tendencia (positiva o negativa) marcada para el pH ni para la frecuencia de lluvias ácidas a nivel regional en Cuba, aunque persisten localidades que, a menudo, son afectadas por este fenómeno; por ejemplo, Pinares de Mayarí, Casablanca, Palo Seco y Gran Piedra.

Referencias bibliográficas

- ACOELHO, C. H., FRANCISCO, J. G., NOGUEIRA, R. F. P. & CAMPOS, M. L. A. M. 2008. Dissolved organic carbon in rainwater from areas heavily impacted by sugar cane burning. *Atmospheric Environment* 42, 7115–7121.
- COLLAZO, A. 2011. Análisis de la contaminación transfronteriza y local de contaminantes gaseosos precursores de la depositación ácida húmeda y formación de ozono en Cuba. Tesis para optar al grado de magíster en: gestión y planificación ambiental.
- FORNARO, A. & GUTZ, I. 2003. Wet deposition and related atmospheric chemistry in the São Paulo metropolis, Brazil: Part 2 – contribution of formic and acetic acids. *Atmospheric Environment*, 37, 117–123.
- GALLOWAY, J. N., LIKENS, G. E. & E, H. M. 1984. Acid precipitation: natural versus anthropogenic components. *Science*, 226, 829–831.
- LÓPEZ, R. 2012. Componentes iónicos de la lluvia, fuentes de emisión y condiciones meteorológicas estacionales en Cuba. *Revista cubana de meteorología*, 18, 59–75.
- LOŮE –PILOT, M. D., MARTIN, J. M. & MORELLI, J. 1986. Influence of Saharan dust on the rain acidity and atmospheric input on the Mediterranean. *Nature*, 321, 427–428.
- MEDHA, S., MOMIN, G., RAO, P. S., SAFAI, P. & ALI, K. 2002. Chemical composition of rainwater around an industrial region in Mumbai. *Current Science*, 82, 33–42.
- MPHEPYA, J. N., PIENAAR, J. J., GALY-LACAU, C., HELD, G. & TURNER, C. R. 2004. Precipitation Chemistry in Semi-Arid Areas of Southern Africa: A Case Study of a Rural and an Industrial Site. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 47, 1–24.
- OKUDA, T., IWASE, T., UEDA, H., SUDA, Y., TANAKA, S., DOKIYA, Y., FUSHIMI, K. & HOSOE, M. 2005. Long-term trend of chemical constituents in precipitation in Tokyo metropolitan area, Japan, from 1990 to 2002. *Science of the Total Environment* 339, 127–141.
- PEÑA, R., GARCÍA, S., HERRERO, C., LOSADA, M., VÁZQUEZ, A. & LUCAS, T. 2002. Organic acids and aldehydes in rainwater in a northwest region of Spain. *Atmospheric Environment*, 36, 5277–5288.
- SANHUEZA, E., ALFONSO, Y. & SANTANA, M. 2003. Compuestos orgánicos volátiles en la atmósfera de la Gran Sabana. II: HCHO, HCOOH y CH₃COOH en lluvias. *Interciencia* 28, 29–35.
- SANHUEZA, E., FIGUEROA, L. & HERMOSO, M. 1996. Atmospheric formic and acetic acids in Venezuela. *Atmospheric Environment*, 30, 1861–1873.
- SANHUEZA, E., HOLZINGER, R., DONOSO, L., SANTANA, M., FERNÁNDEZ, E. & ROMERO, J. 2001. Compuestos orgánicos volátiles en la atmósfera de la Gran Sabana I: Concentraciones y química atmosférica. *Interciencia*, 26, 597–605.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. 2006. Wet deposition in Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change: from air pollution to climate change.
- TANG, A., ZHUANG, G., WANG, Y., YUANA, H. & SUNA, Y. 2005. The chemistry of precipitation and its relation to aerosol in Beijing. *Atmospheric Environment*, 39, 3397–3406.
- TIWARI, S., KULSHRESTHA, U. & PADMANABHAMURTY, B. 2007. Monsoon rain chemistry and source apportionment using receptor modeling in and around National Capital Region (NCR) of Delhi, India. *Atmospheric Environment*, 41, 5595 – 5604.