7. La Radiación Solar: Efectos sobre el Medio Ambiente.

Dr. Carlos Vílchez Lobato.
Universidad de Huelva.

7.0. Resumen.

En este manuscrito se resumen los hechos principales que evidencian las interacciones entre la mayor radiación UV, el cambio climático y los ciclos de bioelementos, con los efectos derivados de ello en los organismos vivos.

La mayor parte de la información presentada se incluye en el documento elaborado por el panel de evaluación de los efectos del cambio climático en el medio ambiente, de las Naciones Unidas (1).

Tras los estudios realizados hasta la fecha por la comunidad científica internacional, parece existir consenso generalizado respecto a los siguientes hechos:

a. Hay evidencias crecientes de que un incremento de la radiación UV-B tiene efectos significativos en la biosfera terrestre con implicaciones en los ciclos de carbono, nitrógeno y otros elementos.

b. La radiación UV-B afecta a las comunidades de organismos del suelo, probablemente por afectar a los exudados de las raíces de plantas y/o a la química de material vegetal muerto que forma parte del suelo.

c. La radiación UV-B afecta los ciclos acuáticos de carbono, nitrógeno, azufre y metales, afectando así a numerosos procesos vitales.

d. La radiación UV-B acelera la transformación de materia orgánica disuelta en carbono inorgánico y nitrógeno, incluyendo dióxido de carbono y amonio. Estos cambios en la materia orgánica disuelta afectan a la penetración de la radiación UV-B en la columna de agua, con los cambios consiguientes en procesos biogeoquímicos acuáticos.

e. Se espera que los cambios futuros en el clima estimularán la estratificación en lagos y océanos, lo que intensificará la fotodegradación por radiación UV-B de la materia orgánica disuelta. La mayor transparencia de los cuerpos de agua incidirá en sus ciclos biogeoquímicos al favorecer la mayor penetrabilidad de la radiación UV-B.

f. La radiación UV-B favorece la acción de compuestos halocarbonados (ej. Bromuro de metilo), lo cual influye en la eliminación de ozono y favorece la liberación de gases de azufre (ej. Dimetilsulfuro). Estos se oxidan para producir aerosoles de sulfato que enfrían la atmósfera marina.

g. La radiación UV-B afecta a la disponibilidad biológica de hierro, cobre y otros metales trazas, afectando así a la toxicidad por metales en ambiente acuático y al crecimiento del fitoplancton y otros microorganismos involucrados en los ciclos del nitrógeno y el carbono.

7.1. Introducción.

La biogeoquímica global juega un papel crítico en el control de los procesos vitales, en el clima y en sus interacciones, incluyendo efectos sobre las concentraciones de gases invernadero de la atmósfera. Los cambios en el ozono troposférico y, por añadidura, en la radiación solar UV-B que penetra en la atmósfera, ejercen muchos efectos diferentes sobre la biogeoquímica global. La radiación UV de longitud de onda más larga (UV-A) apenas resulta afectada por la eliminación de ozono, pero puede resultar afectada por cambios globales en el clima.

La radiación UV (280-400 nm) modifica los ciclos del carbono a través de cambios en su captura (fotosíntesis), en su almacenamiento como biomasa y materia orgánica no viva, y en su eliminación (respiración y descomposición fotoquímica). Los efectos de la radiación UV sobre el ciclo del carbono están ligados a cambios en los ciclos de metales y nutrientes minerales como el nitrógeno. Los ciclos del carbono y otros nutrientes resultan afectados también por otros componentes del cambio climático, incluyendo el calentamiento global, la tasa elevada de dióxido de carbono y los patrones alterados de precipitación, y existen también interacciones significativas entre estos factores y los cambios en la radiación UV.

Las interacciones entre cambios en la radiación UV solar y el cambio climático ocurren a través de los efectos de la radiación UV en las emisiones de gases traza tales como monóxido de carbono, sulfuro de carbonilo, metano, bromuro de metilo y dimetilsulfuro.

El cambio climático puede alterar las exposiciones de los ecosistemas a UV-B mediante la influencia sobre los procesos terrestres que afectan a la eliminación de ozono, así como a través de cambios en substancias acuáticas que absorben radiación UV-B, tales como materia orgánica disuelta coloreada. En este documento se examinan las respuestas de la biogeoquímica global a interacciones entre la el aumento de radiación UV-B como consecuencia de la eliminación de ozono, y los cambios ambientales que paralelamente suceden en el clima y el CO_2 atmosférico (Figura 7.1). Los datos son posteriores al año 2002.

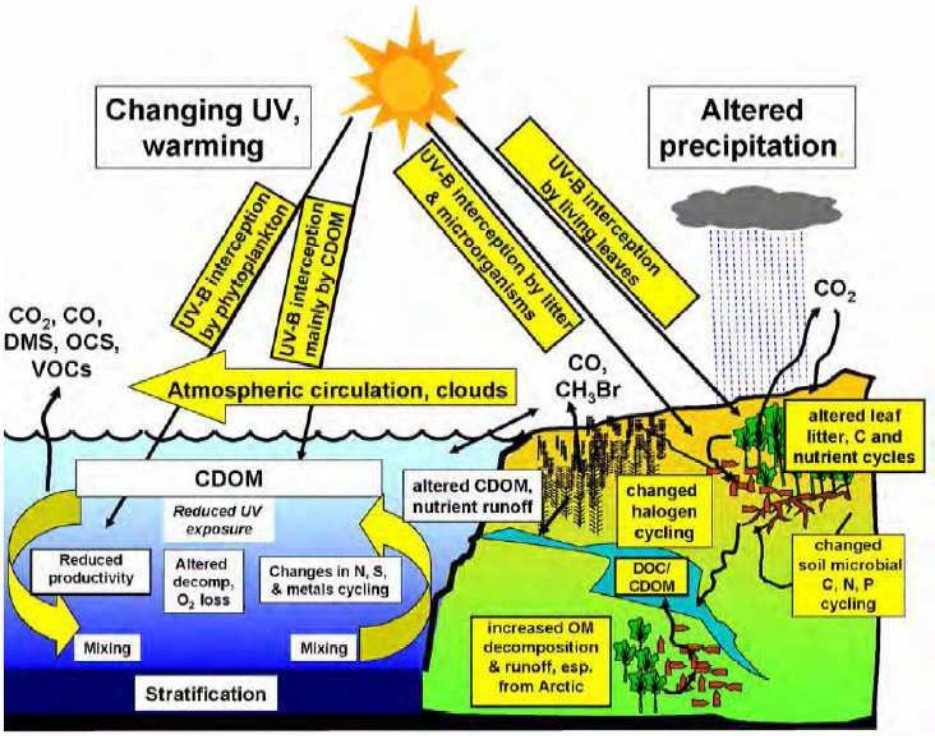

Figura 7.1. Modelo conceptual que muestra los efectos del aumento de radiación UV y el cambio climático sobre los ciclos biogeoquímicos. OM: materia orgánica; DOM: materia organica disuelta; CDOM: materia orgánica disuelta coloreada; CO_2: dióxido de carbono; CO: monóxido de carbono; DMS, dimetil sulfuro; OCS, sulfuro de carbonilo; VOCs: hidrocarburos orgánicos volátiles; CH_3Br: bromuro de metilo.

7.2. Ciclo del carbono.

Existe el consenso general de que actualmente los ecosistemas terrestres son sumideros de CO_2, es decir: el consumo supera a la eliminación. La acumulación neta de carbono calculada para ecosistemas terrestres es de alrededor de 0.7 petagramos (Pg) (1 Pg equivale a 10^9 toneladas) de carbono por año en la década de los 90, aunque estas estimaciones varían ampliamente. Esta cantidad es substancialmente más pequeña que la estimación actual de fijación de CO_2 oceánico (alrededor de 2.4 Pg de carbono por año durante los 90). Estos balances resultan muy influenciados por la actividad humana, que puede dar lugar a la liberación de hasta 2.2 Pg de carbono por año (2,3).

7.2.1. Fijación de carbono.

Las distintas evidencias siguen sugiriendo que los cambios en la radiación UV-B resultante de la eliminación del ozono tendrán poca influencia sobre la fijación de carbono y el crecimiento en la mayoría de las plantas terrestres y, por consiguiente, sobre la captura de carbono a gran escala y su almacenamiento por la vegetación terrestre. Sin embargo, ciertas especies de plantas o comunidades pueden ser vulnerables a los incrementos de radiación UV-B y ello puede conllevar impactos ecológicos significativos en sistemas específicos.

Mientras que en los ecosistemas terrestres los cambios en radiación UV influyen en la fijación de carbono directamente a través del efecto sobre las plantas, en sistemas acuáticos los productores primarios resultan afectados directa e

indirectamente por la radiación solar. Los efectos indirectos son causados por cambios en la exposición a radiación UV los cuales, a su vez, son debidos, a variaciones en la concentración de materia orgánica disuelta y, en menor extensión, de partículas en suspensión. La materia orgánica disuelta coloreada es el principal constituyente absorbente de radiación UV en los sistemas acuáticos y controla la penetración de la radiación UV en los cuerpos de agua. La materia orgánica producida en tierra y transportada a los océanos por los ríos es una fuente importante de la misma (materia orgánica) disuelta para las aguas oceánicas costeras. Esta materia orgánica disuelta resulta afectada por la radiación UV de modo que sufre pérdidas de coloración y presenta menor absorción de radiación UV (lo que se conoce como *photobleaching o fotoblanqueamiento*) (4,5). El *fotoblanqueamiento* de la materia orgánica disuelta coloreada incrementa la profundidad de penetración de la radiación UV en los cuerpos de agua y estimula la exposición de ecosistemas acuáticos a la radiación UV (Figura 7.2). Los efectos de la materia orgánica disuelta coloreada sobre la penetración de la radiación UV dependen de la composición química aquella. Las propiedades ópticas y los mecanismos de fotoblanqueamiento de la materia orgánica disuelta son actualmente objeto de intensa investigación (6,7).

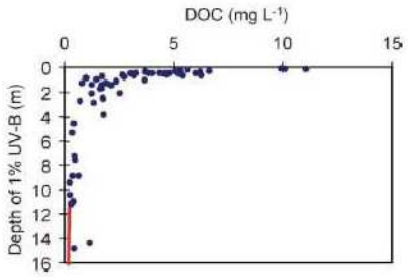

Figura 7.2. Relación entre la profundidad a la cuál penetra el 1% de la radiación UV superficial de 320 n, y concentración de carbono orgánico disuelto (DOC) en lagos. Nótese que a baja concentración de DOC (1-2 mg.l^{-1}), pequeños cambios en la concentración de DOC pueden causar grandes cambios en la profundidad a la cuál penetra la radiación UV (Fuente: Hader et al., Photochemical & Photobiological Sciences, 2007, 6, 267-285).

7.2.2. Almacenamiento y liberación de carbono.

El almacenamiento de carbono en ecosistemas terrestres se estima en aproximadamente 2000-3000 Pg, con aproximadamente tres veces más carbono almacenado en suelo que en vegetación (8,9). Aproximadamente 38.500 Pg de carbono inorgánico se almacenan en océanos y sedimentos, y aproximadamente 750 Pg se almacenan como carbono orgánico de materia viva y no viva. Los efectos de los cambios de la radiación UV solar sobre el almacenamiento de carbono a largo plazo no están claros. Sin embargo, la radiación UV-B influye en el recambio de carbono de plantas a corto plazo en sistemas terrestres y en la materia orgánica disuelta y particulada en sistemas acuáticos. La liberación de carbono no sólo es resultante de la respiración sino también de la fotodegradación de materia orgánica o de su fototransformación en formas más disponibles para microorganismos. La liberación de carbono por respiración de la vegetación terrestre y desde los suelos es del orden de 50-60 Pg de carbono por año (3,10). Dicha liberación difiere entre fuentes tales como materia vegetal viva o materia orgánica no viva y depende de muchos factores. La radiación UV-B influirá en la liberación de dicho carbono al alterar, indirectamente, los flujos a la atmósfera de CO_2 y CH_4.

La liberación de carbono de los suelos está en función de las actividades de los microorganismos y la fauna del suelo. Los organismos del suelo pueden ser vulnerables a la radiación UV-B (12), aunque rara vez están expuestos a la radiación solar en la naturaleza.

Incluso de esta forma, la respuesta de las plantas a la radiación UV-B cambiante puede afectar indirectamente a los organismos del suelo. Por ejemplo, la atenuación de la radiación UV-B solar modifica las comunidades de hongos y microfauna en la capa superficial de comunidades de humedades de Sphagnum (13,14). Estos cambios en las comunidades del suelo están probablemente relacionados con la cantidad o la química de material vegetal muerto, o con exudados de raíces que penetran en el suelo; por ejemplo, la atenuación de UV-B solar reducía la liberación de carbono orgánico disuelto y de P de Sphagnum.

Los efectos de la radiación UV-B solar modificada pueden ocurrir también sobre basura foliar. Tales efectos sobre la química de la basura foliar se han estudiado en diversas especies. Los cambios en la química de tales desperdicios pueden ocurrir en dos formas: por efectos directos de la radiación UV sobre los residuos en descomposición (efectos directos), o los efectos de UV sobre la química de tejidos vivos antes de la caída de dichos restos (efectos indirectos). Los efectos directos se producen cuando la materia se descompone sobre o por encima de la superficie del suelo, por exposición directa a radiación UV. Datos recientes (15) ponen de manifiesto que la fotodegradación directa puede ser el

proceso dominante en la descomposición de basura de plantas en ecosistemas bajo alta irradiancia o poca lluvia otoñal, y que la radiación UV-B puede ser responsable de hasta el 50% de tal fotodegradación.

El efecto de la radiación UV-B sobre la descomposición de los residuos vegetales depende mucho de las diferencias específicas en la química de los residuos, lo que varía dependiendo de especies y también depende de las diferencias absolutas en dosis de radiación UV y de las condiciones ambientales de cada sitio (existencia de nubes o no, lluvia o no, etc). Sí se ha observado que la exclusión de UV-B ambiental en la descomposición de los residuos puede aumentar la colonización por hongos en algunos sistemas (16).

Para entender los efectos indirectos, puede describirse el siguiente ejemplo. Se ha observado que la exposición a elevada UV-B durante el crecimiento y desarrollo de la planta de roble aceleraba la descomposición de las hojas, y ello se asoció al hecho de que la exposición a radiación UV-B elevada reducía la capacidad de en la extracción de algunas fracciones de carbohidratos en los residuos (Figura 7.3), y esto estimulaba la colonización por algunos descomponedores fúngicos (18).

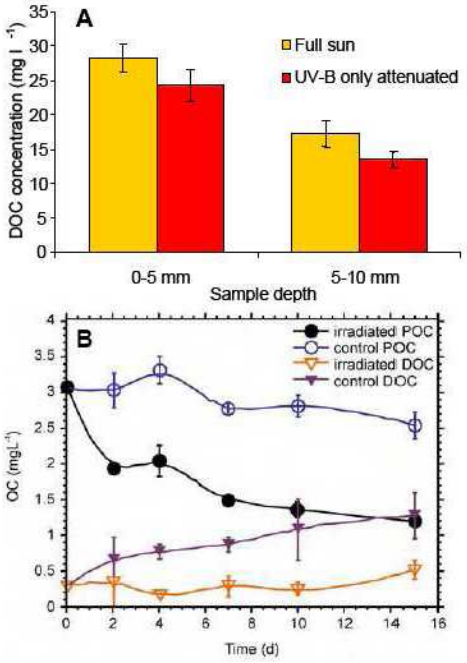

Figura 7.3. La radiación UV influye la cantidad de DOC tanto en ecosistemas terrestres como acuáticos. En ecosistemas terrestres, estudios recientes demuestran que la exposición a radiación UV incrementa significativamente la liberación de DOC del musgo Sphagnum. Este efecto de UV-B no se ciñe sólo a capas superficiales, sino que también ocurre en capas más profundes, a unos 5-10 mm por debajo de la superficie, donde no penetra la radiación UV-B. En sistemas acuáticos, la radiación UV-B puede dar lugar a la liberación de DOC desde material orgánico particulado (Fuente: Grace J, J. Ecol., 2004, 92, 189-202).

Incrementos en la radiación UV-B modifican significativamente la química de metabolitos secundarios producidos por y eliminados desde las plantas. La mayor parte de estudios sobre el efecto de radiación UV-B en la química de plantas se ha dedicado a hojas, pero la mayor radiación UV puede también inducir acumulación de ciertos carbohidratos y compuestos fenólicos que absorben UV en la corteza de abedules jóvenes (19). Incluso se produce efecto sobre partes no expuestas, como las raíces, lo que depende mucho de las especies afectadas (20,21). Curiosamente, muchos de los compuestos fenólicos que se considera juegan papeles vitales en el metabolismo de la planta resultan influenciados por la radiación UV (22,23,24) (Figura 7.4).

Un modelo reciente relativo a los efectos del cambio climático sobre la descomposición de la materia orgánica sugiere que el principal efecto de la elevada UV-B será incrementar la acumulación de residuos y contribuir así al secuestro de carbono (25).

Nada, sin embargo, hace pensar que el efecto no sea local y que no sea dependiente de las especies. El dióxido de carbono en sistemas acuáticos se produce por la respiración microbiana, por mineralización de materia orgánica disuelta inducida por radiación UV y por cambios en el equilibrio del carbonato. Que la mineralización fotoquímica o la respiración microbiana sean el proceso predominante, depende con mucho de la fuente de materia orgánica y, por tanto,

de la composición química de dicha materia. Hay un cierto número de estudios que han demostrado que la materia orgánica derivada de microalgas es más biodegradable y menos fotorreactiva que la materia orgánica disuelta terrestre (26,27,28). La extensión de la fotomineralización de la materia orgánica disuelta incrementa con el descenso de pH, y depende también de la historia de la precipitación (29). Además, la fotomineralización es catalizada por hierro (30).

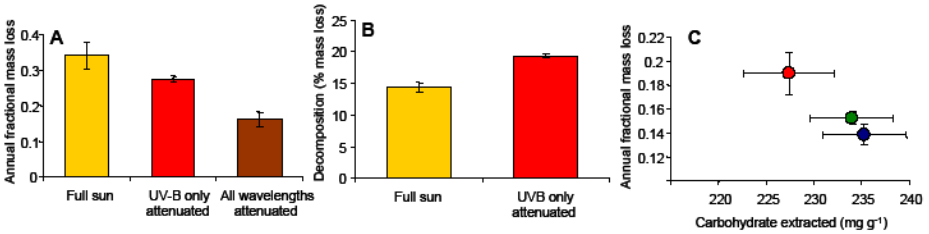

Figura 7.4. Los efectos de la radiación UV-B sobre la descomposición de materia vegetal muerta procedente de ecosistemas terrestres varía con factores tales como el clima y las especies de plantas. En sistemas áridos en alta intensidad de luz, la ruptura del material vegetal muerto puede mayoritariamente producirse por fotodegradación, y la radiación UV-B aceleraría bastante dicho proceso. Esto parece claro a partir de un estudio realizado en Patagonia (A, referencia 15) donde dicho material se descompuso bien bajo luz solar completa, luz solar en la cuál sólo se atenuó UV-B, o luz solar en la cuál todas las longitudes de onda se atenuaron un 90% (los datos representan la fracción de pérdida de masa anual obtenida de la pendiente de la regresión entre ln (masa materia orgánica restante/masa materia orgánica inicial) frente al tiempo. En ecosistemas menos limitados por el agua, los efectos de la radiación UV-B sobre la ruptura de la "basura" son más variables, pero hay muchos ejemplos donde la radiación UV-B suprime la descomposición (B, referencia 16). La exposición a radiación UV-B durante el crecimiento puede afectar a la posterior descomposición de la basura foliar, como en roble (C, referencia 17), donde la fracción de pérdida de masa anual incrementa significativamente en la " basura" producida bajo elevada radiación UV-B, y esto se asocia con reducción en la cantidad de carbohidratos liberados desde la "basura" (Fuente: Grace J, J. Ecol., 2004, 92, 189-202).

Recientemente se ha descubierto que el aumento del dióxido de carbono en la atmósfera está contribuyendo a la acidificación de las aguas marinas, lo que modificará el equilibrio de especies químicas que son necesarias para la producción de la biomasa de fitoplancton, alimento base de la cadena trófica para las especies marinas, ya que afectará a la composición y concentración de los elementos químicos esenciales para el desarrollo del fitoplancton.

La descomposición fotoquímica y microbiana de materia orgánica disuelta pueden interaccionar ya que la materia orgánica disuelta es un nutriente clave y una fuente de energía para sus consumidores, incluyendo bacterias heterotróficas y metazooplancton. Sin embargo, no todas las formas de materia orgánica disuelta están disponibles para estos organismos, y las transformaciones de la misma inducidas por UV pueden alterar su biodisponibilidad (1).

Transformaciones de la materia orgánica disuelta inducidas por UV pueden incrementar la biodisponibilidad de materia orgánica disuelta (MOD) recalcitrante y viceversa (31,32). El incremento de la biodisponibilidad de MOD inducido por UV puede estimular la respiración microbiana de MOD o incrementar la biomasa microbiana (33).

Las transferencias de carbono y nutrientes entre la columna de agua y los sedimentos del fondo de agua dulce y el océano están mediadas por partículas. La radiación UV solar puede afectar a las dinámicas de tales transferencias por fotooxidación del carbono orgánico particulado (COP) (1). La radiación UV también puede inducir la conversión de COP a carbono orgánico disuelto (DOC) (34) (Figura 7.3).

7.3. Ciclos de otros nutrientes.

El nitrógeno y el fósforo pueden limitar la productividad en ecosistemas acuáticos y terrestres. La radiación UV puede afectar al ciclo del nitrógeno en diferentes formas, incluyendo cambios en la descomposición de materia orgánica que contiene nitrógeno y a través de efectos sobre la fijación de nitrógeno. Además, en ambientes acuáticos las interacciones de radiación UV con especies de nitrógeno inorgánico tales como nitrato y nitrito, son una fuente importante de especies reactivas de oxígeno, incluyendo los radicales hidroxilo altamente reactivos.

Compuestos de nitrógeno biológicamente muy lábiles como nitrato, amonio y aminoácidos se reciclan rápidamente por la biota en sistemas acuáticos, mientras las sustancias que contienen nitrógeno que inhiben la asimilación de nitrógeno se acumulan en la columna de agua. Interacciones entre la radiación UV y el nitrógeno orgánico disuelto

(DON) suministran una ruta para la conversión de DON persistente en compuestos que sean más fácilmente asimilables por los microorganismos acuáticos, como el amonio (1).

La radiación solar puede también afectar al ciclo del fósforo por fotodegradación de enzimas tales como fosfatasa alcalina. Evidencia adicional obtenida en lagos de Canadá confirmaron que la exposición a radiación UV solar reducía la actividad ATPasa (35). La adsorción de APasa a partículas de arcilla protegía a la enzima de la fotodegradación inducida por radiación UV, aunque la actividad enzimática se redujo por la adsorción.

La fijación biológica de nitrógeno por cianobacterias vivas puede reducirse por aumento de la radiación UV-B (1,36). La radiación UV-B puede incluso inhibir la fijación de nitrógeno en cianobacterias y líquenes (1) pero datos recientes sugieren que esto no ocurre en todas las especies (37). En estudios recientes en legumbres tropicales, la radiación alta UV no tenía efectos significativos sobre la fijación de nitrógeno simbiótica, en contraste con otros estudios previos (1).

7.4. Ciclos de metales.

Muchos metales traza son esenciales para los organismos acuáticos (38,39), pero la mayoría de ellos pueden ser tóxicos para organismos acuáticos y terrestres, dependiendo de sus concentraciones y especiación química (40,41). La radiación UV solar tiene efectos significativos sobre la especiación química de metales traza, por ejemplo hierro, manganeso, cobre, cromo y mercurio (Figura 7.5).

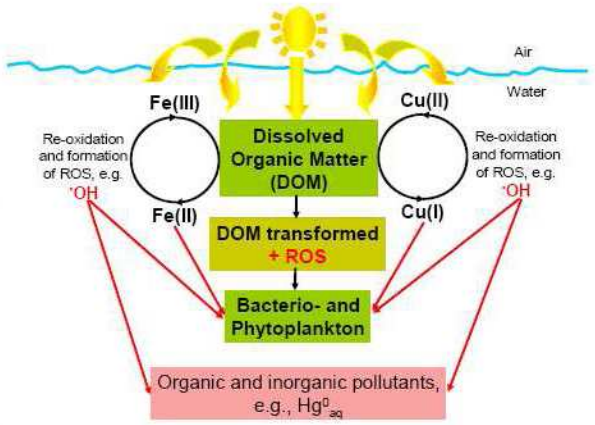

Figura 7.5. La radiación UV es un factor clave en la química del hierro y del cobre en sistemas acuáticos, incluyendo sus interacciones con la materia orgánica disuelta y con los microorganismos. El esquema representa el ciclo redox de hierro y cobre inducido por la radiación UV, así como la fototransformación concomitante de DOM y la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS), por ejemplo, el radical altamente reactivo hidroxilo que puede afectar adversamente al bacterio- y fitoplancton y puede reaccionar con contaminantes orgánicos e inorgánicos, por ejemplo mercurio gaseoso disuelto.

7.4.1. Hierro.

El hierro es un micronutriente esencial para el fitoplancton y se ha demostrado que co-limita el crecimiento del fitoplancton en ambientes marinos severos (42,43). Se ha demostrado el papel del hierro en la estimulación de blooms de fitoplancton en aguas oceánicas de alto nitrato y bajo hierro (44,45) y su efecto en el secuestro de carbono está siendo intensamente estudiado (46,47). El Fe (III) es la forma más común de hierro en sistemas acuáticos soleados, pero el Fe (II) es la forma clave que determina la disponibilidad de hierro para su consumo por los organismos (48). En aguas superficiales con oxígeno y luz, el mantenimiento de baja concentración de Fe (II) es un resultado de la reducción de Fe (III) inducida por UV y de la oxidación de Fe (II) (49,50). En las aguas superficiales de océanos del sur, se estimó que la eliminación del ozono incrementaba la contribución de radiación UV-B a la fotorreducción de Fe (III) desde 3.5 a 6.2% (51). La química del hierro inducida por radiación UV interaccionará con las entradas de hierro al sistema, tales

como deposición en forma de polvo, que son influenciadas por el cambio climático. La deposición en forma de polvo es la mayor fuente de hierro en ciertas regiones remotas del océano y la exposición a radiación UV puede afectar a la biodisponibilidad de este hierro.

Una disponibilidad aumentada de hierro puede afectar tanto a la abundancia de fitoplancton como a las estructuras de las comunidades de dichos ecosistemas, particularmente en estas regiones.

7.5. Actividad oxidante de sistemas acuáticos estimulada por radiación UV.

Las especies reactivas de oxígeno (ERO), importantes en el procesamiento de compuestos naturales y antropogénicos, se producen por fotorreacciones de nitrógeno inorgánico inducidas por radiación UV, materia orgánica y/o metales (52). La más reactiva de las EROs, OH, daña componentes celulares tales como proteínas, lípidos y ácidos nucleicos (108) e inhibe el consumo de carbono bacteriano. Las reacciones inducidas por UV que involucran hierro o cobre y peróxido de hidrógeno pueden ser una fuente importante de OH en aguas superficiales ricas en hierro (53) y pueden estimular la capacidad oxidante de sistemas acuáticos.

Los radicales OH y otros ROS también reaccionan con compuestos naturales y compuestos manufacturados tales como fármacos (54-55), herbicidas (56), así como con materia orgánica natural tales como lignina (57) y DOM (58). La oxidación de contaminantes por ROS, sin embargo, no es siempre beneficiosa pero puede incrementar la toxicidad de contaminantes, como sucede en el caso del mercurio.

7.6. Cambio climático y dinámica de mezclado en sistemas acuáticos.

El blanqueado de la materia orgánica carbonada disuelta en las capas superficiales de sistemas acuáticos se intensifica por estratificación (59). Los modelos de clima predicen que el calentamiento global producirá una reducción en el mezclado vertical y una mayor estratificación en los océanos superiores (60). Además, los efectos de una mayor radiación UV-B pueden interaccionar con los efectos del cambio climático en la estratificación, y en la cantidad y composición química de las entradas de materia desde sistemas terrestres. Las observaciones en Europa durante 2003 demostraron que el calentamiento global puede estimular la estratificación en los lagos (61). Los cambios en la circulación atmosférica relacionados con el cambio climático y los cambios en las dinámicas de mezclado vertical en océanos y agua dulce, pueden también afectar a la exposición de organismos acuáticos a la radiación UV. Por ejemplo, en el caso de fitoplancton oceánico, la mayor variabilidad en los máximos de clorofila en profundidad puede dar lugar a una exposición a radiación UV más variable, con posibles consecuencias para la producción primaria. Más aún, el daño por radiación UV-B producido en los microorganismos está fuertemente afectado por cambios en la mezcla de las capas superiores de ambientes acuáticos, inducidos por el clima, y por tanto afectará a los ciclos de carbono y otros nutrientes y a la producción y consumo de gases trazas.

Se ha demostrado que la radiación UV afecta al crecimiento y al metabolismo secundario de las microalgas. Mientras que la radiación UV-A puede estimular su crecimiento, aumentos en la radiación UV-B lo afectan negativamente. La composición de pigmentos fotosintéticos varía por efecto de la radiación UV. Así, la radiación UV-A produce aumentos significativos en la relación clorifla:carotenoides, mientras que la radiación UV-B aumenta dramáticamente dicha relación, aunque la viabilidad de los cultivos resulta negativamente afectada en cortos periodos de tiempo. La variación de la relación clorofila:carotenoides contribuye a disminuir la intensidad verde de las microalgas, es decir, puede aumentar la penetrabilidad del PAR en la columna de agua con las consecuencias de ello derivadas.

7.7. Conclusiones.

Desde el año 2002 existe amplio reconocimiento internacional acerca de la relación existente entre cambio climático y radiación UV en la superficie terrestre, sobre todo en relación a los cambios en los ciclos biogeoquímicos producidos por la radiación UV.

Dependiendo de la naturaleza de tales interacciones estas pueden actuar a medio largo-plazo, por lo que la comprensión de las consecuencias tiene un alcance limitado.

Sí parece claro que los cambios relativos al clima, en lo que concierne a la materia orgánica en los cuerpos de agua, influye en la penetración de radiación UV en los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, el papel de tales cambios en regiones específicas, especialmente en altas latitudes, permanece incierto.

Las siguientes áreas se han identificado como inciertas aún:

a) Las interacciones entre generación de gases traza y exposición a UV-B.

b) El papel de UV-B en la formación de especies metálicas biodisponibles en sistemas acuáticos.

c) El vínculo entre la composición química y la bio- y foto- reactividad de la materia orgánica disuelta.

d) Las interacciones de cambios en los ecosistemas que son inducidos por el cambio climático con la radiación UV superficial cambiante.

e) Los efectos de un ambiente UV-B superficial cambiante sobre futuras tendencias en cambio climático y la química de la atmósfera.

f) El papel de UV-B en el control de los ciclos biogeoquímicos en ecosistemas terrestres, especialmente en el contexto de patrones cambiantes de sequía y tiempo nublado resultantes del cambio climático.

g) La influencia de cambios inducidos por el clima sobre la mezcla acuática y en la estratificación, y sobre los ciclos biogeoquímicos en agua fresca y en los océanos.

7.8. Bibliografía.

1. ZEPP, R.G. (2006). The Environmental Effects Assessment Panel Report, USA, United Nations.

2. HOUGHTON, R.A. (2003). *Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different?*, Glob. Change Biol 9, pp. 500-509.

3. GRACE, J. (2004). *Understanding and managing the global carbon cycle*, J. Ecol. 92, pp. 189-202.

4. DEL VECCHIO, R. and BLOUGH, N.V. (2002). *Photobleaching of chromophoric dissolved organic matter in natural waters: kinetics and modeling*, Mar. Chem. 78, pp. 231-253.

5. TWARDOWSKI, M.S. et al. (2002). *Photobleaching of aquatic dissolved materials: Absorption removal, spectral alteration, and their interrelationship*, Journal of Geophysical Research-Oceans 107, p. 3091.

6. XIE, H.X. et al. (2004). *Photooxidation and its effects on the carboxyl content of dissolved organic matter in two coastal rivers in the Southeastern United States*, Environ. Sci. Technol. 38, pp. 4113-4119.

7. DEL VECCHIO, R. and BLOUGH, N.V (2004). *On the origin of the optical properties of humic substances*, Environ. Sci. Technol. 38, pp. 3885-3891.

8. IPCC (2001). Climate Change 2001: the Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, UK, Cambridge University Press.

9. ITO, A. (2005). *Climate-related uncertainties in projections of the twenty-first century terrestrial carbon budget: off-line model experiments using IPCC greenhouse-gas scenarios and AOGCM climate projections*, Climate Dynamics 24, pp. 435-448.

10. LENTON, T.M. et al. (2003). *Global terrestrial carbon storage and uncertainties in its temperature sensitivity examined with a simple model*, Glob. Change Biol. 9, pp. 1333-1352.

11. HADER, D.P. et al. (2007). *Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change*, Photochemical & Photobiological Sciences 6, pp. 267-285.

12. HUGHES, K.A. et al. (2003). *Solar UV-B radiation inhibits the growth of antarctic terrestrial fungi*, Appl. Environ Microbiol. 69, pp. 1488-1491.

13. ROBSON, T.M. et al. (2004). *Reduction of solar UV-B mediates changes in the Sphagnum capitulum microenvironment and the peatland microfungal community*, Oecologia 140, pp. 480-490.

14. ROBSON, T.M. et al. (2005). *Solar UV-B influences, microfaunal community composition in a Tierra del Fuego peatland*, Soil. Biol. Biochem. 37, pp. 2205-2215.

15. AUSTIN, A.T. and VIVANCO, L. (2006). *Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation*, Nature 442, pp. 555-558.

16. PANCOTTO, V.A. et al. (2003). *Solar UV-B decreases decomposition in herbaceous plant litter in Tierra del Fuego, Argentina: potential role of an altered decomposer community*, Glob. Change Biol. 9, pp. 1465-1474.

17. HOORENS, B. et al. (2004). *Elevated UV-B radiation has no effect on litter quality and decomposition of two dune grassland species: evidence from a long-term field experiment*, Glob. Change Biol. 10, pp. 200-208.

18. MCLEOD, A. et al. (2007). *Elevated UV-B radiation modifies the extractability of carbohydrates from leaf litter of Quercus robur,* Soil. Biol. Biochem. 39, pp. 116-126.

19. TEGELBERG, R. et al. (2002). *Effects of long-term, elevated ultraviolet-B radiation on phytochemicals in the bark of silver birch (Betula pendula)*, Tree. Physiol. 22, pp. 1257-1263.

20. CHIMPHANGO, S.B.M. et al. (2003). *Effects of UV-B radiation on plant growth, symbiotic function and concentration of metabolites in three tropical grain legumes*, Funct. Plant Biol. 30, pp. 309-318.

21. CHIMPHANGO, S.B.M. et al. (2003). *Responses to ultraviolet-B radiation by purely symbiotic and NO3-fed nodulated tree and shrub legumes indigenous to Southern Africa*, Tree. Physiol. 24, pp. 181-192.

22. BASSMAN, J.H. (2004). *Ecosystem consequences of enhanced solar ultraviolet radiation: Secondary plant metabolites as mediators of multiple trophic interactions in terrestrial plant communities*, Photochem. Photobiol. 79, pp. 382-398.

23. KESKI-SAARI, S. et al. (2005). *Phenolic compounds in seedlings of Betula pubescens and B. pendula are affected by enhanced UVB radiation and different nitrogen regimens during early ontogeny*, Glob. Change Biol. 11, pp. 1180-1194.

24. WARREN, J.M. et al. (2002). *Leaf chemical changes induced in Populus trichocarpa by enhanced UV-B radiation and concomitant effects on herbivory by Chrysomela scripta (Coleoptera: Chrysomelidae)*, Tree. Physiol. 22, pp. 1137-1146.

25. KUIJPER, L.D.J. et al. (2005). *Global change effects on a mechanistic decomposer food web model*, Glob. Change Biol. 11, pp. 249-265.

26. BERTILSSON, S. et al. (2003). *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*, Amsterdam, The Netherlands, Academic Press, pp. 3-25.

27. BIDDANDA, B.A. and COTNER, J.B. (2003). *Enhancement of dissolved organic matter bioavailability by sunlight and its role in the carbon cycle of Lakes Superior and Michigan*, J. Great Lakes Res. 29, pp. 228-241.

28. OBERNOSTERER, I. and BENNER, R. (2004). *Competition between biological and photochemical processes in the mineralization of dissolved organic carbon*, Limnol. Oceanogr. 49, pp. 117-124.

29. CLARK, C.D. et al. (2004). *CDOM distribution and CO2 production on the southwest Florida shelf*, Mar. Chem. 89, pp. 145-167

30. XIE, H.X. et al. (2004). *Photooxidation and its effects on the carboxyl content of dissolved organic matter in two coastal rivers in the Southeastern United States*, Environ. Sci. Technol. 38, pp. 4113-4119.

31. BIDDANDA, B.A. and COTNER, J.B. (2003). *Enhancement of dissolved organic matter bioavailability by sunlight and its role in the carbon cycle of Lakes Superior and Michigan*, J. Great Lakes Res. 29, pp. 228-241.

32. KAISER, E. and SULZBERGER, B. (2004). *Phototransformation of riverine dissolved organic matter (DOM) in the presence of abundant iron: Effect on DOM bioavailability*, Limnol. Oceanogr., 49, pp. 540-554.

33. DANIEL, C. et al. (2006). *Stimulation of metazooplankton by photochemically modified dissolved organic matter*, Limnol. Oceanogr. 51, pp. 101-108.

34. MAYER, L.M. et al. (2006). *Photodissolution of particulate organic matter from sediments*, Limnol. Oceanogr. 51, pp. 1064-1071.

35. TANK, S.E. et al. (2005). *Effect of ultraviolet radiation on alkaline phosphatase activity and planktonic phosphorus acquisition in Canadian boreal shield lakes*, Limnol. Oceanogr. 50, pp. 1345-1351.

36. CALDWELL, M.M. et al. (2003). *Terrestrial ecosystems, increased solar ultraviolet radiation and interactions with other climate change factors*, Photochem. Photobiol. Sci. 2, pp. 29-38.

37. BJERKE, J.W. et al. (2003). *Long-term impacts of simulated climatic change on secondary metabolism, thallus structure and nitrogen fixation activity in two cyanolichens from the Arctic*, New. Phytol. 159, pp. 361-367.

38. PEERS, G. et al. (2005). *Copper requirements for iron acquisition and growth of coastal and oceanic diatoms*, Limnol. Oceanogr. 50, pp. 1149-1158.

39. SUNDA, W.G. and HUNTSMAN, S.A. (2005). *Effect of CO_2 supply and demand on zinc uptake and growth limitation in a coastal diatom*, Limnol. Oceanogr. 50, pp. 1181-1192.

40. DUPONT, C.L. and AHNER, B.A. (2005). *Effects of copper, cadmium, and zinc on the production and exudation of thiols by Emiliania huxleyi*, Limnol. Oceanogr. 50, pp. 508-515.

41. TANG, D. et al. (2005). *Response of nonprotein thiols to copper stress and extracellular release of glutathione in the diatom Thalassiosira weissflogii*, Limnol. Oceanogr. 50, pp. 516-525.

42. PRICE, N.M. (2005). *The elemental stoichiometry and composition of an iron-limited diatom*, Limnol. Oceanogr. 50, pp. 1159-1171.

43. MILLS, M.M. et al. (2004). *Iron and phosphorus co-limit nitrogen fixation in the eastern tropical North Atlantic*, Nature 429, pp. 292-294.

44. BUESSELER, K.O. and BOYD, P.W. (2003). *Will ocean fertilization work?*, Science 300, pp. 67-68.

45. COALE, K.H. et al. (2004). *Southern ocean iron enrichment experiment: Carbon cycling in high- and low-Si waters*, Science 304, pp. 408-414.

46. BUESSELER, K.O. et al. (2004). *The effects of iron fertilization on carbon sequestration in the Southern Ocean*, Science 304, pp. 414-417.

47. BUESSELER, K.O. et al. (2005). *Particle export during the southern ocean iron experiment (SOFeX)*, Limnol. Oceanogr. 50, pp. 311-327.

48. SHAKED, Y. et al. (2005). *A general kinetic model for iron acquisition by eukaryotic phytoplankton*, Limnol. Oceanogr. 50, pp. 872-882.

49. SANTANA-CASIANO, J.M. et al. (2005). *Oxidation of nanomolar levels of Fe(II) with oxygen in natural waters*, Environ. Sci. Technol. 39, pp. 2073-2079.

50. SANTANA-CASIANO, J.M. et al. (2004). *The oxidation of Fe(II) in NaCl-HCO_3- and seawater solutions in the presence of phthalate and salicylate ions: a kinetic model*, Mar. Chem. 85, pp. 27-40.

51. RIJKENBERG, M.J.A. et al. (2004). *UVA variability overrules UVB ozone depletion effects on the photoreduction of iron in the Southern Ocean*, Geophys Res Lett. 31, pp.432-436.

52. MEUNIER, L. et al. (2005). *Effects of size and origin of natural dissolved organic matter compounds on the redox cycling of iron in sunlit surface waters*, Aquat. Sci. 67, pp. 125-129.

53. SOUTHWORTH, B.A. and VOELKER, B.M. (2003). *Hydroxyl radical production via the photo-Fenton reaction in the presence of fulvic acid*, Environ. Sci. Technol. 37, pp. 1130-1136.

54. LAM, M.W. and MABURY, S.A. (2005). *Photodegradation of the pharmaceuticals atorvastatin, carbamazepine, levofloxacin, and sulfamethoxazole in natural waters*, Aquat. Sci. 67, pp. 177-188.

55. LAM, M.W. et al. (2004). *Aquatic persistence of eight pharmaceuticals in a microcosm study*, Environ. Toxicol. Chem. 23, pp. 1431-1440.

56. MILLER, P.L. et al. (2005). *Indirect photolysis promoted by natural and engineered wetland water constituents: Processes leading to alachlor degradation*, Environ. Sci. Technol. 39, pp. 4454-4462.

57. MCNALLY, A.M. et al. (2005). *Kinetics and mechanism of the sensitized photodegradation of lignin model compounds*, Photochem. Photobiol. Sci. 4, pp. 268-274.

58. KWAN, W.P. and VOELKER, B.M. (2003). *Rates of hydroxyl radical generation and organic compoundoxidation in mineral-catalyzed Fenton-like systems*, Environ. Sci. Technol. 37, pp. 1150-1158.

59. DEL VECCHIO, R. and BLOUGH, N.V. (2004). *Spatial and seasonal distribution of chromophoric dissolved organic matter and dissolved organic carbon in the Middle Atlantic Bight*, Mar. Chem. 89, pp. 169-187.

60. BOPP, L. et al. (2001). *Potential impact of climate change on marine export production*, Glob. Biogeochem. Cycles 15, pp. 81-100.

61. JANKOWSKI, T. et al. (2006). *Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world,* Limnol. Oceanogr. 51, pp. 815-819.