

Tópicos en Ecología

Traducción al español de *Issues in Ecology*

Publicado por la Ecological Society of America (la Sociedad Norteamericana de Ecológica)

Numero 12, Verano 2004

Impacto de Contaminantes Atmosféricos Sobre Ecosistemas Acuáticos



Impacto de Contaminantes Atmosféricos Sobre Ecosistemas Acuáticos

TITULO ORIGINAL

Impacts of Atmospheric Pollutants on Aquatic Ecosystems

RESUMEN

Se ha hecho un considerable progreso en reducir la descarga de contaminantes atmosféricos a partir de fuentes puntuales como caños de efluentes. Un desafío más difícil involucra identificar y controlar contaminantes ambientales generados por fuentes dispersas y no puntuales como caños de escape de automóviles, aplicación de pesticidas y un sinnúmero de procesos comerciales e industriales. Los contaminantes no puntuales pueden trasladarse lejos de sus fuentes cuando ellos son descargados en ríos o cuando entran en la atmósfera. Mientras que los contaminantes transportados por el agua han recibido atención creciente, poco reconocimiento ha sido dado a las consecuencias ambientales, provocadas por sustancias tóxicas y nutrientes que son transportados por el aire desde fuentes lejanas

Este informe revisa tres categorías de contaminantes transportados por el aire que consideramos de gran interés por sus efectos ecológicos y por su impacto sobre la salud de peces, vida silvestre y los seres humanos.

- **Compuestos orgánicos:** estos incluyen contaminantes orgánicos de reconocida larga persistencia y un vasto gran grupo de químicos como ignífugos bromados, recubrimientos repelentes al agua y fragancias sintéticas que permanecen en gran medida sin monitoreo ni regulación
- **Los sedimentos,** ellos pueden ser transformados en monometil mercurio, la forma más tóxica para peces y para la vida silvestre y seres humanos que consumen peces.
- **Nutrientes:** el transporte atmosférico es una fuente significativa y en incremento de nutrientes de las plantas hacia los ecosistemas acuáticos de agua dulce y marinos y pueden acelerar la eutroficación de esas aguas.

Una revisión de la información científica disponible indica que:

- Los contaminantes que probablemente presentan riesgos ecológicos son aquellos que son: (1) altamente bioacumulativos, se acumulan en altos niveles en tejidos animales incluso cuando la concentración en el agua permanece relativamente baja, y (2) altamente tóxicos, es decir que causan daño a dosis comparativamente bajas.
- La interacción agua-atmósfera que controla la entrada y salida gaseosa de contaminantes orgánicos persistentes en sistemas acuáticos son críticamente importantes y determina el ciclado y tiempo de residencia de estos compuestos y la extensión de la contaminación en las redes tróficas
- Aunque los efectos de varios tipos de contaminantes son usualmente evaluados independientemente, varias regiones están sujetas a múltiples contaminantes y el destino e impactos están relacionados. Por ejemplo, los efectos de la deposición de nutrientes sobre las aguas costeras, pueden alterar la forma de cómo son procesados y bioacumulados varios contaminantes orgánicos y mercurio y últimamente cómo ellos afectan a los organismos acuáticos
- Para varios contaminantes orgánicos incluso químicos de larga proscrición como los PCBs y otros organoclorados, las fuentes no atmosféricas han sido bien controlados mientras las fuentes atmosféricas han sido descuidadas o ignoradas.
- Los efectos ecológicos de los organoclorados transportados por el aire tiene un particular interés en altas latitudes y altitudes. Aunque las concentraciones de organoclorados en las masas de aire y nieve provenientes de regiones alpinas y del norte son generalmente bajas, la dinámica de las redes tróficas, la fisiología y el ciclo de vida de los animales de regiones frías permite a estos contaminantes ser biomagnificados en las cadenas tróficas en un grado extraordinario.

Los contaminantes depositados atmosféricamente son generados en gran medida por actividad humana. La reducción de la extensión e impactos de estas importantes fuentes de contaminación ambiental requerirá de gran reconocimiento, monitoreo y por último de regulación.

Impacto de Contaminantes Atmosféricos Sobre Ecosistemas Acuáticos

por

Deborah L. Swackhamer, Hans W. Paerl, Steven J. Eisenreich, James Hurley, Keri C. Hombuckle, Michael McLachlan, David Mount, Derek Mur, and David Schindler

INTRODUCCIÓN

En las décadas pasadas, los EE.UU. han hecho considerables progresos en reducir la cantidad de contaminantes descargados desde fuentes puntuales como los caños de efluentes municipales. Un desafío más difícil ha sido identificar y controlar contaminantes ambientales generados por fuentes no puntuales y dispersas como los escapes de los automóviles, desechos de ganadería, aplicación de fertilizantes y pesticidas y un gran número de procesos comerciales e industriales. Estos contaminantes no puntuales pueden trasladarse lejos de sus fuentes cuando se filtran o fluyen dentro de los ríos o entran en el aire. En particular, los químicos volátiles, aquellos que se evaporan fácilmente, pueden ser llevados a través de la atmósfera y caen sobre la tierra en lugares muy alejados de sus orígenes. Ellos pueden ser depositados directamente en ecosistemas acuáticos y terrestres (deposición "directa") o depositados sobre la superficie de la tierra y posteriormente ser arrastrados y transferidos a las corrientes de agua (deposición "indirecta"). La deposición de estos contaminantes puede ocurrir vía seca o húmeda. La deposición húmeda incluye la lluvia, la nieve, agua-nieve, granizo, nubes o niebla, mientras que la deposición seca incluye gases, polvo y diminutas partículas de materia. Las tasas de deposición húmeda están más influenciadas por la facilidad de los químicos para

disolverse en agua, mientras que las tasas de deposición seca son muy sensibles a las formas del químico (gas o partícula) y a la "adhesividad" de la superficie donde ellos son depositados. Los químicos depositados en ecosistemas acuáticos pueden ser re-volatilizados y de esta manera re-distribuidos por la atmósfera. Durante el transporte atmosférico, los contaminantes pueden ser también transformados en otras sustancias químicas, algunas de las

cuales están en mayor concentración que las originalmente liberadas a la atmósfera. Los contaminantes, una vez que han sido depositados, pueden también ser transformados en otros químicos y transportados a través de corrientes de agua. Sin embargo, hasta ahora poco reconocimiento se ha dado a las consecuencias ambientales de los nutrientes y sustancias tóxicas que caen del aire como deposición seca o húmeda dentro de cuencas y ecosistemas acuáticos.

Ya que el aire se mueve rápidamente, los contaminantes atmosféricos pueden trasladarse largas distancias rápidamente y ser depositados en cuencas de agua muy distantes. La "cuenca de aire" para un cuerpo de agua en particular puede encerrar cientos de millas. Una "cuenca de aire" se define como el área geográfica que contiene las fuentes de emisión que contribuyen con el 75% de los contaminantes depositados en

una cuenca de agua en particular.¹ (Figura 1). Las "cuencas de aire" difieren según la forma de los contaminantes y son establecidas mediante modelos de deposición atmosférica para cada químico. Los modelos son herramientas teóricas útiles para explicar el transporte atmosférico y para ilustrar la necesidad de control de fuentes de emisión lejanas al ecosistema en consideración.

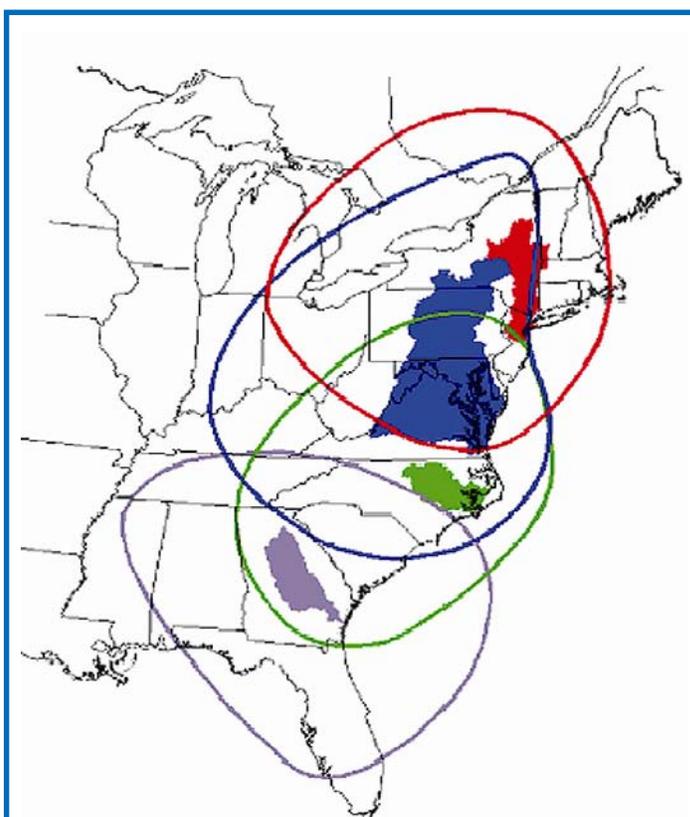


Figura 1: Principales cuencas aéreas de óxidos de N y sus correspondientes cuencas de agua para la Bahía Hudson/Raritan, Bahía Chesapeake, Pamlico Sound, y Altamaha Sound (listados de Norte a Sur).² Estas cuencas aéreas muestran el área geográfica que contiene las fuentes de emisión que contribuyen con el 75 % del óxido de N depositado en cada cuenca de agua, Mediante la vía de transporte atmosférico los contaminantes como el óxido de N pueden impactar cuencas de agua alejadas cientos de millas.

Este informe revisa tres categorías de contaminantes atmosféricos que se consideran de gran interés por sus efectos ecológicos y por su impacto sobre la salud y un amplio rango de biota, incluyendo niveles bajos de la red trófica (algas, macrófitas e invertebrados), peces, vida silvestre y humanos. Estas tres categorías incluyen compuestos orgánicos, mercurio (Hg) y nutrientes inorgánicos.

Primero, los contaminantes orgánicos semi-volátiles a menudo tienen propiedades que les permiten persistir en el ambiente por largos períodos de tiempo, bioacumularse (en los tejidos animales) y ser tóxicos para los organismos acuáticos de niveles bajos en la red trófica, como también para peces, y vida silvestre y seres humanos que consumen peces. Estos compuestos orgánicos persistentes incluyen un amplio rango de químicos provenientes de pesticidas y bifenil poli-clorados (PCBs), ignífugos bromados, coberturas repelentes al agua y tinturas y fragancias sintéticas.

Segundo, el Hg metálico puede ser transportado en la atmósfera y caer en los ecosistemas acuáticos y terrestres como precipitación o deposición seca. En los ecosistemas acuáticos, el Hg puede eventualmente ser transformado en monometil Hg, una forma que es bioacumulada y puede dañar a peces, la vida silvestre y los seres humanos.

Finalmente, la significancia de las formas inorgánicas de nutrientes como contaminantes atmosféricos ha ido ganando atención. La escorrentía cargada de nutrientes provenientes del suelo ha sido conocida por largo tiempo como la culpable del sobre-enriquecimiento y eutroficación de aguas costeras. Actualmente, se ha demostrado que el N atmosférico depositado en las costas y estuarios es la mayor fuente de nutrientes en algunas regiones costeras. El resultado puede ser un excesivo crecimiento de algas (fitoplancton), deplección de O₂, degradación del hábitat marino y pérdidas de biodiversidad y de peces y mariscos de valor comercial.

Las propiedades que determinan si un químico tiene probabilidad de volverse un "problema" en los ecosistemas acuáticos incluye su intrínseca toxicidad, el tiempo que puede persistir en el aire sin descomponerse (o sin transformarse en un químico de gran importancia), si es bioacumulado, como interactúa con otros químicos, si es re-volatilizado y como se transforma una vez que es depositado en el agua.

Usualmente, la emisión, el transporte aéreo, el destino y los impactos ecológicos de estas tres clases de contaminantes son considerados independientemente. Sin embargo, mientras estos contaminantes pueden ser generados por diferentes fuentes, sus impactos sobre el ambiente no pueden ser evaluados separadamente. Varias regiones costeras están sujetas a contaminación a partir de fuentes múltiples y la deposición atmosférica de nutrientes a menudo ocurre juntamente con la deposición de Hg y con uno o más contaminantes orgánicos. De esta manera, los efectos de los nutrientes sobre los ecosistemas costeros y

sus redes tróficas pueden alterar la forma de cómo los contaminantes orgánicos y el Hg son procesados, cómo ellos se integran a la red trófica, y por último, cómo esos químicos tóxicos afectan a los peces, vida silvestre y los seres humanos.

La primera sección de este informe examina estas tres clases de contaminantes, sus características y sus fuentes. La segunda sección explora la interacción atmósfera-agua que determina el destino y persistencia de los contaminantes transportados por el aire en los ecosistemas de agua dulce y marinos. La tercera sección discute los factores que determinan si la distribución atmosférica de contaminantes presenta riesgo para peces, vida silvestre y seres humanos. La cuarta sección trata de la relación entre deposición de nutrientes y el destino e impacto de los contaminantes orgánicos. La quinta y última sección resalta las prioridades para la regulación y monitoreo de contaminantes orgánicos.

CONTAMINANTES DE INTERÉS

Compuestos Orgánicos

Los compuestos orgánicos que merecen interés como contaminantes atmosféricos tienen diversas estructuras químicas, fuentes y usos. Ellos pueden generalmente ser categorizados como sustancias producidas deliberadamente, como los pesticidas, compuestos industriales y sus productos de degradación persistentes, o como productos de combustión de combustibles fósiles o impurezas en la síntesis de otros químicos. Aunque diversos estructuralmente, los químicos orgánicos que son transportados atmosféricamente, depositados en ambientes remotos e incorporados en las estructura vivas a niveles que puedan afectar la vida silvestre y la salud humana, tienen un rango relativamente angosto de propiedades físicas y químicas (ver Box 1). Hay propiedades que (1) les permiten moverse en cantidades medibles a partir de la superficie de la tierra y el agua hacia la atmósfera, (2) les dan suficiente estabilidad (en forma de resistencia a la degradación por luz UV y oxidación por radicales hidroxilos) para ser transportados a largas distancias, y (3) comparten una alta afinidad por tejidos grasos y resistencia a la ruptura en el cuerpo y de esta manera les permiten acumularse en organismos y biomagnificarse (incremento en concentración a medida que ellos ascienden) en la cadena trófica.

La mayoría de los químicos transportados atmosféricamente que también se bioacumulan como los PCBs y clorobenzenos, son conocidos como "químicos multimedia" porque ellos pueden ser distribuidos a través del aire, agua, y suelo más que en

Box 1. Propiedades Físicas y Químicas de los Químicos Orgánicos Transportados Atmosféricamente

La combinación de propiedades físicas que dan aumento a sustancias ambientalmente móviles y bioacumulativas es mejor vista por medio de un lote bidimensional de coeficientes de partición clave (Figura 2). Los coeficientes de partición describen cuanto de un contaminante estará en equilibrio en un medio (por ej. aire) comparado con otro medio (por ej. agua). Por ej. si un químico tiene un coeficiente de partición aire-agua = 2, entonces habrá dos veces más del químico en el aire que en el agua, cuando se expresan en concentraciones equivalentes. El coeficiente de partición octanol-agua (Kow) es comúnmente usado como un índice de toxicidad a causa de que la solubilidad en octano imita la solubilidad en tejidos grasos vivos e indica el potencial de bioacumulación. Van der Meent et al.³ propusieron clasificar los químicos como (A) químicos de fase gaseosa que particionan dentro de la fase gaseosa sin relación con el modo de entrar en el ambiente, (B) químicos de fase acuosa que particionan dentro de la fase acuosa sin relación con el modo de entrar, (C) químicos de fase sólida que particionan dentro del suelo y sedimentos, y (D) químicos multimedia que particionan en más de un medio del ambiente. Para visualizar estas categorías fue aplicado un modelo multimedia a escala global (similar al GloboPOP⁴) que asume que no hay degradación excepto en el aire (clase A), agua (clase B), y suelo (clase C). Las áreas sombreadas en la Figura 2 reflejan sustancias con un amplio rango de coeficientes de partición aire-agua y octanol-agua lo cual indica su relativa afinidad por el aire vs. el agua o por los tejidos grasos de los organismos vs. el agua, respectivamente.

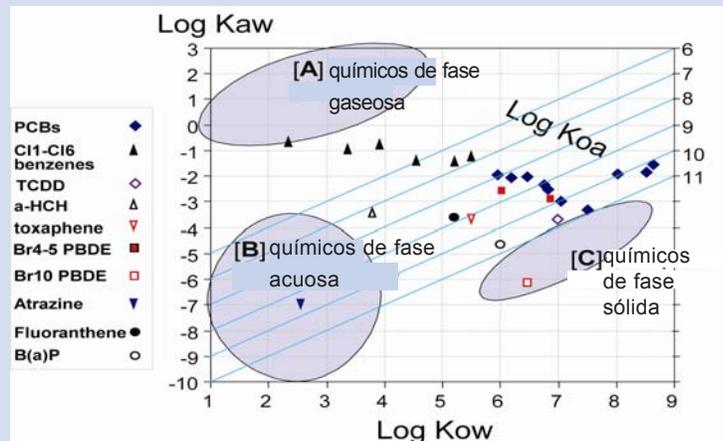


Figura 2: Lote de dos coeficientes de partición clave: coeficiente de partición aire-agua (log Kaw) y coeficiente de partición octanol-agua (log Kow) ilustran los medios ambientales predichos (gaseoso-aire, acuoso-agua, y sólido-suelo), donde los contaminantes orgánicos se acumulan o son transportados en función de sus propiedades físico químicas. Varios tóxicos químicos son multimedia y particionan en más de un medio.

un solo medio. Virtualmente todos los contaminantes orgánicos persistentes listados bajo la Convención de Estocolmo - aldrin, clordano, dieldrin, diclorodifeniltricloroetano (DDT), endrin, heptacloro, hexaclorobenceno, mirex, toxafeno, PCBs, policloruro dibenzo-p-dioxina y dibenzofuranos (PCDD/Fs) – son químicos multimedia.⁶ Unos pocos PCDD/F altamente clorados y los congéneres del PCB son químicos en fase sólida que se concentran solamente en suelos y sedimentos. (Congéneres son miembros de una familia de químicos que tienen la misma estructura básica pero que tienen diferente cantidad de cloro).

Los contaminantes orgánicos persistentes, como fueron definidos por la Convención de Estocolmo, son ahora catalogados para proscripciones globales (pesticidas clorados) o por para reducción de emisiones (para productos como PCDD/Fs). Sin embargo, el riesgo que ellos presentan para el ambiente persistirá a causa de su extraordinaria resistencia a la degradación y porque las fuentes contaminadas como suelos agrícolas o materiales construidos con PCB continúan re-abasteciendo a la atmósfera. Además, la Lista de Sustancias Prioritarias en las Directivas del Marco de Aguas Europeo, incluye varios de estos mismos químicos como también los difenileter

polibromados (PBDEs) usados como ignífugos y los alcanos clorados.

Los químicos que se acumulan en gran medida en un medio ambiente determinado (aire, suelo o agua) generalmente no son de interés en ecosistemas que son impactados primariamente por contaminación atmosférica. Por ejemplo, el herbicida atrazina es conocido de ser muy persistente en aguas pobres en nutrientes, pero poco se volatiliza a la atmósfera. A causa de esto, su impacto es de fuerte interés local, por ejemplo en arroyos y humedales cerca de campos agrícolas donde se aplica atrazina.⁷ Similarmente los alkyl fenoles y los ácidos farmacéuticos presentan riesgo sobre la vida acuática en reservorios de agua cercanos a las plantas de tratamientos de efluentes municipales.⁸ Altas concentraciones de alkyl fenoles son también observadas en la atmósfera sobre los estuarios que reciben efluentes cloacales, pero estos químicos se adhieren eficientemente a los aerosoles atmosféricos y son pronto removidos por la lluvia.⁹ De esta manera ellos se trasladan solamente cortas distancias en la atmósfera y generalmente no son de interés para ambientes acuáticos lejanos donde la deposición atmosférica es la fuente predominante de contaminación.

Es más difícil de clasificar la contaminación atmosférica potencial de varios químicos semivolátiles que tienen características multimediales pero que son rápidamente degradados en la atmósfera o en la biosfera. Ejemplos de este grupo son los hidrocarburos poliaromáticos de 2, 3 y 4 anillos (PAHs), los pesticidas organofosforados y los mono, di o triclorobencenos. Bajo algunas circunstancias, concentraciones de estos químicos podría incorporarse incluso en ambientes lejanos si las tasas de degradación de la atmósfera y del agua son bajas, por ejemplo en regiones de climas fríos. Esto podría conducir a la exposición de algunos organismos acuáticos o terrestres, pero estos compuestos podrían probablemente ser degradados durante el metabolismo de los invertebrados y de esta manera podría esperarse que no asciendan en las redes tróficas. Sin embargo, esta generalización necesita ser evaluada caso por caso, ya que nuestra habilidad para predecir las biotransformaciones en las redes tróficas es muy débil.¹⁰

Nuevos contaminantes orgánicos emergentes de interés

Desde finales de 1990 ha habido un mayor aumento en las mediciones y detección de químicos orgánicos que no están ya clasificados como contaminantes orgánicos persistentes en aguas afectadas por contaminantes atmosféricos. Estos químicos incluyen:

- Eter difenil polibromado (PBDEs), ignífugo ampliamente usado en plásticos y textiles
- Surfactantes fluorados usados para hacer cientos de productos de uso diario a partir de antiadherentes para artículos de cocina, coberturas repelentes al agua para alfombras y ropa impermeable, cosméticos, productos de papel y plásticos para productos electrónicos.
- Naftalenos clorados (PCNs), usados para aislamiento de cables, preservación de maderas, manufacturas electrónicas, y producción de tinturas.
- Alcanos clorados (también conocidos como parafinas cloradas) encontradas en pinturas y adhesivos, como también en fluidos usados en el corte y maquinado de metales
- Pesticidas actualmente en uso como endosulfán y lindano

Sin embargo, incluso esta lista expandida representa solamente una fracción muy pequeña de los químicos comerciales o incluso de los conocidos como "químicos de alta volumen de producción" (HPVCs). La lista de U.S. HPVC incluye 2.863 químicos orgánicos producidos o importados a niveles mayores a 450 toneladas por año.¹¹ En la Unión Europea, la European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances lista 100.195 "químicos existentes"- que significan químicos que se comercializan desde 1981 - de los cuales cerca de 2.704 son considerados HPVCs en base a sus niveles de

en tasas de 10 a 1.000 ton por año.¹² La Organization for Economic Cooperation and Development mantiene una lista de HPVCs basada sobre una compilación de los U.S., E.U. y otros inventarios nacionales. En el 2000 la lista contenía 5.235 sustancias producidas a niveles mayores a 1.000 ton.

Mientras que la mayoría de estos HPVCs probablemente no son de interés en relación a su persistencia en el ambiente, bioacumulación y toxicidad, la industria química ha reconocido que faltan datos para varios de estos químicos. En ausencia de datos, se asume que el volumen de producción es un sustituto para la exposición ocupacional, consumidores y medioambiente.¹³ La International Council of Chemical Associations ha establecido una lista de 1.000 HPVCs para los cuales en 2004 se desarrollaron todos los datos completos sobre toxicidad y destino ambiental.¹⁴ Sin embargo, se dejaron más del 50% de HPVCs sin datos completos.

Entre los nuevos contaminantes orgánicos de gran interés están las fragancias almizcladas sintéticas, ignífugos PBDE y surfactantes fluorados.

Fragancias sintéticas: Fragancias sintéticas almizcladas son compuestos semivolátiles y lipofílicos (literalmente "amantes de las grasas" porque ellos son atraídos por los tejidos grasos) que son agregados a un amplio rango de productos de aseo personal, incluyendo perfumes, cosméticos, jabones y shampoos como también detergentes para lavandería.¹⁵ Estas fragancias sintéticas están en la lista de la U.S. HPVC pero solamente han sido recientemente estudiadas como contaminantes en algún sistema natural en este país. Las más comunes fragancias sintéticas usadas son dos nitro almizcles llamados xileno almizcle y cetona almizcle y dos almizcles policíclicos conocidos como HHCB (hexahidrohexametilciclopentabensopirano) y AHTN (hexamiltetralina). En Europa, aproximadamente 6.500 ton de estos 4 compuestos sintéticos fueron producidos en 1999 como aditivos en productos de consumo

En los comienzos de la década del 80, fueron descubiertas por primera vez concentraciones de fragancias almizcladas sintéticas en tejidos animales. Desde entonces, ha habido un incremento en el conocimiento de la distribución ubicua y los posibles efectos toxicológicos de esos compuestos. Por ej. recientes mediciones de estos compuestos en los efluentes cloacales, en el aire y el agua de la región de los Grandes Lagos, han ilustrado que las exposiciones ecológicas son crónicas y probablemente se incrementen.¹⁷ Esto es causa de interés porque ha sido mostrados que ambos HHCB y AHTN exhiben disrupción hormonal en peces¹⁸ (Sustancias activas hormonalmente son químicos que mimetizan o interfieren con la función hormonal y pueden distorsionar el desarrollo reproductivo normal, alterar el comportamiento

y perjudicar la resistencia a enfermedades de la vida silvestre y los seres humanos). Varios estudios con cultivos de células, indican que el xileno almizcle, cetona almizcle, p-amino xileno almizcle (el mayor producto de degradación del xileno almizcle) y la fragancia almizclada policíclica AHTN demostraron actividad estrogénica en pruebas de laboratorio. En Europa, la cetona almizcle y el xileno almizcle fueron efectivamente proscritos para usar como fragancias en 2002 a causa de su reportada la toxicidad.¹⁹

Aunque HHCB y AHTN están en la lista de la U.S. HPVC, su uso en productos de cuidado personal y domestico es información privilegiada en los US y las compañías que los usan no han informado cuanto usan o manufacturan. Ellos tampoco tienen que informar alguna estimación sobre cuantas fragancias sintéticas pueden últimamente ser descargadas en el ambiente. A causa de esto, el impacto ecológico de estos compuestos puede solamente ser identificado a través de estudios toxicológicos y de campo conducidos mucho después que la exposición ha comenzado. Afortunadamente, gracias

al intenso interés en el destino e impactos de estos compuestos en Europa, se han desarrollado métodos analíticos y están disponibles estándares para estas fragancias.

Sin embargo, para la vasta mayoría de químicos de alto volumen de producción identificados como potencialmente bioacumulativos y persistentes, no hay métodos analíticos trazas disponibles para rastrear sus impactos y destino.²⁰ Varias de las recientemente iniciadas medidas de químicos orgánicos han sido hechas usando avances en metodología analítica, especialmente en el caso de las orgánicos fluorados.

Ignífugos: Entre los nuevos contaminantes químicos emergentes de ambientes acuáticos, los ignífugos PBDE y los surfactanos perfluorados discutidos antes han generado el mayor interés. Los PBDEs son usados en cientos de productos de consumo desde textiles resistentes al fuego y utensilios domésticos hasta computadoras y televisores. La demanda global de estos aditivos incrementó de 40.000 ton en 1992 a 67.125 ton en 1999.²¹ Los tetra y

Tabla 1: Fuentes naturales y antropogénicas de compuestos de N atmosférico (las formas químicas de compuestos de N atmosférico mas importantes son las formas reducidas, las oxidadas y las orgánicas).

Formas químicas	Fuentes (en orden de importancia aproximado)
N reducido Amoníaco/amonio ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$)	Agrícola Desechos de ganadería (NH_3 volatilizado) Fertilizantes químicos (NH_3 volatilizado) Biomasa quemada Polvo de deforestaciones y talas Urbana y rural (no agrícola) Tratamiento de aguas cloacales (NH_3 volatilizado) Quema de combustibles fósiles (a partir de convertidores catalíticos de automóviles) Natural Biomasa quemada (incendios de bosques y pastizales) Descomposición de materia orgánica Polvo y aerosoles Volcanes
N oxidado Oxidos de N ($\text{NO}/\text{NO}_2/\text{NO}_3$)	Urbana y rural (no agrícola) Quema de combustibles fósiles: Motores fijos y móviles Plantas termoeléctricas e industrias Natural Biomasa quemada Rayos Fotólisis del N_2O (aire, tierra, agua) Polvo y aerosoles generados por tormentas Volatilización por acción microbiana
N orgánico (disuelto y particulado)	Agrícola Polvo y volatilización desde desechos? Urbana y rural (no agrícola) Polvos/aerosoles? Natural Fotoquímica atmosférica y rayos Producción biológica en océanos?
??= fuentes posibles pero poco conocidas	

penta BDE (TeBDEs y PeBDE) son los de mayor interés y sus concentraciones están incrementando en los seres humanos y la vida silvestre.²² TeBDE y PeBDE son químicos multimodales con propiedades físicas similares a las de algunos PCBs. Un alto producto bromado, decabromodifenileter (DecaBDE) es un químico de fase sólida pero que puede degradarse por la luz del sol y en los tejidos de los peces a formas multimodales de bajo bromo.²³ Investigadores midieron un incremento de 9 veces en PBCDEs en los tejidos de focas anilladas provenientes del oeste del Ártico Canadiense durante el periodo 1981-2000.²⁴

Surfactanos fluorados: los científicos recientemente han documentado una amplia contaminación de la vida silvestre y la población humana con ácidos perfluorados.²⁵ “Perfluorado” es un término usado para describir moléculas orgánicas que están completamente fluoradas, lo que significa que los átomos de fluoruro han reemplazado todos los átomos de hidrógeno en las ligaduras C-H. Los ácidos perfluorados mas ampliamente conocidos son el sulfato octanoperfluorado (PFOS) y los ácidos perfluorooctanoicos (PFOA); sin embargo compuestos similares que tienen cadenas fluoradas cortas o largas son también producidos o existen como impurezas dentro de las formulaciones de manufacturas. Estos importantes químicos industriales caen dentro de la categoría de surfactanos porque ellos son activos agentes superficiales que repelen el agua y el aceite o resisten al calor u otros químicos. El mayor uso de los PFOS es en el tratamiento para fabricar superficies resistentes a las manchas. La base de datos existente que describe las propiedades físicas de los ácidos perfluorados, incluyendo PFOS y PFOA, esta severamente limitada a causa de su anómalo comportamiento físico y químico. Las propiedades de los PFOS y PFOA sugieren que ellos son pobres candidatos para largo rango de transporte en la atmósfera ya que ellos han sido descubiertos a lo largo de todo el ambiente global. La deseminación mundial de ácidos perfluorados en todo el mundo, debe ocurrir mediante un derivado neutral transportado por el aire que produce los ácidos libres cuando es degradado.²⁶ La amplia detección de precursores de PFOS y PFOA en el aire de Norte América provee una incrementada evidencia de que este es sin duda el medio por el cual estos compuestos no volátiles se han vuelto contaminantes de amplia distribución.²⁷

En la década pasada, los investigadores encontraron PFOS en aves, peces, mamíferos marinos y terrestres, alrededor del mundo. Por ej. PFOS ha sido detectado en la sangre de focas anilladas provenientes del norte del mar Báltico, el este del ártico Canadiense y Svalbard; la sangre e hígado de focas de pelo del norte provenientes de Alaska y el hígado de osos polares del

norte de Alaska.²⁸ Las concentraciones de PFOS en el hígado de osos polares tiene un rango entre 1-5 µg/g de tejido (peso húmedo), lo que hace que sea el mas prominente contaminante organoflorado en estos mamíferos.²⁹

Tabla 2. Contribuciones estimadas de deposición atmosférica de N como ingresos de “nuevo” N en diversas aguas costeras, estuarios y océanos abiertos. Cuando se identificaron las fuentes, se indican con * (deposición húmeda: W y/o seca: D). Las formas químicas (inorgánica: I y orgánica: O) del N depositado atmosféricamente

AGUAS RECEPTORAS	PORCENTAJE DE “NUEVO” N QUE ES DEPOSITADO ATMOSFÉRICAMENTE
Baltic Sea (Proper) ⁴⁹	~ 30 W+D, I
Kiel Bight (Baltic) ⁵⁰	40% W, I
North Sea (Coastal) ⁵¹	20-40% W+D, I
Western Mediterranean Sea ⁵²	10 60% W, I
Waquoit Bay, MA, USA ⁵³	29% W, I+O
Narragansett Bay, USA ⁵⁴	12% W, I+O
Long Island Sound, USA ⁵	20% W, I+O
New York Bight, USA ⁵⁶	38% W, I+O
Barnegat Bay, USA ⁵⁷	40% W, I+O
Chesapeake Bay, USA ⁵⁸	27% W, I+O
Rhode River, MD, USA ⁵⁹	40% W, I+O
Neuse River Estuary, NC, USA ⁶⁰	35% W, I+O
Pamlico Sound, NC, USA ⁶¹	~ 40% W+D, I
Sarasota/Tampa Bay, FL, USA ⁶²	30% W+D, I
Mississippi River Plume, USA ⁶³	2-5% W+D, I+O

Mercurio

El mercurio es un elemento metálico (Hg) que ha sido extraído por centurias a partir del mineral sulfuro o cinabrio (HgS). Se ha vuelto un contaminante global y puede ser movilizado a la atmósfera a partir de varias actividades humanas, incluyendo la incineración de basura municipal, quema de carbón con alta cantidad de sulfuro (que contiene cinabrio) en plantas productoras de electricidad, fundición de metales, plantas productoras de hipoclorito, cementeras y extracción de oro, como también a partir del uso de fungicidas a base de Hg, en pinturas látex, y en la industria de la pulpa y fabricación de papel. El Hg en estado elemental tiene baja reactividad y un largo tiempo de residencia en la atmósfera, de esta manera le permite mezclarse en la atmósfera a escala global, mientras las formas oxidadas son eliminadas por deposición seca o húmeda.³⁰ Por ej. el Hg gaseoso reactivo oxidado (RGM) es muy soluble en agua y es efectivamente depositado sobre la tierra y el agua por la nieve o la lluvia. Las formas particuladas de Hg caen como deposición seca.

La masa total de Hg en la atmósfera ha sido estimada en 5.000 a 6.000 ton y aproximadamente la mitad fue generada por actividad humana.³² La concentración de Hg atmosférico tuvo un pico en las décadas 1960 y 1970 y ha ido declinando desde entonces. Ha sido estimado que la actividad humana contribuye con el 70 a 80% del total anual de las emisiones de Hg a la atmósfera y que mas del 95% del vapor de Hg en la atmósfera existe

como Hg elemental.³⁴ El balance remanente del Hg existe como RGM, como complejos particulados de Hg divalente y en formas orgánicas como monometil Hg.³⁵

Aunque las concentraciones atmosféricas han estado declinando por varias décadas, el calculo de balance de masas que relaciona la acumulación neta

de Hg en la atmósfera con la pérdida neta indica que los ingresos humanos de Hg a la atmósfera han incrementado 3 veces desde el comienzo de la era industrial.³⁶ Esta estimación ha sido sostenida por los datos a partir de varios de estudios básicos de campo en muestras de sedimentos de lagos y humedales.³⁷ El cálculo de balance de masas también sugiere que un legado de ingresos de Hg es almacenado en paisajes terrestres ya que solo el 5% del Hg atmosférico depositado sobre al tierra es transportado a los océanos por escorrentía. El refinamiento de los cálculos de balance de masas a conducido a algunos investigadores a concluir que la deposición seca de RGM a partir de la atmósfera puede representar hasta un 35% del Hg que ingresa en los océanos.³⁸

Mientras que el balance de masas ha identificado la magnitud de varios flujos y depósitos de Hg y las posibles vías de contaminación del suelo y agua, el no provee información la verdadera partición de varias formas de Hg en la atmósfera. Esta información es vital para predecir modelos de ciclado global del Hg y la efectividad de las estrategias de reducción de Hg y continúa siendo un activo tópico de investigación. Por ej. el potencial para la deposición atmosférica de Hg, depende de la distribución y de varias formas de Hg en emisiones y plumas. Ambos, Hg particulado y RGM son depositados probablemente

cerca de sus fuentes locales o regionales, mientras que el Hg gaseoso se espera que sea transportado por largos rangos y tenga uno o dos años de tiempo de residencia en la atmósfera. La instrumentación actual permite medidas en tiempo real del Hg atmosférico como RGM, Hg particulado, y Hg gaseoso a niveles de picogramo o subpicogramo. Las medidas simultaneas de estas variadas formas atmosféricas ha permitido el análisis de distribución

de fases de fuentes puntuales cercanas de Hg, en estaciones oceánicas costeras y en áreas remotas.

Nutrientes:

Una fuente importante de nutrientes en los ecosistemas de agua dulce y marinas es la deposición atmosférica tanto como lluvia o nieve o deposición seca de partículas y gases. Los nutrientes que han recibido mayor

atención son aquellos que son esenciales para el crecimiento de las plantas (producción primaria) a causa que sus concentraciones regulan el crecimiento de algas, las cuales constituyen la base de las cadenas tróficas acuáticas. Estos nutrientes incluyen N, P, Fe y elementos trazas como Zn, Mn, Cu, Co, Mo, Bo y Se. Por lejos, la mayor atención ha sido focalizada sobre el N a causa de que es el nutrientes limitante mas común en los ecosistemas marinos, estuarios y algunos pocos de agua dulce. El N también es uno de los componentes altamente significantes de deposición atmosférica.³⁹ En el medio ambiente marino, el Fe ha sido un tema de interés en aumento a causa de que recientes estudios han mostrado que este metal limita la producción primaria en algunas aguas oceánicas abiertas.⁴⁰ El Fe también puede actuar sinérgica mente con el N para mejorar la producción de algas en las aguas oceánicas y costeras.⁴¹ Ambos el N y el P han recibido atención en ecosistemas de agua dulce, los cuales a menudo son mas limitados por P.

Los primeros estudios sobre contaminantes generados por el hombre y llevados a los ecosistemas vía atmósfera identificaron al N como el mayor nutriente constituyente de la lluvia y la deposición seca.⁴² El N depositado atmosféricamente provee a los ecosistemas acuáticos de una amplia variedad de compuestos de N

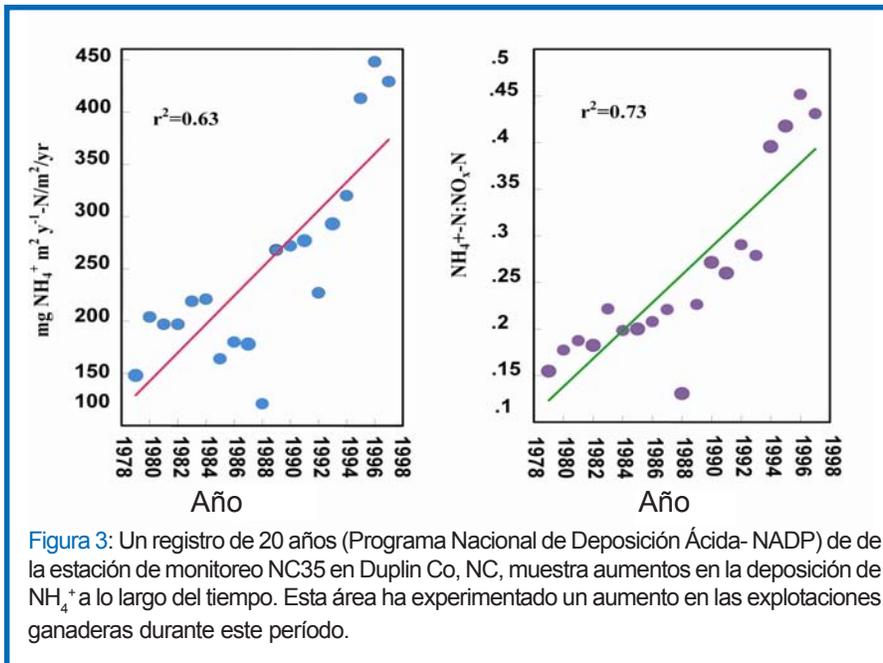


Figura 3: Un registro de 20 años (Programa Nacional de Deposición Ácida- NADP) de la estación de monitoreo NC35 en Duplin Co, NC, muestra aumentos en la deposición de NH₄⁺ a lo largo del tiempo. Esta área ha experimentado un aumento en las explotaciones ganaderas durante este período.

biodisponibles, que reflejan un orden diverso de actividad humana y un menos extendido proceso natural (Tabla 1). Estos compuestos incluyen formas inorgánicas reducidas (amonio, amoniaco), formas inorgánicas oxidadas (óxidos de N, nitrato, nitritos) y formas orgánicas (urea, aminoácidos, y compuestos desconocidos). Durante el siglo pasado, el N depositado atmosféricamente incremento 10 veces, manejado por la extensión de las urbanizaciones, expansión industrial e intensificación de la agricultura.⁴³ Los rangos de deposición de N varían entre 400 a más de 1.200 kg/ha cada año y representa desde el 10 a más del 40% del “nuevo” N que ingresa en Norte América y Europa continental y aguas costeras (Tabla 2).⁴⁴ A gran escala, el flujo de N a la cuenca del océano Atlántico Norte es de aproximadamente 11.2 tetragramos (trillones de gramos) por año y constituye del 46 al 57% del nuevo ingreso de N.⁴⁵ Esto es comparable al ingreso de “nuevo” N llevado a los océanos por los ríos.⁴⁶ De esta manera, en las aguas de la plataforma continental de Norte América, los ingresos de N vía atmósfera exceden a los depositados por los ríos.

El excesivo N cargado a las aguas de estuarios y costas es la causa clave que acelera la eutrofización y las consecuencias ambientales asociadas, incluyendo florecimientos algales, decrecimiento de la claridad del agua, toxicidad, hipoxia, o anoxia (disminución de O₂ o “zonas muertas”), muerte de peces, declinación de la vegetación acuática subemergente, y la asociada pérdida de hábitat.⁶⁴

Una significativa fuente de “nuevo” N de deposición atmosférica es un tópico de interés local y regional a causa de que las fuentes de emisión pueden estar situadas dentro o lejos de las cuencas de agua afectadas.⁶⁵ Los óxidos de N, la mayoría generados por combustión de combustibles fósiles, constituyen del 50 al 75% de la contaminación por N en los EE.UU., el N reducido y el N orgánico completan el resto. La rápida expansión de las explotaciones ganaderas (porcinos, vacunos y aves) en las

regiones de Medio Oeste y Medio Atlántica han acelerado la generación de efluentes y estiércol enriquecidos por N y un 30 a 70% o más de estos pueden ser emitidos como gas amoniaco (NH₃). Esto ha conducido a un incremento local y regional de deposición de amonio (NH₄⁺), lo que puede ser visto en dos décadas de análisis de deposición atmosférica de N en la Red Nacional del Programa de deposición Ácida localizado en Duplin County, Carolina del Norte, localidad que ha experimentado un rápido aumento en la producción animal durante este periodo (Figura 3).⁶⁶ En Europa Occidental, donde la producción animal ha dominado sobre la producción agrícola en la mayor parte del siglo pasado, el amonio es la forma más abundante de N depositado atmosféricamente.⁶⁷

El P es un componente de deposición atmosférica, pero el típicamente está en concentraciones de menor porcentaje que el N.⁶⁸ Esto es cierto especialmente en regiones donde la deposición húmeda excede a la seca, ya que el P está usualmente ligado a partículas de polvo y suelo levantado por el viento. Por este motivo, en los suelos agrícolas donde el P es aplicado como fertilizante o en regiones áridas donde los suelos son fácilmente transportados por el viento, la deposición atmosférica tiende a ser altamente enriquecida por P.⁶⁹ Incluso en estas situaciones, los ingresos de P nunca exceden los de N.

Sin embargo, desde una perspectiva ecológica, el P puede ser de considerable importancia ya que se requiere menos P que N para el crecimiento balanceado

de las plantas.⁷⁰ De esta manera, en lagos limitados de P, ríos, reservorios e incluso algunos ecosistemas marinos como los del este del Mar Mediterráneo, los ingresos de P atmosférico pueden ser una importante fuente de nutrientes. Por ej. en los lagos del Medio-oeste, incluyendo los Grandes Lagos, la deposición atmosférica de P contribuye con 5 – 15% del P suplementado externamente.⁷¹

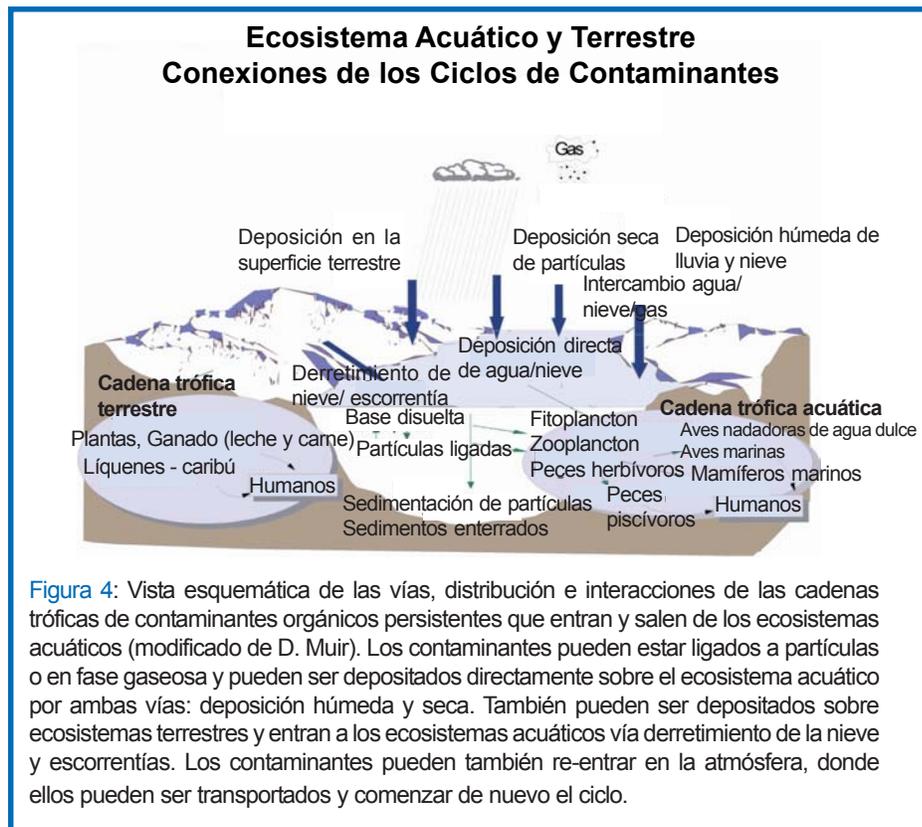
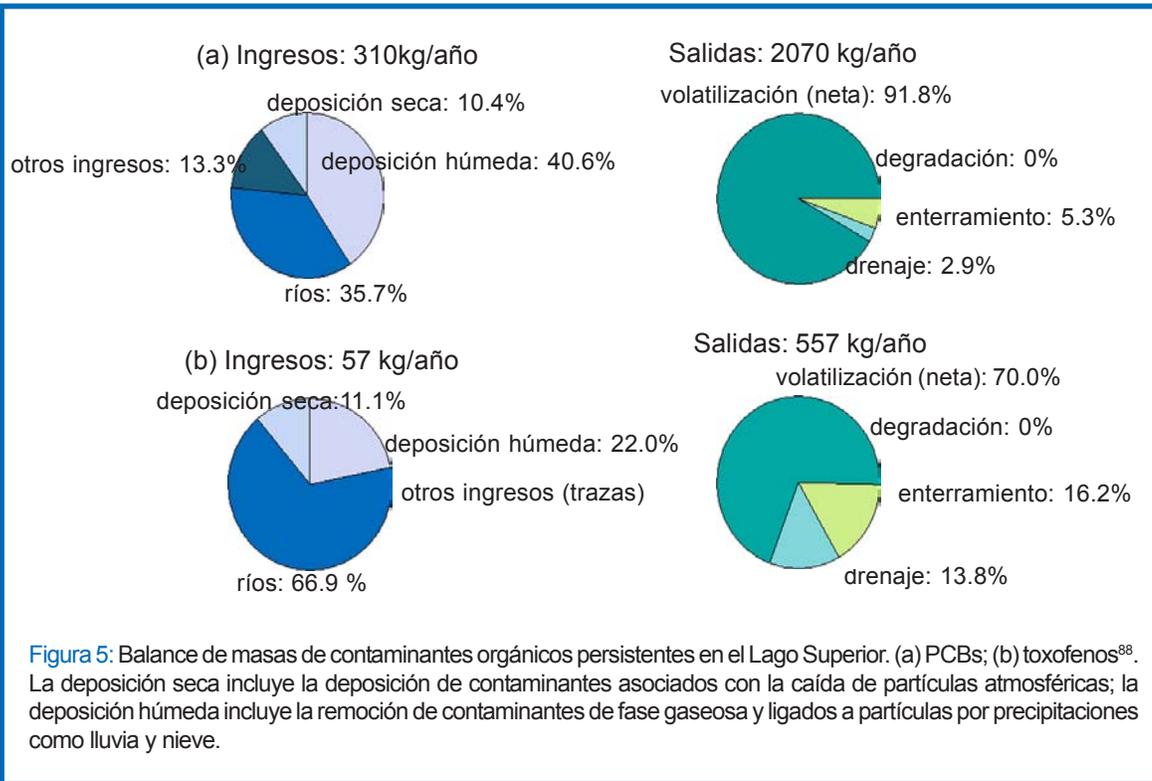


Figura 4: Vista esquemática de las vías, distribución e interacciones de las cadenas tróficas de contaminantes orgánicos persistentes que entran y salen de los ecosistemas acuáticos (modificado de D. Muir). Los contaminantes pueden estar ligados a partículas o en fase gaseosa y pueden ser depositados directamente sobre el ecosistema acuático por ambas vías: deposición húmeda y seca. También pueden ser depositados sobre ecosistemas terrestres y entran a los ecosistemas acuáticos vía derretimiento de la nieve y escorrentías. Los contaminantes pueden también re-entrar en la atmósfera, donde ellos pueden ser transportados y comenzar de nuevo el ciclo.



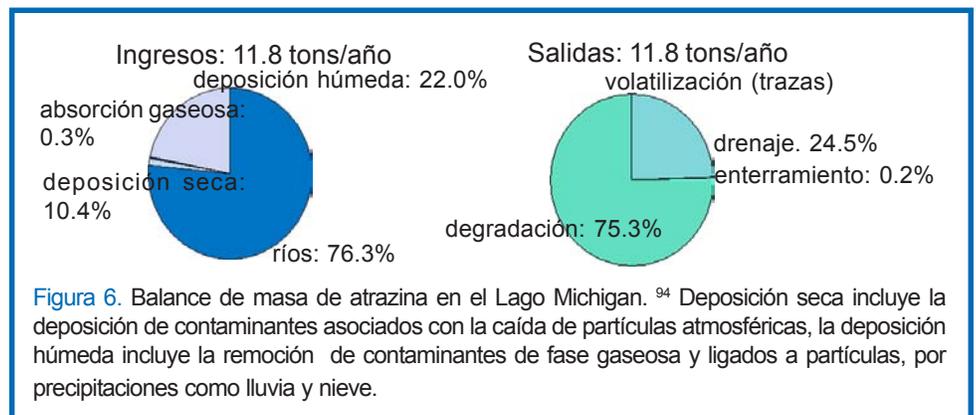
atmosféricamente asuma un rol mas importante como fuente de “nuevo” P durante estos periodos cruciales del crecimiento de las plantas. Se necesitan mas investigaciones y cuantificación de la tasa de deposición absoluta y atmosférica de P en varias regiones geográficas relacionadas con otras fuentes de ingreso de P. En el caso del N, las emisiones a partir de fuentes industriales y agrícolas son

En un estudio reciente en la región costera del Atlántico Medio, las concentraciones de P disuelto en la lluvia variaron entre 4 y 15 µg/L en 9 sitios, y el total de deposición húmeda vario entre 3.9 y 14 mg/m² por año a través de la región.⁷² El P cargado anualmente en el Lago Michigan en 1976 fue de 1.7 millones de kg/año, representando cerca del 16% del total del deposito de P del lago.⁷³ En el lago alpino de Tahoe en el límite entre Nevada y California, la deposición de P atmosférico fue de aproximadamente 25% del total del ingreso anual de P, mientras que en el mar Mediterráneo del Este limitado por P, la deposición atmosférica representó cerca del 10% del “nuevo” P. En general, parece que el P transportado por el aire, típicamente es de 10 al 20% del total de P cargado a los cuerpo de agua a partir de todas las fuentes. Permanece desconocido si el P transportado a los ecosistemas acuáticos por los ríos o el aire difieren en su disponibilidad para estimular el crecimiento de las plantas.

generalmente mas altas en el verano.

En el caso del Fe y otros metales, la deposición atmosférica principalmente en forma de polvo es la mayor fuente de “nuevo” suministro de estos nutrientes a las aguas costeras y de océanos abiertos.⁷⁴ El Fe puede ser transportado grandes distancias como ha sido demostrado en las tormentas de tormentas de polvo del Sahara enriquecido con Fe, que viajaron cientos de km sobre el Atlántico Norte subtropical para “fertilizar” las aguas pobres en nutrientes y deficientes de Fe tan lejos como al Mar Caribe y las costas Este de los EE.UU.⁷⁵ El Fe y los metales trazas son también generados por emisiones volcánicas y por varias fuentes de contaminación continental, incluyendo las plantas termoeléctricas, automóviles y emisiones industriales.⁷⁶ Mientras que hay incertidumbre acerca de las formas químicas y el comportamiento del Fe depositado atmosféricamente que entra al océano, hay pocas dudas

La deposición atmosférica de N y P varia con las estaciones. Por ej. durante los meses de un verano seco, cuando es alta la demanda de nutrientes para las plantas, los ingresos de P por escorrentía superficial son mínimos. Al mismo tiempo, las condiciones de sequía y viento tiende a favorecer el transporte del polvo. Ya que el P esta a menudo ligado a las partículas de polvo, es posible que el P depositado



BOX 2: BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN

Bioacumulación se refiere al incremento de la concentración de un contaminante a lo largo del tiempo en un organismo biológico comparado con la concentración en el ambiente, los compuestos acumulados en los seres vivos son tomados y almacenados más rápido que lo que son degradados o excretados. *Biomagnificación* se refiere a un incremento en la acumulación de un contaminante en los organismos a medida que ascienden en la cadena trófica. Ambos son importantes considerando el impacto de los contaminantes atmosféricos. A través de la bioacumulación, los químicos que están diluidos en el ambiente acuático se vuelven más concentrados en los tejidos de un organismo. Incluso cuando la concentración de un contaminante es baja en organismos de niveles bajos de la cadena trófica, los predadores pueden estar expuestos a altas concentraciones de un contaminante que ha sido magnificado a través del consumo de varios ítems de presas con bajos niveles de contaminación.

que la deposición atmosférica representa una importante fuente de “nuevo” Fe en un ambiente que de otra forma estaría libre de ingresos de Fe.⁷⁷

PROCESOS Y ESCALAS DE EMISIÓN, DEPOSICIÓN Y DESTINO

Las tres mayores vías atmosféricas por las cuales los contaminantes orgánicos persistentes entran a los cuerpos de agua como los Grandes Lagos, la Bahía Chesapeake, otros estuarios costeros y el mar abierto son: (1) la deposición húmeda vía lluvia, nieve y niebla, (2) la deposición seca de partículas y (3) el intercambio gaseoso entre el aire y el agua (Figure 4). Muchos centros industriales urbanos están localizados cerca o sobre los estuarios costeros y los Grandes Lagos. Las emisiones de contaminantes dentro de la atmósfera urbana son reflejados en elevadas concentraciones de contaminantes a nivel local y regional y también en áreas de intensa deposición atmosférica localizada, que están por encima o debajo de la marca regional. Por ej. la cuenca del sur del Lago Michigan y la norte de la Bahía Chesapeake están sujetas a contaminación por contaminantes del aire (PBCs, hidrocarburos poliaromáticos (PAHs), Hg, y metales trazas) a causa de su proximidad a los centros urbanos industrializados de Chicago y Baltimore respectivamente. Las concentraciones de PBCs y PAHs son significativamente más elevadas en Chicago y las costas del Lago Michigan ⁷⁸ y en el aire sobre la Bahía de Chesapeake cerca de Baltimore ⁷⁹ si se las compara con la marca regional. Altas concentraciones atmosféricas de contaminantes son reflejadas en el aumento de la precipitación y en el ingreso de partículas secas de contaminantes en las aguas de lagos o estuarios, como también en el mejorado intercambio agua-aire de compuestos orgánicos como PCBs y PAHs.⁸⁰ Por supuesto, la relativa importancia de estas vías atmosféricas en relación a la contaminación general del agua, debe ser evaluada en términos de otros ingresos, incluyendo las descargas a partir de plantas de tratamientos de aguas

cloacales, contaminación a partir de inundaciones de ríos y movilización de contaminantes de los sedimentos.

Las tres vías atmosféricas depositan los contaminantes directamente sobre la superficie del agua. Esto es especialmente importante en cuerpos de agua que tienen grandes superficies comparadas con las áreas de las cuencas que suministran escorrentía. Los Grandes Lagos y costas marinas son dos ejemplos. Cuerpos de agua contaminados pueden volverse fuentes de contaminantes a la atmósfera local o regional cuando los gases son perdidos desde la columna de agua al aire. Esto ha sido demostrado para los PCBs en la región de los Grandes Lagos al sur del Lago Michigan y la Bahía Verde,⁸¹ para los PCBs, dibenzo-p-dioxinas policlorados y dibensofuranos (PCDD/Fs), y nonifenoles en el estuario puerto de Nueva York-Nueva Jersey,⁸² y para los PCBs y PAHs en la Bahía Chesapeake.⁸³

En contraste, varios sistemas acuáticos tienen gran relación cuenca/superficie de agua. En estos sistemas, los depósitos de contaminantes atmosféricos dentro de bosques, pastizales, cultivos, áreas pavimentadas y otras superficies en la cuenca sirven como importantes fuentes de contaminación por escorrentía a los lagos y estuarios de corriente abajo. Esto es así por ej. en la mayoría de los lagos y estuarios en los Estados del Atlántico Medio.

La relativa importancia de la deposición atmosférica versus otras fuentes de contaminantes es mejor demostrada por el balance químico de masas (Figura 5 y 6). El Lago Superior, el más grande y prístino de los Grandes Lagos, es un buen ejemplo de un sistema acuático en el cual la atmósfera debe jugar un rol dominante en los ingresos y pérdidas de contaminantes orgánicos persistentes. Esto es porque el lago es frío, pobre en nutrientes, tiene una gran superficie que cubre la mayoría de sus cuencas y la densidad humana e industrial del área es baja. El agua fría y la gran superficie mejora la sensibilidad del lago a los ingresos atmosféricos y el intercambio aire-agua a través de la pérdida de gases y volatilización. Por ej. durante la década de 1980 la carga en el Lago Superior decreció exponencialmente cerca de

20% anual, principalmente a causa de las pérdidas de gases al aire.⁸⁴ Aunque algunos PCBs se ligan a partículas orgánicas y se hunden en el fondo del lago, este proceso de sedimentación no provee permanente renovación de estos contaminantes a partir de la columna de agua. De esta manera, el intercambio agua – aire es el mecanismo de pérdida dominante. Los PCBs en la columna de agua están hoy en un equilibrio aproximado con las concentraciones en la atmósfera.

La concentración de 2 a 5 veces mas alta de toxafeno (un insecticida proscripto en los EE.UU. desde 1990) en relación a los PCBs en el Lago Superior ha sido atribuida a la baja tasa de sedimentación a las mas bajas temperaturas del agua en relación a los otros Grandes Lagos.⁸⁵ La gasificación es un importante mecanismo de pérdida para el toxofeno, como para los PCBs, pero sobre una escala de tiempo mas larga. La vida media para el PCB en las aguas del Lago Superior es de 3.5 años comparada con los 12 años para el toxofeno.⁸⁶ La limpieza de toxofeno por volatilización podría ser mas rápida si no fuera por las altas concentraciones en la atmósfera generadas por la continua gasificación del toxofeno a partir de los suelos agrícolas en los estados del sur llevados por el viento al Lago Superior

El pesticida atrazina, provee un ejemplo contrario al PCBs y toxofeno ya que es llevado a los cuerpos de agua principalmente por el transporte a los ríos de las escorrentías agrícolas y se considera que el traslado atmosférico tiene un rol mínimo. Aunque la atrazina tiene una vida media de 30 a 90 días en el suelo, el transporte a los ríos y lagos extiende significativamente su vida media. El Lago Michigan y otros grandes sistemas acuáticos, son mas sensibles a los ingresos de atrazina por los tributarios pero los impactos a largo plazo sobre el medio ambiente del lago son controlados por los largos tiempos de residencia en el agua y la lenta tasa a la cual los compuestos son transformados.⁸⁷ Solamente cerca del 1% de la atrazina aplicada a los campos de cultivos es perdida por escorrentía a los ríos y lagos y otro 1% es perdida por transporte aéreo. Sin embargo la gran cantidad de este pesticida que es aplicada combinada con el transporte eficiente, la lenta tasa de transformación y el largo tiempo de residencia en agua causa una significativa acumulación de atrazina en los ecosistemas acuáticos. La atmósfera juega poco o ningún rol en la

remoción de la atrazina a partir de grandes cuerpos de agua y las pérdidas de los lagos son dominadas por degradación y salidas de flujos de agua.

En el caso de los PCBs ha sido demostrado que el intercambio aire-agua domina los procesos de deposición y pérdidas en los principales sistemas acuáticos para un amplio rango de contaminantes orgánicos persistentes incluyendo PCBs, PAHs, hidrocarburos clorados (HCHs), toxofeno y PCDDs/Fs.⁸⁹ En los ambientes acuáticos los contaminantes orgánicos persistentes se adsorben (adhieren o ligan) a la materia orgánica particulada y una fracción de este material se hunde en las aguas profundas y sedimentos. Una vez que los contaminantes orgánicos son secuestrados en los sedimentos ellos son efectivamente removidos a partir de su participación en la dinámica de intercambio agua-aire. En aguas marinas este proceso representa el mayor sumidero que controla el reciclado superficial y el impacto de los contaminantes orgánicos persistentes. Sin embargo, el rol de las partículas

del sumidero y otros procesos biogeoquímicos como la captación por las algas, sobre la dinámica global de los contaminantes orgánicos persistentes, no ha sido evaluada. Nosotros ahora conocemos que la captación por las algas y el intercambio agua-aire son procesos acoplados en los ambientes acuáticos.⁹⁰ Esto significa que la deposición atmosférica en las aguas superficiales soporta la concentración de contaminantes orgánicos en la biomasa de algas, y que la cantidad de nutrientes de las aguas influye sobre la cantidad de contaminante disponible para ser volatilizado en el aire.⁹¹ Por ej. condiciones eutróficas (enriquecidas en nutrientes) conducen a una rápida captación por las algas y a la remoción de contaminantes a partir de la columna de agua cuando las algas mueren y se hunden en el fondo.

Como muestra la figura 4, los procesos de intercambio agua-aire y agua-algas pueden promover la introducción de los cotaminantes orgánicos persistentes dentro de la cadena trófica acuática. Este es el

proceso para la contaminación de los ecosistemas de agua dulce lejanos y sus cadenas tóxicas, como también para grandes lagos y los oceanos.⁹² Recientes datos sugieren que las cadenas tróficas de los estuarios dominados por contaminantes de escorrentía superficial pueden también sufrir contaminación de la cadena trófica a partir del

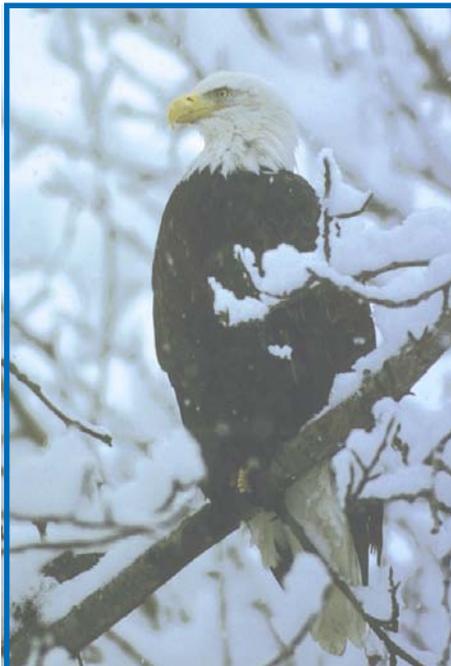


Figura 7: Los éxitos reproductivos de las águilas calvas y otras aves de presa fue impactado por el uso y transporte de compuestos clorados como el DDT. Desde que estos compuesto han sido retirados de Norte América la concentración ambiental ha sido reducida, acelerando la recuperación de estas poblaciones de aves.

intercambio aire-agua, especialmente donde las emisiones locales y regionales crean alta concentración atmosférica de contaminantes.⁹³ Una consideración clave es que el intercambio aire-agua lleva el 100 % de los contaminantes orgánicos a la columna de agua en forma de gases disueltos biodisponibles, mientras que los contaminantes de fuentes fluviales y de sedimentos agitados y resuspendidos pueden no estar fácilmente disponibles para ser usados por los organismos.

En síntesis, las interacciones atmósfera-agua son críticamente importantes en el ciclado y tiempos de residencia de contaminantes orgánicos persistentes y la contaminación de las cadenas tróficas en lagos, estuarios aguas costeras y los océanos. En sistemas acuáticos lejanos o en aquellos de grandes superficies, la deposición atmosférica en general y el intercambio aire-agua específicamente, dominan los ingresos totales. Además, el intercambio aire-agua es probablemente la forma como los contaminantes entran a la cadena trófica donde las entradas por escorrentía superficial son mínimas e incluso en algunos casos donde las cargas superficiales de origen local son importantes. El contenido de nutrientes en los cuerpos de agua y el ciclado de material orgánico a través de la cadena trófica también juegan un rol crítico en determinar el destino e impacto de los contaminantes orgánicos persistentes en los ecosistemas acuáticos.

RESPUESTAS ECOLOGICAS

Los factores ambientales discutidos anteriormente determinan si la vida acuática está expuesta a químicos transportados por la atmósfera. Varios factores adicionales, determinan sin embargo, si estos contaminantes dañarán a los organismos acuáticos o a los animales y seres humanos que los consuman. Esencialmente, todos los químicos pueden ser tóxicos para la vida acuática si las concentraciones de las exposiciones son suficientemente altas. Contrariamente, la mayoría de los químicos tienen una concentración umbral bajo la cual no se esperan

apreciables efectos adversos sobre la vida acuática. A partir de la perspectiva de identificar riesgos ecológicos, nosotros estamos más interesados en aquellos químicos que no solamente son transportados por la atmósfera sino también que son transportados en cantidades suficientes como para causar riesgos ecológicos.

Los químicos tóxicos que están notoriamente asociados con el transporte atmosférico, como el Hg, DDT y varios otros pesticidas son generalmente considerados bioacumulativos (ver Box 2). Sin embargo, los químicos no tienen que ser altamente bioacumulativos para producir toxicidad. Por ej. Cu y Zn son definitivamente tóxicos para la vida acuática pero ellos no se acumulan en tejidos animales en gran cantidad comparado con otros químicos como el Hg o DDT. Sin embargo los químicos que son altamente bioacumulativos son los que probablemente presentan más riesgos ecológicos a causa de que estos

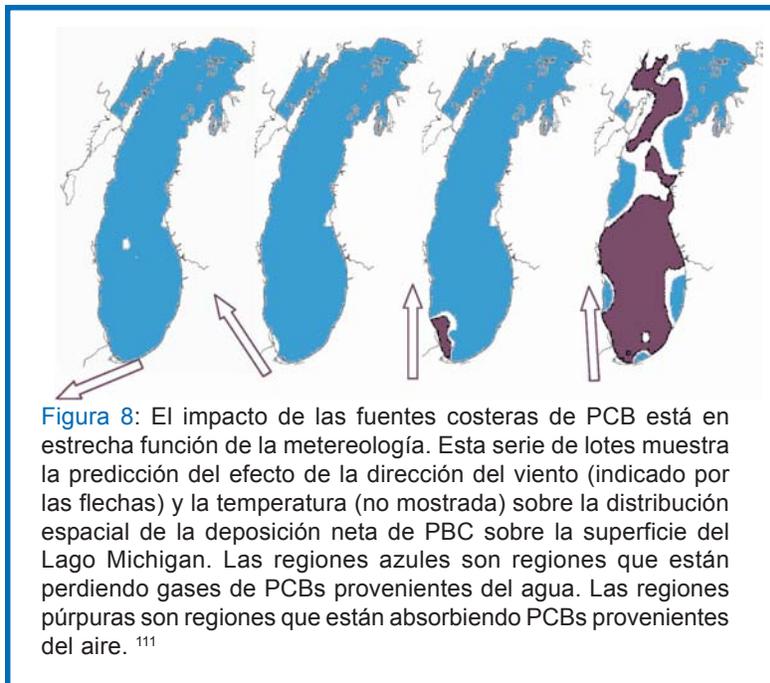


Figura 8: El impacto de las fuentes costeras de PCB está en estrecha función de la meteorología. Esta serie de lotes muestra la predicción del efecto de la dirección del viento (indicado por las flechas) y la temperatura (no mostrada) sobre la distribución espacial de la deposición neta de PBC sobre la superficie del Lago Michigan. Las regiones azules son regiones que están perdiendo gases de PCBs provenientes del agua. Las regiones púrpuras son regiones que están absorbiendo PCBs provenientes del aire.¹¹¹

contaminantes pueden formar parte de la estructura de los tejidos animales en altas dosis, incluso cuando la concentración en el agua permanece relativamente baja. Este es un importante factor porque un gran proceso de dispersión y dilución ocurre durante el transporte atmosférico entre la fuente de emisión y el punto en el cual cae el químico a la tierra o el agua. Los químicos altamente bioacumulativos revierten este efecto por reconcentración de estos químicos diluidos en los tejidos de los animales expuestos.

Una segunda característica común de los químicos que tienden a causar efectos ecológicos después del transporte atmosférico es que ellos a menudo tienen relativamente alta toxicidad, esto significa que causan efectos tóxicos a comparativamente bajos niveles de exposición. Combinando esto con la bioacumulación se construye un típico escenario: bajas concentraciones ambientales de químicos transportados atmosféricamente son transformados en dosis mucho más altas en tejidos animales vía bioacumulación y las dosis acumuladas crean efectos tóxicos a causa de la alta potencia de los químicos. Por comparación, contaminantes transportados por el aire con baja bioacumulación o baja toxicidad, podría ser mucho menos probable que causen riesgos ecológicos a menos

que la masa de químicos depositados atmosféricamente fuera muy grande.

Varios otros factores también afectan la bioacumulación. Algunos químicos se biomagnifican cuando ascienden en la cadena trófica. A causa de que la concentración de los químicos incrementa con cada paso hacia arriba de la cadena trófica, los organismos que forman parte de largas cadenas con múltiples conexiones pueden ser más susceptibles a los químicos bioacumulativos.⁹⁵ Por ej, un trucha de lago podría comer un pez relativamente grande, el cual come pequeños peces, que comen zooplancton, que se alimenta de algas. De esta manera se esperaría que una trucha de lago adquiriera más grandes dosis de contaminantes que un pez que come primariamente zooplancton. Otro factor es la estructura de la cadena trófica en relación a donde un químico es encontrado en el ecosistema. Por ej. a causa de que el transporte atmosférico del DDT comenzó varias décadas atrás y que ha sido reducido en los últimos años, las concentraciones de DDT en los sedimentos pueden exceder a las de la columna de agua. De esta manera los organismos cuyas cadenas tróficas están fuertemente conectadas a los sedimentos- por ej. sistemas donde los peces comen insectos que nidifican en el fondo- pueden experimentar más bioacumulación que lo organismos pertenecientes a cadenas tróficas basadas en algas que viven en la columna de agua. también, como se ha mencionado previamente, los sistemas eutróficos con altos niveles y retorno de biomasa de algas tienen mayor capacidad que los oligotróficos, de remover grandes cargas de contaminantes de la columna de agua y secuestrarlos en los sedimentos del fondo donde están menos disponibles para el resto de la cadena trófica.

En relación con la toxicidad, varios químicos tienen un alto grado de actividad biológica en los seres vivos y pueden alterar la fisiología normal a concentraciones comparativamente bajas. En este sentido, no debería sorprender que varios pesticidas son altamente tóxicos porque están específicamente diseñados para interactuar con los sistemas biológicos. Sin embargo, en otros casos la alta toxicidad parece ser una desafortunada coincidencia, como es el caso del metil Hg, la forma orgánica de Hg que es fácilmente absorbida por los peces y contra el cual ni los peces ni otros animales han desarrollado un mecanismo de desintoxicación específico. Las dioxinas cloradas, los furanos y los PCBs interactúan en el cuerpo con un receptor celular específico llamado receptor aril-hidrocarburo (Ah). Dependiendo de su geometría molecular, algunos



Figura 9: La dinámica de la cadena trófica, la fisiología y larga vida de los animales del ártico como los osos polares permiten a los contaminantes ser biomagnificados a grados extraordinarios en las cadenas tróficas resultando en deformidades y potencialmente en la muerte.

congéneres se ligan muy fuertemente a este receptor y de esta manera causan un alto grado de toxicidad. Mientras el mecanismo por el cual un químico causa toxicidad es generalmente similar en un amplio rango de especies animales, la sensibilidad absoluta, es decir, la dosis requerida para causar un efecto adverso, puede variar sustancialmente entre las especies, a menudo por un factor de 100 veces o más. Esto obviamente coloca a algunas especies en más grave riesgo que otras.

Considerando los problemas ambientales pasados y presentes con los químicos tóxicos, ahora se vuelve claro cómo varios factores pueden interactuar y producir riesgos

ecológicos. Por ej. el escenario de riesgo para la trucha de lago en el Lago Ontario por exposición a dioxina/furano y PCBs combina químicos multimediales altamente tóxicos con un organismo que tiene una relativamente larga cadena trófica y una alta sensibilidad tóxica a químicos con actividad Ah.⁹⁶ Los "loons" (grandes aves piscívoras) pueden ser particularmente sensibles al Hg porque tienen dietas con alto contenido de peces, lo cual indica una larga cadena trófica, y viven comparativamente largas vidas. Los mamíferos marinos también son de larga vida y comen vida acuática, por lo que son a menudo usados como indicadores de exposición a químicos bioacumulativos.

Químicos organoclorados, una herencia del pasado

En general, la respuesta de manejo a varios contaminantes organoclorados - incluyendo PCBs, dioxinas, furanos y pesticidas clorados como DDT, DDE, PCBs, toxofenos, HCHs, dieldrin, mirex, y clordano - se han vuelto un suceso histórico en décadas recientes. Después del reconocimiento en los años 1960 y 1970 que el amplio uso y el transporte por el aire de varios compuestos clorados fue causa de fallas reproductivas, deformidades embrionarias, y problemas de comportamiento en aves predatoras, los químicos fueron rápidamente retirados en Norte América. Como estos químicos son muy persistentes, los registros de largo alcance en ecosistemas como el del Gran Lago St. Lawrence indican que las concentraciones en el ambiente han decrecido con tiempos de vida media de 6 a 10 años.⁹⁷ Como resultado, las concentraciones ambientales han sido reducidas lo suficiente como para eliminar los más severos efectos de los organoclorados en las regiones templadas de Norte América y Europa, acelerando la

recuperación de las poblaciones de halcones peregrinos, águilas calvas, quebrantahuesos, cormoranes, grullas, y otras especies afectadas.

Unos pocos organoclorados continúan usándose en agricultura, en particular, gama-hexaclorohexano (gama HCH) es usado como tratamiento en semillas. Altas concentraciones han sido medidas en las Montañas Rocallosas de Alberta cuando los cultivos son plantados en praderas cercanas.⁹⁸ Estos compuestos están también entre los más volátiles de los organoclorados, y se lo encuentra en relativamente alta concentración en la atmósfera del Ártico.⁹⁹ El hexaclorobenceno (HCB) fue una vez usado como fungicida. Aunque su uso ha sido proscrito por más de 20 años, el HCB es todavía liberado como un subproducto de la producción de otros compuestos clorados en la chimenea de gases de incineración de la basura municipal y en algunos procesos metalúrgicos.¹⁰⁰ En muestras de glaciares provenientes de los Campos de Hielo de Columbia de las Rocallosas de Canadá obtenidas en 1995, las concentraciones de HCB continuaron incrementándose desde la profundidad hasta lo más superficial, indicando que la deposición de HCB ha incrementado incluso mientras la deposición de otros organoclorados ha disminuido en los años recientes.¹⁰¹

Para varios contaminantes orgánicos que son persistentes, bioacumulativos y tóxicos, las fuentes no atmosféricas han sido bien controladas mientras que las fuentes atmosféricas han sido descuidadas o ignoradas. Los PCBs fueron usados en una amplia variedad de aplicaciones industriales y contaminaron numerosas descargas de efluentes industriales y municipales durante el período de uso a partir de 1930 hasta la década de 1970. Importantes ingresos a los sistemas ecológicos ocurrieron a través de descargas directas a las aguas superficiales o a las plantas de tratamientos de aguas servidas.

Actualmente estas fuentes han sido derivadas, eliminadas o reducidas significativamente. Por ej. dentro del Estado de Illinois, no hay descargas de efluentes municipales al lago Michigan, para prevenir ingresos significativos de PCBs residual al lago. Sin embargo, las fuentes atmosféricas no han recibido la misma atención, probablemente a causa de las pocas mediciones de la concentración atmosférica de PCBs en áreas urbanas anteriores a mediados de los años 1990 están disponibles. Incluso actualmente, Chicago es uno de las pocas áreas urbanas para las que están disponibles sustanciales mediciones atmosféricas y las concentraciones de PCBs son muy altas en el área de Chicago.¹⁰² Como resultado, la deposición de la fase gaseosa de PCBs desde Chicago hacia el Lago Michigan es probablemente la fuente actual más importante de estos químicos hacia el lago. De hecho, si los vientos predominantes dirigen la fuente de Chicago

más lejos de los lagos, el Lago Michigan gasificará los PCBs a una tasa más rápida que la de absorción de PCBs por el aire. Cuando la pluma de aire proveniente de Chicago es empujada sobre el lago por los vientos del suroeste, el área de deposición puede variar desde unos pocos km a tres cuartos de la superficie del lago (Figura 8). Otras áreas urbanas con historias industriales similares tienen también probablemente permanecer como fuentes de contaminantes orgánicos proscritos, al menos hasta que la importancia de las fuentes atmosféricas sea reconocida y se decida hacer su control.

Existe interés acerca de los efectos ecológicos de los organoclorados transportados por el aire a altas latitudes y altitudes. La naturaleza semi-volátil de varios organoclorados les permite ser re-emitidos a partir de ecosistemas contaminados de clima cálido y ser arrastrados por las masas de aire y redepositados donde las temperaturas son frías. Esto también llamado "efecto de condensación fría"¹⁰³ ha permitido la migración atmosférica gradual de compuestos persistentes desde las regiones tropicales y templadas hacia el ártico y los sitios alpinos.¹⁰⁴ Los movimientos circumpolares de las masas de aire han permitido también que algunos químicos migren a partir de áreas de Asia donde ellos están todavía en uso y ser depositados en regiones árticas y alpinas de Norte América y Europa. Como resultado, la deposición de varios químicos en regiones alpinas y del norte continúa incrementándose por 10 a 30 años después que los químicos fueron proscritos en Norte América, como se muestra en el perfil de sedimentos y glaciares datados.¹⁰⁵ Las concentraciones en algunos lugares del Ártico son todavía suficientemente altas como para causar fallas reproductivas y afinamiento de la cáscara de los huevos de aves depredadoras como el halcón peregrino y las águilas marinas. La inducción de enzimas hepáticas, que es fuertemente afectada por los PCBs y otros organoclorados ha sido observada en las ballenas beluga, focas y osos polares.¹⁰⁶

Mientras las concentraciones de organoclorados en las masas de aire y la precipitación proveniente de las regiones norte y alpinas son generalmente bajas, la dinámica de la cadena trófica, la fisiología y los ciclos de vida de los organismos de regiones frías permite a estos químicos ser biomagnificados a un grado extraordinario en la cadena alimenticia. La mayoría de los organoclorados son lipofílicos y los animales en regiones frías generalmente almacenan grandes cantidades de lípidos para sobrevivir durante los largos inviernos. Varios de estos organismos también crecen lentamente y tienen largos ciclos de vida, características que promueven la biomagnificación. Como resultado, varios contaminantes son biomagnificados un millón de veces y más en las cadenas tróficas del ártico.¹⁰⁷ Las concentraciones son suficientemente altas como para

ser consideradas de interés para predadores de mamíferos marinos incluyendo seres humanos nativos y osos polares.¹⁰⁸ Por ej. mujeres Inuit en el Norte de Quebec, quienes comen gran proporción de peces y mamíferos marinos tienen concentraciones de contaminantes en su leche y sangre, varias veces más altas que las mujeres caucásicas urbanas de esa provincia. Las concentraciones de varios de estos compuestos exceden en gran medida las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud y ellos también exceden las concentraciones que han causado efectos reproductivos detectables en mujeres de regiones contaminadas templadas.¹⁰⁹ Estudios no publicados han documentado efectos sobre la salud en poblaciones humanas del norte, pero dichos estudios son preliminares ya que resultados epidemiológicamente importantes son difíciles de obtener a partir de pequeñas poblaciones.

Algunas áreas continentales del norte donde los peces predadores de agua dulce crecen lentamente y viven largo tiempo pueden también tener concentraciones de organoclorados lo suficientemente altas como para ser de interés. Un ej. es el Lago Laberge en Ykon, donde fueron encontradas truchas de lago que tenían elevadas concentraciones de toxofenos, DDT y PCBs. Las concentraciones de toxofeno fueron lo suficientemente altas como para causar que la Health Canada decreta una consumación aconsejada para la población aborígen quienes usan peces provenientes de lagos como parte importante de sus dietas. La principal razón para los altos valores en Laberge parece ser que su cadena trófica es un punto más larga que en otros lagos, de esta manera aumenta la biomagnificación de estos contaminantes.¹¹⁰

De manera inusual, altas concentraciones de algunos organoclorados fueron encontradas en algunas poblaciones de truchas de lago en los parques nacionales de las Montañas Rocallosas de Canadá, una región que generalmente se la considera casi prístina.¹¹² Un detallado estudio en el Lago Bow, donde fueron encontradas algunas de las más altas concentraciones, indican que los niveles de contaminación no fueron resultado de la biomagnificación sino a causa de un aumento de la deposición a altas altitudes y también a causa del deshielo de los estratos glaciares a partir de mediados del siglo XX cuando las altas concentraciones de las sustancias fueron depositadas en glaciares antes de que su uso fuera proscrito en Norte América.¹¹³ La biomagnificación de la cadena trófica es baja en el lago y las altas concentraciones de organoclorados en peces parecen resultar de los altos ingresos y de la absorción directa por pequeños crustáceos de los que se alimentan los peces.¹¹⁴ No fueron dictaminadas recomendaciones para impedir el consumo en el Lago Bow debido a que no hay población humana que utilicen al lago para su subsistencia. Similamente, las

altas concentraciones de organoclorados han sido medidas en los sedimentos y peces de lagos alpinos de Europa, como resultado de alto ingresos atmosféricos. De manera diferente, en el oeste de Canadá las áreas fuentes para estos compuestos parecen ser de origen regional más que trans-Pacífico.¹¹⁵

Otro ej. de interés en el norte involucra a los osos polares (Figura 9). Un estudio en la región Svalbard de Noruega no encontró efectos reproductivos en osos polares que pudieran ser atribuidos a altas concentraciones de PCBs. Los investigadores observaron alta mortalidad en osos jóvenes y dos de los osos tenían deformidades en los genitales.¹¹⁶ Una hipótesis es que estos efectos podrían ser el resultado de altas cargas corporales de organoclorados. Para los osos polares y cualquier otra especie de ártico, las concentraciones de organoclorados exceden los "Niveles de efectos adversos no observados" (NOAEL) y los "Bajos niveles de efectos adversos observados" (LOAEL) que han sido determinados para las especies del sur.¹¹⁷

Hay también interés acerca de los efectos aditivos y sinérgicos de varios organoclorados. Por ej. ahora se conoce que las dioxinas, furanos y algunos mono-orto PCBs se ligan al receptor Ah. Los efectos parecen ser aditivos, pero diferentes compuestos tienen diferentes potencias. Se ha desarrollado un esquema de factor de equivalencia tóxica combinada (TEF), el cual permite que concentraciones de varias dioxinas, furanos y PCBs sean convertidos a una concentración equivalente al más potente de ellos, la dioxina 2,3,7,8-tTCDD.¹¹⁸ El esquema TEF es ahora ampliamente usado, mientras que 10 años atrás, los efectos de varios organoclorados fueron considerados de manera aislada.

Nuevos químicos de interés

Mientras que los viejos organoclorados parecen haber sido controlados antes que ellos causaran la extinción de especies de aves predatoras o efectos reproductivos severos, hay interés acerca de nuevos contaminantes que son persistentes, tóxicos y se biomagnifican en las cadenas tróficas. Los pesticidas atrazina, melalaclo y endosulfan continúan siendo usados, aunque ellos son razonablemente tóxicos y persistentes. Los químicos complejos que contienen otros halógenos en vez de cloro (como bromo y fluor) han emergido como potenciales toxinas ambientales. Por ej. recientes estudios han mostrado que los niveles de ignifugos (PBDEs) están aumentando rápidamente en los Grandes Lagos con tiempos de duplicación del orden de 3.5 años.¹¹⁸ Estos contaminantes son también encontrados en sitios del ártico y del norte.¹²⁰ Los PBDEs son persistentes y se biomagnifican en las cadenas tróficas acuáticas.¹²¹

Revisiones de químicos detectados en nieves de altas latitudes indican que docenas e incluso cientos de químicos orgánicos industriales que no son usados en la región están presentes, indicando transporte atmosférico de gran importancia. En la mayoría de los casos, poco se conoce de la biogeoquímica o toxicidad de estos contaminantes.

Mercurio

Una vez removido de la atmósfera, mucho del Hg depositado termina en los ecosistemas acuáticos, por deposición directa o por escorrentía superficial.¹²² Los efectos del Hg sobre los peces como también sobre aves y mamíferos que consumen peces contaminados, son de significativo interés, tienen relación con la exposición a formas metiladas (orgánicas) monometil Hg (MMHg).¹²³ En ambientes anaeróbicos, como son los sedimentos de lagos y humedales, el Hg es transformado a MMHg por acción microbiana, más específicamente por bacterias reductoras del S. El MMHg difunde dentro de la columna de agua donde puede ser tomado por los peces, acumulado en el tejido muscular, ligándose a compuestos orgánicos conocidos como grupos tiol o mercaptanos. El MMHg es la forma más tóxica del Hg. Se han documentado efectos reproductivos en peces, vida silvestre que se alimenta de peces y seres humanos.¹²⁴ El MMHg causa daños neuronales, hepáticos y renales como también efectos en el desarrollo neuronal de los niños.¹²⁵

En los EE.UU., 48 estados aconsejan al público contra el uso ilimitado de peces de agua dulce debido a sus niveles de MMHg. Además, la Agencia de Protección Ambiental de la USA (EPA) ha dictado una recomendación de consumo nacional de peces para 5 especies de peces oceánicos. La EPA considera una dosis máxima "sin efectos" permitida de Hg de $0.1 \mu\text{g kg}^{-1}$ de peso corporal por día, y esta línea de base fue recientemente corroborada por un estudio independiente de la Academia Nacional de Ciencias.¹²⁶

Los ecosistemas árticos y sus comunidades humanas asociadas son particularmente susceptibles a la contaminación por Hg. Cuando el Hg llega al Ártico es transformado y depositado en la nieve cuando comienza al amanecer (la primera aparición del sol después del largo invierno ártico). Una importante cantidad de Hg entra al ecosistema y el resto vuelve a la atmósfera donde puede ser de nuevo transportado y depositado en otros lugares.

Nutrientes:

El sobre-enriquecimiento de N ha sido proscripto por la gran cantidad de impactos sobre los ecosistemas acuáticos, incluyendo cambios en la función y composición

de la comunidad de algas, cambios en la cadena trófica y declinación de la calidad del agua y hábitat para la pesca. Incrementos en el N y cambios en las fuentes de N pueden influenciar interacciones competitivas y sucesiones entre los grupos de algas, como también la dominancia de ciertos grupos indeseables como dinoflagelados de marea roja y cianobacterias tóxicas (formalmente algas verde azules).¹²⁷ La habilidad de algunos grupos de algas para utilizar N orgánico, el cual puede ser abundante en la deposición atmosférica puede también proveer una ventaja competitiva.¹²⁸ El Fe que es un derivado atmosférico puede interactuar sinérgicamente con el N para aumentar la productividad primaria de las costas y los océanos.¹²⁹ Estos efectos del N transportado atmosféricamente y otras fuentes de nutrientes pueden ser promotores de los grandes cambios biológicos que ahora aparecen en aguas oceánicas y costeras, incluyendo la proliferación de florecimientos de algas peligrosas, y la declinación de la calidad del agua y la pesca. A causa de esta potencialmente gran contribución a la carga de "nuevo" N total en aguas sensibles al N, la deposición atmosférica requiere mayor atención de los responsables del manejo de nutrientes del aire y aguas superficiales a nivel local y regional.

En las costas y estuarios marinos, los sedimentos representan una fuente relativamente rica de P que es fácilmente ciclada entre los sedimentos y la columna de agua. El P depositado atmosféricamente no ha sido mostrado que sea ampliamente importante en el agua, aunque puede serlo en lugares específicos. Un ej. es en las aguas costeras de Florida donde los ingresos de P transportado por el aire de origen local puede a veces ser muy alto. Unos pocos investigadores han sugerido que la producción primaria en algunas regiones oceánicas está limitada por bajos niveles de P,¹³⁰ sin embargo esta es una noción controvertida y las evidencias colocan al N y/o Fe como los nutrientes limitantes en el agua.¹³¹ Aunque solamente unas pocas mediciones han sido hechas, las regiones oceánicas tienden a exhibir extraordinariamente bajos niveles de P depositado atmosféricamente.¹³² Esto no es sorprendente ya que los océanos abiertos están lejos de las fuentes continentales de polvo y suelo llevado por el viento. Las erupciones volcánicas y las tormentas de polvo de gran magnitud, pueden ser una fuente importante de ingreso de "nuevo" P transportado por el aire en alguna parte del mundo, pero la biogeoquímica y la importancia ecológica de estos ingresos permanece desconocida.

El Fe depositado desde la atmósfera parece jugar un rol crítico en sostener y estimular la productividad en aguas costeras y oceánicas limitadas de Fe.¹³³ Las fuentes atmosféricas de Fe han sido propuestas como estimulantes clave del florecimiento de algas marinas y mareas rojas.

¹³⁴

Los roles y efectos ecológicos de los depósitos atmosféricos de elementos traza - Cu, Zn, Mn, Co, Mo, y Bo – está menos claro.¹³⁵ Los impactos podrían incluir la estimulación o inhibición de la producción primaria y secundaria o las interacciones sinérgicas o antagónicas con otros nutrientes. Se necesitan más investigaciones mecanísticas (usando respuestas de bioensayos con comunidades microbianas y de plantas, como también pruebas en especies) para ayudar a elucidar los roles biogeoquímicos y ecológicos básicos de estos nutrientes traza. Es también concebible que existan complejas colimitaciones entre los elementos traza y los nutrientes mayores como N, P y Fe en ambientes de agua dulce y marinos.¹³⁶ Y es posible que la deposición atmosférica provea combinaciones únicas de nutrientes que tengan un efecto más potente que los constituyentes de manera individual.

DEPOSICION DE N Y DESTINO DE LOS CONTAMINANTES ORGANICOS

La deposición atmosférica contiene una mezcla de compuestos biológicamente disponibles, tanto orgánicos como inorgánicos. Los estudios de bioensayos en aguas limitadas en N han demostrado que los organismos responden diferencialmente a varias fuentes de N. Esto provee un mecanismo por el cual el N depositado puede influir la estructura y construcción de las comunidades acuáticas.¹³⁷ La captación y crecimiento diferencial en respuesta al amonio versus el nitrato han sido atribuidas al contraste en la energía requerida para asimilar estos compuestos.¹³⁸ Bajo condiciones de luz limitadas como las encontradas en aguas turbias, los organismos pueden preferir el amonio a causa de que los requerimientos energéticos para usar esta fuente reducida de N son menores que para usar el nitrato.¹³⁹ En aguas limitadas en luz los grupos de algas móviles como los dinoflagelados y criptomonadales son capaces de migrar cerca de la superficie para asegurar el acceso a la energía de la luz necesaria para reducir el nitrato a amonio, lo cual es un punto crítico para incorporar esta forma oxidada de N dentro de las vías de biosíntesis y crecer. En contraste, los organismos no móviles deben enfrentar las condiciones de profundidad y poca irradiación, limitando la captación de nitrato y captando amonio. También existen diferencias fisiológicas intrínsecas en la captación de N por diferentes tasas de algas y esto puede conducir a una respuesta contrastante a las diferentes fuentes de N.¹⁴⁰ Bajo condiciones restrictivas de disponibilidad de N, lo cual es característico de varios estuarios, estas diferencias pueden conducir a una intensa competencia por el amonio, nitrato o N orgánico.

Experimentos de bioensayos en el estuario del río Neuse en Carolina del Norte han mostrado que grupos taxonómicos de aguas superiores – diatomeas, dinoflagelados, criptomonadales, cianobacteria y clorofitas – pueden exhibir diferentes respuestas al crecimiento al variar las fuentes de N y las mezclas de fuentes.¹⁴¹ Sin embargo, estas respuestas diferenciales no son consistentes en tiempo y espacio. Otros factores ambientales complejos, incluyendo la disponibilidad de luz, la profundidad de la mezcla de la columna de agua, el tiempo de residencia del agua, salinidad y temperatura, también ejercen control sobre la dinámica de la captación de N y las tasas de crecimiento entre las comunidades de algas.¹⁴² Ha sido demostrado que el N orgánico disuelto derivado de la atmósfera estimula el crecimiento de bacterias y algas. El N orgánico puede estimular selectivamente el crecimiento de algas heterótrofas facultativas como los dinoflagelados y las cianobacterias.¹⁴⁴ (los organismos heterótrofos facultativos pueden hacer su propio alimento o se nutren consumiendo moléculas orgánicas).

Las respuestas a captación de N específico que altera la comunidad de algas puede de hecho estimular cambios a todas las vías ascendentes de la cadena trófica, zooplancton, peces herbívoros, invertebrados, y niveles altos de consumidores. Los cambios en la composición de la comunidad algal también puede alterar el flujo de C, N, P y otros nutrientes e impactar sobre la dinámica del O₂ en los estuarios.

El hecho de que diferentes fuentes de N derivado de la atmósfera puedan influir la estructura y la dinámica del crecimiento de la comunidad de algas, es también importante para el destino de los contaminantes orgánicos persistentes en las cadenas tróficas acuáticas. Las algas, con su alto contenido de lípidos, acumulan fácilmente estos contaminantes, pero la tasa de captación está fuertemente influenciada por la tasa de crecimiento de la comunidad.¹⁴⁵ Cuanto más productivo es el sistema ocurre menor bioacumulación debido a la diferencia en la tasa de captación comparada con la tasa de crecimiento. Además, cuanto más productivo es el sistema, el destino de estos contaminantes está dominado por la sedimentación de algas muertas y senescentes. En sistemas oligotróficos, la biomasa de algas es usualmente baja, pero la captación de nutrientes y otros contaminantes es muy eficiente. En estos sistemas, el efectivo consumo de algas por el zooplancton asegura que estos contaminantes pasen rápidamente a los niveles altos de la cadena trófica.

Una segunda razón de que la fuente de N derivado de la atmósfera puede influir sobre el destino de los contaminantes orgánicos persistentes, está relacionado con los cambios que pueden ocurrir en la estructura de la comunidad. Ha sido recientemente mostrado que el “loop” microbiano puede ser un importante vector en la

transferencia de contaminantes orgánicos en las cadenas tróficas, y su importancia se incrementa en los sistemas que son menos productivos.¹⁴⁶ El "loop" microbiano es una micro-cadena trófica acuática en la cual las bacterias microscópicas y el pico-plancton se alimenta de material orgánico disuelto, después estos organismos son consumidos por flagelados y ciliados y estos por pequeños crustáceos llamados copépodos. A causa de que el "loop" microbiano consiste en ciliados que consumen flagelados que consumen bacterias, el componente ciliado/flagelado puede estar influenciado por el N derivado de la atmósfera, esta fuente de nuevo N puede indirectamente influenciar sobre la dinámica de la cadena trófica controlando la bioacumulación de contaminantes.

PRIORIDADES PARA LA REGULACIÓN Y MONITOREO

Anteriormente nosotros hemos identificado un número de desafíos que los contaminantes atmosféricos presentan para los ecosistemas acuáticos y para las comunidades humanas que dependen de ellos. En esta sección, nosotros sugerimos algunas prioridades para la regulación y monitoreo de químicos transportados por la atmósfera. Las regulaciones efectivas deben estar basadas sobre un sólido entendimiento del problema desarrollado a través de la investigación y monitoreo. Las acciones deben estar focalizadas sobre los químicos que son tóxicos, bioacumulados o biomagnificados, que se mueven en cantidades medibles dentro y a través de la atmósfera, que sean suficientemente estables para ser transportados largas distancias y que la interacción con otros químicos tenga impactos negativos sobre los organismos y los ecosistemas. Las acciones sugeridas permiten a los investigadores y manejadores identificar con alguna certeza como la deposición atmosférica afecta los ecosistemas acuáticos y apuntar a probables fuentes y consecuencias.

- **Desarrollar una estrategia comprensiva para reducir los impactos y los problemas causados por los contaminantes orgánicos transportados por el aire**
 - Usar relaciones de actividad y estructura cuantitativas (QSAR) para predecir si los nuevos químicos propuestos para uso comercial tienen probabilidad de ser persistentes, bioacumulativos y/o tóxicos para los organismos y usar esta información en la toma de decisiones y regulación.
 - Expandir el testeo de HPVCs y rastrear cuidadosamente las fragancias sintéticas y los ignífugos como potenciales contaminantes atmosféricos
- Establecer programas de monitoreo para Hg y compuestos orgánicos persistentes, tóxicos y bioacumulativos, en ecosistemas críticamente vulnerables, como son los sistemas alpinos y árticos
- Incluir las interacciones de nutrientes y deposición de químicos tóxicos en modelos y consideraciones regulatorias.
- **Desarrollar una estrategia comprensiva para reducir el problemas del N**
 - Desarrollar mas controles efectivos y ampliamente aplicados sobre las emisiones de óxidos de N a partir de motores de ignición interna en automóviles, lanchas (por ej. motores fuera de borda), motos de agua y vehículos todo terreno, máquinas de cortar pasto, motosierras a cadena, y otras herramientas y máquinas accionadas por combustibles fósiles.
 - Desarrollar controles mas efectivos y ampliamente aplicados sobre las emisiones de óxidos de N a partir de las industrias y plantas generadoras de electricidad (por ej. controles de emisiones en chimeneas)
 - Minimizar el almacenamiento a cielo abierto de desechos animales y otros productos y fuentes de N reducido y mejorar los tratamientos de desechos usando plantas de tratamiento "in-situ" y manejar humedales. Usar aguas recicladas en la producción animal para minimizar la generación y almacenamiento de efluentes líquidos animales.
 - Reciclar los desechos sólidos acumulados como fertilizantes comerciales. Aplicar fertilizantes en base a nitrato, amonio y urea a tasas agronómicas
 - Usar quemas controladas para minimizar la fertilización atmosférica de aguas, con óxidos de N o amoniaco/amonio.
- **Desarrollar métodos mas baratos y seguros para medir deposición atmosférica y monitorear y modelar como los contaminantes depositados atmosféricamente viajan a través de una cuenca.**

Esto podría incluir el establecimiento de programas de monitoreo en ecosistemas críticamente vulnerables a los contaminantes orgánicos como son los ecosistemas alpinos y árticos y monitoreo de nutrientes en estuarios.
- **Fortalecer el entendimiento de las conexiones entre la deposición atmosférica y los efectos ecológicos, particularmente para nuevos químicos de interés y las interacciones de nutrientes y compuestos tóxicos**
- **Desarrollar estimaciones cuantitativas de cargas de deposición de contaminantes atmosféricos a través de monitoreos y mediciones.** Esto podría

ser hecho en conjunto con la identificación de fuentes de contaminantes atmosféricos y conocer cuantas provienen de fuentes regionales, locales y lejanas. Las mediciones cuantitativas también ayudarán a la Identificación del rol que juega la deposición atmosférica en una cuenca sobrecargada de contaminantes.

- **Construir una cooperación proactiva entre agencias de contaminación de agua, agencias de contaminación de aire y el público.** Las agencias que regulan y monitorean la calidad del agua y el aire necesitan cooperar para manejar este tema. Ahora que el público está comenzando a admitir el concepto de cuenca es importante incrementar el entendimiento de las conexiones entre capas de aire y capas de agua.

CONCLUSIÓN

En décadas recientes, mucho progreso ha sido hecho para reducir el ingreso de químicos tóxicos y nutrientes en el medio ambiente a partir de fuentes puntuales. Sin embargo, las fuentes atmosféricas de sustancias tóxicas y nutrientes recién comienzan a ser reconocidas por el rol que ellas juegan en la contaminación del ambiente.

Los químicos orgánicos que se volatilizan fácilmente pueden ser transportados y depositados en otras regiones del mundo, exponiendo a los ecosistemas acuáticos a químicos no usados en esas regiones. En algunos casos poco se conoce de su biogeoquímica y toxicidad. Sin embargo, a menudo estos químicos tienen propiedades que los hacen ambientalmente móviles. Muchos son tóxicos para organismos acuáticos, peces y vida silvestre y seres humanos que se alimentan de peces.

El Hg es también un contaminante global que es móvil en la atmósfera y sus efectos sobre los peces y sobre las aves y mamíferos que consumen peces contaminados son de gran interés. En algunos ecosistemas acuáticos, el Hg es transformado por acción microbiana en su forma metilada, la cual puede causar daños neuronales, hepáticos y renales como también efectos reproductivos y problemas en el desarrollo neuronal.

La deposición atmosférica es también una importante y potente fuente de nutrientes que pueden acelerar la eutroficación y sus consecuencias ambientales asociadas en ecosistemas de agua dulce, estuarios y ambientes costeros. Los ecosistemas acuáticos son impactados a menudo por deposición atmosférica de nutrientes y químicos tóxicos. Los efectos de la deposición de nutrientes sobre la estructura de la cadena trófica y la función ecológica, influyen en la forma cómo otras

sustancias tóxicas son procesadas por el ecosistema, cómo se bioacumulan y últimamente como impactan a los peces, la vida silvestre y los seres humanos.

Considerando que estos contaminantes depositados atmosféricamente son emitidos por actividad humana, es claro que las soluciones deben involucrar grandes reconocimientos, monitoreos y finalmente regulación de estas importantes fuentes de contaminación ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Nosotros apreciamos grandemente a la US EPA, oficina de humedales, océanos y cuencas por su apoyo para la producción de este informe. Nosotros particularmente agradecemos a Debora Martin y John Wilson. Nosotros también quisiéramos agradecer a David Whittall, NOAA, y Jules Blais, de la University of Ottawa, por sus comentarios sobre el borrador de este manuscrito.

Los conceptos aquí expresados no reflejan necesariamente las políticas de la US EPA y la mención de nombres de comercios y productos comerciales no constituye un respaldo o recomendación para su uso.

REFERENCIAS Y LECTURAS SUGERIDAS

- ¹ USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2001. Frequently Asked Questions About Atmospheric Deposition: A Handbook for Watershed Managers. EPA 453/R-01-009. http://www.epa.gov/owow/oceans/airdep/airdep_sept_final.pdf.
- ² Airsheds developed by R. Dennis, Atmospheric Science Modeling Division, NOAA Air Resources Laboratory and USEPA National Exposure Research Laboratory. Presented in USEPA 2001 (see 1); courtesy of the U.S. Environmental Protection Agency.
- ³ Van de Meent, T.E. McKone, T. Parkerton, M. Matthies, M. Scheringer, F. Wania, R. Perudy, D.H. Bennett. 2000. Persistence and transport potential of chemicals in a multimedia environment. In: Klečka, G. et al. (Eds). Evaluation of Persistence and Long Range Transport of Organic Chemicals in the Environment: SETAC Special Publ. Series, SETAC Books, Pensacola FL, pp. 169-204.
- ⁴ Wania, F. and D. Mackay 2000. The global distribution model. A non-steady state multi-compartmental mass balance model of the fate of persistent organic pollutants in the global environment. Computer Program and Technical Report, 21 pages. (www.uts.utoronto.ca/~wania).

- ⁵ Figure reprinted with permission from Van de Meent, T.E. McKone, T. Parkerton, M. Matthies, M. Scheringer, F. Wania, R. Perudy, D.H. Bennett. 2000. Persistence and transport potential of chemicals in a multimedia environment. In: Klečka, G. et al. (Eds). Evaluation of Persistence and Long Range Transport of Organic Chemicals in the Environment: SETAC Special Publ. Series, SETAC Books, Pensacola FL, pp. 169-204. Copyright SETAC, Pensacola, FL.
- ⁶ UNEP (United Nations Environment Program), 2001. Final Act of the Conference of Plenipotentiaries on The Stockholm Convention On Persistent Organic Pollutants. UNEP, Geneva, Switzerland. 44 pp.
- Detailed discussions of physical-chemical properties of the chemicals listed in the Stockholm Convention can be found in the Handbooks on Physical-Chemical Properties and Environmental Fate of Organic Chemicals by Mackay et al. (1991, 1992, 1997) and the Evaluation of Persistence and Long Range Transport of Organic Chemicals in the Environment resulting from a workshop of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC; Klečka, G., R.S. Boethling, J. Franklin, C.P.L. Grady Jr., D.G. Graham, P.H. Howard, K. Kannan, R.J. Larson, D. Mackay, D. Muir and D. van de Meent, 2000. Evaluation of persistence and long range transport of organic chemicals in the environment. SETAC Special Publications Series, SETAC Books, Pensacola FL, USA. 362 pp.)
- ⁷ Solomon, K.R., Baker, D. B., Richards, R. P., Dixon, K.R., Klaine, S. J., La Point, T. W., Kendall, R. J., Weisskopf, C. P., Giddings, J.M., Giesy, J.P., Hall, L. W., Williams, W. M. 1996. Ecological risk assessment of atrazine in north american surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 31–76.
- ⁸ Metcalfe, C.D., X.-S. Miao, B.G. Koenig and J. Struger. 2003. Distribution of acidic and neutral drugs in surface waters near sewage treatment plants in the lower Great Lakes, Canada. *Environ Toxicol Chem* 22 (12):2881–2889.
- Keith, T.L., S.A. Snyder, C.G. Naylor, C.A. Staples, C. Summer, K. Kannan and J.P. Geisy. 2001. Identification and quantitation of nonylphenol ethoxylates and nonylphenol in fish tissues from Michigan. *Environ Sci Technol* 36: 10-13.
- White R., Jobling, S., Hoare, S.A., Sumpter, J.P., and Parker, M.G. 1994. Environmentally persistent alkylphenolic compounds are estrogenic. *Endocrinology* 135:175–182.
- ⁹ Dachs, J., T.R. Glenn, C.L. Gigliotti, P. Brunciak, E.D. Nelson, T.P. Franz, and S.J. Eisenreich. 2002. Occurrence and diurnal variability of PAHs in the Baltimore and adjacent Chesapeake Bay atmosphere. *Atmos Environ* 36(14):2281-2295.
- ¹⁰ Sijm, D., J. de Bruijn, P. de Voogt and W. de Wolf (Eds.) 1997. Biotransformation in Environmental Risk Assessment. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. (SETAC) - Europe, Brussels, Belgium.
- ¹¹ USEPA (US Environmental Protection Agency). 1998. Chemical Hazard Data Availability Study. High Production Volume (HPV) Chemicals and SIDS Testing. <http://www.epa.gov/opptintr/chemtest/hazchem.htm>.
- ¹² ECB (European Chemicals Bureau). 2002. Existing Chemicals. <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- ¹³ OECD (Organization of Economic Cooperation and Development). 2000. OECD integrated HPV database. <http://cs3-hq.oecd.org/scripts/hpv/>
- ¹⁴ ICCA (International Council of Chemical Associations). 2003. <http://www.cefic.org/activities/hse/mgt/hpv/hpvinit.htm>
- ¹⁵ Rimkus, G. G. 1999. Polycyclic musk fragrances in the aquatic environment. *Toxicology Letters* 111:37-56.
- Rimkus, G. G., R. Gatermann, and H. Huhnerfuss. 1999. Musk xylene and musk ketone amino metabolites in the aquatic environment. *Toxicology Letters* 111:5-15.
- ¹⁶ Editorial. 1999. The Toxicology of Musk Fragrances. *Toxicology Letters* 111:1-4.
- Franke, S., C. Meyer, N. Heinzl, R. Gatermann, H. Huhnerfuss, G. Rimkus, W. A. König, and W. Francke. 1999. Enantiomeric composition of the polycyclic musks HHCb and AHTN in different aquatic species. *Chirality* 11:795-801.
- Rimkus, G. G. 1999. Polycyclic musk fragrances in the aquatic environment. *Toxicology Letters* 111:37-56.
- ¹⁷ Peck, A. M., and K. C. Hornbuckle. 2004. Synthetic musk fragrances in Lake Michigan. *Environ Sci Technol* 38:367-372.
- ¹⁸ Schreurs, R. H. M. M., J. Legler, E. Artola-Garicano, T. L. Sinnige, P. H. Lanser, W. Seinen, and B. van der Burg. 2004. In vitro and in vivo antiestrogenic effects of polycyclic musks in zebrafish. *Environ Sci Technol* 38:997-1002.
- ¹⁹ SCCNFP (Scientific Committee on Cosmetic Products and Non-Food Products). 2002. On the basis of the International Fragrance Association (IFRA) Code of Practice, the SCCNFP has listed 36 chemical substances, including musk ketone and musk xylene that must not form part of fragrance compounds used in cosmetic products. European Community Legislation Official Journal L 102 45:19 (18 Apr 2002).

- ²⁰ Walker, J.D. and L. Carlsen. 2002. QSARs for identifying and prioritizing substances with persistence and bioconcentration potential. *SAR QSAR Environ Res* 13: 7131-725.
- ²¹ World Health Organization. 1994. Environmental Health Criteria 162: Brominated Diphenyl Ethers. Geneva. Renner, R. 2000. *Environ Sci Technol* 34:452A-453A.
- ²² Ikonomou, M.G., S. Rayne and R.F. Addison. 2002. Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981-2000. *Environ Sci Technol* 36:1886-1892.
- ²³ Watanabe, I. and R. Tatsukawa. 1987. Formation of brominated dibenzofurans from the photolysis of flame retardant decabromobiphenyl ether in hexane solution by UV and sunlight. *Bull Environ Contam Toxicol* 39:953-959.
- Tysklind, M., U. Sellström, G. Söderström and C. de Wit, 2001. Abiotic transformation of polybrominated diphenylethers (PBDEs): Photolytic debromination of decabromo diphenyl ether. Extended abstract, pp 51-54, Second International Workshop on Brominated Flame Retardants BFR 2001, 14-16 May, Stockholm, Sweden.
- Stapleton et al. 2003. Biotransformation of decabromodiphenyl ether in fish. *Environ Sci Technol* Submitted.
- ²⁴ Ikonomou et al. 2002 (see 22).
- ²⁵ Giesy, J.P. and K. Kannan, 2001. Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environ Sci Technol* 35:1339-1342.
- Kannan K., J.C. Franon, W.W. Bowerman, K.J. Hansen, P.D. Jones, J.P. and Giesy. 2001a. Perfluorooctane sulfonate in fish-eating birds including bald eagles and albatrosses. *Environ Sci Technol* 35: 3065-3070.
- Kannan K., J. Koistinen, K. Beckman, T. Evans, J.F. Gorzelany, et al. 2001b. Accumulation of perfluorooctane sulfonate in marine mammals. *Environ Sci Technol* 35: 1593-1598.
- Kannan K., J.-W. Choi, N. Iseki, K. Senthikumar, D.H. Kim, et al. 2002a. Concentrations of perfluorinated acids in livers of birds from Japan and Korea. *Chemosphere* 49: 225-231.
- Kannan K., Corsolini S, Falandysz J, Oehme G, Focardi S, Giesy JP. 2002b. Perfluorooctanesulfonate and related fluorinate hydrocarbons in marine mammals, fishes, and birds from coasts of the Baltic and the Mediterranean seas. *Environ Sci Technol* 36: 3210-3216.
- Kannan K., K.J. Hansen, T.L. Wade, and J.P. Giesy. 2002c. Perfluorooctane sulfonate in oysters, *Crassostrea virginica*, from the Gulf of Mexico and the Chesapeake Bay, USA. *Arch Environ Contam Toxicol* 42: 313-318.
- Kannan K., J. Newsted, R.S. Halbrook, and J.P. Giesy. 2002d. Perfluorooctanesulfonate and related fluorinated hydrocarbons in mink and river otters from the United States. *Environ Sci Technol*. 36: 2566-2571.
- Hansen K.J., L.A. Clemen, M.E. Ellefson, and H.O. Johnson. 2001. Compound specific quantitative characterization of organic fluorochemicals in biological matrices. *Environ. Sci. Technol*. 35: 766-770.
- ²⁶ Renner, R. 2001. Growing concern over perfluorinated chemicals. *Environmental Science and Technology*, 35:154A-160A.
- ²⁷ Stock, N.L., F.K. Lau, D.A. Ellis, J.W. Martin, D.C.G. Muir and S.A. Mabury. 2003. Polyfluorinated telomer alcohols and sulfonamides in the North American troposphere. *Environ Sci Technol* Submitted.
- ²⁸ Giesy and Kannan 2001 (see 25). Kannan et al. 2001b (see 25).
- ²⁹ Smithwick, M.M., J.W. Martin, C. Sonne-Hansen, K.R. Solomon, S.A. Mabury, and D.C.G. Muir. 2003. Perfluorinated organics in polar bears (*Ursus maritimus*). Canadian Arctic and Greenland. Annual Meeting of Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Hamburg Germany, May 2003.
- ³⁰ Fogg, T.R. and W.F. Fitzgerald. 1979. Mercury in southern New England rains. *J. Geophys. Res. – Oceans and Atmospheres* 84:6987-6988.
- Mason, R.P., W.F. Fitzgerald and F.M.M. Morel. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 58: 3191-3198.
- ³¹ Keeler, G., G. Glinsom, and N. Pirrone. 1995. Particulate mercury in the atmosphere: Its significance, transport, transformation and sources. *Water Air and Soil Pollution* 80:159-168.
- ³² Fitzgerald, W.F. and C.J. Watras. 1989. Mercury in surficial waters of rural Wisconsin lakes: *Total Environment* 87:8:223-232.
- Lindqvist, O., K. Johansson, M. Aastrup, A. Andersson, L. Bringmark, G. Hovsenius, L. Hakanson, A. Iverfeldt, M. Meili, and B. Timm. 1991. Mercury in the Swedish Environment - Recent Research on Causes, Consequences and Corrective Methods. *Water Air and Soil Pollution* 55.
- ³³ Engstrom, D. R., and E. B. Swain. 1997. Recent declines in atmospheric mercury deposition in the upper Midwest. *Environ Sci Technol* 31:960-967.
- ³⁴ Fitzgerald, W.F. 1995. Is mercury increasing in the atmosphere? The need for an Atmospheric Mercury Network (AMNET). *Water, Air and Soil Pollution* 80: 245-254.
- ³⁵ Stratton, W. J., and S. E. Lindberg. 1995a. Measurement of gas-phase ionic mercury(ii) species in ambient air. Abstracts of Papers of the American Chemical Society 210:60-Geoc.

- Stratton, W. J., and S. E. Lindberg. 1995b. Use of a refluxing mist chamber for measurement of gas-phase mercury(ii) species in the atmosphere. *Water Air and Soil Pollution* 80:1269-1278.
- ³⁶ Mason, R.P. and W.F. Fitzgerald. 1996. Sources, sinks and biochemical cycling of mercury in the ocean. In: Baeyens, W., Ebinghaus, R. and Valliev, O. (eds.): *Global and regional mercury cycles: Sources, fluxes and mass balances*. NATO ASI Series, 2. Environment - Vol. 21. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- ³⁷ Rada, R.G., Winfrey, M.R., Wiener, J.G., and Powell, D.F. 1987. A comparison of mercury distribution in sediment cores and mercury volatilization from surface waters of selected northern Wisconsin lakes. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, Wis.
- Engstrom, D.R., E.B. Swain, T.A. Henning, M.E. Brigham and P.L. Brezonik. 1994. Atmospheric mercury deposition to lakes and watersheds: A quantitative reconstruction from multiple sediment cores. In Baker, L.A., (Ed.) *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*. Washington, D.C., American Chemical Society. pp. 33-66.
- Benoit G., E.X. Wang, W.C. Nieder, M. Levandowsky, and V. Breslin. 1999. Sources and history of heavy metal contamination and sediment deposition in Tivoli South Bay, Hudson River, NY. *Estuaries* 22:221-244.
- ³⁸ Mason, R.P. and G.-R. Sheu. 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles* **16(4)** 1093.
- ³⁹ Ryther, J. and W. Dunstan. 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* 171:1008-1112.
- Likens, G.E. [Ed.]. 1972. *Nutrients and Eutrophication*. American Society of Limnology and Oceanography Special Symposium 1.
- Likens, G., F. Borman, and M. Johnson. 1974. Acid rain. *Environment* 14:33-40.
- Paerl, H. W. 1985. Enhancement of marine primary production by nitrogen enriched acid rain. *Nature* 316:747-749.
- Duce, R. 1986. The impact of atmospheric nitrogen, phosphorus, and iron species on marine biological productivity, pp. 497-529. In P. Buat-Menard (Ed.), *The Role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling*, D. Reidel, Norwell, MA.
- Paerl, H.W., R.L. Dennis and D.R. Whittall. 2002. Atmospheric deposition of nitrogen: Implications for nutrient over-enrichment of coastal waters. *Estuaries* 25:677-693.
- ⁴⁰ Martin, J.H., K. H. Coale, K. S. Johnson, S. E. Fitzwater, et al. 1994. Testing the iron hypothesis in ecosystems of the equatorial Pacific Ocean. *Nature* 371:123-129.
- Takeda, S., A. Kamatani, and K. Kawanobe. 1995. Effects of nitrogen and iron enrichments on phytoplankton communities in the Northwestern Indian Ocean. *Mar Chem* 50:229-241.
- ⁴¹ Takeda et al. 1995 (see 40).
- Paerl, H.W., J.D. Willey, M. Go, B.L. Peierls, J.L. Pinckney and M.L. Fogel. 1999. Rainfall stimulation of primary production in Western Atlantic Ocean waters: Roles of different nitrogen sources and co-limiting nutrients. *Mar Ecol Progr Ser* 176:205-214.
- ⁴² Likens et al. 1974 (see 39).
- Bribercombe, P. and D.H. Stedman. 1982. Historical evidence for dramatic increase in the nitrate component of acid rain. *Nature* 298:460-462.
- ⁴³ Howarth, R.W., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J.A. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudryarov, P. Murdoch and Z. Zhao-Liang. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35:75-139.
- ⁴⁴ Paerl, H.W. 1995. Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition: current perspectives. *Ophelia* 41:237-259.
- Jaworski, N., R. Howarth and L. Hetling. 1997. Atmospheric deposition of nitrogen oxides onto the landscape contributes to coastal eutrophication in the Northeast United States. *Environ Sci Technol* 31:1995-2004.
- Castro, M.S., C.T. Driscoll, T.E. Jordan, W.R. Reay, and W.R. Boynton, S.P. Seitzinger, R.V. Styles, and J.E. Cable. 2000. Contribution of atmospheric deposition to the total nitrogen loads of thirty-four estuaries on the Atlantic and Gulf Coast of the United States. Pp., 77-106, In, R. Valigura (ed.), *Atmospheric Nitrogen Deposition in Coastal Waters*. No. 57, Coastal Estuarine Science Series. American Geophysical Union Press, Washington, DC.
- Valigura, R.A., R.B. Alexander, M.S. Castro, T.P. Meyers, H.W. Paerl, P.E. Stacey, and R.E. Turner (eds.). 2000. *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*. Coastal and Estuarine Studies No. 57. American Geophysical Union, Washington, D.C. 254 p.
- Elmgren, R. and U. Larsson. 2001. Eutrophication of the Baltic Sea area. *Integrated Coastal Management Issues*. pp. 15-35, In: B. von Bodungen, and R. K. Turner (eds.), *Science and Integrated Coastal Management*. Dahlem Press, Berlin.

- ⁴⁵ Paerl, H.W. and M.L. Fogel. 1994. Isotopic characterization of atmospheric nitrogen inputs as sources of enhanced primary production in coastal Atlantic Ocean waters. *Mar Biol* 119:635-645.
- Paerl, H.W. and D.R. Whitall. 1999. Anthropogenically-derived atmospheric nitrogen deposition, marine eutrophication and harmful algal bloom expansion: Is there a link? *Ambio* 28:307-311.
- ⁴⁶ Howarth et al. 1996 (see 43).
- ⁴⁷ Paerl et al. 2002 (see 39).
- ⁴⁸ Table adapted from Paerl et al. 2002 (see 39).
- ⁴⁹ Elmgren R. 1989. Man's impact on the ecosystem of the Baltic Sea: Energy flows today and at the turn of the century. *Ambio* 18: 326-332.
- Ambio*. 1990. Marine eutrophication. *Ambio* 19:101-176.
- ⁵⁰ Prado-Fielder, R.R. 1990. Atmospheric input of inorganic nitrogen species to the Kiel Bight. *Helgoland Meeresuntersuchungen* 44:21-30.
- ⁵¹ GESAMP. 1989. The Atmospheric Input of Trace Species to the World Ocean: Report and Studies No. 38. World Meteorological Association, Geneva.
- ⁵² Martin, J.M., F. Elbaz-Poulichet, C. Gwue, M.D. Loye-Pilot and G. Han. 1989. River versus atmospheric input of material to the Mediterranean Sea: An overview. *Mar Chem* 28:159-182.
- ⁵³ Valiela, I., K. Foreman, M. LaMontagne, D. Hersch, J. Costa, P. Peckol, B. DeMeo-Anderson, C. D'Avanzo, M. Babione, C.-H. Sham, J. Brawley and K. Lajtha. 1992. Couplings of watersheds and coastal waters: Sources and consequences of nutrient enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries* 15:443-457.
- ⁵⁴ Nixon, S. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199-220.
- ⁵⁵ Long Island Sound Study. 1996. Report on nitrogen and organic carbon loads to Long Island Sound. Prepared by P. Stacey, Connecticut Department of Environmental Protection, Bureaus of Water Management, Hartford, CT.
- ⁵⁶ Valigura, R.A., W. Luke, R. Artz, and B. Hicks. 1996. Atmospheric Nutrient Inputs to Coastal Areas: Reducing the Uncertainties. U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 9. Washington, DC.
- ⁵⁷ Moser, F.C. 1997. Sources and sinks of nitrogen and trace metals, and benthic macrofauna assemblages in Barnegat Bay, New Jersey. Ph.D. Dissertation, Rutgers, The State University of New Jersey, New Brunswick, New Jersey.
- ⁵⁸ Chesapeake Bay Program. 1994. Annual Report #2 on atmospheric N deposition: 1990-1994. Chesapeake Bay Program, U.S. Environmental Protection Agency, Annapolis, MD.
- ⁵⁹ Correll, D. L., and D. Ford. 1982. Comparison of precipitation and land runoff as sources of estuarine nitrogen. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 15:45-56.
- ⁶⁰ Whitall, D.R. and H.W. Paerl. 2001. Spatiotemporal variability of wet atmospheric nitrogen deposition to the Neuse River Estuary, North Carolina. *J Environ Qual* 30: 1508-1515.
- ⁶¹ Paerl and Fogel 1994 (see 45).
- ⁶² Tampa Bay NEP (National Estuary Program). 1996. Charting the Course for Tampa Bay: Final Comprehensive Conservation and Management Plan. Tampa Bay National Estuary Program, St. Petersburg, Florida.
- ⁶³ Goolsby, D. A., W. A. Battaglin, G. B. Lowrance, R. S. Artz, B. J. Aulenbach and R. P. Hooper. 2000. Gulf of Mexico Hypoxia Assessment, Topic #3, Flux and Sources of Nutrients in the Mississippi-Atchafalaya River Basin. Draft Report to White House Office of Science and Technology Policy, Committee on Environment and Natural Resources, Hypoxia Work Group, Mississippi River/Gulf of Mexico Watershed Nutrient Task Force, 90 pp.
- ⁶⁴ Nixon 1995 (see 54).
- Paerl, H.W. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources. *Limnol Oceanogr* 42:1154-1165.
- ⁶⁵ Paerl 1997 (see 64).
- ⁶⁶ Whitall and Paerl 2001 (see 60).
- ⁶⁷ Holland, E., F. Dentener, B. Braswell and J. Sulzman. 1999. Contemporary and pre-industrial global reactive nitrogen budgets. *Biogeochemistry* 43: 7-43.
- ⁶⁸ Duce 1986 (see 39).
- Bergametti, G., E. Remoudaki, R. Losno, E. Steiner, B. Chatenet and P. Buat-Menard. 1992. Source, transport and deposition of atmospheric phosphorus over the northwestern Mediterranean. *J Atmos Chem* 14:502-513.
- Jassby, A.D., J.E. Reuter, R.P. Axler, C.R. Goldman and S. Hackley. 1994. Atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in the annual nutrient load of Lake Tahoe (California, U.S.A.). *Water Resources Research* 30:2207-2216.
- Prospero, J.M., K. Barrett, T. Church, F. Dentener, R.A. Duce, J.N. Galloway, H. Levy II, J. Moody, and P. Quinn. 1996. Atmospheric deposition of nutrients to the North Atlantic Basin. *Biogeochemistry* 35:27-73.
- Herut, B., M.D. Krom, G. Pan and R. Mortimer. 1999. Atmospheric input of nitrogen and phosphorus to the Southeast Mediterranean: Sources, fluxes and possible impact. *Limnol Oceanogr* 44:1683-1692.
- ⁶⁹ Herut et al. 1999 (see 52.)

- Kay, R.T., G.P. Johnson and D.L. Schrader. 2000. Hydrology, water quality, and nutrient loads to Lake Catherine and Channel Lake, near Antioch, Lake County, Illinois. U.S. geological Survey Water Resources Investigations Report 00-4088. USGS, Illinois District.
- ⁷⁰ Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Scientist* 46:205-222.
- ⁷¹ Kay et al. 2000 (see 53.)
USEPA (US Environmental Protection Agency). 1999. Deposition of Air Pollutants to the Great Waters. Third Report to Congress. US Govt. Printing Office, Washington, D.C.
- ⁷² Koelliker, Y., L. A. Totten, C. L. Gigliotti, J. H. Offenber, J. R. Reinfelder, Y. Zhuang, and S. J. Eisenreich. 2004. Atmospheric Wet Deposition of Total Phosphorus in New Jersey. WASP.
- ⁷³ Eisenreich, S.J., Emmling, P.J., and Beeton, A.M. 1977. Atmospheric loading of phosphorus and other chemicals in Lake Michigan. *J Great Lakes Res* 3 (3-4):291-304.
- ⁷⁴ Church, T.M., J.M. Tramontanto, J.R. Scudlark, T.D. Jickells, J. J. Tokos, and A.H. Knapp. 1984. The wet deposition of trace metals to the western Atlantic Ocean at the mid-Atlantic coast and Bermuda. *Atmos Environ* 18:2657-2664.
Scudlark, J.R. and T.M. Church. 1997. Atmospheric deposition of trace elements to the mid-Atlantic bight. pp. 195-208, in, J. E. Baker [Ed], *Atmospheric Deposition of contaminants to the Great Lakes and Coastal Waters*. SETAC Press, Pensacola, Florida.
- Prospero et al., 1996 (see 68).
- ⁷⁵ Prospero et al. 1996 (see 68).
- ⁷⁶ Scudlark and Church 1997 (see 75).
- ⁷⁷ Zhuang, G., Z. Yi and G. T. Wallace. 1995. Iron (II) in rainwater, snow, and surface seawater from a coastal environment. *Mar Chem* 50:41-50.
- ⁷⁸ Simcik, M., H. Zhang, T. Franz, and S. J. Eisenreich. 1997. Urban contamination of the Chicago/Coastal Lake Michigan atmosphere by PCBs and PAHs during AEOLOS. *Environ Sci Technol* 31:2141-2147.
Green, M. L., J. V. Depinto, C. Sweet, and K. C. Hornbuckle. 2000. Regional spatial and temporal interpolation of atmospheric PCBs: Interpretation of Lake Michigan mass balance data. *Environ Sci Technol* 34:1833-1841.
- ⁷⁹ Dachs, J., R. Lohmann, W.A. Ockenden, L. Méjanelle, S.J. Eisenreich and K.C. Jones. 2002. Oceanic biogeochemical controls on global dynamics of persistent organic pollutants. *Environ Sci Technol* 36 (20):4229-4237.
- Brunciak P.A., J. Dachs, T. P. Franz, C. L. Gigliotti, E. D. Nelson, B. J. Turpin, and S. J. Eisenreich. 2001. Polychlorinated Biphenyls and Particulate Organic/Elemental Carbon in the Chesapeake Bay Atmosphere. *Atmos Environ* 35:5663-5677.
- ⁸⁰ Franz, T.P.; S.J. Eisenreich; T.M. Holsen. 1998. Dry deposition of particulate PCBs and PAHs to Lake Michigan. *Environ Sci Technol* 32 (23):3681-3688.
- ⁸¹ Achman, D.R., K.C. Hornbuckle, and S.J. Eisenreich. 1993. Volatilization of polychlorobiphenyl congeners from Green Bay, Lake Michigan. *Environ Sci Technol* 27: 75-87.
Totten, L.A., C. L. Gigliotti, J.H. Offenber, J. Baker, and S. J. Eisenreich. 2003. Re-evaluation of air-water exchange fluxes of PCBs in Green Bay (GBMB) and Southern Lake Michigan (AEOLOS, LMMB). *Environ Sci Technol* 37(9):1739-1743.
- ⁸² Totten, L.A., P. A. Brunciak, C. L. Gigliotti, J. Dachs, T. R. Glenn, E.D. Nelson, and S.J. Eisenreich. 2001. Dynamic air-water exchange of polychlorinated biphenyls in the New York-New Jersey Harbor Estuary. *Environ Sci Technol* 35(19):3834-3840.
Gigliotti, C.L., L. Totten, P.A. Brunciak, J. Dachs, E.D. Nelson, R. Lohmann, S.J. Eisenreich. 2002. Air-Water Exchange of PAHs in the NY-NJ Harbor Estuary. *Environ Toxic Chem* 21(2):235-244.
Lohmann, R., E.D Nelson, S.J. Eisenreich, and K.C. Jones. 2000. Evidence for dynamic air - water exchange of PCDD/Fs: A Study in the Raritan Bay/Hudson River Estuary, USA. *Environ Sci Technol* 34(15):3086-3093.
Van Ry, D.A., J. Dachs, C.L. Gigliotti, P. Brunciak, E.D. Nelson, and S.J. Eisenreich. 2000. Atmospheric seasonal trends and environmental fate of alkylphenols in the lower Hudson River Estuary. *Environ Sci Technol* 34(12):2410-2417.
- ⁸³ Bamford, H., J.H. Offenber, R.K. Larsen, F.-C. Ko, and J.E. Baker. 1999. Diffusive exchange of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons across the air-water Interface of the Patapsco River, an Urbanized Subestuary of the Chesapeake Bay, *Environ Sci Technol* 33:2138-2144.
Bamford, H.A., F.-C. Ko, and J.E. Baker. 2002. Seasonal and annual air-water exchange of Polychlorinated Biphenyls across Baltimore Harbor and the Northern Chesapeake Bay. *Environ Sci Technol* 36:4245-4252.
- ⁸⁴ Jeremiason, J.D., K. Hornbuckle, and S.J. Eisenreich. 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in Lake Superior, 1978-1992: Decreases in water concentrations reflect loss by volatilization. *Environ Sci Technol* 28: 903-914.

- ⁸⁵ Swackhamer, D. L., Schottler, S., Pearson, R. F. 1999. Air-water exchange and mass balance of toxaphene in the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 33(21):3864-3872.
- ⁸⁶ Jeremiason et al. 1994 (see 84).
- ⁸⁷ Schottler, S.P. and S.J. Eisenreich. 1997. A mass balance model to quantify atrazine sources, transformation rates, and trends in the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 31(9):2616-2625.
- ⁸⁸ Macdonald, R., S.J. Eisenreich, T.F. Bidleman, J. Dachs, J. Pacyna, K.C. Jones, R. Bailey, D. Swackhamer, and D. Muir. 2000. Case studies on persistence and long range transport of persistent organic pollutants (Chapter 7). In Klecka, G.M., D. Mackay, J. Franklin, D. Graham, P. Howard, L. Grady, K. Kannan, R.J. Larson, D. Muir, and D. Van de Meent (Eds.) *Evaluation of Persistence and Long-range Transport of Organic Chemicals in the Environment* p.245-314. SETAC Press: Pensacola, FL. Figure reprinted with permission from SETAC, Pensacola, FL.
- ⁸⁹ Dachs, J., S.J. Eisenreich, J.E. Baker, F.-C. Ko, and J.D. Jeremiason. 1999. Coupling of phytoplankton uptake and air-water exchange of persistent organic pollutants. *Environ Sci Technol* 33(20), 3653-3660.
- Dachs et al. 2002 (see 9)
- Jeremiason et al. 1994 (see 84).
- Jeremiason, J.J., S.J. Eisenreich, M.J. Paterson, D. Findlay, H.J. Kling, K. Beaty, R. Hecky, and J. Elser. 1999. Biogeochemical cycling of atmospherically-derived PCBs in lakes of variable trophic status: a paired lake experiment. *Limnol Oceanogr* 44(3, Part 2):889-902.
- Totten et al. 2001 (see 82).
- Totten et al. 2003 (see 81).
- Gigliotti et al. 2002 (see 82).
- Lohmann et al. 2002 (see 82).
- Swackhamer et al. 1999 (see 85).
- MacDonald et al. 2000 (see 88).
- ⁹⁰ Dachs et al. 1999 (see 89).
- ⁹¹ Dachs et al. 1999 (see 89)
- ⁹² Dachs et al. 1999 (see 89).
- Dachs, J., S.J. Eisenreich, and R.M. Hoff. 2000. Influence of eutrophication on air-water exchange, vertical fluxes and phytoplankton concentrations of POPs. *Environ Sci Technol* 34(6):1095-1102.
- Dachs et al. 2002 (see 9).
- ⁹³ Yan, S; J. Dachs, C-W. Fan, J. Reinfelder, S. J. Eisenreich. 2004. Air-water exchange controls phytoplankton concentrations of polychlorinated biphenyls in impacted estuaries. *Environ Sci Technol* Submitted.
- ⁹⁴ MacDonald et al., 2000 (see 88).
- ⁹⁵ Kidd K.A., D.W. Schindler, D.C.G. Muir, W.L. Lockhart, and R.H. Hesslein. 1995. High concentrations of toxaphene in fishes from a subarctic lake. *Science* 269:240-241.
- ⁹⁶ Cook, P., J.A. Robbins, D.D. Endicott, K.B. Lodge, P.D. Guiney, M.K. Walker, E.W. Zabelo and R.E. Peterson. 2003. Effects of aryl hydrocarbon receptor-mediated early life stage toxicity on lake trout populations in Lake Ontario during the 20th Century. *Environ Sci Technol* 37(17):3864-3877.
- ⁹⁷ DeVault, D. S., R. Hesselberg, P.W. Rodgers, and T.J. Feist. 1996. Contaminant trends in Lake Trout and Walleye from the Laurentian Great Lakes. *J Great Lakes Res* 22(4):884-895.
- ⁹⁸ Blais, J.M., D.W. Schindler, M. Sharp, E. Braekevelt, M. Lafemiere, D.C.G. Muir, W. Strachan. 2001. Fluxes of semi-volatile organochlorines in Bow Lake, a remote high altitude, glacier-fed sub-alpine lake in the Canadian Rocky Mountains. *Limnol Oceanogr* 46: 2019-2031.
- ⁹⁹ AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). 1998. Assessment report: Arctic Pollution Issues. Oslo.
- ¹⁰⁰ AMAP 1998 (see 99).
- ¹⁰¹ Donald, D.B., J. Syrgiannis, R.W. Crosley, G. Holdsworth, D.C.G. Muir, B. Rosenberg, A. Sole and D.W. Schindler. 1999. Delayed deposition of organochlorine pesticides at a temperate glacier. *Environ Sci Technol* 33:1794-1798.
- ¹⁰² Holsen, T. M., K. E. Noll, S. P. Liu, and W. J. Lee. 1991. Dry Deposition of Polychlorinated-Biphenyls in Urban Areas. *Environ Sci Technol* 25:1075-1081.
- Cotham, W. E., and T. F. Bidleman. 1995. Polycyclic Aromatic-Hydrocarbons and Polychlorinated-Biphenyls in air at an urban and a rural site near Lake-Michigan. *Environ Sci Technol* 29:2782-2789.
- Zhang, H. X., S. J. Eisenreich, T. R. Franz, J. E. Baker, and J. H. Offenberg. 1999. Evidence for increased gaseous PCB fluxes to Lake Michigan from Chicago. *Environ Sci Technol* 33:2129-2137.
- Green et al. 2000 (see 78).
- Offenberg, J. H., and J. E. Baker. 2000. PCBs and PAHs in southern Lake Michigan in 1994 and 1995: Urban atmospheric influences and long-term declines. *J Great Lakes Res* 26:196-208.
- Miller, S. M., M. L. Green, J. V. Depinto, and K. C. Hornbuckle. 2001. Results from the Lake Michigan mass balance study: Concentrations and fluxes of atmospheric polychlorinated biphenyls and trans-nonachlor. *Environ Sci Technol* 35:278-285.
- Hsu, Y. K., T. M. Holsen, and P. K. Hopke. 2003. Locating and quantifying PCB sources in Chicago: Receptor modeling and field sampling. *Environ Sci Technol* 37:681-690.

- Buehler, S. S., I. Basu, and R. A. Hites. 2004. Causes of variability in pesticide and PCB concentrations in air near the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 38:414-422.
- ¹⁰³Wania, F. and D. Mackay. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organo-chlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22: 10-18.
- ¹⁰⁴Muir, D.C.G., Wagemann, R., Hargrave, B.T., Thomas, D.J., Peakall, D.B. and Norstrom, R.J. 1992. Arctic marine ecosystem contamination. *Sci Total Environ* 122:75-134.
- Norstrom R.J., S.E. Belikov, E.W. Born, G.W. Garner, B. Malone, S. Olpinski, et al. 1998. Chlorinated hydrocarbon contaminants in polar bears from eastern Russia, North America, Greenland, and Svalbard: biomonitoring of Arctic pollution. *Arch Environ Contam Toxicol* 35:354-367.
- Blais, J.M., D.W. Schindler, D.C.G. Muir, L.E. Kimpe, D.B. Donald, B. Rosenberg. 1998. Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada. *Nature* 395: 585-588.
- Carrera, G., P. Fernández, J.O. Grimalt, M. Ventura, L. Camarero, J. Catalán, U. Nickus, H. Thies, and R. Psenner, 2002. *Environ Sci Technol* 36:2587.
- ¹⁰⁵AMAP 1998 (see 99).
Donald et al. 1999 (see 101).
- ¹⁰⁶AMAP 1998 (see 99).
- ¹⁰⁷Schindler, D.W., K.A. Kidd, D.C.G. Muir, and W.L. Lockhart. 1995. The effects of ecosystem characteristics on contaminant distribution in northern freshwater lakes. *Sci Total Environ* 160(161):1-17.
- ¹⁰⁸AMAP 1998 (see 99).
Muir et al. 1992 (see 104).
Dewailly, E., P. Ayotte, S. Bruneau, C. Lalibert, D. Muir, and R. Norstrom. 1993. Inuit exposure to organochloride through the aquatic food chain in arctic Quebec. *Environ Health Persp* 101:618-20.
- ¹⁰⁹AMAP 1998 (see 99).
Jacobson J.L and S.W. Jacobson. 1996. Intellectual impairment in children exposed to polychlorinated biphenyls in utero. *N Engl J Med* 335:783-789.
- ¹¹⁰Kidd et al. 1995 (see 95).
- ¹¹¹Modified from Hornbuckle, K. C., and M. L. Green. 2003. The impact of an urban-industrial region on the magnitude and variability of persistent organic pollutant deposition to Lake Michigan. *Ambio* 32:406-411.
- ¹¹²Donald, D., R. Bailey, R. Crosley, D. Muir, P. Shaw and J. Syrgiannis. 1993. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in the aquatic environment along the continental divide region of Alberta and British Columbia, Inland Waters Directorate, Regina, Sask.
- ¹¹³Blais et al. 1998 (see 104).
Donald et al. 1999 (see 101).
- Blais, J.M., K. Duff, D.W. Schindler, J.P. Smol, P.R. Leavitt, M. Agbeti. 2000. Assessment of recent eutrophication histories in Lac Ste. Anne and Lake Isle, Alberta, Canada, using paleolimnological methods. *Lake and Reservoir Management* 16: 292-304.
- ¹¹⁴Campbell, L.M., D.W. Schindler, D.C.G. Muir, D.B. Donald, and K.A. Kidd. 2000. Organochlorine transfer in the food web of subalpine Bow Lake, Banff National Park. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 57: 1258-1269.
- Blais et al. 2000 (see 113)
- Braekvelt, E., G.T. Tomy, and G.A. Stern. 2001. Comparison of an individual congener standard and a technical mixture for the qualification of toxaphene in environmental matrices by HRGC/ECNI-HRMS. *Environ Sci* 35(17):3513-3518.
- ¹¹⁵Grimalt, J.O., P. Fernandez and R.M. Vilanova. 2001. Trapping of organochlorine compounds in high mountain lakes. *The Scientific World* 1:609-611.
Carrera et al. 2002 (see 104).
- ¹¹⁶Skaare, J.U., Ø. Wiig and A. Bernhoft, 1994. Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. *Norsk Polarinstituttts Rapportserie* 86, 27 pp.
- ¹¹⁷AMAP 1998 (see 99).
- ¹¹⁸Ahlborg, V.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brower, H.J.G.M. Derks, M. Feeley, C. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Waern, M. Younes, and E. Yrkankeikki, E. 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere*. 28(6):1049-1067.
- ¹¹⁹D. Muir, pers. comm
- ¹²⁰Ikonomou et al. 2002 (see 22).
Boon, J. P., J.J. van Zanden, W.E. Lewis, B.N. Zegers, A. Goksoyr, and A. Arukwe. 2002. *Marine Environmental Research*, 54(3-5):719-724.
- ¹²¹Norstrom R.J., M. Simon, J. Moisey, B. Wakeford, and D.V.C. Weseloh. 2002. Geographical distribution (2000) and temporal trends (1981 to 2000) of brominated diphenyl ethers in Great Lakes herring gull eggs.
- ¹²²Mierle, G. and R. Ingram. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from, watersheds. *Water Air and Soil Pollution* 56: 349-357.
- ¹²³Wiener, J. G., D. P. Krabbenhoft, G. H. Heinz, and A. M. Scheuhammer. 2003. Ecotoxicology of mercury. Pages 409-463 in J. J. Cairns, editor. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- ¹²⁴Scheuhammer, A. M. 1991. Effects of Acidification on the Availability of Toxic Metals and Calcium to Wild Birds and Mammals. *Environ Poll* 71:329-375.
Hammerschmidt, C. R., M. B. Sandheinrich, J. G. Wiener, and R. G. Rada. 2002. Effects of dietary methylmercury on reproduction of fathead minnows. *Environ Sci Technol* 36:877-883.

- ¹²⁵ Grandjean, P., P. Weihe, R. F. White, F. Debes, S. Araki, K. Yokoyama, K. Murata, N. Sorensen, R. Dahl, and P. J. Jorgensen. 1997. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol Teratol* 19:417-428.
- Davidson, P.W., D. Palumbo, G.J. Myers, C. Cox, C. F. Shamlaye, J. Sloane-Reeves, E. Cernichiaro, G. E. Wilding, and T. W. Clarkson. 2000. Neurodevelopmental outcomes of seychellois children from the pilot cohort at 108 months following prenatal exposure to methylmercury from a maternal fish diet. *Environ Res* 84:1-11.
- NRC (National Research Council). 2000. *Clean Coastal Waters: Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*. National Academy Press, Washington, DC.
- ¹²⁶ NRC 2000 (see 125).
- ¹²⁷ Stolte, W., T. McCollin, A. Noordeloos, and R. Riegman. 1994. Effects of nitrogen source on the size distribution within marine phytoplankton populations. *J Exper Mar Biol Ecol* 184:83-97.
- Pinckney, J.L., H.W. Paerl, and M.B. Harrington. 1999. Responses of the phytoplankton community growth rate to nutrient pulses in variable estuarine environments. *J Phycol* 35:1455-1463.
- ¹²⁸ Cornell, S., A. Rendell, and Jickells. 1995. Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen to the oceans. *Nature* 376:243-246.
- Peierls, B.L. and H.W. Paerl. 1997. The bioavailability of atmospheric organic nitrogen deposition to coastal phytoplankton. *Limnol Oceanogr* 42:1819-1880.
- Seitzinger, S. P. and R. W. Sanders. 1999. Atmospheric inputs of organic nitrogen stimulate estuarine bacteria and phytoplankton. *Limnol Oceanogr* 44:721-730.
- Antia N., P. Harrison, and L. Oliveira. 1991. The role of dissolved organic nitrogen in phytoplankton nutrition, cell biology and ecology. *Phycologia* 30:1-89.
- ¹²⁹ Prospero et al. 1996 (see 68).
Takeda et al. 1995 (see 40).
Paerl et al. 1999 (see 41).
- ¹³⁰ Tyrell, T. 1999. The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production. *Nature* 400:525-531.
- ¹³¹ Boesch, D. F., E. Burreson, W. Dennison, E. Houde, M. Kemp, V. Kennedy, R. Newell, K. Paynter, R. Orth and R. Ulanowicz. 2001. Factors in the decline of coastal ecosystems. *Science* 293:629-638.
Elmgren and Larsson 2001 (see 44).
- ¹³² Duce 1986 (see 39).
GESAMP 1989 (see 51).
Herut et al. 1999 (see 69).
- ¹³³ Martin et al. 1994 (see 40).
Takeda et al. 1995 (see 40).
- Paerl, H. W., L. Prufert Bebout and C. Guo. 1994. Iron stimulated N_2 fixation and growth in natural and cultured populations of the planktonic marine cyanobacterium *Trichodesmium*. *Appl Environ Microbiol* 60:1044-1047.
- Paerl, H.W., J. Pinckney, J. Fear and B. Peierls. 1998. Ecosystem responses to internal and watershed organic matter loading: Consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River Estuary, NC, USA. *Mar Ecol Progr Ser* 166:17-25.
- ¹³⁴ Zhang, J. 1994. Atmospheric wet deposition of nutrient elements: Correlation with harmful biological blooms in Northwest Pacific coastal zones. *Ambio* 23:464-468.
- Walsh, J. J. and K.A. Steidinger. 2001. Saharan Dust and Florida red tides: The cyanophyte connection. *J Geophys Res* 106:11597-11612.
- ¹³⁵ Scudlark and Church 1997 (see 74).
- ¹³⁶ Takeda et al. 1995 (see 40).
Paerl et al. 1999 (see 41).
- ¹³⁷ Stolte et al. 1994 (see 127).
- ¹³⁸ Eppley, R.W., J. N. Rogers, and J.J. McCarthy. 1969. Half saturation constants for uptake of nitrate and ammonia by marine phytoplankton. *Limnol Oceanogr* 14:912-920.
- ¹³⁹ Syrett, P.J. 1981. Nitrogen metabolism of microalgae. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 210:182-210.
Molloy, C., and P. Syrett. 1988. Interrelationships between uptake of urea and uptake of ammonium by microalgae. *J Exper Mar Biol Ecol* 118:85-95.
Dortch, Q. 1990. The interaction between ammonium and nitrate uptake in phytoplankton. *Mar Ecol Progr Ser* 61:183-201.
- ¹⁴⁰ Eppley et al. 1969 (see 138).
Stolte et al. 1994 (see 127).
- ¹⁴¹ Harrington, M.B. 1999. Responses of natural phytoplankton communities from the Neuse River Estuary, NC to changes in nitrogen supply and incident irradiance MSc. Thesis. University of North Carolina at Chapel Hill.
- ¹⁴² Cloern, J.E. 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystems sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology* 33:3-16.
- ¹⁴³ Peierls and Paerl 1997 (see 128).
- ¹⁴⁴ Antia et al. 1991 (see 128).
Paerl, H.W. 1991. Ecophysiological and trophic implications of light stimulated amino acid utilization in marine picoplankton. *Appl Environ Microbiol* 57:473-479.
- ¹⁴⁵ Skoglund, R.S. and D.L. Swackhamer. 1994. Fate of hydrophobic organic contaminants: processes affecting uptake by phytoplankton, p. 559-574. In Baker, L.A. (ed.), *Environmental chemistry of lakes and reservoirs*. American Chemical Society, Washington, D.C.

ACERCA DEL PANEL DE CIENTÍFICOS

Deborah L. Swackhamer, Co-Chair, School of Public Health, University of Minnesota, Minneapolis, MN 55455

Hans W. Paerl, Co-Chair, Institute of Marine Sciences, The University of North Carolina at Chapel Hill, Morehead City, NC 28557

Steven J. Eisenreich, Joint Research Centre of the European Commission, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italy

James Hurley, Aquatic Sciences Center, University of Wisconsin, Madison, WI 53706

Keri C. Hornbuckle, Seamans Center for the Engineering Arts and Sciences, University of Iowa, Iowa City, Iowa 52242

Michael McLachlan, The Institute of Applied Environmental Research, Stockholm University, Stockholm Sweden

David Mount, Ecotoxicology Analysis Research Branch, Mid-Continent Ecology Division, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN 55804 USA

Derek Muir, National Water Research Institute, Environment Canada, Burlington, Ontario L7R 4A6 Canada

David Schindler, Biological Sciences, University of Alberta, Edmonton, Alberta T6G 2E9 Canada

Acerca del escritor de ciencias

Yvonne Baskin, una escritora científica, editó el reporte del panel de científicos para asegurar una comunicación más efectiva de sus descubrimientos con lectores no científicos.

Acerca de *Issues in Ecology*

Este informe, representa el consenso alcanzado, por un panel de doce científicos seleccionados, para incluir un amplio arreglo de expertos. Este informe fue sujeto a una revisión por pares y fue aprobado por el comité editorial de *Issues in Ecology* (Tópicos en Ecología). Las instituciones de pertenencia de los miembros del panel científico son:

Comité Editor de *Issues in Ecology*

Dr. William Murdoch, Editor-in-Chief, Ecology, Evolution, and Marine Biology, University of California, Santa Barbara, CA 93106. Email: murdoch@lifesci.ucsb.edu.

Miembros del comité

Dr. Peter Kareiva, The Nature Conservancy, Seattle, WA 98105.

Dr. Ann Kinzig, Department of Biology, Arizona State University, Tempe, AZ 85287-1501.

Dr. Jane Lubchenco, Department of Zoology, Oregon State University, Corvallis, OR 97331-2914.

Dr. Judy L. Meyer, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, GA 30602-2202.

Dr. Gordon Orians, Department of Zoology, University of Washington, Seattle, WA 98195.

Dr. Lou Pitelka, Appalachian Environmental Laboratory, Gunter Hall, Frostburg, MD 21532.

David Schimel, National Center for Atmospheric Research, Editor, *Ecological Applications*, Boulder, CO 80305.

Dr. William Schlesinger, Departments of Botany and Geology, Duke University, Durham, NC 27708-0340.

Dr. David Wilcove, Woodrow Wilson School of Public and International Affairs, Princeton University, Princeton, NJ 08544-1013.

Informes Previos

Informes previos de *Issues in Ecology* disponibles de la *Ecological Society of America* incluyen:

Vitousek, P.M., J. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger, and G.D. Tilman. 1997. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Causes and Consequences, *Issues in Ecology* No. 1.

Daily, G.C., S. Alexander, P.R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P.A. Matson, H.A. Mooney, S. Postel, S.H. Schneider, D. Tilman, and G.M. Woodwell. 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems, *Issues in Ecology* No. 2.

Carpenter, S., N. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith. 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen, *Issues in Ecology* No. 3.

Naeem, S., F.S. Chapin III, R. Costanza, P.R. Ehrlich, F.B. Golley, D.U. Hooper, J.H. Lawton, R.V. O'Neill, H.A. Mooney, O.E. Sala, A.J. Symstad, and D. Tilman. 1999. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Maintaining Natural Life Support Processes, *Issues in Ecology* No. 4.

Mack, R., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, and F. Bazzaz. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control, *Issues in Ecology* No. 5.

Aber, J., N. Christensen, I. Fernandez, J. Franklin, L. Hiding, M. Hunter, J. MacMahon, D. Mladenoff, J. Pastor, D. Perry, R. Slangen, H. van Miegroet. 2000. Applying Ecological Principles to Management of the U.S. National Forests, *Issues in Ecology* No. 6.

Howarth, R., D. Anderson, J. Cloern, C. Elfring, C. Hopkinson, B. LaPointe, T. Malone, N. Marcus, K. McGlathery, A. Sharpley, and D. Walker. Nutrient Pollution of Coastal Rivers, Bays, and Seas, *Issues in Ecology* No. 7.

Naylor, R., R. Goldburg, J. Primavera, N. Kautsky, M. Beveridge, J. Clay, C. Folke, J. Lubchenco, H. Mooney, and M. Troell. 2001. Effects of Aquaculture on World Fish Supplies, *Issues in Ecology* No. 8.

Jackson, R., S. Carpenter, C. Dahm, D. McKnight, R. Naiman, S. Postel, and S. Running. 2001. Water in a Changing World, *Issues in Ecology* No. 9.

Baron, J.S., N.L. Poff, P.L. Angermeier, C.N. Dahm, P.H. Glecik, N.G. Hairston, Jr., R.B. Jackson, C.A. Johnston, B.D. Richter, and A.D. Steinman. 2003. Sustaining Healthy Freshwater Ecosystems, *Issues in Ecology* No. 10.

Beck, M.W., K.L. Heck, Jr., K. W. Able, D.L. Childers, D.B. Eggleston, B.M. Gillanders, B.S. Halpern, C.G. Hays, K. Hoshino, T.J. Minello, R.J. Orth, P.F. Sheridan, and M. P. Weinstein. 2003. The Role of Nearshore Ecosystems as Fish and Shellfish Nurseries, *Issues in Ecology* No. 11.

Traducción al Castellano

Adriana Abril, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

Copias Adicionales

Para recibir copias adicionales de este reporte (\$5 dólares cada uno) o artículos anteriores de *Issues in Ecology*, favor de contactar:

Ecological Society of America
1707 H Street, NW, Suite 400
Washington, DC 20006
(202) 833-8773, esahq@esa.org



La serie *Issues in Ecology* está también disponible
electrónicamente en
www.esa.org/science/Issues

Acerca de Issues in Ecology

Issues in Ecology está diseñado para reportar, en lenguaje comprensible para no-científicos, el consenso de un panel de científicos expertos en temas ambientales relevantes. *Issues in Ecology* son financiados por el Programa “Pew Scholars in Conservation Biology” y por la *Ecological Society of America* –ESA- (la Sociedad Norteamericana de Ecología). Este es publicado en intervalos irregulares, conforme los reportes se completan. Todos los reportes están sujetos a una detallada revisión y deben ser aprobados por el Consejo editorial antes de su publicación. Ninguna responsabilidad por la opinión expresada por los autos en las publicaciones de ESA es asumida por los editores o la editorial de la *Ecological Society of America*.

Issues in Ecology es una publicación oficial de la Sociedad Americana de Ecología, la sociedad nacional de profesionales líder de ecologistas. Fundada en 1915, ESA busca promover la aplicación responsable de principios ecológicos para la solución de problemas ambientales. Para mayor información, contactar a la *Ecological Society of America*, 1707 H Street, NW, Suite 400, Washington, DC, 20006. ISSN 1092-8987.

