



Universidad Central "Martha Abreu" de Las Villas

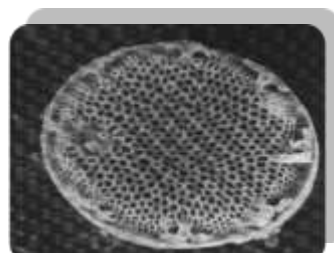
Facultad de Ciencias Agropecuarias

Departamento de Biología

Tesis de Diploma

**Potencial fotosintético de microalgas
reportadas en florecimientos y su
relación con las propiedades ópticas de la
Bahía de Cienfuegos, Cuba**

Aimee Valle Pombrol



Santa Clara, 2015



Universidad Central "Martha Abreu" de Las Villas
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Departamento de Biología

Tesis de Diploma

Potencial fotosintético de microalgas reportadas en florecimientos y su relación con las propiedades ópticas de la Bahía de Cienfuegos, Cuba

Autor: Aimee Valle Pombrol

Tutores: M.Sc. Dailé Avila Alonso¹

Dr. C. Alain Muñoz Caravaca²

Santa Clara, 2015



¹Departamento de Física. Universidad Central Marta Abreu de Las Villas.
Carretera a Camajuaní km 5.5, Santa Clara, Cuba.
davila@uclv.cu



² Programa Naciones Unidas para el Desarrollo Cuba
Medio Ambiente y Energía
alain.munoz@undp.org

***“...No debemos lisonjearnos demasiado de nuestras victorias humanas
sobre la naturaleza, esta se venga de nosotros por cada una de las
derrotas que le inferimos...”***

Federico Engels

A mi madre por ser tan grande

AGRADECIMIENTOS

Mi primer agradecimiento es para esa **madre** por no dejarme caer nunca, por ser mi sostén, mi luz en la oscuridad y por apoyarme siempre en todos mis sueños.

A mi tía **Magaly**, mi tío **Rafael** y mi tío **Angel** por ser mi única y verdadera familia y mis padres durante estos 5 años.

A mi **abuelo** que no está conmigo, gracias por enseñarme lo maravillosa que es la naturaleza y por el apoyo bravucón pero sincero en los años más difíciles de estudio.

A mi joven tutora pero con mucha preparación **Dailé**, por la pérdida de horas de sueño en la corrección del trabajo y por ser mi amiga.

A mi tutor **Alain**, gracias por confiar en mí y por el apoyo a pesar de la lejanía.

A **Cárdenas** por ser el iniciador de esta idea.

A **Carly** por su cariño.

A **Raque** y **Adnieris** por ser las de aseguramiento y ser siempre tan buenas conmigo.

A mi tía **Adela**, **Tania** y **Daguito**, en fin a toda mi familia por acá. En especial a mis primos **Daniel** y **Angelito** por mortificarme, pero por ser los hermanos que no tuve.

A todas las personas que no me negaron un dato en mis carreras por buscar información.

A mis profes **Alan**, **Oreste**, **Ada**, **Fonticiella**, **Idelfonso**, **Elizabet** y **Enma**, entre otros que se me quedan, por guiarme en las difíciles asignaturas. En especial a **Katia** y **Orelvis** por su comprensión.

RESUMEN

El fitoplancton nerítico contribuye significativamente a la producción primaria en la zona costera, destacándose las diatomeas y los dinoflagelados. La actividad antropogénica en la zona costera de Cienfuegos ha afectado los valores de la misma, siendo la eutrofización uno de los fenómenos de mayor impacto ambiental. Dichos eventos generan además modificaciones de las propiedades ópticas del agua, los que no han sido debidamente estudiados en dicha región. En el presente trabajo se utiliza un modelo matemático de Cullen *et al.* (1992), para cuantificar el potencial fotosintético de géneros de microalgas fitoplanctónicas reportadas en eventos de florecimientos en la Bahía de Cienfuegos y su relación con las propiedades ópticas de la columna de agua. Por lo que se caracterizó espacio-temporalmente la variación del coeficiente de atenuación promedio de la luz, el que fue estimado a partir de la profundidad del disco Secchi. Las propiedades ópticas mostraron variación espacial y temporal con un predominio de las aguas C9 (más oscuras) según la clasificación de Jerlov (1976). Los valores del coeficiente de atenuación presentaron máximos temporales en el período lluvioso del año 2012, en estaciones del Lóbulo Norte de la bahía. *Thalassiosira* spp. manifestó mayor potencial fotosintético que *Prorocentrum* spp., siendo máxima en las aguas C9 y menor en las más claras (I). Los perfiles de tasas de fotosíntesis en la columna de agua, mostraron correspondencia con las características fotofisiológicas de cada género y por tanto con su distribución en la columna de agua.

Palabras claves: coeficiente de atenuación, *Prorocentrum* spp., *Thalassiosira* spp., tasa de fotosíntesis

ABSTRACT

The neritic phytoplankton contributes significantly to primary production in coastal areas, highlighting the diatoms and dinoflagellates taxon. Anthropogenic activity in the coastal area of Cienfuegos had affected the values of the same, where eutrophication phenomena appear to have the greater environmental impact. These events also generate changes in the water optical properties, which have not been properly studied in the region. In this work was used a mathematical model of Cullen *et al.* (1992), to quantify the photosynthetic potential of microalgae genera, which have been reported in phytoplankton blooms in the Cienfuegos Bay and its relation with the optical properties of the water column. Therefore spatio-temporally variation of light attenuation coefficient was characterized, which was estimated based on Secchi disk depth. The optical properties of Cienfuegos Bay presented spatial and temporal variations with a predominance of water C9 (darker) described by Jerlov (1976). The attenuation coefficient values show temporary highs in the rainy season of 2012, in stations of the Northern Lobe. *Thalassiosira* spp. showed higher photosynthetic potential than *Prorocentrum* spp. Both genera show higher photosynthetic activity in the C9 water and less for the clearest waters (I). Profiles of photosynthesis rates show correspondence with the photophysiological characteristics of each genera and thus with its distribution and abundance into the water column.

Keywords: attenuation coefficient, *Prorocentrum* spp., *Thalassiosira* spp., photosynthesis rate

TABLA DE CONTENIDO

1. Introducción.....	1
2. Revisión bibliográfica.....	4
2.1. Fitoplancton marino. Importancia.....	4
2.1.1. Diversidad y distribución del fitoplancton marino.....	5
2.1.1.1. Diatomeas.....	7
2.1.1.2. Dinoflagelados.....	8
2.2. Factores ambientales que determinan la productividad del fitoplancton.....	9
2.2.1. Luz.....	10
2.2.1.1. Coeficiente de atenuación de la luz.....	12
2.2.2. Nutrientes.....	13
2.2.3. Temperatura.....	14
2.3. Floraciones de fitoplancton.....	15
2.3.1. Causas de los florecimientos.....	17
2.3.2. Consecuencia de los florecimiento.....	19
2.4. Modelación matemática de la productividad primaria.....	20
3. Materiales y Métodos.....	22
3.1. Área de estudio.....	22
3.2. Programa de monitoreo.....	23
3.3. Modelo óptico para estimado del coeficiente de atenuación.....	24
3.3.1. Análisis estadístico de los datos.....	24
3.4. Modelo matemático de fotosíntesis.....	26
3.4.1. Modelo de transporte radiativo en atmósfera y columna de agua.....	27
3.4.2. Modelo de fotosíntesis.....	29
4. Resultados.....	31
4.1. Clasificación de los tipos ópticos de agua.....	31
4.1.1. Caracterización óptica.....	31
4.2. Tasas de Fotosíntesis.....	35
5. Discusión.....	41
5.1. Comportamiento óptico.....	41
5.2. Tasas de Fotosíntesis.....	46
6. Conclusiones.....	51
7. Recomendaciones.....	52

8. Literatura Citada

9. Anexos

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros se encuentran entre los de mayor relevancia ecológica y socio-económica para el hombre. Tienen un papel central en los ciclos biogeoquímicos del carbono y macronutrientes (Arst *et al.*, 2002), pues solamente ocupando un 8% del área de la superficie oceánica, contribuyen entre el 15% y el 30% de la producción primaria global, más del 40% del carbono secuestrado y el 80% de las capturas pesqueras mundiales. En este contexto, la fotosíntesis del fitoplancton nerítico, constituye uno de los procesos biológicos de mayor importancia en el entorno. Este grupo de organismos además, son bioindicadores de la salud y estabilidad del ecosistema, al ser más sensibles a los cambios ambientales (Yool y Fashman, 2001; Karger *et al.*, 2005; Flores *et al.*, 2007) .

El desarrollo económico de la zona costera ha generado afectaciones sobre los valores de la misma, siendo la eutrofización uno de los fenómenos de mayor impacto ambiental (Clark, 1983). Las causas del declive de los ecosistemas y poblaciones de la fauna marina al Sur de Cuba, parecen estar fuertemente relacionadas, entre otros factores, con episodios de eutrofización (Zayas *et al.*, 2012). Específicamente la Bahía de Cienfuegos, es uno de los sistemas costeros de mayor importancia en el Centro-Sur de Cuba. Del que se utiliza un 2% con fines agrícolas, 4% industrial, 4% urbano, 6% pesquero, 7% marítimo–portuario y 70% conservacionista (Moreira *et al.*, 2007). Este sistema estuarino es impactado por las descargas contaminantes de la ciudad de Cienfuegos, la agricultura cercana y la zona industrial, provocando enriquecimiento de las aguas con nutrientes y a su vez florecimientos de fitoplancton. Dichos eventos afectan la salud del hombre -cuando se trata de especies tóxicas-, la actividad económica y genera desequilibrios en el ecosistema, induciendo pérdida de la biodiversidad (Alonso-Hernández *et al.*, 2006; Moreira *et al.*, 2006).

Para el control de estos impactos se lleva a cabo el monitoreo de características físicas, químicas y biológicas de las aguas, relacionadas principalmente con la actividad fotosintética del fitoplancton (Moreira *et al.*, 2007 y 2014). El incremento en la frecuencia de aparición y duración de las floraciones a escala mundial está fuertemente asociado a la eutrofización de los cuerpos de agua (Hallegraeff, 1992). Dicho fenómeno además, genera perturbaciones de otros factores ambientales como la radiación solar, el que, a su vez pudieran tener influencia significativa en el florecimiento (León, 2002).

Los niveles de entrada de la radiación solar a la columna de agua, puede ser considerada como una variable respuesta del estado trófico del ecosistema y actúa en determinadas condiciones como factor limitante de la fotosíntesis, en dependencia de las propiedades ópticas del cuerpo de agua (Ji, 2008). Este factor ambiental muestra la mayor variación en los ecosistemas marinos. La misma comprende la parte visible del espectro solar, también llamada luz fotosintéticamente activa (LFA) y la radiación ultravioleta (UV), de mayor energía. Esta última que puede afectar estructuras celulares como el ADN, el fotosistema II (PSII) y la enzima fotosintética Ribulosa, 1-5 Bifosfato Carboxilasa (RuBisCo), afectando de esta forma la actividad fotosintética del fitoplancton (Häder, 1997; Häder *et al.*, 2007; Neale *et al.*, 2013).

Sin embargo, en la Bahía de Cienfuegos no existen estudios ópticos de sus aguas, necesarios en cualquier investigación de oceanografía biológica. Por otra parte, aunque la productividad primaria del fitoplancton puede ser determinada *in situ* y *ex situ* (Marra, 2002) se requieren protocolos y equipos con los que no se cuentan en todos los centros de estudios ambientales del país. A esto se une que el volumen de los datos obtenidos en las campañas de monitoreo no permite hacer evaluaciones integrales a gran escala, necesarias para el diagnóstico y manejo de cuencas hidrográficas como la Bahía de Cienfuegos. Siendo útil para este propósito los modelos matemáticos de fotosíntesis (Cullen y Huot, 2012).

A partir de esta situación problemática, se considera la siguiente hipótesis.

La tasa estimada de fotosíntesis de microalgas fitoplanctónicas en la primera etapa de un florecimiento (cuando hay incremento de la producción primaria reflejado en un aumento de la clorofila a) a través de un modelo matemático de Cullen et al. (1992), será mayor para una columna de agua más oscura, típica de eventos de este tipo.

Para comprobar la misma, se define como objetivo general:

- Cuantificar el potencial fotosintético de géneros de microalgas fitoplanctónicas reportadas en eventos de florecimientos en la Bahía de Cienfuegos y su relación con las propiedades ópticas de la columna de agua.

Y como objetivos específicos:

- Determinar el coeficiente de atenuación promedio de la luz y el tipo óptico de la columna de agua en diferentes estaciones y años.
- Caracterizar la variación espacio-temporal del coeficiente de atenuación promedio de la luz.
- Estimar las tasas de fotosíntesis de géneros de microalgas reportadas en eventos de florecimientos.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Fitoplancton marino. Importancia

El proceso de fotosíntesis surge tempranamente en la historia de la Tierra. La evidencia geológica indica que la fotosíntesis generadora de oxígeno fue significativa hace 2000 millones de años atrás (Edding, 2006). La explosión evolutiva y ecológica de las cianobacterias específicamente, permitió a estos organismos hacer ingeniería planetaria, saturando la atmósfera con el O₂ (Moreira y Phillippe, 2000). La capacidad de las cianobacterias de convertir un cuanto de energía luminosa en energía química, fue un cambio evolutivo importante.

En los ecosistemas marinos a los organismos que tienen la capacidad de fotosintetizar se les denomina productores primarios, por ser este proceso el primero en la pirámide de energía ecológica. Responsables de la productividad primaria en ecosistemas acuáticos son cianobacterias, microalgas, macroalgas y fanerógamas que utilizan la energía proveniente del sol y los nutrientes disponibles para su crecimiento y desarrollo (Edding, 2006). Estos organismos tienen el ciento por ciento de la transferencia de energía derivada de la irradiación solar, la que va en detrimento de su diez por ciento a medida que asciende en la pirámide energética.

La productividad es dinámica y depende de las variaciones del ambiente y de las estrategias de vida (Edding, 2006). La medida de la producción primaria de un ecosistema se realiza habitualmente porque es un buen indicador de las potencialidades tróficas del mismo, esto es, la capacidad de producir biomasa en un ecosistema o dicho de otra manera, la capacidad de incorporar materia orgánica (fundamentalmente carbono) al ecosistema (Perona y Quesada, 2008).

La mayor parte de la producción primaria fotosintética de los mares, es atribuida al fitoplancton (Edward, 1998), organismos autótrofos que forman parte del plancton. Se caracterizan por ser unicelulares, aunque algunos pueden formar colonias. De acuerdo al tamaño de la célula se clasifican en picoplancton (0.2-2 µm), nanoplancton (2-20 µm), microplancton (20-200 µm) y mesoplancton (200-2 000 µm). El efecto del tamaño sobre la tasa de sedimentación es una adaptación de las células para permanecer en la zona fótica (Martínez y Ortega, 2014).

En respuesta a su metabolismo fotosintético, dependiente de luz, se distribuyen en las capas superficiales de los cuerpos de agua, donde la dosis de irradiancia solar permita mantener el proceso fotosintético en la zona eufótica (Edding, 2006). El fitoplancton comprende organismos con una tasa de reproducción relativamente alta, lo que significa que una población fitoplanctónica puede crecer considerablemente en corto tiempo (Leal y Year, 2002) y ante cambios ambientales severos y graduales muestran una rápida respuesta de gran magnitud (Álamo *et al.*, 2013). Esta característica permite utilizar al fitoplancton como un indicador biológico para clasificar los cuerpos de agua según el estado trófico de los ecosistemas acuáticos, para estudiar los efectos de perturbaciones del régimen fotobiológico provocados por la actividad antropogénica, como el deterioro de la capa de ozono y el consiguiente aumento del flujo de radiación UV en la superficie del océano (Agusti, 2007).

2.1.1. Diversidad y distribución del fitoplancton marino

El fitoplancton abunda en todos los mares y océanos del planeta (Suarez, 2014). Las comunidades se desarrollan de acuerdo a factores físicos, químicos y biológicos del ambiente (Calderon, 1979). De acuerdo a su distribución se distingue el fitoplancton oceánico y el fitoplancton nerítico (que abunda en la zona costera). Este último es más diverso y abundante, por las condiciones ambientales en la zona costera, donde existe una máxima abundancia en primavera e inicios del verano, cuando las aguas empiezan a calentarse y otra máxima en otoño que tiene un aporte considerable de nutrientes; al iniciarse el enfriamiento y dos mínimas: una en invierno y otra en verano (King, 1966).

El fitoplancton presenta una gran biodiversidad. Algunos de los taxones representativos de este grupo de organismos se muestran en la tabla I.

Tabla I. Lista de los principales taxones de fitoplancton marino (Llali y Parsons, 1993).

Clase	Nombre Común	Área de Abundancia	Géneros Comunes
<i>Cyanobacteria</i>	Alga verde-azules	Tropicales	<i>Oscillatoria</i>
<i>Rhodophyceae</i>	Algas Rojas	Templados	<i>Rhodella</i>
<i>Cryptophyceae</i>	<i>Cryptomonadales</i>	Costeras	<i>Cryptomonas</i>
<i>Chrysophyceae</i>	<i>Crysomonadales</i>	Costeras	<i>Aureococcus</i>
	<i>Silicoflagelados</i>	Aguas frías	<i>Dictyocha</i>
<i>Bacillariophyceae</i>	Diatomeas	Todas (ssp.costeras)	<i>Coscinodisus</i> <i>Chaetoceros</i> <i>Rhizosolenia</i>
<i>Raphidophyceae</i>	<i>Chloromonadales</i>	Salobres	<i>Heterosigma</i>
<i>Xanthophyceae</i>	Algas verde-amarillas	---	Muy raros
<i>Eustigmatophyceae</i>	-	-	Muy raros
<i>Prymnesiophyceae</i>	<i>Coccolithophoridos</i>	Oceánicas	<i>Emiliana</i>
	<i>Prymnesiomonadales</i>	Costeras	<i>Isochrysis</i> <i>Prymnesium</i>
<i>Euglenophyceae</i>	<i>Euglenoidales</i>	Costeras	<i>Eutreptiella</i>
<i>Prasinophyceae</i>	<i>Prasinomonadales</i>	Todas	<i>Tetraselmis</i> <i>Micromonas</i>
<i>Chlorophyceae</i>	Algas verdes	Costeras	Raras
<i>Pyrrophyceae</i> (<i>Dinophyceae</i>)	Dinoflagelados	Todas (esp.calidas)	<i>Ceratium</i> <i>Gonyaulax</i> <i>Protoperidinium</i>

La casi totalidad de las investigaciones sobre el plancton -de forma general- en el archipiélago cubano y aguas adyacentes, se concentran en la década de los setenta, tras lo cual se han realizado pocas colectas y muy localizadas. Los datos existentes muestran que en las aguas oceánicas la densidad y biomasa de fitoplancton son muy pobres ($1\ 000\text{--}6\ 000\ \text{cel}/\text{m}^3$ y de $0,12$ a $0,72\ \text{mg}/\text{m}^3$) (Claro, 2006). En aguas de la plataforma, los valores de densidad fueron más altos aunque muy variables. Los mayores valores, se encontraron en las macrolagunas del Archipiélago Sabana-Camagüey y los Golfos de Ana María y Guacanayabo, mientras que los más bajos se reportaron en el Golfo de Batabanó. Estos valores resultan muy bajos si se comparan con los de otras plataformas

como el Banco de Campeche, el Noreste de Venezuela, las costas de África u otras del océano mundial (*op. cit.*).

Las especies dominantes en la comunidad fitoplanctónica de la Bahía de Cienfuegos, son las diatomeas *Thalassiosira* spp., *Cyclotella* spp., *Thalassionema nitzschioides* y los dinoflagelados *Prorocentrum micans* y *P. compressum*. La mayor abundancia de fitoplancton se ha registrado al final del período lluvioso, correspondiendo con un incremento de los valores de nutrientes en dicho período (Moreira *et al.*, 2007).

2.1.1.1. Dinoflagelados

Los dinoflagelados son el segundo grupo en importancia (tras las diatomeas) como productores primarios en las aguas marinas costeras. Son organismos del fitoplancton principalmente marino de carácter cosmopolita, cuyo tamaño fluctúa entre 20 y 500µm (microplancton), aunque las especies del género *Noctiluca* alcanzan hasta 2mm de diámetro. Los dinoflagelados vivientes son protistas, principalmente planctónicos. Reflejan una gran diversidad morfológica (más de 550 géneros y 4000 especies), en los modos de nutrición y su extenso registro fósil data a partir del Triásico (Isidro y Oyon, 2011).

La mayor parte de estos organismos poseen plastidios y son fotoautótrofos, con colores dorado-pardo, por la presencia de xantofila (peridinina), aunque los hay verdes en dependencia de su combinación de pigmentos (Acosta, 2008). Muchos de ellos contienen cromatóforos fotosintéticos en el protoplasma y celulosa en la pared tecal y producen aceite y almidón como reservas de alimentos. Sin embargo, otras formas son heterotróficas, requieren fuentes externas de vitamina B₁₂, aportes de carbono orgánico, fósforo y nitrógeno, por ello pueden considerarse organismos mixótrofos. La mayoría se distinguen por la presencia de un núcleo especial que entre otras características tiene cromosomas fibrilares que se mantienen condensados y visibles durante todo el ciclo mitótico (Isidro y Oyon, 2001).

La mayoría de los dinoflagelados son unicelulares, poseen un surco longitudinal, una faja transversal y presentan dos flagelos desiguales que les proporcionan un movimiento natatorio rotacional. Incluyen órdenes como: *Prorocentrales*, que carecen de surcos; *Dinophysiales*, que son a menudo altamente comprimidos; *Noctilucales*, cuya principal

fase es una célula grande y desnuda, que produce bioluminiscencia y *Pyrocystales*, cuyo género marino más común es *Pyrocystis* (Suarez, 2014).

El ciclo vital de muchas especies de dinoflagelados presenta dos estadios principales. Uno móvil en el cual la célula está envuelta en una membrana llamada amphiesma y ocasionalmente por una estructura celulósica llamada teca, la cual no es fosilizable. En el otro estadio, la célula es inmóvil y se encuentra dentro de un quiste, el que en ocasiones está hecho de un material proteínico muy resistente que si es fosilizable. En términos generales la reproducción es asexual. Para la clasificación pueden ser divididos en dos grandes grupos diferenciados por la presencia o ausencia de placas en su amphiesma, por lo que se les denomina tecados o atecasos respectivamente (*op. cit.*).

El género *Prorocentrum* spp. es encontrado principalmente en aguas neríticas y estuarinas, pero ha sido observado también en ambientes oceánicos (Institution, 2011). Abunda en las aguas costeras alrededor del mundo. Especialmente en blooms a finales del verano y otoño (Kraberg *et al.*, 2010). Una alta concentración de células causa el agotamiento del oxígeno y la muerte de peces (Red-Tide, 2011). Excreta químicos que en ocasiones pueden inhibir el desarrollo de diatomeas, pero estas sustancias no afectan a los organismos en los altos niveles del trópico (Institution, 2011). Es tolerante a la alta salinidad porque ha sido encontrado en lagunas hipersalinas en las islas caribeñas (Steidinger y Tangen, 1997), además reportado en temperaturas cálidas de las aguas tropicales (Horner, 2002). Ha sido observado en el Norte marino, océanos Atlántico y Pacífico y en el Mediterráneo (Kraberg *et al.*, 2010).

2.1.1.2. Diatomeas

Las diatomeas son genéticamente los eucariontes unicelulares fotosintéticamente más diversos (Chappell *et al.*, 2013) y son responsables de cerca del 40% del total de la producción primaria en el océano (Yang y Gao, 2012). Las especies de diatomeas marinas son: *Bacillariophyceae*, que son algas unicelulares con frústulas silíceas; diatomeas céntricas, que incluyen géneros marinos tales como *Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Thalassiosira*; cuyos planos corporales están dispuestos a lo largo de un eje longitudinal (Suarez, 2014).

Una de las características más importante de las diatomeas es la de poseer una membrana o cápsula péctica silicificada (pectina con una considerable cantidad de

sílice, que puede llegar a ser del 4-50% del peso seco de la célula) que encierra el protoplasma. Esta cápsula se denomina frústulo. Las paredes silíceas de las diatomeas pueden resultar pesadas y ser susceptibles al hundimiento (Godinez, 2014). Las diatomeas son microscópicas, su tamaño varía entre 2-400 μm . Algunas formas excepcionales pueden encontrarse más grandes, hasta 1 mm. Su multiplicación ocurre por cuatro procesos diferentes: división binaria celular, auxosporulación, endosporulación y microsporulación (Leal y Year, 2002).

Los pigmentos principales son las clorofilas a y c, carotenoides y un pigmento accesorio: las xantofilas (diatoxantina y fucoxantina). La mayoría de los pigmentos sirven como antenas que colectan luz y transfieren la energía a los centros de reacción, además de cumplir funciones de protección (Solarte *et al.*, 2012). Como producto final de la fotosíntesis almacenan normalmente aceites y ácidos grasos (Leal y Year, 2002).

Las propiedades ópticas están dadas por la frústula y por una combinación de las propiedades ópticas de la sílice. El silicato basado en el fósforo, promueve la fotoluminiscencia debido a su estabilidad química, resistencia a la humedad y bajo costo para el organismo (Seckbach, 2011).

Más de 100 especies de diatomeas pertenecen al género cosmopolita de *Thalassiosira* spp. que es difícil de distinguir entre la mezcla de la población fitoplanctónica usando la luz del microscopio (Chappell *et al.*, 2013). Sus células tienen en su cubierta valvas lisas u onduladas. Además presentan numerosos cloroplastos, frecuentes auxosporas y células redondas (Hormer, 2002).

2.2. Factores ambientales que determinan la productividad del fitoplancton

Para que el fitoplancton prospere requiere una serie de factores fisicoquímicos importantes como la luz, temperatura, nutrientes, relación entre la acidez y la alcalinidad y gases disueltos como el oxígeno y el dióxido de carbono, etc. Debido a que la fotosíntesis determina la cantidad de alimento que se genera, la tasa de fotosíntesis determina la tasa de crecimiento. Cualquier cambio en uno o varios de estos parámetros ambientales puede afectar o favorecer el crecimiento del organismo fotosintético (Calderón, 1979).

2.2.1. Luz

La LFA es el factor físico fundamental para el desarrollo del fitoplancton, ya que, como se ha visto, la producción de alimento o fotosíntesis que lleva a cabo depende totalmente de la energía solar, que está regulada en el medio marino. La intensidad de los rayos luminosos que penetran en la columna de agua decrece con la profundidad (Calderón, 1979). La energía lumínica absorbida por los pigmentos fotosintéticos puede ser utilizada en las reacciones fotoquímicas, ser re-emitida por la clorofila como fluorescencia o ser disipada térmicamente hacia moléculas accesorio (Solarte *et al.*, 2012).

Algunas características principales de la luz afectan a la tasa de crecimiento: la cantidad, calidad y duración de la irradiación (fotoperíodo). La tasa de fotosíntesis aumenta conforme aumenta el flujo de LFA, hasta determinado valor de irradiancia, para la cual se obtiene la tasa de saturación de la fotosíntesis en incluso para determinadas dosis elevadas de irradiancia se manifiesta fotoinhibición (Calderón, 1979).

La cantidad de luz afecta la tasa de fotosíntesis. Si la luz es limitada, entonces la producción de alimentos también se ralentiza. En cuanto a la calidad se refiere a que las diferentes longitudes de ondas son absorbidas diferencialmente por los pigmentos fotosintéticos. Por ejemplo, la luz verde no es tan útil para las plantas porque la mayoría de las plantas reflejan el verde y apenas lo absorben. La duración de la luz también es importante porque la cantidad de tiempo que un organismo está expuesta a la luz solar también determina la cantidad de luz solar absorbida. Cuanto más tiempo esté expuesta a la luz solar, más luz del sol puede conseguir y puede hacer más fotosíntesis (Kirk, 2011).

Cuando la luz penetra en los sistemas acuáticos va siendo atenuada (absorbida y dispersada) por la materia presente en la columna de agua (Fig. 1). Virtualmente todo el infrarrojo es filtrado y transformado en calor en los primeros centímetros (Gross, 1982), mientras que el azul puede penetrar a mayores profundidades en dependencia de las propiedades ópticas del cuerpo de agua.

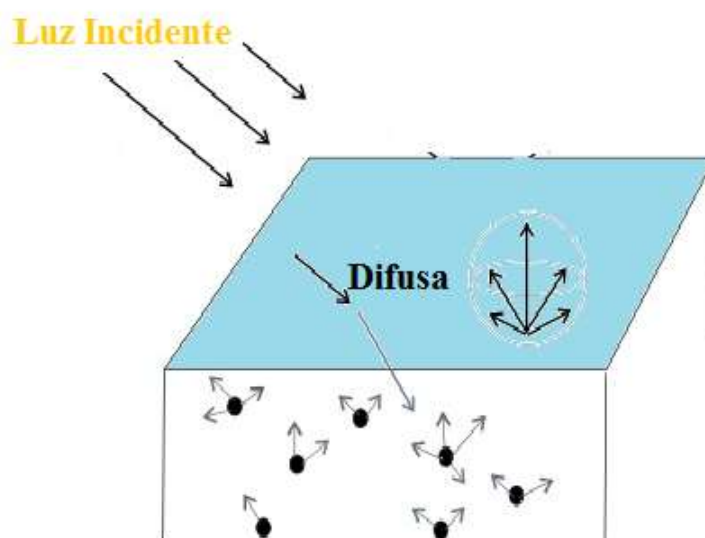


Figura 1. Esparcimiento de la luz al incidir en una superficie limítrofe entre dos medios como el aire y el agua, figura modificada de Autin y Petzol (1986).

En el primer metro del agua de mar el 60% de la radiación es absorbida y a los 10m el 80% aproximadamente. Por lo general la luz penetra a mayor profundidad en aguas oceánicas que en aguas costeras (Fig. 2), principalmente por la baja concentración de materia orgánica disuelta coloreada y partículas (Kirk, 2001).

Las condiciones costeras favorecen la productividad primaria, por lo tanto las aguas son más turbias producto de las poblaciones de microorganismos que se desarrollan dada la riqueza de nutrientes que aportan los cursos de agua que llegan al mar y de las masas de aguas ricas en nutrientes (Kirk, 2011). Las altas concentraciones de materia particulada, como cuando el fitoplancton es abundante, producen una gran cantidad de dispersión y absorción de la luz. Esto provoca el color verdoso característico de las aguas productivas (Thurman, 1994).

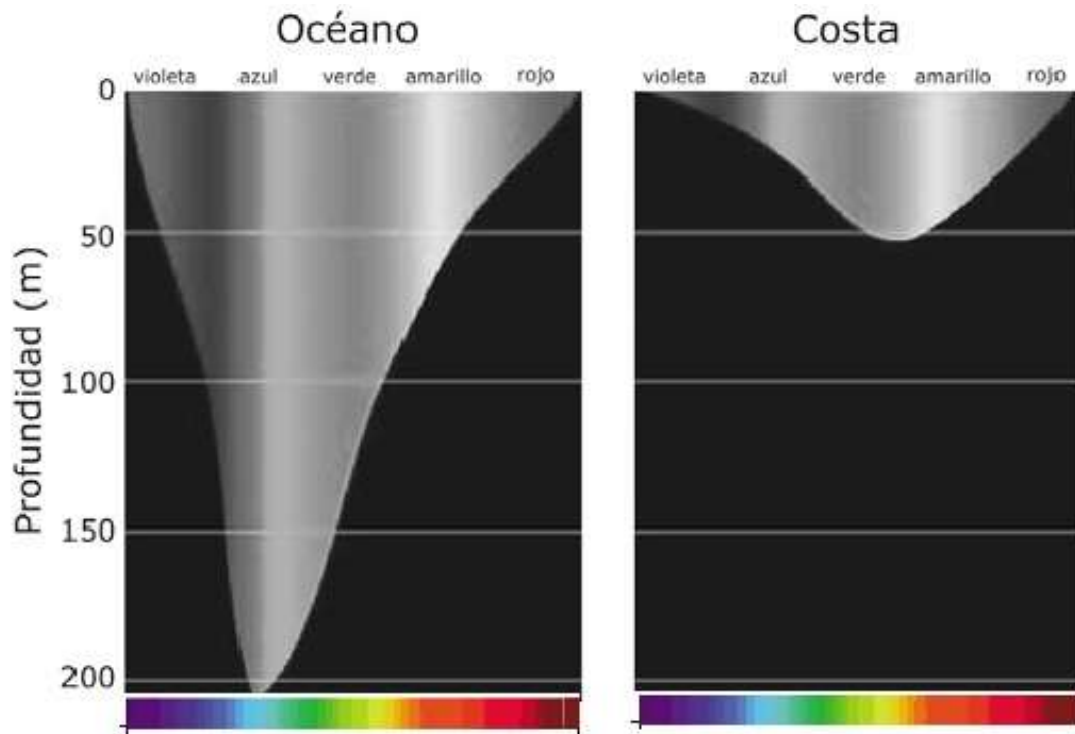


Figura 2. Penetración del espectro de la luz visible en el mar. La mayor penetración que se observa en el océano abierto se produce por la baja concentración del material particulado y organismos, figura modificada de <http://www.oceanexplorer.noaa.gov/>.

2.2.1.1. Coeficiente de atenuación de la luz

El coeficiente de atenuación es una propiedad óptica inherente de la masa de agua. Este depende de la cantidad de materia disuelta y particulada en el mismo y de las longitudes de onda de la radiación, ya que la atenuación es espectral. Los principales componentes que determinan el valor del coeficiente de atenuación de la luz (K) en la columna de agua son: el agua (K_{agua}), el fitoplancton (K_{chl}), la materia inorgánica disuelta (K_{MID}) y el tripton (materia nanopláctónica particulada) (K_{tripton}). De modo que el coeficiente de atenuación de la luz de un cuerpo de agua, estará determinado por la suma de cada uno de los componentes del mismo que contribuyen a la absorción y dispersión de la radiación (ecuación 1).

$$K = K_{\text{agua}} + K_{\text{MID}} + K_{\text{chl}} + K_{\text{tripton}} \quad (1)$$

En dependencia de las propiedades ópticas de la columna de agua se han establecido clasificaciones de los ecosistemas marinos. Muchas se han propuesto para cuantificar la radiación ambiental en ecosistemas acuáticos basados en los componentes dominantes y la influencia en la atenuación. Otros han propuesto la determinación del efecto

individual de cada uno de estos componentes (Kelbe *et al.*, 2005). Se destaca la clásica contribución del oceanógrafo Jerlov (1976), la cual describe adecuadamente la variabilidad de rangos de las propiedades ópticas en los océanos (Arst *et al.*, 2002).

La clasificación de Jerlov (1976), define principalmente tres tipos de aguas oceánicas, las aguas I, II y III. Similar clasificación fue definida para las aguas costeras, destacándose los C1, C3, C5, C7 y C9. En ambos casos las aguas más claras y las más turbias son las primeras y las últimas respectivamente. La atenuación espectral de la radiación en estos tipos ópticos de aguas se muestra en la figura 3.

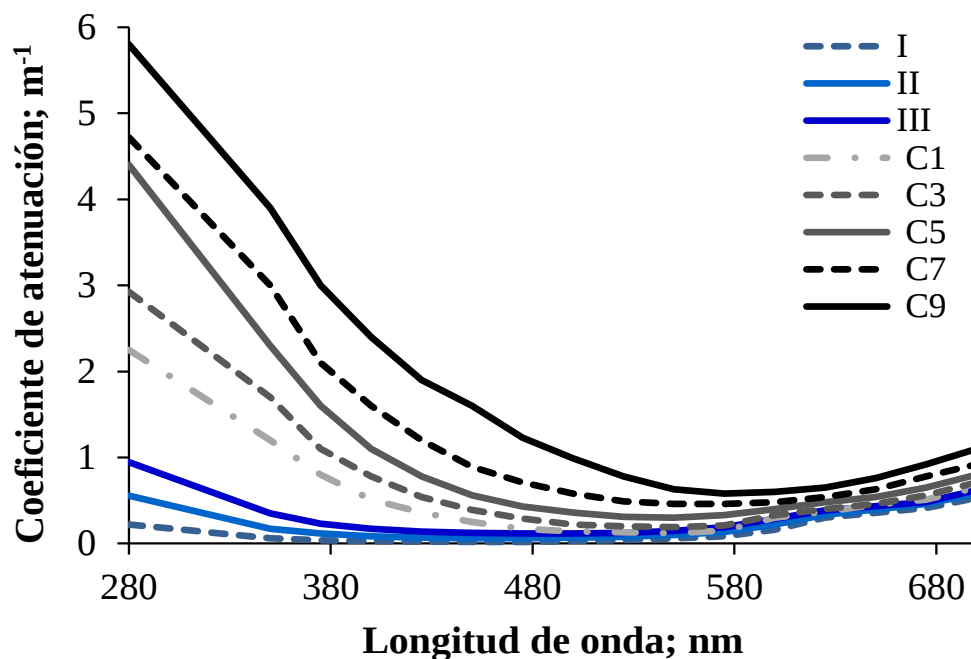


Figura 3. Clasificación óptica de las aguas marinas de Jerlov (1976) basado en los tipos espectrales del coeficiente de atenuación.

2.2.2. Nutrientes

Los nutrientes son los elementos químicos o componentes necesarios para el crecimiento y desarrollo de los organismos. Nitrógeno, fósforo, dióxido de carbono y sílice son los nutrientes esenciales requeridos para el crecimiento del fitoplancton. El sílice es importantes solo para las diatomeas ya que forma la estructura básica de su esqueleto. Además de estos nutrientes, el fitoplancton requiere una multitud de otros micronutrientes, como el hierro, magnesio, potasio, sodio, cobre, zinc y molibdeno (Ji, 2007).

Aunque los nutrientes son esenciales para las algas, los niveles excesivos pueden ser dañinos para el ecosistema, cuando ocurren episodios de eutrofización. Los nutrientes pueden existir en diferentes formas:

1. En la columna de agua como nutrientes disueltos y particulados
2. En los sedimentos, como formas particuladas y en el agua pura como una forma disuelta.
3. En formas contenidas en las algas, peces y otros organismos vivos.

La distinción entre nutrientes particulados y disueltos depende del tamaño del poro del filtro usado para separar estas dos fracciones. Los nutrientes también pueden ser clasificados en orgánicos o inorgánicos (*op. cit*). Las formas directamente disponibles son inorgánicas, aunque algunas algas están adaptadas para usar formas orgánicas (Darley, 1982). Los dos nutrientes mayormente utilizados son el nitrógeno y el fósforo, los cuales tienen formas inorgánicas como amonio (NH_4), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3) y ortofosfato (PO_4) (Ji, 2007).

La mayoría de los esfuerzos para entender la dinámica de las poblaciones fitoplanctónicas se ha enfocado al papel de los nutrientes y otras variables como la disponibilidad de la luz etc. En los estuarios, la disponibilidad de nutrientes es generalmente adecuada para soportar la producción, aunque la importancia relativa de las diferentes fuentes de nutrientes no está muy clara. Debido a que los estuarios son generalmente turbios y ricos en nutrientes, la disponibilidad de luz puede ser el factor más importante en el control de la productividad. Muchos estuarios tienen gradientes horizontales con incremento en la productividad en dirección al mar; en cambio, en otros, la biomasa fitoplanctónica y la productividad aumentan durante eventos de estratificación en donde la capa de mezcla tiene poca profundidad y la irradiación en el fitoplancton se incrementa (Cole y Cloern, 1987).

2.2.3. Temperatura

El metabolismo o actividad vital de todo organismo depende de la temperatura ambiental, y de esta actividad dependen todas las funciones de los organismos, que se desarrollan más rápidamente en las aguas calientes que en las frías, pero los de agua fría alcanzan tallas más grandes. Asimismo, en los mares cálidos se produce un mayor gasto

de energía respiratoria, la energía acumulada por la fotosíntesis es utilizada más pronto y por lo tanto la materia viva se reduce más (Castillo y Vidal, 1982).

La temperatura tiene la capacidad de estimular o inhibir el crecimiento en función de su variedad. La distribución y condiciones de vida del fitoplancton están influidas por la temperatura del agua del mar, la cual no es uniforme, ya que presenta variaciones según la región o latitud, la profundidad y las estaciones del año. En las capas superficiales del océano se presentan variaciones de entre -3° a 42° C y en ellas es donde se encuentra el plancton vegetal (Calderón, 1979) .

Por último, la temperatura interviene en la flotabilidad de los organismos planctónicos. La densidad o peso del agua del mar se duplica cuando la temperatura oscila entre los cero y los 25° C. Entre menor sea ésta, la densidad será mayor y flotará mejor el fitoplancton, que al tener más luz aumentará en número. Por eso las zonas más frías de los océanos son las que presentan una mayor producción de organismos del plancton al sucederse las generaciones con mayor rapidez, y también por ello son más ricas para la pesca (*op. cit.*).

2.3. Floraciones de fitoplancton

Los cambios ambientales que están ocurriendo a nivel global relacionados con la actividad antropogénica favorecen la degradación de la calidad ambiental de la zona marino-costera, con un incremento de los procesos de eutrofización y contaminación que propician la ocurrencia, con mayor intensidad y frecuencia de florecimientos de microalgas, que se manifiestan por un cambio de coloración de las aguas con impactos en la salud del hombre y en los recursos marinos explotables (Anderson *et al.*, 2002).

Las floraciones de fitoplancton, también conocidas como “blooms”, son eventos de multiplicación y acumulación de estos organismos planctónicos en períodos de horas a días. Son fenómenos naturales que ocurren ante determinadas condiciones ambientales que favorecen el crecimiento de unas especies más que otras (León, 2002). Aunque el incremento en la frecuencia de aparición y duración de estos fenómenos a escala mundial está fuertemente asociado al incremento de las condiciones de eutrofización de los cuerpos de agua puede estar determinado por una serie de condiciones ambientales como: alta radiación solar, elevadas temperaturas, turbulencia del agua, variaciones bruscas de salinidad, alto contenido de nutrientes inorgánicos, ralentización de las

corrientes, variaciones climáticas, aumento del elemento traza hierro, así como la dirección y velocidad de los vientos que afectan el régimen de circulación superficial de las aguas (GEOHAB, 2005).

Las floraciones pueden ser desarrolladas por diversas especies de fitoplancton pertenecientes a las Clases *Bacillariophyta* (diatomeas), *Chlorophyta* (algas verdes), *Dinophyta* (dinoflagelados), *Chrysophyta*, *Cryptophyta* o *Cyanophyta* (cianobacterias) (León, 2002).

En Cuba se reportó recientemente durante la temporada de seca de 2012 (marzo), alta concentración de clorofila *a* debido a un bloom de *Phaeocystis* spp., por primera vez en Cayo Largo, al Sur de la plataforma cubana. Un bloom rojo-marrón persistió durante 15 días, afectando al turismo del área, debido a la presencia de espuma, pérdida del color común del agua y mal olor (Loza *et al.*, 2013).

Específicamente en Cienfuegos aunque han sido avistados fenómenos de florecimientos, poco han sido estudiados y reportados en la literatura científica. En el inicio del período lluvioso de julio de 2009, cerca de 50 a 100 peces fueron observados muertos, cerca de zonas de descarga de aguas albañales domésticas, procedentes de la ciudad de Cienfuegos. El monitoreo días después mostró que este fenómeno estaba relacionado con un bloom de *Heterocapsa circularisquama*. Dicho fenómeno ocupó cerca de 500m². Fueron además reportadas varias especies fitoplanctónicas en este evento como: *Amphidinium* cf. *carterae* (produce ictiotoxinas hemolíticas), *Prorocentrum rathymum* (Moreira, 2010).

Otras especies tóxicas y no tóxicas que han acompañado los blooms en otras partes de la bahía son: *Gymnodinium* cf. *catenatum*, (fuente potente de toxinas paralíticas), *Cochlodinium* cf. *polykrikoides* (ictiotoxinas), *Dinophysis caudata* y *D. ovum*, (productores de toxinas diarreicas), *Prorocentrum mínimum* (productor de neurotoxinas), *Gonyaulax polygramma* y *G. spinifera*, (ictiotoxinas), *Gyrodinium instriatum*, *Gymnodinium estuariale*, *Peridinium quinquecorne* y *Prorocentrum compressum* (Moreira, 2010).

2.3.1. Causas de los florecimientos

Los factores que favorecen el desarrollo de floraciones de cianobacterias, así como sus efectos, se resumen en la figura 4. Para crear las condiciones favorables al desarrollo de una floración basta con que estén presentes algunos y no todos los factores mencionados, dependiendo de las características naturales de los sistemas acuáticos (León, 2002).



Figura 4. Diagrama simplificado de los factores que determinan las causas de las floraciones de cianobacterias y los efectos de éstas sobre los sistemas acuáticos, su biota y sus potenciales usos.

Entre las causas que favorecen y controlan el desarrollo de floraciones se destacan:

La carga excesiva de nutrientes en el agua, principalmente de nitrógeno (N) y fósforo (P), son incorporados en una proporción molecular de 7N:1P. El exceso de alguno de ellos transforma al otro en un nutriente limitante para el crecimiento, de modo que solo aquellas especies capaces de desarrollar determinadas estrategias podrán superar esa carencia y alcanzar densidades muy altas. Este proceso de enriquecimiento puede verse acelerado por la participación del hombre mediante aportes debidos a las actividades industriales, rurales y a los residuos domésticos. El control de estos aportes hace posible la disminución de las floraciones y hasta la desaparición del fenómeno (León, 2002).

El incremento de la intensidad luminosa propia de primavera y verano, que generalmente va asociado al incremento de la temperatura y de la duración del día solar. Al aumentar la intensidad luminosa también aumenta la actividad fotosintética y la demanda de nutrientes. Se produce una primera etapa caracterizada por un incremento de la biomasa de las células y de la tasa de multiplicación, que ocasiona el incremento de las poblaciones de determinadas especies. Luego continua una segunda etapa cuando la floración se acumula en la superficie de la columna de agua, se produce un sombreado sobre el resto de las especies en los niveles inferiores y con ello una limitación de su crecimiento. La alta intensidad luminosa también puede producir fotoinhibición en algunas especies y/o ocasionar la muerte y sedimentación del fitoplancton acumulado en la superficie. Por otra parte, el aporte de sedimentos incrementa la turbidez de la columna de agua limitando el crecimiento. En este sentido, las especies de cianobacterias que poseen vacuolas de gas regulan su posición en la columna de agua y permanecen en las capas superiores iluminadas, donde pueden desarrollar floraciones (Hernandez y Rico, 2004).

El aumento de la temperatura del agua por encima de los 20°C favorece las tasas de crecimiento y de reproducción celular. La mayoría de las floraciones se registran durante períodos cálidos. Al incrementarse la temperatura de las capas superficiales, se forma un gradiente vertical de densidad que resulta en la estratificación de la columna de agua. En ausencia de viento o con baja turbulencia (velocidad del viento menor a 3 m.s⁻¹), se acelera el proceso de sedimentación de las partículas, el agotamiento de los nutrientes y la acumulación superficial de organismos. (*op. cit.*).

La turbulencia, que generalmente está asociada a la presencia del viento, determina una disminución de la transparencia del agua por aumento de la turbidez en ambientes someros (resuspensión), actuando como un factor controlador de las floraciones. La distribución y ubicación de una floración en un cuerpo de agua tiene relación también con la dirección del viento antes y/o durante el acontecimiento. Las floraciones se acumulan en las bahías hacia donde sopla el viento y/o en las zonas protegidas (*op. cit.*).

Entre las causas no controlables es la presencia de especies capaces de desarrollar floraciones y los efectos debidos a las interacciones entre las comunidades planctónicas. Un ejemplo claro es el efecto de la predación del zooplancton sobre las especies de fitoplancton competidoras con las cianobacterias por algún recurso (nutrientes, luz).

Cuando esto ocurre, la ausencia del competidor establece un nicho que es rápidamente colonizado por las cianobacterias y permite el desarrollo de la floración (*op. cit.*).

2.3.2. Consecuencias de los florecimientos

En aguas dulces y estuarinas, las floraciones son indicadoras de un proceso de eutrofización acelerada, a la vez que ocasionan perjuicios con relación a los diversos usos del recurso. Entre los efectos más destacables de estos fenómenos se mencionan:

La presencia de cianotoxinas y el riesgo de intoxicación de los seres vivos en contacto con el fenómeno. Cuando estos fenómenos se dan en cuerpos de agua destinados a usos humanos, como fuente de agua potable, recreación, baños, etc., ocasionan importantes perjuicios desde el punto de vista sanitario y estético (León, 2002).

Otro efecto se relaciona con la alta productividad primaria de la comunidad fitoplanctónica. Esto determina, un incremento en el consumo de oxígeno debido a la respiración de las algas y especialmente de los microorganismos degradadores de esa biomasa. Se alteran las propiedades químicas del agua, especialmente del pH, debido al consumo del carbono que puede volverse limitante para el desarrollo de otras microalgas, induciendo la disminución de la diversidad de la biota del sistema (Altamirano y Sierra, 2008)

El mayor consumo de oxígeno se produce cuando la floración sedimenta, frecuentemente ocasiona la anoxia en los niveles más profundos del cuerpo de agua. Este efecto puede determinar la muerte de la fauna ictícola (peces), especialmente los que viven próximos al sedimento. También está asociado a la liberación de nutrientes reducidos desde el sedimento, junto al desarrollo de bacterias sulfatantes y la liberación de SH_2 (gas sulfhídrico). La liberación de SH_2 determina que el agua tenga olor y sabor desagradable, además de resultar un compuesto tóxico para la biota del sistema. El fuerte olor y sabor del agua y de los organismos acuáticos, puede también estar asociado a la presencia de compuestos volátiles (Geosmina y 2-methyl-isoborneol o 2-MIB) sintetizados por especies de cianobacterias y/o hongos (actinomicetes). También pueden ser causantes de mal sabor en los productos de pesca, limitando su consumo (*op. cit.*).

Unas 60 especies producen potentes toxinas citolíticas, hepatotoxinas o neurotoxinas, peligrosas para los seres humanos, mamíferos marinos, peces y aves. La aparición de estas toxinas está asociada con los blooms de algas dañinas, denominadas mareas rojas. Los principales problemas sanitarios se producen cuando las especies tóxicas son consumidas por mariscos filtradores, que acumulan las toxinas en niveles que pueden llegar a ser letales para los humanos. Los síndromes de envenenamiento por toxinas de dinoflagelados están bien caracterizadas y se conoce los principales compuestos químicos saxitoxinas, brevetoxinas y ciguatoxina (Acosta, 2008).

2.4. Modelación matemática de la productividad primaria

Los ecosistemas se caracterizan por una gran complejidad en la que distintos elementos bióticos y abióticos interactúan en varias escalas temporales y espaciales de formas muy diversas. Esto provoca que el estudio, gestión y predicción de los posibles estados futuros sean tareas complejas y de difícil investigación utilizando medios científicos clásicos. Una manera de reducir la complejidad con la que se trabaja en gestión e investigación ambiental es el desarrollo y utilización de modelos ecológicos que representen los procesos y elementos ecológicos más importantes del ecosistema (Blanco, 2008).

Un modelo es un sustituto de un sistema real. Los modelos se usan cuando es más fácil trabajar con un modelo que con el sistema al que sustituyen y cuando no se cuenta con datos suficientes (Ford, 1999). Un modelo matemático es una herramienta que reproduce el funcionamiento de un sistema natural, y cuyo objetivo es el estudio y el análisis del mismo bajo diferentes condiciones. Permite obtener una visión de conjunto de los procesos naturales que en él pueden actuar y analizar la incidencia de cada uno de los factores o variables presentes, siendo entonces una útil herramienta para describir y predecir el comportamiento y respuesta de un ecosistema cuando es sometido a situaciones de estrés (García, 2008).

La modelización puede realizarse de muchas formas. Se pueden crear modelos puramente cualitativos (modelos de palabras, por ejemplo), cuantitativos (modelos matemáticos que utilizan ecuaciones para representar las conexiones entre las partes de un sistema) o una mezcla de ambos tipos (Blanco, 2008).

En general la aplicación de modelos biofísicos o numéricos en la oceanografía biológica están orientados a dar respuesta a un grupo de problemas que caracterizan el sitio en estudio como son: la influencia del aporte fluvial y la contaminación en las propiedades ópticas del agua, el flujo de radiación solar que llega a determinadas profundidades y su relación con la productividad primaria de las zonas costeras o la calidad de las aguas, qué o cuáles son las áreas o zonas costeras más comprometidas por la contaminación (Vega *et al.*, 2011).

La productividad primaria en el ambiente marino es una propiedad comunitaria de compleja modelación debido a su regulación por múltiples factores ambientales. El modelar la producción fitoplanctónica requiere que se desarrolle una expresión matemática capaz de representar la relación luz-fotosíntesis (Cullen y Huot, 2012). Por tanto un enfoque cuantitativo correcto de este proceso debe analizar los principales factores y procesos relacionados con la luz y la fotosíntesis, como el perfil de irradiancias, propiedades fisiológicas y ópticas del fitoplancton. La inhibición tiene que ser considerada en el modelo debido a que el fitoplancton que se encuentra en las capas superficiales en un día soleado experimenta una irradiancia con la suficiente intensidad para fotoinhibir su sistema.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

La Bahía de Cienfuegos está localizada en la provincia del mismo nombre, en la región Central y costa Sur de Cuba, 22°09' latitud Norte y 80°27' longitud Oeste (Fig. 5). Es una bahía semi-cerrada con un área de 90 km², una profundidad promedio de 14 m y cuya línea de costa ocupa 142 km. El intercambio de sus aguas con el Mar Caribe, ocurre a través de un estrecho canal de 3 km de longitud aproximadamente y un ancho 0.25 km, el cual alcanza profundidades entre 30 y 50 m en el centro (Angel Moreira, 2007). De forma natural está dividida en dos lóbulos (Lóbulo Norte y Lóbulo Sur), delimitados por la presencia de una cresta sumergida (bajo "Las Cuevas"), que tiene una profundidad promedio de 1.5m e influye considerablemente en el régimen hidrodinámico de la bahía. En este sistema estuarino desembocan los ríos Caunao, Arimao, Damují, Salado y el Arroyo Inglés, los cuales constituyen importantes fuentes de vertimientos residuales provenientes del sector urbano, industrial y agrícola (Seisdedo y Moreira, 2007).

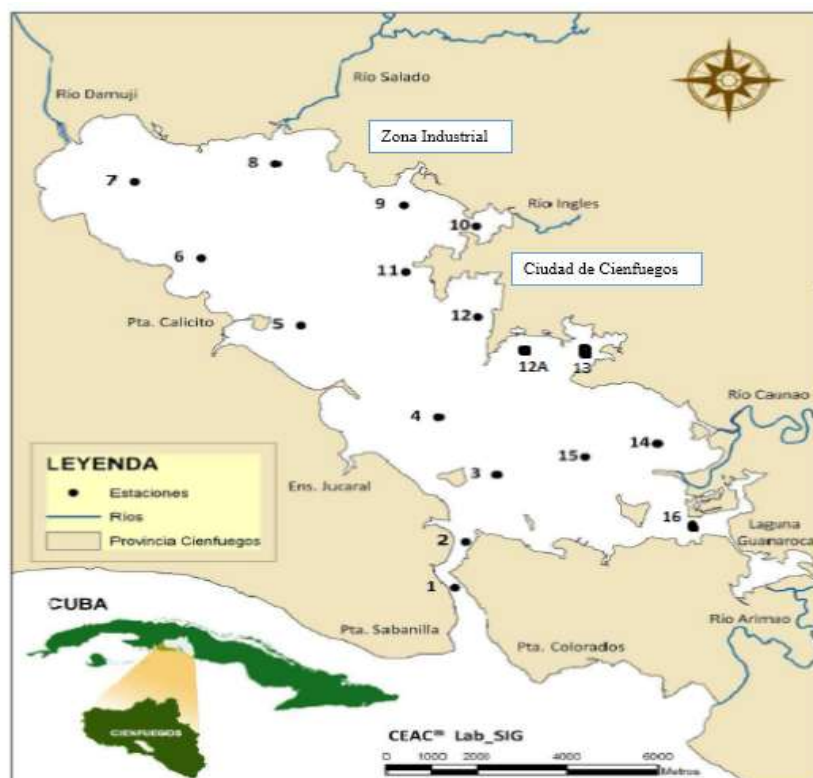


Figura 5. Zona de estudio ubicada en la Bahía de Cienfuegos, Cuba.

Las condiciones climáticas en el área de estudio están estrechamente relacionadas con las precipitaciones, el cual constituye el elemento climático de mayor variación espacio-

temporal en Cuba de forma general. Se distinguen dos períodos fundamentales: período seco (noviembre-abril), con acumulados mínimos en diciembre y enero (200 mm) y el período lluvioso (mayo–octubre), con máximos entre junio y octubre (800-900 mm). El régimen térmico se clasifica como cálido, con máximos y mínimos anuales en agosto y enero-febrero respectivamente. Los valores medios extremos tienen máximas superiores a los 31°C, en junio y octubre, las mínimas medias son ligeramente inferiores a 20°C de diciembre a marzo (Caravaca, 2011).

El patrón general de circulación de las aguas está gobernado por la interrelación de diversos factores como son: la marea, la intensidad y permanencia del viento, los gradientes de densidad; así como la configuración geográfica de las costas y la topografía del fondo marino. Todos estos fenómenos influyen, en mayor o menor grado en el patrón de circulación, en dependencia de las condiciones meteorológicas imperantes y tienen sus implicaciones en los regímenes de nutrientes (*op. cit.*).

3.2. Programa de monitoreo

Para el presente trabajo se utilizaron los datos de transparencia (%), clorofila a ($\mu\text{g/L}$), sólidos disueltos en la superficie y sólidos disueltos en el fondo (mg/L) obtenidas en campañas de monitoreo en la Bahía de Cienfuegos y reportadas en la base de datos de Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC). El muestreo fue realizado por especialistas del CEAC en las 16 estaciones del Programa de Monitoreo para la Evaluación de Calidad Ambiental de la Bahía de Cienfuegos (Fig.5). Las mismas fueron establecidas teniendo en cuenta rasgos morfológicos de este ecosistema, sus diferentes usos y las principales fuentes contaminantes. Las muestras se colectaron en el período 2009 al 2014, mediante campañas realizadas en los meses de marzo y noviembre, correspondientes al período de seca y en meses de junio y septiembre que pertenecen al período lluvioso, en el horario comprendido desde las 9:00 a las 15:00 horas (Seisdedo y Moreira, 2007).

Para el cálculo de la transparencia se utilizó un disco Secchi convencional (30 cm de radio con marcas de graduación de 10cm) fuertemente lastrado, para conseguir la máxima perpendicularidad del cabo que lo sujeta respecto a la superficie y minimizar la acción de la corriente sobre el mismo y obtener una medida precisa.

3.3. Modelo óptico para estimado del coeficiente de atenuación

Para determinar el tipo óptico de agua y por tanto los valores del coeficiente de atenuación promedio de la luz en la columna de agua $\langle K \rangle$ (m⁻¹), se utilizaron datos de transparencia de las 16 estaciones. Estos se multiplicaron por las profundidades de la estación correspondiente, para obtener la profundidad de Secchi (Z_s). A partir de la ecuación (2) definida por Poole y Atkins (1926) se realizó la estimación de $\langle K \rangle$ en cada estación.

$$\langle K \rangle = \frac{2}{Z_s} \quad (2)$$

Los valores de $\langle K \rangle$ obtenidos fueron comparados con los respectivos determinados por Jerlov (1976) (Tabla II) para el caso de la LFA. El tipo óptico asignado a cada estación fue aquel cuyo valor de $\langle K \rangle$ estuvo más cercano al valor determinado por Jerlov (1976).

Tabla II. Valores promedios de coeficientes de atenuación de los tipos ópticos de aguas de Jerlov (1976).

Radiación	Aguas Costeras					Aguas Oceánicas		
	C1	C3	C5	C7	C9	I	II	III
UV	1,35	1,84	2,65	3,18	4,12	0,09	0,30	0,50
LFA	0,29	0,38	0,51	0,71	1,04	0,15	0,19	0,25
UV-LFA	0,59	0,79	1,12	1,41	1,92	0,14	0,21	0,31

3.3.1. Análisis estadístico de los datos

Para encontrar diferencias en el coeficiente de atenuación promedio de la luz de la columna de agua entre las estaciones y los años de muestreos, se realizó un análisis de varianza trifactorial (ANOVA, $p=0,05$), donde se consideró como factor 1, las estaciones de estudio (16 niveles), como factor 2 los años de muestreo (6 niveles) y como factor 3 los períodos climáticos (2 niveles, seca lluvia); con dicha estructura se construyó una base de datos con 964 casos. Previo al análisis se determinaron los principales estadígrafos para conocer la distribución de los datos. La normalidad y homogeneidad de varianza se comprobaron con los test de Kolmogorov–Smirnov y Liliefors y el de Levene, respectivamente. Encontrando que la variable dependiente (coeficiente de atenuación promedio) no cumplía con los supuestos antes mencionados (Fig. 6, se muestra la distribución de los datos). Considerando que los análisis paramétricos son robustos, se transforman los datos para realizar un ANOVA. Se

realizó la transformación de Box-Cox, de tipo potencial, obteniendo un valor de lambda de -0.053979 y los resultados adecuados para aplicar estadística paramétrica como se observa en la figura 7.

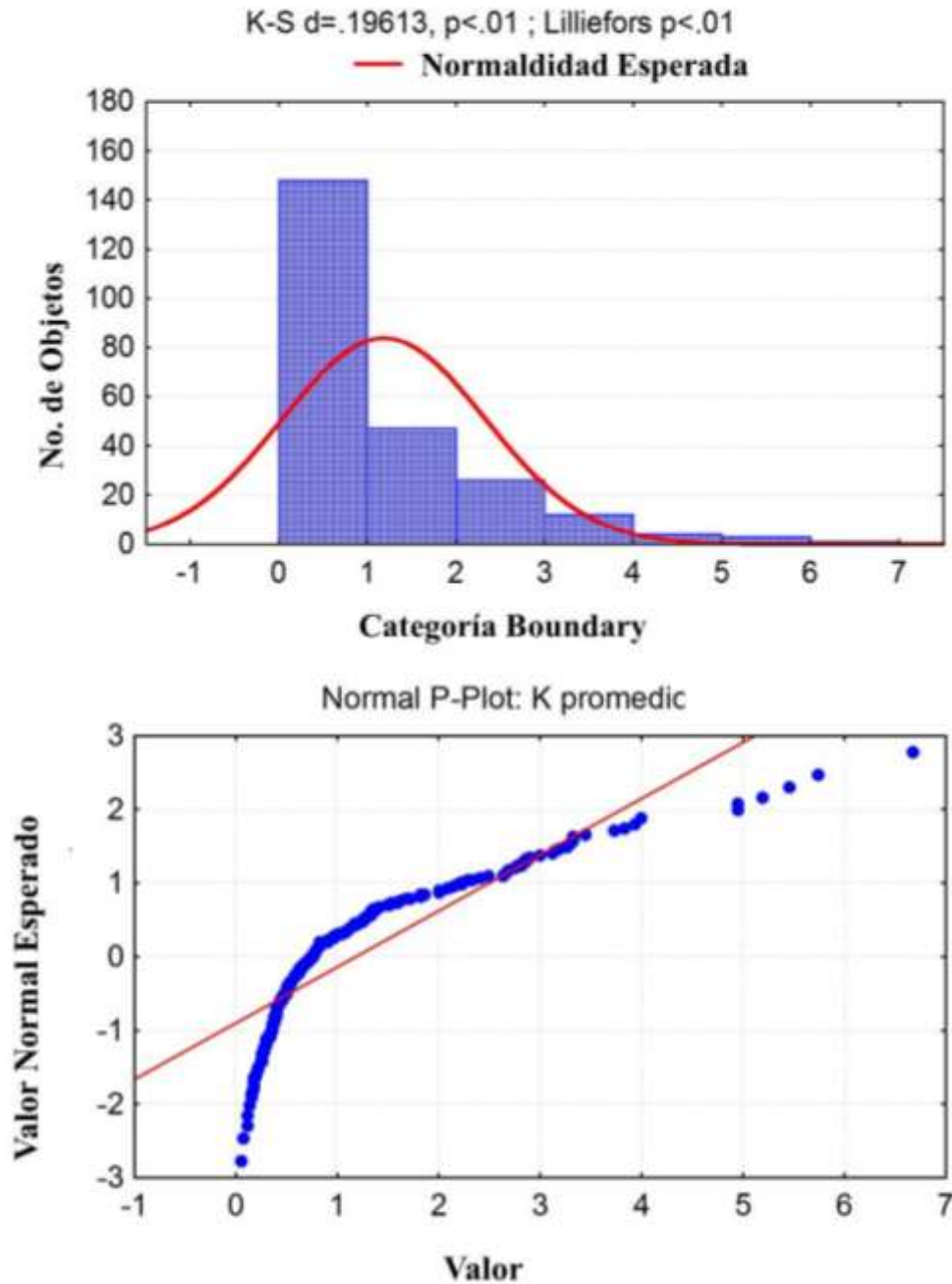


Figura 6. Resultados de aplicar los test para considerar los supuestos de distribución normal a la variable dependiente coeficientes de atenuación promedios.

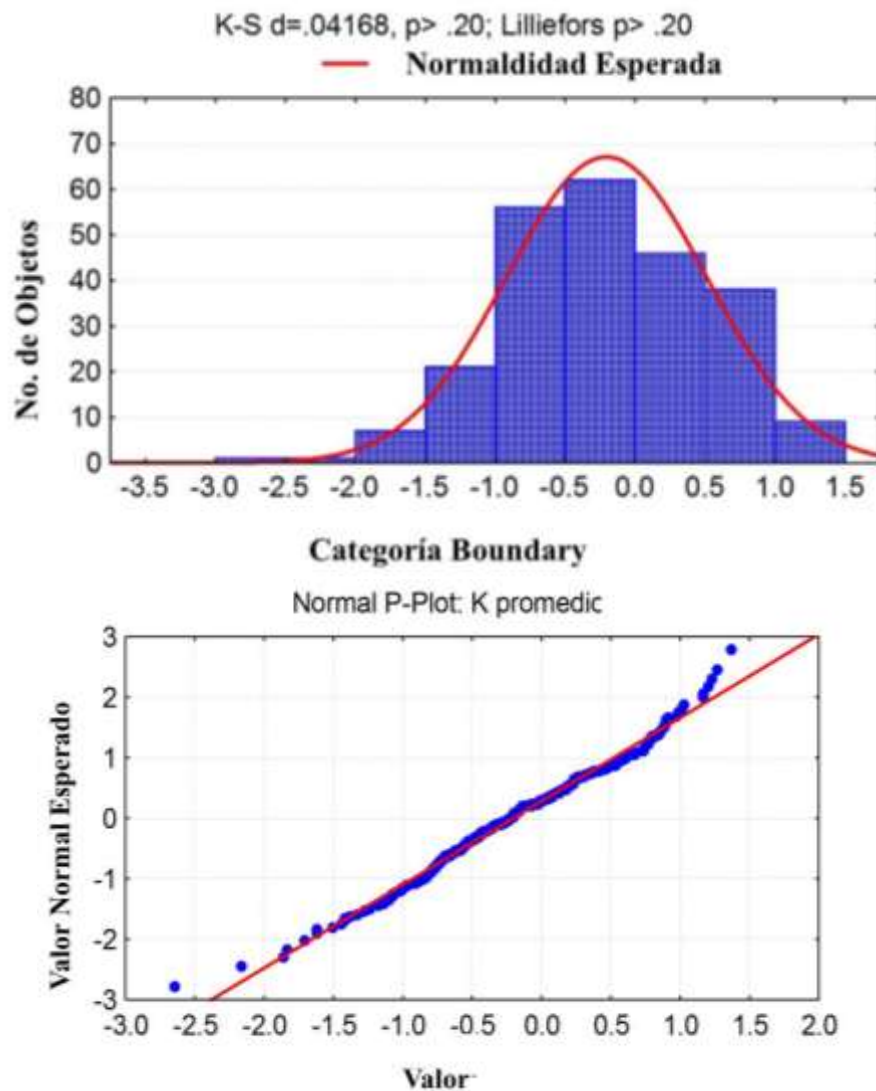


Figura 7. Distribución normal de los datos transformados por la técnica de Box Cox.

Para la comparación de las medias se realizó una prueba *a posteriori* utilizando el método de Student-Newman-Keuls (SNK), para encontrar entre qué niveles de los factores se encontraban estas diferencias (Zar, 1999). Todos los cálculos de la estadística paramétrica se ejecutaron con el software STATISTICA 8.0 (StatSoft, 2007).

3.4. Modelo matemático de fotosíntesis

Se cuantificó las tasas de fotosíntesis de los géneros *Thalassiosira* spp. Cleve 1873 (*Coscinodiscaceae*) y *Prorocentrum* spp. Ehrenberg 1833 (*Prorocentraceae*), reportados en eventos de florecimientos en la Bahía de Cienfuegos, principalmente en el año 2009 (Moreira, 2009a y 2009b., Moreira *et al.*, 2007 y 2014).

De los 16 puntos que conforman la red de monitoreo de la bahía se seleccionaron 7 estaciones, que representan los principales rasgos morfológicos de este ecosistema, sus diferentes usos y las fuentes contaminantes presentes, así como estaciones con reportes frecuentes de florecimientos fitoplanctónicos. La estación 1 corresponde al Lóbulo Sur de la bahía, mientras que las estaciones 8, 9, 10, 11, 12 y 12A corresponden al Lóbulo Norte (Fig.5).

Para el análisis de la tendencia al florecimiento a partir del modelo matemático de fotosíntesis, se consideró la primera etapa de este tipo de evento ecológico. Donde a partir de las causas que provocan el mismo se manifiesta un aumento de la concentración de clorofila a, oxígeno disuelto y por consiguiente mayor productividad primaria acuática. Se considera por tanto un coeficiente de atenuación homogéneo en la columna de agua.

3.4.1. Modelo de transporte radiativo en atmósfera y columna de agua

Se utilizaron las irradiancias espectrales solares de la LFA (400-700nm) y de la radiación UV (280-399 nm) para los 20° de latitud Norte, latitud geográfica más cercana al área de estudio y cuyos datos pudieron ser obtenidos en la base de datos (ASTM, 2014). Las irradiancias espectrales justo debajo de la superficie $E(\lambda, 0^-)$ fueron obtenidas a partir de las correspondientes justo por encima de la superficie $E(\lambda, 0^+)$, utilizando la ecuación (3).

$$E(\lambda, 0^-) = [1 - R]E(\lambda, 0^+), \quad (3)$$

donde R es el coeficiente de reflexión de Fresnel para la interfaz aire-agua (Fig.3). Se consideró que la fracción de la luz incidente reflejada por la interface entre el océano y la atmósfera se aproxima a un 7% (Gonzalez *et al.*, 2009).

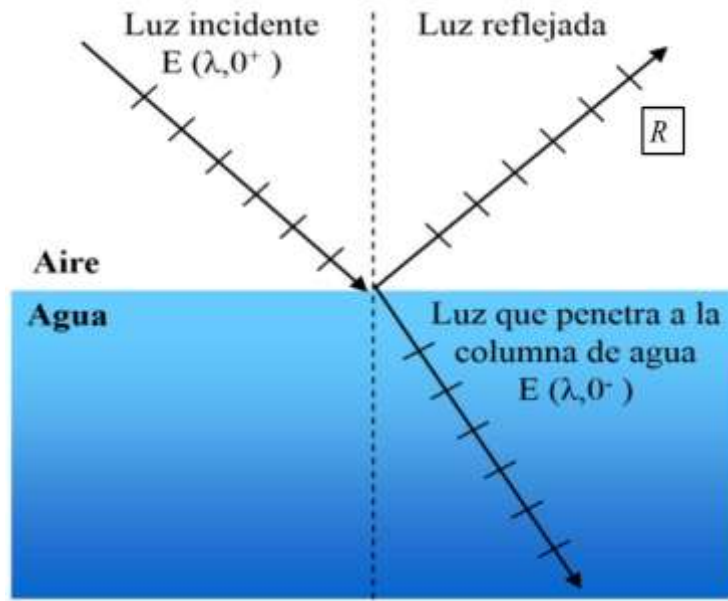


Figura 8. Representación esquemática de la incidencia de la luz en la interfaz aire-agua.

Las irradiancias espectrales $E(\lambda, z)$ en la profundidad z fueron determinadas usando la ley de Lambert-Beer de la Óptica:

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0^-) \exp[-K(\lambda)z] , \quad (4)$$

donde:

$E(\lambda, z)$: Irradiancia espectral en la profundidad z

$E(\lambda, 0^-)$: Irradiancia espectral justo debajo de la superficie acuática.

$K(\lambda)$: coeficiente espectral de atenuación de la radiación.

Se utilizaron los $K(\lambda)$ de Jerlov (1976), para los tipos ópticos de agua determinado en cada estación.

Para determinar la porción de la LFA absorbida por *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp., o sea la luz fotosintéticamente utilizable (LFU) se utilizó la ecuación (5), donde $\Delta\lambda = 1nm$:

$$E_{LFU}(z) = \sum_{\lambda=400nm}^{700nm} A(\lambda) E(\lambda, z) \Delta\lambda \quad (5)$$

$A(\lambda)$ representa la luz absorbida expresada en términos de absorptancia o por ciento de luz absorbida (Kirk, 2011). Para su determinación se realizó un despeje de la ecuación

(6) y se utilizaron los datos de absorbancia (D) publicados por Litchman y Neale (2005) y Lesser (1996) para *Thalassiosira* spp. y *Prorocentrum* spp, respectivamente.

$$D(\lambda) = -\log_{10}[1 - A(\lambda)] \quad (6)$$

Las irradiancias de la radiación UV se determinaron mediante la ecuación (7). En la misma se incorpora una función de ponderación biológica (BWF, del inglés *Biological Weighting Function*) o espectro de acción biológica de la radiación UV ($\varepsilon(\lambda)$). La misma cuantifica los daños al aparato fotosintético y al ADN, ya que ambos efectos contribuyen a la inhibición del proceso de fotosíntesis $E^*(\lambda, 0)(1/\text{nm})$. Se utilizaron los datos de BWF publicados por Litchman y Neale (2005) y Lesser (1996) (Fig. 9) para *Thalassiosira* spp. y *Prorocentrum* spp, respectivamente.

$$E_{UV}^*(z) = \sum_{\lambda=222\text{nm}}^{399\text{nm}} \varepsilon(\lambda) E(\lambda, z) \Delta\lambda \quad (7)$$

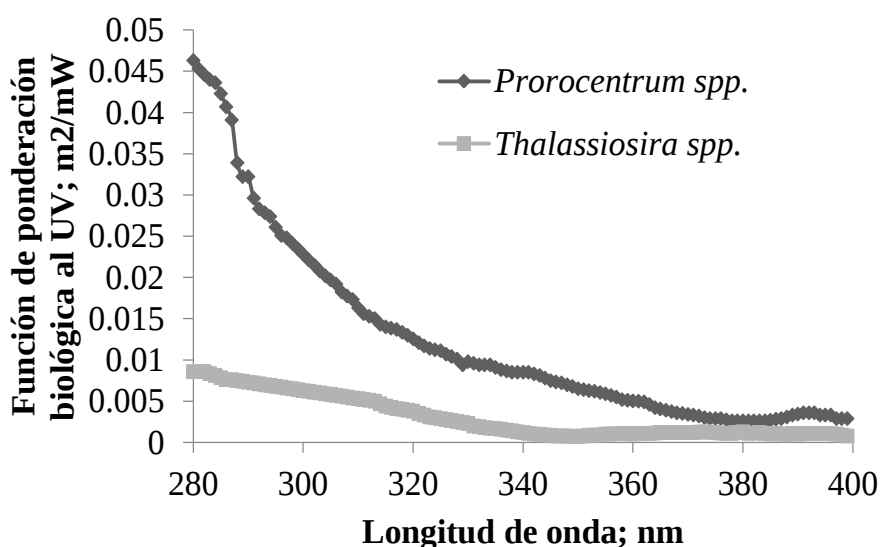


Figura 9. Función de ponderación biológica del daño por radiación UV para *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. (Lesser, 1996; Litchman y Neale, 2005).

3.4.2. Modelo de Tasas de Fotosíntesis

Las tasas de fotosíntesis determinan un aumento de la actividad metabólica y por consiguiente un aumento del crecimiento y reproducción del organismo. Para determinar las tasas de fotosíntesis (P) en la profundidad z (normalizada respecto al

potencial de saturación (P_s)), se utilizó el modelo E de Cullen *et al.* (1992), mostrado en la ecuación (8).

$$\frac{P}{P_s}(z) = \frac{1 - \exp\left[-E_{LFU}(z)/E_s\right]}{1 + E_{UV}^*(z)} \quad (8)$$

El parámetro E_s está relacionado con la eficiencia de la especie de fitoplancton en el uso de la LFA (Martin *et al.*, 2012) de modo que los menores valores se relacionan con una alta eficiencia en la utilización de LFA. Es definido como la irradiancia a la cual se alcanza el 63% de la tasa máxima de fotosíntesis en ausencia de luz UV. Se utilizaron los valores de $E_s = 42,6 \text{ W/m}^2$ (Litchman y Neale, 2005) y $E_s = 17,2 \text{ W/m}^2$ (Lesser, 1996) para *Thalassiosira* spp. y *Prorocentrum* spp. respectivamente.

El modelo matemático se implementó en Microsoft Excel 2010. Para el modelo de fotosíntesis se utilizaron tantas hojas de cálculo como campañas analizadas por años, con una matriz de 5460 celdas (31 columnas x 425 filas). Para el caso de la aplicación del modelo a una especie se utilizaron 2 hojas de cálculo cada una con una matriz de 14440 celdas (36 columnas x 452 filas), para un total de 28880 casos.

4. RESULTADOS

4.1. Clasificación de los tipos óptico de agua

La primera clasificación óptica de las aguas de la Bahía de Cienfuegos se obtuvo en el presente trabajo (ver anexo Tabla AI). Se reportaron todos los tipos ópticos de aguas marinas propuestos en la clasificación de Jerlov (1976) (Tabla II), lo cual evidencia la complejidad del ecosistema. El 95,5% de los tipos ópticos correspondieron a las aguas costeras, típico de las condiciones estuarinas del ambiente analizado. Se manifestó un predominio de las aguas tipo C9 (Fig.10) hacia el interior de la bahía y de aguas tipo oceánicas (I, II y III) en las estaciones cercanas al canal de intercambio (Fig. 4).

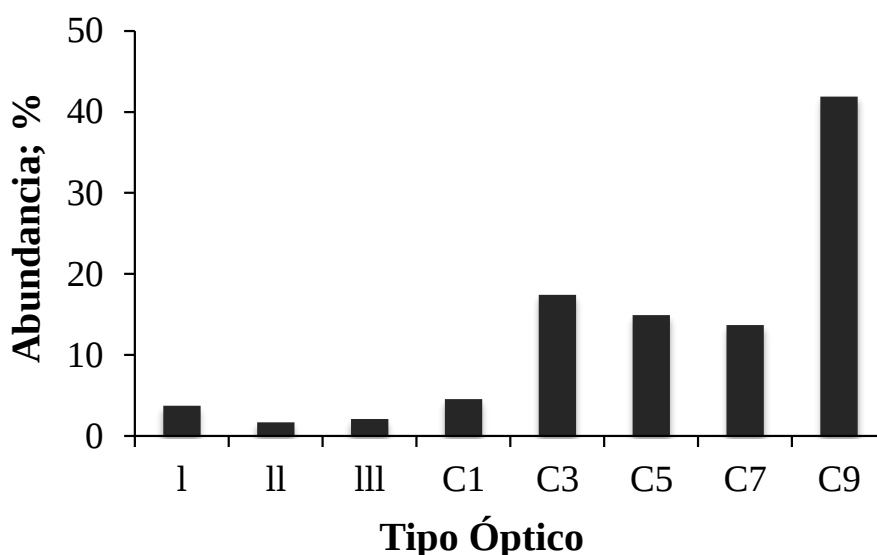


Figura 10. Abundancia de tipos ópticos de aguas marinas según la clasificación de Jerlov (1976), reportados en el Bahía de Cienfuegos.

4.2. Caracterización óptica

El análisis de varianza trifactorial indicó diferencias significativas entre los períodos, estaciones y los años de estudio, pero fracasó en la detección de diferencias en la interacción entre estos últimos (Tabla III). Lo cual indica variación espacio-temporal del coeficiente de atenuación de la luz promedio en la Bahía de Cienfuegos y por tanto de las propiedades ópticas que posee este estuario.

Tabla III. Análisis de varianza trifactorial (Estaciones-Años-Períodos).

Efectos	SS	Grados de Libertad	MS	F	P
Est.	14.78573	8	1.848216	5.115034	0.000091
Años	7.70956	3	2.569852	7.112199	0.000411
Períodos	8.18836	1	8.188362	26.91315	0.000000
Est.*Años	6.62046	63	0.105087	7.112199	0.999998
Est.*Períodos	1.80568	8	0.225704	0.624648	0.753402
Años-Períodos	5.01931	3	1.673104	4.630404	0.005926
Est.*Años*Períodos	8.76234	63	0.139085	0.384924	0.999846
Error	19.51183	54	0.361330		

Las variaciones temporales determinadas por la interacción años–períodos, demostraron la estacionalidad del coeficiente de atenuación (Tabla III). En la figura 11, se puede observar que los valores del coeficiente de atenuación de la luz entre los años analizados presentaron mayor variabilidad, mayor dispersión de sus valores en el período de lluvia en comparación con el de seca, donde se manifiesta poca variación anual. Unido a esto, el período lluvioso muestra los mayores valores de atenuación.

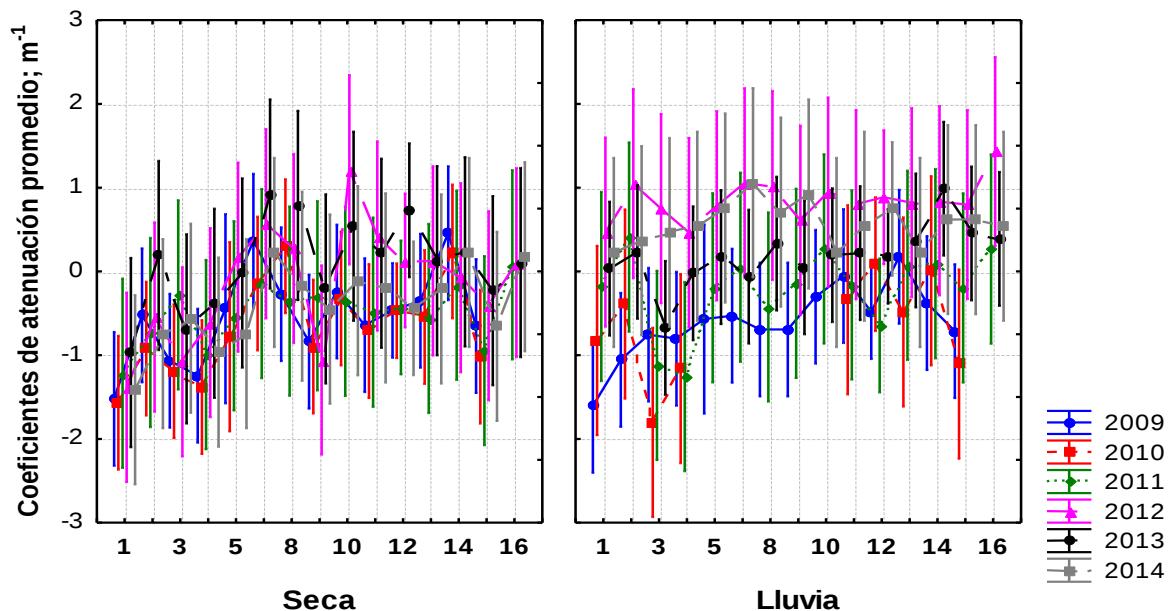


Figura 11. Variación de los valores medios del coeficiente de atenuación entre las estaciones, años y períodos de muestreo en la Bahía de Cienfuegos. Las barras verticales indican un intervalo de confianza de 0.95.

Los años 2011, 2012 y 2014 presentaron los mayores valores del coeficiente de atenuación en el período lluvioso (Fig. 11), destacándose los valores del mes de septiembre de 2012. Los mínimos totales se encontraron en el período seco, específicamente en noviembre de 2010 y en junio 2009. Las mayores diferencias significativas entre períodos, considerando los resultados de la prueba *a posteriori* para la interacción entre los niveles años–períodos fue presentada en período lluvioso de 2012 y los menores de igual forma en lluvia-2011 y seca-2012 (Tabla V).

Tabla IV. Análisis de SNK que muestra las diferencias significativas entre los niveles de los años (6 niveles) y períodos (2 niveles) analizados para un total de 12 casos. Las celdas grises indican diferencias significativas directas ($p < 0,05$) entre medias.

Año	Período	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2009	Seca												
2009	Lluvia												
2010	Seca												
2010	Lluvia												
2011	Seca												
2011	Lluvia												
2012	Seca												
2012	Lluvia												
2013	Seca												
2013	Lluvia												
2014	Seca												
2014	Lluvia												

El coeficiente de atenuación en 2009 presentó el máximo en marzo (estación 3) perteneciente a seca y en la estación 11 (septiembre) en lluvia, con mínimos en la 4 en seca (marzo) y en la 1 en lluvia (junio). El 2010 con sus tres campañas de muestreos, dos en seca y una en lluvia, mostró el máximo en la estación 8 (marzo) en seca y la 12 en lluvia (junio). Mientras que los mínimos fueron en la 1 y 3 en lluvia. En 2011 con solo dos campañas tuvo máximos en la 16 en seca (febrero) y en la 2 en lluvia (septiembre).

En 2012 se realizaron dos campañas y es el año con mayores valores del coeficiente de atenuación en todo el período (Fig.11), reportados en la estación 7 y 10 (febrero) en seca y en el total de estaciones para lluvia (septiembre) con muy poca estacionalidad. Con mínimos en la 1 y 3 en seca y con una ligera disminución en la 4 para lluvia.

En 2013 se realizaron tres campañas, dos en lluvia y una en seca mostrando máximos en la estación 7 y 8, en seca (febrero) y en la 14 en junio y el total de estaciones exceptuando la 3 para septiembre, en el período de lluvia. Con mínimos en seca para la 1 y en lluvia esta misma y la 4 (junio) y la 2 (septiembre). El 2014 con dos campañas tuvo valores máximos en la 7, 14 y 16 en seca (febrero) y en lluvia poca variación espacial en cuanto a sus valores, con los mayores reportes en la 7 y 9. Los mínimos fueron en la 1 en seca y una ligera disminución en 1 para lluvia.

Considerando la variación espacial del coeficiente de atenuación promedio de la luz en la columna de agua se obtuvo que la estación con el menor y mayor valor del coeficiente de atenuación fue la 1 con 0.05 m^{-1} y la 16 con 6.682 m^{-1} respectivamente (Fig. 11). De igual forma la estación que mostró mayor diferencias significativas con las demás fue la 1, mientras que la 5 y la 9 mostraron las menores diferencias (Tabla V).

Tabla V. Análisis de SNK que muestra las diferencias entre los niveles de los factores analizados con diferencias significativas estaciones: 16 niveles. Las celdas grises indican diferencias significativas directas ($p < 0,05$) entre medias.

	1	2	3	4	5	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1															
2															
3															
4															
5															
7															
8															
9															
10															
11															
12															
13															
14															
15															
16															

Tomando en consideración que en el presente trabajo se estimó el potencial fotosintético de microalgas fitoplanctónicas en el año 2009, dada la abundancia de reportes de eventos de florecimientos en dicho año (Moreira *et al.*, 2014), en la figura 12 se muestra los valores del coeficiente de atenuación promedio en la columna de agua correspondiente. Se puede apreciar el máximo valor promedio presentado en el mes de

marzo (período lluvioso) en la estación 7, mientras que los menores valores se muestran en la estación 1 en el mes de junio (período lluvioso).

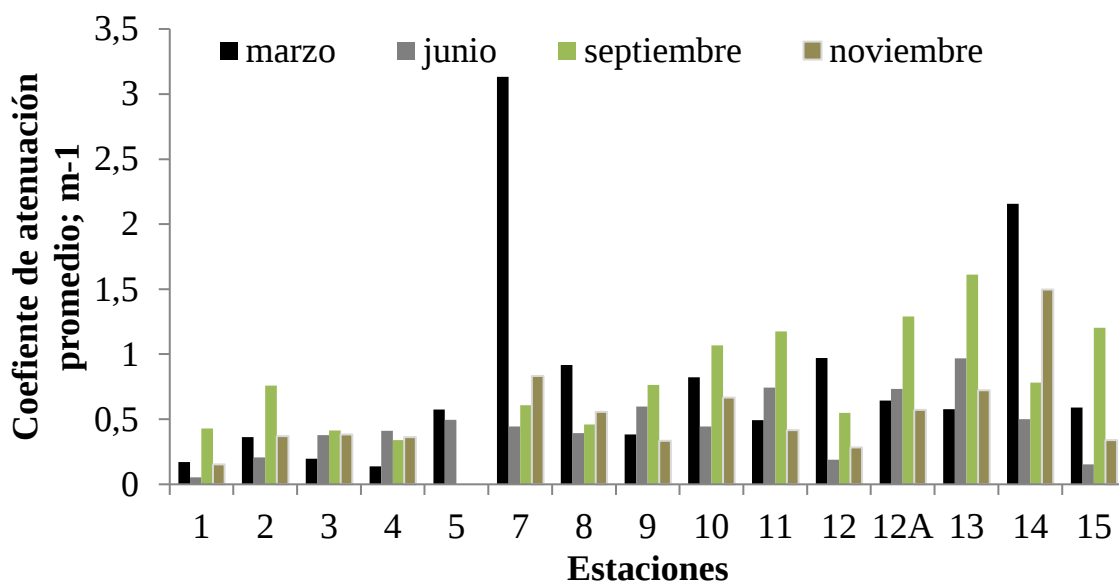


Figura 12. Coeficientes de atenuación de la luz en estaciones de la bahía de Cienfuegos en el año 2009.

4.2. Tasas de Fotosíntesis

Las tasas de fotosíntesis promedios de *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. en la Bahía de Cienfuegos presentaron valores diferentes entre las estaciones y meses estudiados (Tabla VI). De forma general, la primera mostró mayor potencial fotosintético en todos los casos analizados. Las aguas que presentaron mayor y menor actividad fotosintética fueron las tipos C9 y I, respectivamente (Tabla V). Las cuales a su vez se corresponden con los tipos de aguas más oscuras y claras de la clasificación de Jerlov (1976).

En el mes de septiembre se presentó la mayor actividad fotosintética promedio de *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. mientras que la menor fue mostrada en noviembre. La estación 9 presentó la mayor tasa de fotosíntesis de ambos géneros, mientras que el menor potencial se alcanzó en la 1.

Tabla VI. Tasas de fotosíntesis promedio de *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. en siete estaciones de la Bahía de Cienfuegos en 2009. Entre paréntesis el tipo óptico de cada estación.

	Meses	Estaciones							
		1	8	9	10	11	12	12A	Total
Prorocentrum spp.	marzo	0.53 (I)	48.41 (C9)	41.66 (C3)	14.57 (C3)	0 (C3)	69.74 (C9)	7.48 (C7)	182.39
	junio	0.53 (I)	13.64 (C3)	50.11 (C5)	8.57 (C)	6.82 (C7)	1.07 (II)	14.67 (C7)	95.41
	septiembre	0.54 (C3)	13.64 (C3)	50.11 (C7)	55.75 (C9)	74.18 (C9)	54.26 (C5)	48.41 (C9)	296.89
	noviembre	0.54 (I)	14.67 (C5)	41.69 (C3)	14.67 (C5)	5.17 (C3)	5.21 (C1)	7.48 (C5)	89.41
	Total	2.14	90.36	183.57	93.56	179.73	121.28	78.04	
Thalassiosira spp.	marzo	0,34 (I)	56,90 (C9)	62,39 (C3)	29,02 (C3)	55,61 (C3)	67,17 (C9)	16,55 (C7)	287.98
	junio	0,36 (I)	39,47 (C3)	61,02 (C5)	31,57 (C3)	64,22 (C7)	1,52 (II)	29,02 (C7)	222.18
	septiembre	71,87 (C3)	39,47 (C3)	61,02 (C7)	62,92 (C9)	59,26 (C9)	64,22 (C5)	56,91 (C9)	475.59
	noviembre	0,34 (I)	29,20 (C5)	62,39 (C3)	24,87 (C5)	30,83 (C3)	27,80 (C1)	16,56 (C5)	191.99
	Total	72.91	165.04	246.82	148.38	209.92	160.71	119.04	

En las figuras 13-19 se muestran las tasas de fotosíntesis en la columna de agua de los géneros estudiados en 7 estaciones de la Bahía de Cienfuegos, en los períodos de seca (marzo y junio) y lluvia (septiembre y noviembre) del 2009. Estas figuras son útiles en el análisis de los perfiles de actividad fotosintética y sus variaciones ante cambios del coeficiente de atenuación de la luz, la profundidad de la estación etc.

Se puede observar de forma general que *Thalassiosira* spp. alcanza el máximo de actividad fotosintética en aguas someras en comparación con *Prorocentrum* spp., sin embargo en la superficie se manifiesta fotoinhibición de la actividad biológica para ambos géneros ($P/P_s \approx 0$). En las estaciones poco profundas por lo general se alcanza el mayor potencial fotosintético en la zona bentónica, mientras que en las más profundas se observa un descenso de las tasas luego de haber obtenido el máximo valor.

La actividad fotosintética en la estación 1 presentó los menores valores del período de estudio. *Prorocentrum* spp. no presentó variación estacional, a diferencia de *Thalassiosira* spp. que alcanza el máximo potencial en el mes de septiembre

($P/P_s=100\%$) (Fig. 13). Esta estación presentó el tipo de agua más clara de la clasificación de Jerlov (1976) aguas tipo oceánicas I en las campañas marzo, junio y noviembre. Mientras que septiembre presentó aguas tipo C3 más oscuras en correspondencia con su período climático y con una mayor actividad fotosintética.

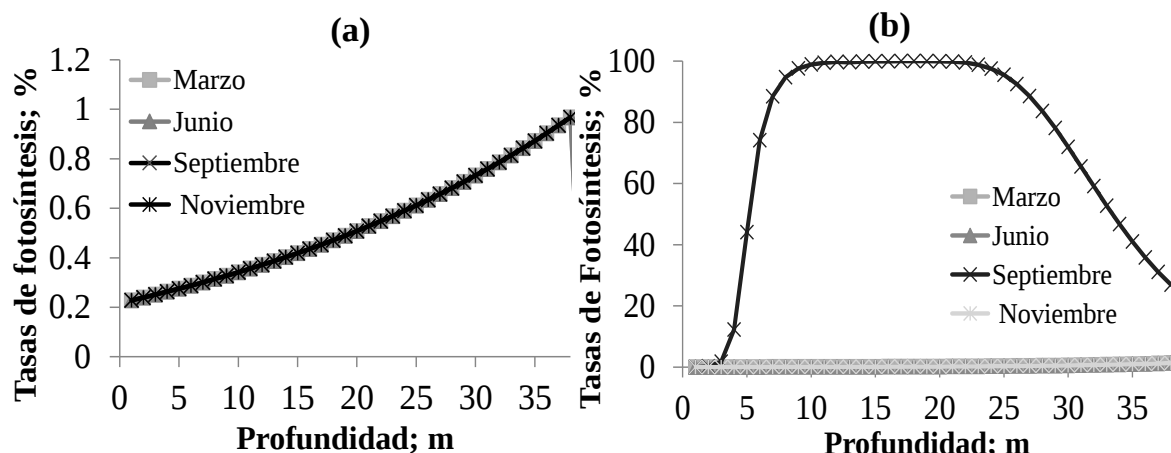


Figura 13. Perfiles de tasas de fotosíntesis de (a) *Prorocentrum* spp. y (b) *Thalassiosira* spp. en la estación 1.

En la estación 8, las principales diferencias se muestran entre los dos géneros en los meses de junio, septiembre, noviembre, ya que en marzo alcanzan la mayor tasa de fotosíntesis en una columna de agua tipo C9. Por lo que se manifiesta una leve estacionalidad (Fig.14).

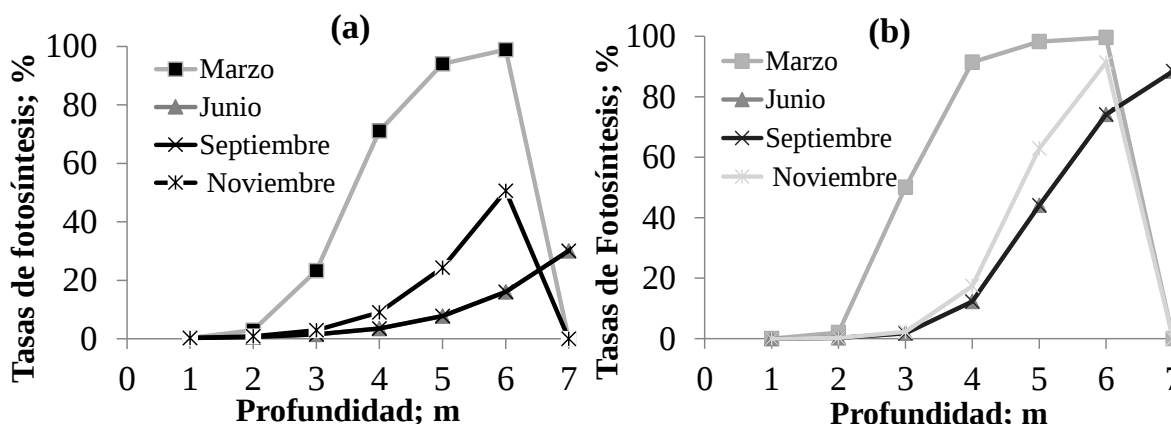


Figura 14. Perfiles de tasas de fotosíntesis de (a) *Prorocentrum* spp. y (b) *Thalassiosira* spp. en la estación 8.

En la estación 9 no se observa variación estacional, solamente se aprecian leves diferencias entre ambos géneros ya que *Thalassiosira* spp. alcanza la máxima actividad a una menor profundidad que *Prorocentrum* spp. y mantiene el máximo potencial en la región bentónica en el mes de junio para una columna de agua tipo C5 (Fig.15).

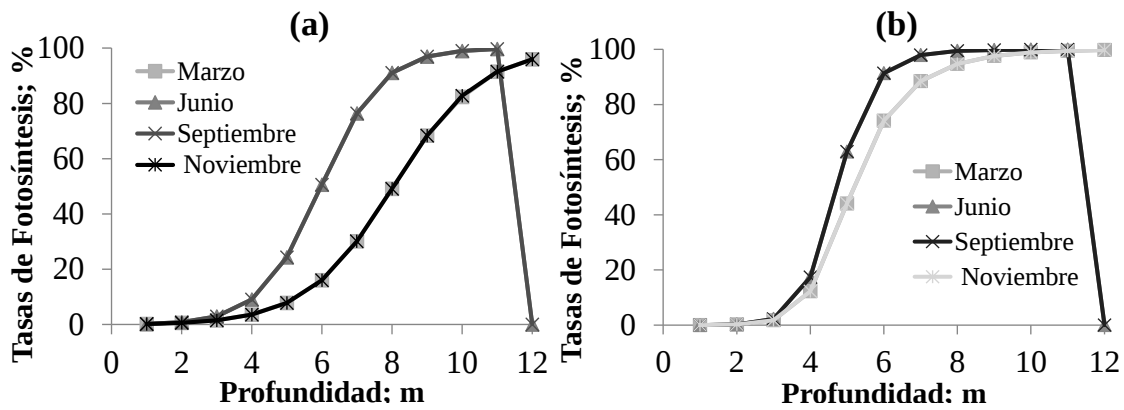


Figura 15. Perfiles de tasas de fotosíntesis de (a) *Prorocentrum* spp. y (b) *Thalassiosira* spp. en la estación 9.

En la estación 10 tuvieron igual variación temporal los meses de seca (marzo C7 y noviembre C5), mientras que para los meses lluviosos septiembre (C9) tuvo el máximo de P/Ps (99.75%) y junio (C3) el mínimo (30.11%) (Fig.16).

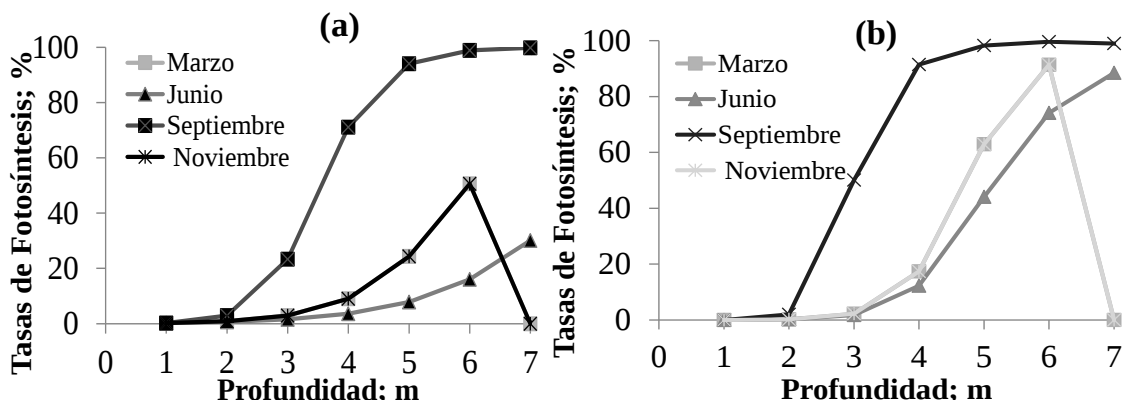


Figura 16. Perfiles de tasas de fotosíntesis de (a) *Prorocentrum* spp. y (b) *Thalassiosira* spp. en la estación 10.

En la estación 11 se observa que *Thalassiosira* spp. mostró variación estacional, con máxima actividad en septiembre (aguas tipo C9) y mínima en noviembre (aguas tipo C3). Sin embargo presentó valores similares en los meses de marzo y junio (Fig.17).

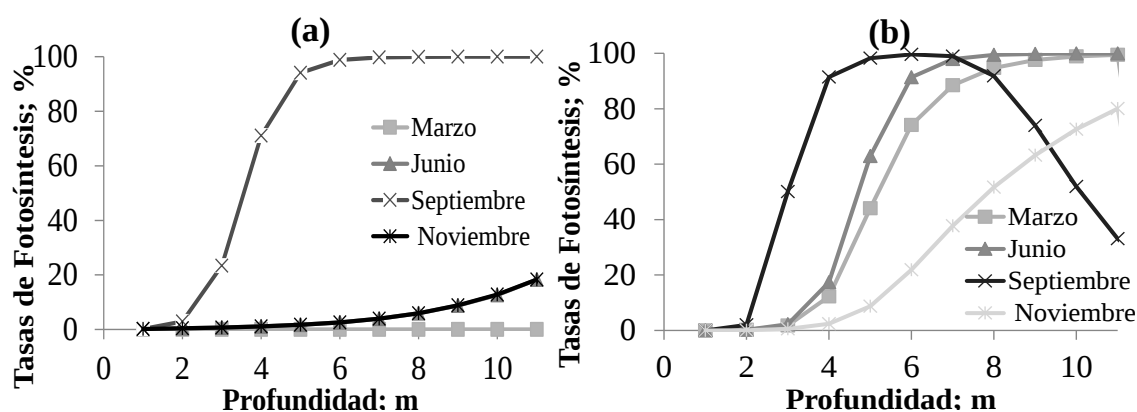


Figura 17. Perfiles de tasas de fotosíntesis de (a) *Prorocentrum* spp. y (b) *Thalassiosira* spp. en la estación 11.

La estación 12 mostró marcada estacionalidad de las tasas de fotosíntesis de ambos géneros, determinado por las variaciones del coeficiente de atenuación en las mismas (Tabla VI). Se observa gran actividad fotosintética de *Prorocentrum* spp. en el mes de marzo (C9), llegándose a reportar un florecimiento según (Moreira, 2010). La máxima actividad fotosintética de este género en el mes correspondiente es mantenida desde los 4 m hasta el bento de la estación. Es notable las profundas variaciones en la actividad fotosintética en el mes de junio en una columna de agua tipo II, aguas muy claras abundantes en las zonas oceánicas oligotróficas (Fig.18).

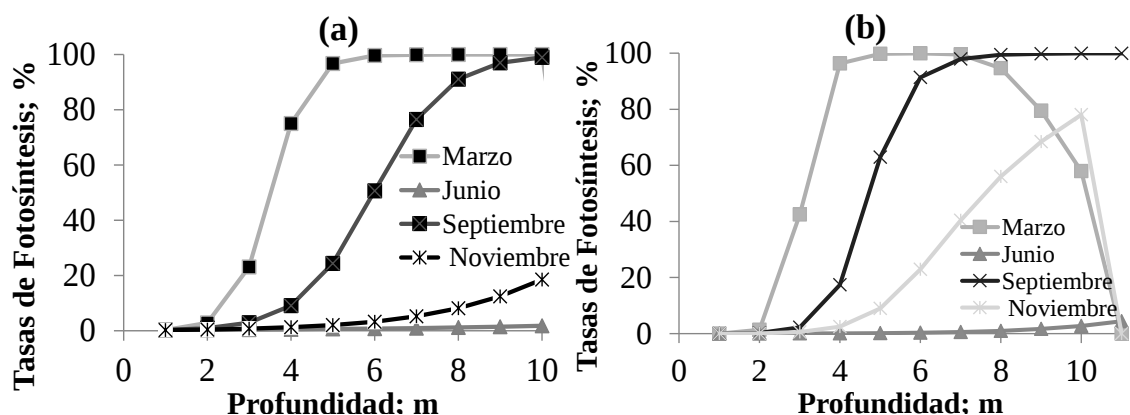


Figura 18. Perfiles de tasas de fotosíntesis de (a) *Prorocentrum* spp. y (b) *Thalassiosira* spp. en la estación 12.

La estación 12A no mostró marcadas diferencias estacionales ni entre los géneros de microalgas. Reportó valores elevados de fotosíntesis en septiembre en agua C9. (Fig.19).

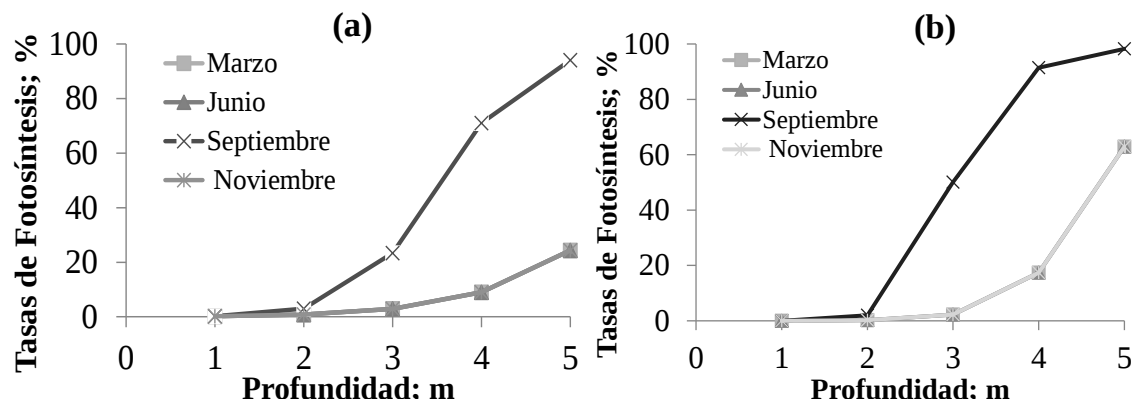


Figura 19. Perfiles de tasas de fotosíntesis de (a) *Prorocentrum* spp. y (b) *Thalassiosira* spp. en la estación 12A.

La estación que presentó la mayor estacionalidad de las tasas de fotosíntesis fue la 12, pues en cada uno de los meses estudiados presentó distintos tipos ópticos de agua. Contrariamente la estación con menor estacionalidad fue la 1 pues solamente mostró dos tipos ópticos de aguas.

5. DISCUSIÓN

5.1. Comportamiento óptico

El modelo óptico para estimar el coeficiente de atenuación promedio de la luz constituye una herramienta ampliamente utilizada internacionalmente en estudios de oceanografía biológica (Palazov, 2004; Morel y Prieur, 2005; Hirata y Højerslev, 2008). Dicho coeficiente es incluido en modelos fotobiológicos para el estimado de la fotosíntesis acuática, pues permite la cuantificación de la radiación solar que llega a una profundidad determinada de la columna de agua, necesario para el desarrollo de este importante proceso biológico. El modelo óptico pudiera ser útil en estudios futuros a realizar en cualquier zona del país y específicamente de la Bahía de Cienfuegos (por la importancia y el impacto antropogénico al que se encuentra sometida) en temas:

Biológicos: Pudiera ser utilizado en mediciones de calidad de agua, específicamente turbidez. La transparencia del agua es una de las principales variables controladas en la mayoría de estudios del medio marino. Ésta se expresa habitualmente como la profundidad de visión del disco de Secchi (Rodríguez, 2015). Con todas sus limitaciones, la observación del disco Secchi da resultados coherentes (Ford, 1999). La atenuación de la luz es usada en la determinación de la distribución vertical del fitoplancton, asentamientos más abundantes y la posible agresión a la comunidad abajo en la columna de agua (Palazov, 2004).

Físicos: Caracteriza las propiedades ópticas inherentes de la Bahía de Cienfuegos. El esparcimiento difuso de la luz es representado por el coeficiente de atenuación (Fig.27) (Hirata y Højerslev, 2008). Es usado en el análisis de la variación del color de las aguas oceánicas (Morel y Prieur, 2005). En trabajos sobre los diferentes estratos de agua brindando información sobre los niveles de turbidez según: (Arst *et al.*, 2002).

El predominio de los tipos ópticos de aguas costeras (Fig. 10), pudiera otorgarle a la Bahía de Cienfuegos la característica de estuario positivo (Olsen *et al.*, 2006). Los estuarios positivos son aquéllos en los cuales los aportes de agua dulce superan las pérdidas; es decir, cuando la cantidad de agua que entra en un estuario proveniente de lluvias, escorrentía, ríos y aguas subterráneas supera la cantidad de agua que el

estuario pierde como consecuencia del flujo de agua hacia fuera del estuario y la evaporación (Olsen *et al.*, 2006). Esta correlación pudiera establecerse si se toma en consideración que un mayor ingreso de agua dulce al estuario, pudiera traducirse en un incremento de la turbidez, debido a la deposición de material particulado y disuelto, la remoción de los sedimentos bentónicos, el enriquecimiento por nutrientes y consecuentemente el aumento de la producción primaria del fitoplancton; factores todos que contribuyen a la atenuación de la luz (Kirk, 2001) y por tanto al valor del coeficiente de atenuación.

La variación espacial de los valores del coeficiente de atenuación obtenidos en el presente trabajo es similar a lo reportado por (Palazov, 2004), en un sistema estuarino en el Mar Negro. Donde se observa un aumento de los valores del coeficiente en las estaciones interiores de la bahía y una disminución en las que se localizan próximas al punto de intercambio con el océano. Específicamente en las zonas poca profundas del interior de la Bahía de Cienfuegos, se observa un debilitamiento considerable de la intensidad de la corriente que potencia un aumento del tiempo de residencia del agua (proveniente de las descargas fluviales, residuales etc.). Esto pudiera favorecer la deposición de material particulado en los sedimentos y quizás un aumento de la transparencia, debido a este factor. Sin embargo la mayor residencia de los nutrientes en la columna de agua (Caravaca, 2011) pudiera favorecer la actividad fotosintética del fitoplancton y contribuir por tanto a la atenuación de la luz.

El predominio de las aguas C9 le otorgan al ecosistema una menor transmitancia (m%) (Boss, 2014) y una marcada turbidez, con su variación en tiempo y espacio. Este tipo de agua fue abundante principalmente en las estaciones 7 (Desembocadura del Río Damují), 8 (Desembocadura del Río Salado) y 10 (Desembocadura del Arroyo Ingles) (Seisdedo y Moreira, 2007) principalmente en los meses del periodo lluvioso. En las cuales, además de las perturbaciones ópticas generadas por el régimen hidrodinámico característicos de las zonas estuarina, son afectadas además por la carga contaminante de compuestos principalmente nitrogenados y fosforados, que tienen un incremento en la etapa lluviosa (Moreira *et al.*, 2014). Aunque los nitratos y fosfatos no contribuyen sustancialmente a la atenuación de la luz, influyen positivamente en el aumento del metabolismo celular y por tanto del crecimiento de las microalgas, las cuales contribuyen directamente a la atenuación (Ji, 2007).

El incremento de la atenuación en el período lluvioso era un resultado esperado. Ya que el aumento de las precipitaciones contribuye al aumento de nutrientes, genera turbulencia en la columna de agua y demás eventos señalados anteriormente. En el período lluvioso tiende a aumentar la capacidad de carga del estuario debido al arrastre fluvial de los ríos, que traen una carga considerable de sedimentos y de materia orgánica. También hay reportes de factores que contribuyen a una mayor atenuación como el aumento de la densidad media del fitoplancton en el Lóbulo Norte (Moreira *et al.*, 2014), donde se encuentran 3 de los 5 ríos que desembocan en la bahía. Además en este período disminuye el tiempo de residencia de las aguas de la bahía, que pasa de 50 días en el período seco a 39 días en el lluvioso, lo cual implica mayor turbulencia, con sus respectivos efectos sobre el valor del coeficiente de atenuación.

Los mayores valores del coeficiente de atenuación promedio de la luz en el período lluvioso de 2012 y por tanto las mayores diferencias significativas entre este período con los demás estudiados en el presente trabajo, se corresponde con un aumento del promedio anual de precipitaciones en la ciudad de Cienfuegos (Tabla VII). Específicamente en los meses del período de lluvia de este año, se alcanzan los valores máximos (Tabla VIII).

Tabla VII. Acumulados promedios anuales de precipitaciones en la ciudad de Cienfuegos, Cuba (Centro Meteorológico Provincial).

Año	Acumulado Promedio (mm)
2009	1045.8
2010	1506.9
2011	1448.9
2012	1639.5
2013	1543.6
2014	1067

Tabla VIII. Promedios mensuales de precipitaciones durante el 2012 en la ciudad de Cienfuegos, Cuba (Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos).

Meses	Lluvia total media (mm)
Enero	4

Febrero	37
Marzo	47
Abril	66
Mayo	342
Junio	255
Julio	190
Agosto	251
Septiembre	218
Octubre	363
Noviembre	8
Diciembre	23

En las estaciones cercanas al canal de intercambio con el Mar Caribe (1, 2 y 3) los valores del coeficiente de atenuación se corresponden con los tipos ópticos más claros de Jerlov (1976), típicos de aguas oceánicas. Esto pudiera ser causa de las corrientes originadas por la marea que están presentes en la circulación general de la bahía y poseen particular importancia en su canal de entrada, donde las características morfológicas de ser alargado, estrecho y profundo determinan que las corrientes en él sean reversibles (de mareas). Durante el flujo (entrante), en la zona del canal se observa como penetra agua del Mar Caribe a velocidades que suelen ser moderadas en las partes más anchas del canal e intensas en las más angostas (Caravaca, 2011). Por lo que hay un intercambio constante con el océano oligotrófico adyacente.

De las tres estaciones mencionadas en el párrafo anterior la estación, 1 mostró diferencias significativas con el resto de las estaciones, debido precisamente al intercambio directo con el Mar Caribe y por tanto el tipo óptico más claro presente en la misma. Mientras que debido a la ubicación geográfica de las estaciones 5 y 9 que les permite una menor incidencia antropogénica y fluvial y de las corrientes acuáticas que rigen el ecosistema (Caravaca *et al.*, 2012) no mostraron muchas diferencia con las demás estaciones.

Las variación espacio-temporal del coeficiente de atenuación promedio de la luz en el año 2009 debe estar relacionado con las variaciones en la abundancia de elementos que contribuyen a la atenuación, reportadas por Jerlov (1976), Kirk (2001), etc. Sin embargo

debido a la insuficiencia de datos con mediciones de estos elementos en la zona de estudio, resulta difícil determinar la posible contribución de cada uno de los mismos en el valor total de atenuación. En las figuras 20-22 se muestra la concentración de clorofila a y los sólidos disueltos en superficie y en el fondo de la columna de agua. El mayor valor del coeficiente de atenuación en la estación 7 en el mes de marzo, no parece estar determinado por ninguno de los elementos mostrados en la figuras 20-23, pues no se muestran valores extremos de estas variables para la estación y el mes correspondiente. Por lo que la atenuación de la radiación pudiera estar determinada por otras variables no analizadas en la presente discusión como sólidos particulados por ejemplo.

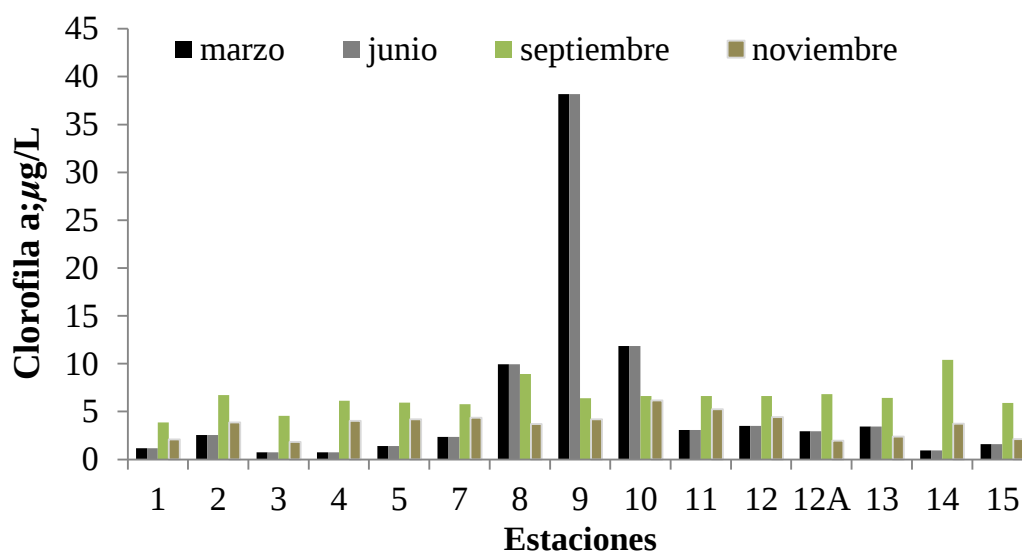


Figura 20. Concentración de clorofila a en estaciones de la Bahía de Cienfuegos en el año 2009.

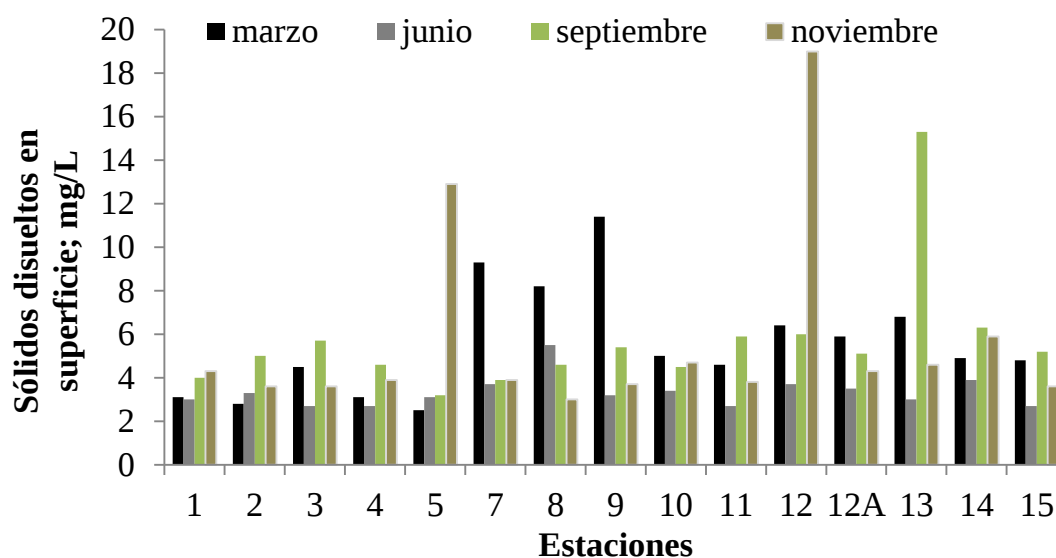


Figura 21. Concentración de sólidos disueltos en superficie a en estaciones de la Bahía de Cienfuegos en el año 2009.

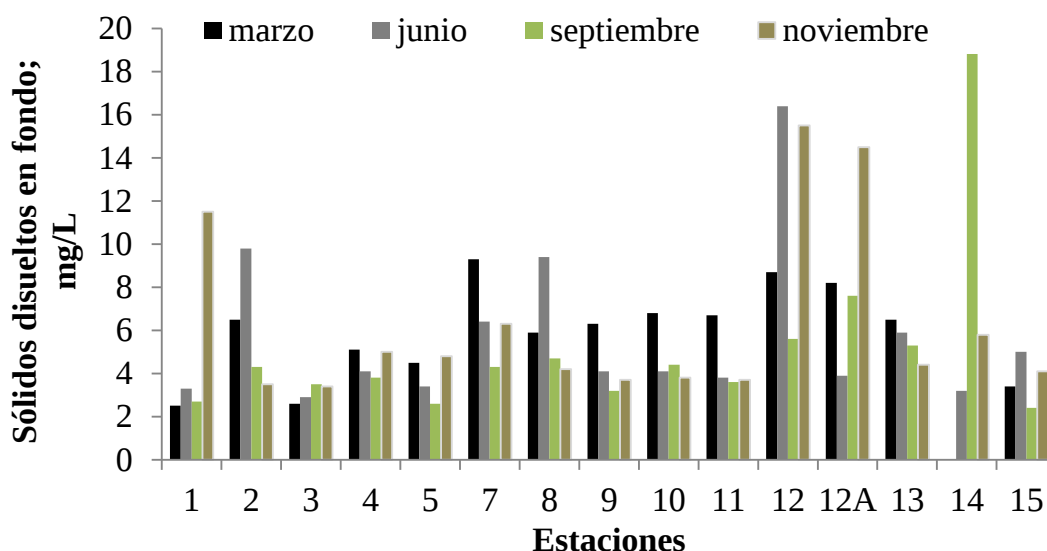


Figura 22. Concentración de sólidos disueltos en el fondo a en estaciones de la Bahía de Cienfuegos en el año 2009.

5.2. Tasas de fotosíntesis

La fotoinhibición de la actividad fotosintética de *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. mostrada en la superficie de la columna de agua puede estar determinada por el efecto deletéreo de la radiación UV, la cual pudiera constituir (según los cálculos obtenidos) un importante factor físico estresor de la fotosíntesis de estos géneros de microalgas, en los primeros metros de la zona fótica costera. El mayor potencial fotosintético en aguas someras estuarinas de *Thalassiosira* spp. ocurre debido a la mayor tolerancia al estrés inducido por la radiación UV que muestra el género en comparación con *Prorocentrum* spp. (Fig. 9). En tal caso estas longitudes de onda más energéticas pudieran no influir considerablemente en la reducción de la fotosíntesis para la diatomea.

Thalassiosira spp. muestra menor por ciento de absorción (Fig. 23b) y uso menos eficiente de la LFA según los resultados experimentales reportados por Litchman y Neale (2005). Sin embargo la menor sensibilidad de este género a las longitudes de onda del UV, le permite colonizar profundidades próximas a la superficie donde la disponibilidad de LFA es mayor. Por ello un bajo por ciento de absorción le permite capturar la energía solar necesaria para desarrollar el proceso vital. Sin embargo esta tendencia se pudiera manifestar principalmente en aguas tipo costeras, según la clasificación de Jerlov (1976). Ya que según datos observacionales y experimentales *Thalassiosira* spp. parece estar adaptada a una baja intensidad luminosa (Popovich y Gayoso, 1999). En los tipos ópticos de aguas más oscuros existe una mayor atenuación

de la radiación, sin embargo aún pudiera disponerse en muchos casos de la dosis biológicamente necesaria que desarrollar el proceso fotosintético.

Según observaciones de Moreira (2015) en las zonas de estudios de la Bahía de Cienfuegos en varios años de monitoreo, la mayor concentración de células de *Thalassiosira* spp. las ha detectado en profundidades próximas a los 5 m. Se puede observar que en la mayoría de los casos analizados en las figuras 13-19, el potencial fotosintético de este género muestra máximos en la vecindad de la correspondiente profundidad. De esta forma el perfil de tasas de fotosíntesis obtenidas en el presente trabajo está estrechamente relacionado con esta características fotofisiológicas del género de diatomea y observaciones de campo.

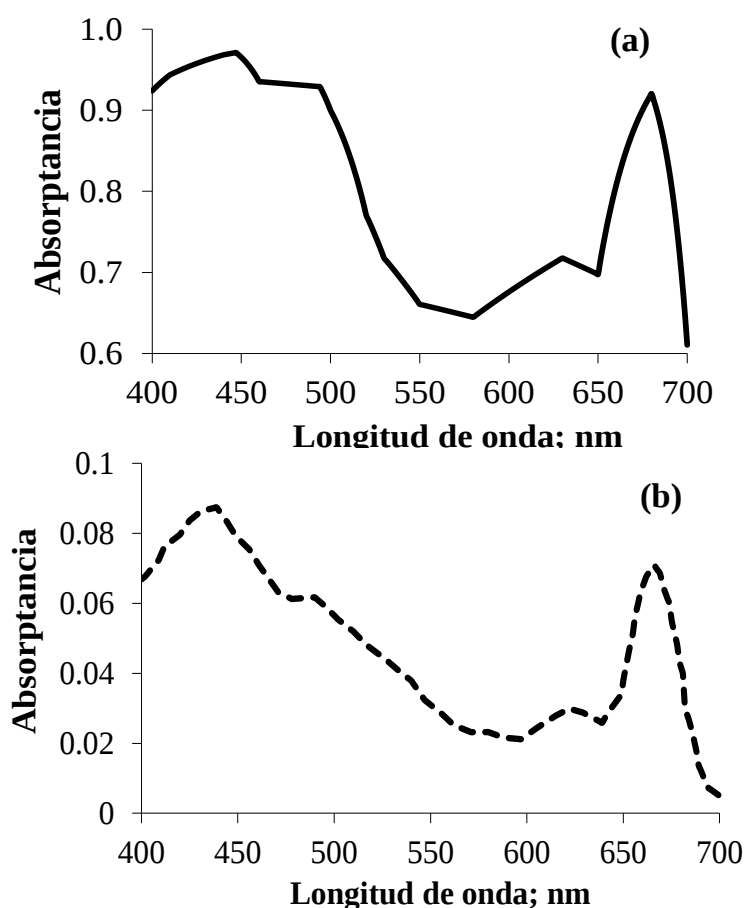


Figura 23. Espectro de absorción de la LFA (en términos de absorptancia) de los géneros de dinoflagelados y diatomeas (a) *Prorocentrum* spp. y (b) *Thalassiosira* spp. respectivamente.

Prorocentrum spp. si bien es una especie de fitoplancton que ha sido reportado en toda la columna de agua (Lawrence *et al.*, 2000; Sahraoui *et al.* 2013), la mayoría de los reportes de campos coinciden en que predomina en las comunidades bentónicas costeras

(Faust *et al.*, 1999; Anderson, 2009; Kim, 2010; López-Rosales *et al.*, 2014). Específicamente en la Bahía de Cienfuegos ha sido observado formando bloom en esta región de la columna de agua (Moreira, 2010). Este género muestra mayor sensibilidad al daño provocado por la radiación UV que *Thalassiosira* spp. (Fig. 9) y es sensible a la luz visible.

Lesser (1996) obtuvo al irradiar cultivos de *Prorocentrum* spp. fotoinhibición y un descenso del 30% de la tasa específica de crecimiento de las células. Esto ocurrió debido a la reducción de la actividad de la enzima RuBisCo y un decrecimiento en la clorofila por célula, independientemente de la presencia de sustancias fotoprotectoras como los aminoácidos de micosporina. Por otra parte algunos estudios de especies del género indican que son extremadamente sensibles a la luz y que sus células muestran pronunciada regulación de la concentración de pigmentos protectores del ciclo de xantofila (diadinoxantina y dinoxantina) para disipar el exceso de energía fotónica en forma de calor (López-Rosales *et al.*, 2014).

Debido a la sensibilidad mostrada a la radiación (UV+LFA), es lógico que el género abunde en profundidades donde el flujo de este factor físico presente menor energía e intensidad. Por lo que en dependencia de las propiedades ópticas de la columna de agua se puede distribuir en la zona bentónica o próxima a la misma. En estas profundidades se manifiesta como factor limitante la LFA, la cual si bien es menos atenuada que la UV aun así las dosis que llegan a esta zona son bajas. Por ello es coherente que las especies de este género presenten un elevado porcentaje de absorción de la LFA (Fig. 23a) y un uso eficiente de la misma, con el propósito de aprovechar la energía de cada fotón que llegue a estas profundidades.

Tomando en consideración lo anteriormente planteado, es válido destacar la efectividad del modelo matemático de fotosíntesis utilizado en el presente trabajo para describir el comportamiento fotosintético de los géneros de *Thalassiosira* spp. y *Prorocentrum* spp. en la columna de agua. Ya que indica correlación entre la actividad fotosintética y la distribución y abundancia de estas microalgas la columna de agua estuarina de la Bahía de Cienfuegos.

Las variaciones observadas en las tasas de fotosíntesis promedios de *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. son atribuidas principalmente a las variaciones en las propiedades

ópticas de la columna de agua de cada estación y período analizado y por tanto a las variaciones del coeficiente de atenuación de la luz. La mayor estacionalidad mostrada en la estación 12 puede estar dada en parte por la cercanía a la misma de descargas residuales urbanas y hospitalarias, que le permite mostrar aguas tipo C9 y C5. La presencia de aguas más claras como la II y C1 puede estar determinada por las régimen hidrodinámico en la misma (Caravaca, 2011).

En el mes de septiembre se obtuvo las tasas promedios mayores debido a que en 3 de las 7 estaciones analizadas se presentaron las aguas C9, mientras que en noviembre -el mes menos productivo- se presentaron aguas oceánicas y los tipos costeros más claros (C1 y C3). La estación 9 tuvo la mayor tasa de fotosíntesis de ambos géneros debido a que presentó aguas costeras entre las más oscuras (C7) e intermedias como las C3 y C5. Esto permitió mantener valores elevados del potencial fotosintético durante los cuatro meses de estudio. Dicha estación como se había discutido previamente presenta una ubicación geográfica que permite la estabilidad de las propiedades ópticas temporalmente.

Analizando la figura 20, podemos observar un incremento en la concentración de clorofila a en los meses de marzo y junio en la estación 9 en el año 2009. Sin embargo en el primer mes correspondiente al período lluvioso aunque se presentó un tipo de agua costero con un potencia fotosintético alto (Fig. 15) presentó la misma concentración de clorofila a que en el mes de septiembre donde se presentó aguas más oscuras (C5) con mayor actividad metabólica (Fig. 15). Esto pudiera estar dado por el hecho de que la clorofila a cuantificada representa a toda la comunidad fitoplanctónica presente en la columna de agua y no solamente los géneros estudiados en el presente trabajo. En el mes de septiembre sin embargo se presenta el mayor valor del coeficiente de atenuación para un tipo de agua C7 con tasas fotosintéticas de *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. y la concentración de clorofila a es baja. De modo que estas diatomeas y dinoflagelados pudieran hacer una contribución importante a estos valores de clorofila a.

Las menores tasas de fotosíntesis presentadas en la estación 1, están relacionadas con la mayor transparencia de sus aguas. Esta característica permite una penetración a mayor profundidad del UV y por tanto las afectaciones al proceso fotosintético se manifiestan en casi toda la columna de agua a través de una reducción de las tasas. Por otra parte la

transparencia de las aguas también puede ser un indicador de la oligotrofia de las mismas y por tanto de una baja concentración de nutrientes necesarios para el crecimiento de microalgas (Ji, 2008). Mientras que las mayores tasas se alcanzaron en las aguas C9, las aguas costeras más turbias de la clasificación óptica de Jerlov (1976). Las mismas atenúan fuertemente las longitudes de onda corta del UV y por tanto disminuye sus efectos perjudiciales. Por otra parte la turbidez puede ser considerado un indicador de eutrofia, o sea alta concentración de nutrientes inorgánicos disueltos, así como de clorofila a (Ji, 2008), debido al crecimiento de microalgas ante las condiciones ambientales favorables.

Según Sahraoui *et al.* (2013) los bloom de *Prorocentrum* spp. pueden ocurrir principalmente en aguas eutróficas caracterizadas por alta concentración de clorofila a, en el período de fin del invierno e inicios de la primavera, donde ocurre un ligero incremento de las precipitaciones y por tanto de los aportes de nutrientes (eutrofización natural). Mientras que *Thalassiosira* spp. adaptada a baja intensidad luminosa (Popovich y Gayoso, 1999) prospera en aguas menos transparentes, lo que explica la habilidad de este género de causar florecimientos estacionalmente, donde las condiciones de luz son aparentemente limitadas como las aguas tipo C9.

6. CONCLUSIONES

- En el período 2009-2014 en 16 estaciones de monitoreo de la Bahía de Cienfuegos se manifestó un predominio de las aguas C9 (las más oscuras de la clasificación de Jerlov (1976)).
- Las propiedades ópticas de las aguas de la Bahía de Cienfuegos mostraron variación espacio-temporal, donde el mayor valor del coeficiente de atenuación se presentó en el período lluvioso del 2012 en la estación 16 (aguas C9) y el menor en la estación 1 en el año 2009 (aguas I).
- El potencial fotosintético de *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. fue mayor en las aguas C9 y menor en las I. Mostró diferencias espaciales y temporales determinadas por variaciones de las propiedades ópticas de la columna de agua.
- Las tasas de fotosíntesis estimadas de *Prorocentrum* spp. y *Thalassiosira* spp. se corresponden con la distribución de estos organismos en la columna de agua de acuerdo a sus características fotofisiológicas.

7. RECOMENDACIONES

- Proponer el modelo óptico para estimar el coeficiente de atenuación como una medida práctica del grado de turbidez de las aguas de la Bahía de Cienfuegos.
- Incluir un espectro de irradiancias de LFA y UV específicos para la latitud de Cienfuegos.
- Hacer mediciones *in situ* de productividad primaria en la columna de agua y correlacionarlos con los resultados de tasas de fotosíntesis estimados.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, A. (2008) *Dinophyta (dinoflagelados)*. [En línea] Disponible desde. [Consultado].
- Agusti, S. (2007) Aumento de la radiación ultravioleta: Impacto sobre los océanos polares. . In: *Impacto del calentamiento global sobre los ecosistemas polares*. . (DUARTE, C. M., ed.). Bilbao: Fundación BBVA.
- Álamo, B., Loza, S., Sánchez, M., Montalvo, J. F., García, I., Reyes, T. y Carmenate, M. (2013) Evaluación del estado trófico de seis bahías interiores del Archipiélago SabanaCamaguey, Cuba, mediante el empleo de clorofila-a como bioindicador *Instituto de Oceanología. Serie Oceanológica* 13.
- Alonso-Hernández, C. M., Díaz-Asencio, M., Muñoz-Caravaca, A., Delfanti, R., Papucci, C., Ferretti, O. y Crovato, S. (2006) Recent changes in sedimentation regime in Cienfuegos Bay, Cuba, as inferred from 210Pb and 137Cs vertical profiles. *Continental Shelf Research*. 26: 153–167.
- Altamirano, R. C. y Sierra, A. P. (2008) Biotoxins from freshwater and marine harmful algal blooms occurring in Mexico. *Toxin reviews*.
- Anderson, D. M., Glibert, P. M. y Burkholder, J. M. (2002) Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrients sources, composition and consequences. . *Estuaries* 25: 707-726.
- Angel Moreira, M. S. y. A. M. (2007) COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DEL FITOPLANCTON DE LA BAHÍA DE CIENFUEGOS, CUBA. . In: *Revista de Investigaciones Marinas*.
- Arst, H., Haltrin, V. y Arnone, R. (2002) Informative Water Layer, Determined by Attenuation Depth, in Water Bodies of Different Turbidity. *OCEANS* 4.
- ASTM (2014) G173–03e1.
- Blanco, D. J. A. (2008) Pasos Básicos En La Modelización Ecológica. In: *Ciencias del Medio Natural, Universidad Pública de Navarra Campus de Arrosadía, Pamplona, Navarra, España*.
- Boss, E. (2014) Overview of Optical Oceanography. *Ocean Optics*.
- Calderon, E. (1979) Contribución al estudio del fitoplancton nerítico de Tumaco y sus alrededores. Tesis de Biología Marina., Universidad Jorge Tadeo Lozano. In: *Tesis de Biología Marina*. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Calderón, E. (1979) Contribución al estudio del fitoplancton nerítico de Tumaco y sus alrededores. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Caravaca, A. M. (2011) Modelación hidrodinámica de la bahía de Cienfuegos. Análisis y aplicación de la gestión ambiental. In: *Facultad Química Farmacia. Departamento Ingeniería Química*. Santa Clara: Universidad Central "Martha Abreu" de Las Villas.
- Caravaca, A. M., DOUILLET, P. y GARCIA, O. D. (2012) Flushing time in the cienfuegos bay, Cuba. *Natural Resource Modeling*. 25(3).
- Castillo, F. y Vidal, A. (1982) Los Indicadores Biológicos Del Fitoplancton Del Pacífico Colombiano Como Indicadores De Masas De Agua.
- Clark, R. J. (1983) Coastal ecosystem management. . (Sons, W., ed.). New York, pp. 928
- Claro, R. (2006) La biodiversidad Marina de Cuba. *Instituto de Oceanología Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Cuba*

Referencias Bibliográficas

- Cole, B. E. y Cloern, J. E. (1987) An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. . *Marine Ecology Progress Series* 36: 299-305.
- Cullen, J. J. y Huot, Y. (2012) Spectral model of depth-integrated water column photosynthesis and its inhibition by ultraviolet radiation *Global Biogeochemical Cycles* 26.
- Chappell, P. D., P. Whitney, L., Haddock, T. L., Menden, S. y Roy, E. G. (2013) *Thalassiosira* spp. community composition shift in response to chemical and physical forcing in the northeast Pacific Ocean. *Frontiers in Microbiology*.
- Darley, M. W. (1982) Algal Biology. In: *A Physiological Approach* Oxford: UK : Blackwell Scientific Publications .
- Edging (2006) Fisiología Vegetal. La Serena: Ediciones Universidad de La Serena.
- Edward, D. (1998) Fitoplancton mundial
- Flores, V. F., Agraz, H. C. y Benitez, C. (2007) Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. In: *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. (In: Sánchez O.; Herzig, M. P., R.E.; Márquez-Huitzil, R.; Zambrano, L. (eds), ed.). pp. 249.
- Ford, A. (1999) Modeling the Environment. (Press, I., ed.). Washington, EE.UU.
- García, O. (2008) Modelación Hidrodinámica de la Bahía de Cienfuegos. Universidad "Carlos Rafael Rodríguez".
- GEOHAB (2005) Global ecology and oceanography of harmful algal blooms, GEOHAB Core research project: HABs in upwelling systems. . (G. Pitcher, T. M., V. Trainer, R. Kudela, P. Figueiras, T. Probyn ed.). París and Baltimore, pp. 82.
- Godínez, M. (2014) Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*.
- Gonzalez, M., Vierhneiz, M. y Sanchez, A. (2009) La radiación ultravioleta. Su efecto dañino y consecuencias para la salud humana *Theoria*. 18: 69-80.
- Gross, M. G. (1982) A View of the Earth.: Prentice Hall Inc. Englewood Cliffs,. (Cliffs, P. H. I. E., ed.). Oceanography.
- Häder, D. P. (1997) Penetration And Effects Of Solar UV-B On Phytoplankton And Macroalgae. . *Plant Ecol*. 128: 5-13.
- Häder, D. P., Kumar, H. D., Smith, R. C. y Worrest, R. C. (2007) Effects Of Solar Uv Radiation On Aquatic Ecosystems And Interactions With Climate Change. *Photochem. Photobiol. Sci.* . 6 267–285.
- Hallegraeff, G. (1992) A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32: 79-99.
- Hernandez, J. G. y Rico, L. G. (2004) Concentrations of heavy metals in sediment and organisms during a harmful algal bloom (HAB) at Kun Kaak Bay, Sonora , Mexico. *Harmful Algae News*. 25.
- Hirata, T. y Højerslev, N. K. (2008) Relationship between the irradiance reflectance and inherent optical properties of seawater. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*. 113.
- Horner, R. (2002) Some marine plankton genera of the Diatom Family Thalassiosiraceae. *Beiheft zur Nova Hedwigia*. 45: 1-19.
- Horner, R. (2002) Taxonomic Guide To Some Common Phytoplankton. *Biopress Limited, Dorset Press, Dorchester, UK.* . 200.
- Institution, S. (2011) *Prorocentrum micans* Ehrenberg 1833. <http://botany.si.edu/references/dinoflag/Taxa/Pmicans.htm>. Accessed 28 Dec 2011.
- Isidro, M. L. y Oyon, I. C. (2001) Dinoflagelados. *Micropaleontología*.

- Ji, Z.-G. (2007) Hydrodynamics and water quality, modeling river, lakes, and estuaries. (wiley, J., ed.).
- Ji, Z.-G. (2008) En Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries. (John Wiley & Sons, I., ed.).
- Karger, F. M., Varela, R., Thunell, R., Luerssen, R. y Walsh, J. (2005) Importance Of Continental Margins In The Global Carbon Cycle. *Geophys. Res. Lett.*, . 32.
- Kelbe, C., Orter, P., Hitchcock, G. y Boyer, J. (2005) Attenuation of Photosynthetically Available Radiation (PAR) in Florida Bay: Potential for Light Limitation of Primary Producers. *Estuaries*. 28: 560–571
- King, C. (1966) Oceanography: An Introduction: University of Nottingham. .
- Kirk, O. J. T. (2011) Light and photosynthesis in aquatic ecosystems (Press, C. U., ed.).
- Kraberg, A., Baumann, M. y C Durselen (2010) Coastal Phytoplankton Photo Guide for Northern European Seas. . *Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Munchen, Germany.* . 203.
- Leal, E. y Year, S. (2002) Conferencias del Plancton. In: CENTRO DE INVESTIGACIONES MARINAS, .
- León, L. D. (2002) Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias. . In: *Perfil Ambiental del Uruguay 2002*. (Domínguez, A. y R. G. P., ed.). Nordan-Comunidad, Montevideo, pp. 28-37.
- Lesser, M. P. (1996) Acclimation of phytoplankton to UV-B radiation: oxidative stress and photoinhibition of photosynthesis are not prevented by UV absorbing compounds in the dinoflagellate *Prorocentrum micans*. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*. 132: 287-297.
- Loza, S., Moreira, A., Comas, A., Sánchez, M., Carmenate, M., Álamo, B., Dobal, V. y Alcolado, P. (2013) A *Phaeocystis* bloom in Cuban Archipelago. *Harmful Algae News*.
- Llali, C. y Parsons, T. R. (1993) Biological Oceanography, An Introduction. *Pergamon, Oxford*. 349.
- Marra, J. (2002) Approaches to the measurement of plankton production, in Phytoplankton Productivity: Carbon Assimilation in Marine and Freshwater Ecosystems. (al, P. J. B. W. e., ed.). Blackwell, Oxford., pp. 78–108.
- Martin, O., Peñate, L. y Cardenas, R. (2012) The photobiological regime in the very early earth and the emergence of life. In: *Genesis - in the beginning: precursors of life, chemical models and early biological evolution.* . (SECKBACH, J., ed.). Springer.
-
- Martínez, M. G. O. y Ortega, J. L. G. (2014) Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*,.
- Moreira, A., Muñoz, A., Leal, S., Coma, A. y Suarez, A. (2006) Variation of macroalgae biomass in Cienfuegos Bay, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*. 27: 3-12.
- Moreira, A. (2009a) First record of *Gymnodinium* cf. *catenatum* and other potentially toxic planktonic dinoflagellates in southern Cuba. . *Harmful Algae News*. 40: 14-15.
- Moreira, A., Seisdedo, M., Muñoz, A., Comas, A. y Alonso, C. (2014) Spatial and temporal distribution of phytoplankton as indicator of eutrophication status in the Cienfuegos Bay, Cuba. *Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management*. 1-14.

- Moreira, Á., Seisdedo, M., Leal, S., Comas, A., Delgado, G., Regadera, R., Alonso, C. y Muñoz, A. (2007) Composición y abundancia del fitoplancton de la bahía de Cienfuegos, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*. 28(2): 97-109.
- Moreira, Á. (2009b) New toxic benthic dinoflagellates from south central, Cuba. *Harmful Algae News* 39: 14-15.
- Moreira, Á. (2010) Dinoflagellate blooms in eutrophic zones of Bahía de Cienfuegos, Cuba. *Harmful Algae News*. 41: 10-11.
- Moreira, D. y Phillippe, H. (2000) The origin of red algae and the evolution of chloroplasts. *Nature* 405.
- Morel, A. y Prieur, L. (2005) Analysis of variations in ocean color. France.
- Neale, P. J., Lesser, M. P. y Cullen, J. J. (2013) Effects Of Ultraviolet Radiation On The Photosynthesis Of Phytoplankton In The Vicinity Of McMurdo Station, Antarctica. . In: *Ultraviolet Radiation In Antarctica: Measurements And Biological Effects*. (Weiler, C. S., Penhale, P.A, ed.). Washington D.C: American Geophysical Union.
- Olsen, S. B., Padma, T. V. y Richter, B. D. (2006) Guía para el Manejo del Flujo de Agua Dulce a los Estuarios. . In: *USAID, The Nature Conservancy, The Coastal Resource Center - University of Rhode Island*. Washington DC, pp. 52.
- Palazov, A. (2004) Application of light attenuation measurement for the determination of vertical plankton distribution in seawater. *VLIZ Special Publication* 16: 217-226
- Perona, E. y Quesada, A. (2008) Producción Primaria en Ecosistemas Acuáticos, Métodos y Técnicas Avanzados en Biología. *Modulo: Laboratorio Avanzado de Fisiología Vegetal. Universidad de La Habana*.
- Popovich, C. y Gayoso, A. M. (1999) Effect of irradiance and temperature on the grow rate of *Thalassiosira curviseriata* Takano (Bacillariophyceae), a bloom diatom in Bahía Blanca (Argentina). *Journal of Plankton Research*. 21(6): 1101-1110.
- Red-Tide (2011) *Prorocentrum micans* Ehrenberg 1833.
- Rodriguez, N. (2015) Turbidez. Michael Jay.
- Sahraoui, D., Bouchouicha, H., Mabrouk, H. y Driving, A. H. (2013) Driving factors of the potentially toxic and harmful species of *Prorocentrum* Ehrenberg in a semi-enclosed Mediterranean lagoon. *Tunisia, SW Mediterranean*. 14: 353-362.
- Seckbach, J. (2011). *The Diatom World*.
- Seisdedo, M. y Moreira, A. (2007) Comportamiento de las características físico-químicas de las aguas y del fitoplancton en la bahía de Cienfuegos, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*. 28: 193-199.
- Solarte, M. E., Moreno, L. y Melgarejo, L. M. (2012) Fotosíntesis Y Pigmentos Vegetales. In: *Laboratorio de fisiología y bioquímica vegetal*. (Colombia, D. d. b. U. N. d., ed.).
- StatSoft, I. (2007) STATISTICA (data analysis software system), version 8.0
- Steidinger, K. y Tangen, K. (1997) Dinoflagellates. *Identifying marine Phytoplankton*. 531.
- Suarez, J. (2014). [En línea] Disponible desde: www.ehowenespanol.com [Consultado: 17 de febrero].
- Thurman, L. (1994) Introductory Oceanography.
- Vega, A. B., Piñar, N. C. y Castillo, A. L. (2011) Variaciones de La Turbidez en Aguas Marinas Costeras de La Region Norcentral de Cuba. *UNACAR Tecnociencia*.
- Yang, G. y Gao, K. (2012) Physiological responses of the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* to increase pCO₂ and seawater acidity. *Marine Environmental Research*. 79: 124-151.

Referencias Bibliográficas

- Yool, A. y Fashman, M. (2001) An examination of the 'continental shelf pump' in an open ocean general circulation model. *Global Biogeochem Cycles*. 15: 831–844.
- Zar, J. H. (1999) *Biostatistical analysis* (Prentice-Hall, ed.). New Jersey: 4th ed, pp. 663
- Zayas, R. G.-D., González, A. J. L., Ibarra, M. M. y Sandoval, M. C. (2012) Condiciones hidroquímicas recientes de la zona central del golfo de Ana María, Cuba. . *Rev. Invest. Mar.* 32 9-14.

GLOSARIO

Acrónimos y Terminología.

$K(\lambda)$	Coeficiente de atenuación de la irradiación solar en la columna de agua.
K_t	Coeficiente de atenuación total
Z	Profundidad
Z_s	Profundidad de visión del disco de Secchi
E	Estaciones de muestreo
E	Irradiancias.
$E(\lambda, 0^+)$	Irradiancias espectrales justo encima de la superficie acuática.
$E(\lambda, 0^-)$	Irradiancias espectrales justo debajo de la superficie acuática.
$E(\lambda, z)$	Irradiancias espectrales a la profundidad z
LFA	Luz fotosintéticamente activa.
LFU	Luz fotosintéticamente utilizable por el organismo fitoplanctónico.
UV	Radiación ultravioleta.
D	Absorbancia.
$A(\lambda)$	Luz absorbida expresada en términos de absorptancia o por ciento de luz absorbida por el organismo.
$\varepsilon(\lambda)$	Función de ponderación biológica (BWF) o espectro de acción biológica de la radiación UV.
P	Potencial fotosintético.
PPB	Productividad primaria bruta.

ANEXOS

Tabla AI. Clasificación óptica de la bahía de Cienfuegos en el periodo 2009-2014.

Estación	Fecha	Transparencia %	Profundidad de la Estación (m)	Zs (m)	<K> (m-1)	Tipo óptico de agua
1	mar-09	31.500	37.4	11.781	0.169764876	L
2	mar-09	49.000	11.3	5.537	0.361206429	C3
3	mar-09	61.100	16.8	10.2648	0.19484062	L1
4	mar-09	100.000	14.7	14.7	0.136054422	I
5	mar-09	40.000	8.7	3.48	0.574712644	C5
7	mar-09	26.600	2.4	0.6384	3.13283208	C9
8	mar-09	45.500	4.8	2.184	0.915750916	C9
9	mar-09	44.600	11.7	5.2182	0.383273926	C3
10	mar-09	48.600	5	2.43	0.823045267	C7
11	mar-09	44.600	9.1	4.0586	0.492780762	C3
12	mar-09	23.400	8.8	2.0592	0.971250971	C9
12A	mar-09	88.900	3.5	3.1115	0.642776796	C7
13	mar-09	49.500	7	3.465	0.577200577	C5
14	mar-09	28.100	3.3	0.9273	2.15679931	C9
15	mar-09	21.200	16	3.392	0.589622642	C5
1	jun-09	100.000	38	38	0.052631579	L
2	jun-09	100.000	9.7	9.7	0.206185567	C1
3	jun-09	25.000	21.2	5.3	0.377358491	C3
4	jun-09	32.300	15.1	4.8773	0.410062945	C3
5	jun-09	43.500	9.3	4.0455	0.494376468	C5
7	jun-09	100.000	4.5	4.5	0.444444444	C3<
8	jun-09	83.300	6.1	5.0813	0.393600063	C3
9	jun-09	36.800	9.1	3.3488	0.597228858	C5
10	jun-09	83.300	5.4	4.4982	0.444622293	C3<
11	jun-09	26.400	10.2	2.6928	0.742721331	C7
12	jun-09	100.000	10.7	10.7	0.186915888	L1
12A	jun-09	66.700	4.1	2.7347	0.731341646	C7
13	jun-09	33.300	6.2	2.0646	0.968710646	C9
14	jun-09	62.500	6.4	4	0.5	C5
15	jun-09	100.000	13.2	13.2	0.151515152	L
1	sep-09	12.300	38	4.674	0.427899016	C3
2	sep-09	27.200	9.7	2.6384	0.758035173	C7
3	sep-09	22.900	21.2	4.8548	0.411963418	C3<
4	sep-09	39.200	15.1	5.9192	0.337883498	C3
5	sep-09		9.3	0	0	0
7	sep-09	73.300	4.5	3.2985	0.606336213	C5
8	sep-09	71.400	6.1	4.3554	0.459200073	C3<
9	sep-09	28.800	9.1	2.6208	0.763125763	C7
10	sep-09	34.700	5.4	1.8738	1.067349771	C9
11	sep-09	16.700	10.2	1.7034	1.174122344	C9
12	sep-09	34.000	10.7	3.638	0.549752611	C5
12A	sep-09	37.800	4.1	1.5498	1.290489095	C9
13	sep-09	20.000	6.2	1.24	1.612903226	C9
14	sep-09	40.000	6.4	2.56	0.78125	C7
15	sep-09	12.600	13.2	1.6632	1.202501203	C9
1	nov-09	35.30	37.40	13.2022	0.151489903	L
2	nov-09	47.8	11.3	5.4014	0.370274373	C3
3	nov-09	31.1	16.8	5.2248	0.382789772	C3
4	nov-09	37.5	14.7	5.5125	0.362811791	C3

5	nov-09	-	8.7	0	0	0
7	nov-09	100	2.4	2.4	0.833333333	C7<
8	nov-09	75	4.8	3.6	0.555555556	C5
9	nov-09	51,4	11.7	6.0138	0.332568426	C3
10	nov-09	60,0	5	3	0.666666667	C5<
11	nov-09	52,9	9.1	4.8139	0.415463553	C3<
12	nov-09	80,4	8.8	7.0752	0.282677521	C1
12A	nov-09	100	3.5	3.5	0.571428571	C5
13	nov-09	39.5	7	2.765	0.723327306	C7<
14	nov-09	40.5	3.3	1.3365	1.496445941	C9
15	nov-09	36.8	16	5.888	0.339673913	C3
1	mar-10	19.40	37.4	7.2556	0.275649154	C1
2	mar-10	50.00	11.3	5.65	0.353982301	C3
3	mar-10	100.00	16.8	16.8	0.119047619	L
4	mar-10	51.70	14.7	7.5999	0.263161357	C1
5	mar-10	60.00	8.7	5.22	0.383141762	C3
7	mar-10	100.00	2.4	2.4	0.833333333	C7<
8	mar-10	20.00	4.8	0.96	2.083333333	C9<
9	mar-10	40.90	11.7	4.7853	0.417946628	C3<
10	mar-10	55.60	5	2.78	0.71942446	C7
11	mar-10	46.90	9.1	4.2679	0.468614541	C3<
12	mar-10	55.60	8.8	4.8928	0.408763898	C3<
12A	mar-10	44.10	3.5	1.5435	1.295756398	C9<
13	mar-10	37.50	7	2.625	0.761904762	C7
14	mar-10	40.00	3.3	1.32	1.515151515	C9<
15	mar-10	44.40	16	7.104	0.281531532	C1
1	jun-10	14.5	38	5.51	0.362976407	C3
2	jun-10	33.5	9.7	3.2495	0.615479305	C5
3	jun-10	81	21.2	17.172	0.11646867	L
4	jun-10	54.3	15.1	8.1993	0.243923262	C1
5	jun-10		9.3	0	0	0
11	jun-10	28.5	10.7	3.0495	0.655845221	C3<
12	jun-10	38	4.1	1.558	1.283697047	C9
12A	jun-10	58.8	3.5	2.058	0.971817298	<C9
13	jun-10	52.1	7	3.647	0.548395942	C5
14	jun-10	60	3.3	1.98	1.01010101	C9
15	jun-10	48.1	16	7.696	0.25987526	Lll
1	nov-10	62.5	37.4	23.375	0.085561497	L
2	nov-10	60	11.3	6.78	0.294985251	C1
3	nov-10	25	16.8	4.2	0.476190476	C5<
4	nov-10	100	14.7	14.7	0.136054422	L
5	nov-10	--	8.7	0	0	0
7	nov-10	100	2.4	2.4	0.833333333	C7
8	nov-10	40	4.8	1.92	1.041666667	C9
9	nov-10	64.4	11.7	7.5348	0.265435048	C1
10	nov-10	64.5	5	3.225	0.620155039	C5<
11	nov-10	59.6	9.1	5.4236	0.368758758	C3
12	nov-10	83.3	8.8	7.3304	0.272836407	C1
12A	nov-10	82.3	3.5	2.8805	0.694323902	<C7
13	nov-10	83.3	7	5.831	0.342994341	C3
14	nov-10	50	3.3	1.65	1.212121212	C9
15	nov-10	42.3	16	6.768	0.295508274	C9<
1	feb-11	23.4	37.4	8.7516	0.22852964	Lll
2	feb-11	43.5	11.3	4.9155	0.406876208	C3<
3	feb-11	16.9	16.8	2.8392	0.704423781	C7
4	feb-11	45.8	14.7	6.7326	0.297062056	C1

5	feb-11	44.4	8.7	3.8628	0.517759138	C5
7	feb-11	100	2.4	2.4	0.833333333	C7<
8	feb-11	64.8	4.8	3.1104	0.643004115	C5<
9	feb-11	24.6	11.7	2.8782	0.694878744	<C7
10	feb-11	62.5	5	3.125	0.64	C5<
11	feb-11	40.2	9.1	3.6582	0.546716965	C5
12	feb-11	41.8	8.8	3.6784	0.543714659	C5
12A	feb-11	64.8	4.9	3.1752	0.629881582	C7
13	feb-11	57.3	7	4.011	0.498628771	<C5
14	feb-11	74.6	3.3	2.4618	0.812413681	C7<
15	feb-11	39.8	16	6.368	0.314070352	C3<
16	feb-11	51.700	3.5	1.8095	1.105277701	C9
1	sep-11	6.6	38	2.508	0.797448166	C7
2	sep-11	12.2	9.7	1.1834	1.690045631	C9
3	sep-11	37	21.2	7.844	0.254971953	Lll
4	sep-11	60.7	15.1	9.1657	0.218204829	Lll
5	sep-11	27.5	9.3	2.5575	0.782013685	C7
7	sep-11	41.7	4.5	1.8765	1.065814015	C9
8	sep-11	55.6	6.1	3.3916	0.589692181	C5
9	sep-11	26.3	9.1	2.3933	0.835666235	C7
10	sep-11	26.3	5.4	1.4202	1.408252359	C9
11	sep-11	24	10.2	2.448	0.816993464	C7
12	sep-11	47.6	10.7	5.0932	0.392680437	C3
12A	sep-11	65.8	5.88	3.86904	0.516924095	C5
13	sep-11	29.4	6.2	1.8228	1.097213079	C9
14	sep-11	27.8	6.4	1.7792	1.124100719	C9
15	sep-11	19.4	13.2	2.5608	0.781005936	C7
16	sep-11	34.7	4.1	1.4227	1.405777747	C9
1	feb-12	28.47	37.4	10.6477	0.187832581	Ll
2	feb-12	34.83	11.3	3.93579	0.508157193	C5
3	feb-12	44.44	16.8	7.46592	0.267883931	Lll
4	feb-12	29.03	14.7	4.26741	0.468668349	<C5
5	feb-12	18.52	8.7	1.61124	1.241280008	C9
7	feb-12	40	2.4	0.96	2.083333333	C9<
8	feb-12	29.41	4.8	1.41168	1.416751672	C9
9	feb-12	62.12	11.7	7.26804	0.275177352	C1
10	feb-12	8.07	5	0.4035	4.956629492	C9<<
11	feb-12	12.79	9.1	1.16389	1.718375448	C9
12	feb-12	20.54	8.8	1.80752	1.106488448	C9
12A	feb-12	57.69	2.75	1.58647	1.260656487	C9
13	feb-12	24.38	7	1.7066	1.171920778	C9
14	feb-12	66.67	3.3	2.20011	0.909045457	<C9
15	feb-12	20.83	16	3.3328	0.600096015	C5<
16	feb-12	50	3.5	1.75	1.142857143	C9
1	sep-12	2.88	38	1.0944	1.82748538	C9<<
2	sep-12	5.23	9.7	0.50731	3.942362658	C9<<
3	sep-12	3.57	21.2	0.75684	2.642566461	C9<<
4	sep-12	7.3	15.1	1.1023	1.814388098	C9<<
5	sep-12	7.78	9.3	0.72354	2.764187191	C9<<
7	sep-12	11.11	4.5	0.49995	4.00040004	C9<<
8	sep-12	8.57	6.1	0.52277	3.825774241	C9<<
9	sep-12	10	9.1	0.91	2.197802198	C9<<
10	sep-12	10.77	5.4	0.58158	3.438907803	C9<<
11	sep-12	6.96	10.2	0.70992	2.817218842	C9<<
12	sep-12	10	10.7	1.07	1.869158879	C9<<
12A	sep-12	13.33	2.75	0.3665	5.455909432	C9<<
13	sep-12	11.11	6.2	0.68882	2.903516158	C9<<

14	sep-12	10.42	6.4	0.66688	2.999040307	C9<<
15	sep-12	5.38	13.2	0.71016	2.816266757	C9<<
16	sep-12	7.3	4.1	0.2993	6.682258603	C9<<
1	Feb-13	17.5	37.4	6.545	0.305576776	C3
2	Feb-13	13.89	11.3	1.56957	1.274234344	C9
3	Feb-13	27.78	16.8	4.66704	0.428537146	C3<
4	Feb-13	21.88	14.7	3.21636	0.62182094	C5<
5	Feb-13	23.53	8.7	2.04711	0.97698707	<C9
7	Feb-13	25	2.4	0.6	3.333333333	C3
8	Feb-13	15	4.8	0.72	2.777777778	C9<<
9	Feb-13	22.22	11.7	2.59974	0.7693077	C7
10	Feb-13	20	5	1	2	C9<<
11	Feb-13	16.67	9.1	1.51697	1.318417635	C9<
12	Feb-13	16.67	8.8	1.46696	1.363363691	C9<
12A	Feb-13	7.14	5.65	0.40341	4.957735307	C9<<
13	Feb-13	24.29	7	1.7003	1.176263012	C9<
14	Feb-13	45	3.3	1.485	1.346801347	C9<
15	Feb-13	16.67	16	2.6672	0.74985003	C7
16	Feb-13	50	3.5	1.75	1.142857143	C9
1	Jun-13	12.43	38	4.7234	0.423423805	C3<
2	Jun-13	54.05	9.7	5.24285	0.381471909	C3
3	Jun-13	19.46	21.2	4.12552	0.484787372	C3<
4	Jun-13	35.95	15.1	5.42845	0.368429294	C3
5	Jun-13	42.55	9.3	3.95715	0.50541425	C5
7	Jun-13	83.33	4.5	3.74985	0.533354668	C5
8	Jun-13	44.64	6.1	2.72304	0.734473236	C7
9	Jun-13	43.27	9.1	3.93757	0.507927478	C5
10	Jun-13	58.54	5.4	3.16116	0.632679143	C5<
11	Jun-13	33.98	10.2	3.46596	0.577040704	C5
12	Jun-13	36.04	10.7	3.85628	0.518634539	C5
12A	Jun-13	27.27	7.39	2.01525	0.992431223	<C9
13	Jun-13	35.21	6.2	2.18302	0.916162014	<C9
14	Jun-13	5.45	6.4	0.3488	5.733944954	C9<<
15	Jun-13	15.15	13.2	1.9998	1.00010001	C9<
16	Jun-13	65.22	4.1	2.67402	0.747937562	C7
1	Sep-13	1.96	38	0.7448	2.68528464	C9<<
2	Sep-13	3.97	9.7	0.38509	5.193591109	C9<<
3	Sep-13	24.14	21.2	5.11768	0.390802082	C3
4	Sep-13	4.9	15.1	0.7399	2.703067982	C9<<
5	Sep-13	6.74	9.3	0.62682	3.190708656	C9<<
7	Sep-13	27.27	4.5	1.22715	1.629792609	C9<
8	Sep-13	10	6.1	0.61	3.278688525	C9<<
9	Sep-13	9.59	9.1	0.87269	2.291764544	C9<<
10	Sep-13	13.95	5.4	0.7533	2.654984734	C9<<
11	Sep-13	6.25	10.2	0.6375	3.137254902	C9<<
12	Sep-13	5.66	10.7	0.60562	3.302400845	C9<<
12A	Sep-13	17.5	7.39	1.29325	1.546491398	C9<<
13	Sep-13	11.27	6.2	0.69874	2.862294988	C9<<
14	Sep-13	13.41	6.4	0.85824	2.330350485	C9<<
15	Sep-13	4.65	13.2	0.6138	3.258390355	C9<<
16	Sep-13	13.04	4.1	0.53464	3.740834954	C9<<
1	Feb-14	29.41	37.4	10.9993	0.181829092	L1
2	Feb-14	44.25	11.3	5.00025	0.399980001	C3
3	Feb-14	23.81	16.8	4.00008	0.49999	C5
4	Feb-14	44.22	14.7	6.50034	0.307676214	C3
5	Feb-14	57.47	8.7	4.99989	0.4000088	C3

7	Feb-14	62.5	2.4	1.5	1.333333333	C9
8	Feb-14	52.08	4.8	2.49984	0.800051203	C7<
9	Feb-14	29.91	11.7	3.49947	0.571515115	C5
10	Feb-14	46	5	2.3	0.869565217	C7<
11	Feb-14	28.13	9.1	2.55983	0.781301883	C7
12	Feb-14	45.71	8.8	4.02248	0.497205704	<C5
12A	Feb-14	46.15	6.45	2.97667	0.671890616	C7
13	Feb-14	37.14	7	2.5998	0.769289945	C7
14	Feb-14	45.45	3.3	1.49985	1.33346668	C9
15	Feb-14	28.13	16	4.5008	0.444365446	C3
16	Feb-14	45.71	3.5	1.59985	1.250117198	C9
1	Sep-14	3.95	38	1.501	1.332445037	C9
2	Sep-14	12.89	9.7	1.25033	1.599577711	C9
3	Sep-14	5.19	21.2	1.10028	1.817719126	C9
4	Sep-14	6.62	15.1	0.99962	2.000760289	C9
5	Sep-14	8.06	9.3	0.74958	2.668160837	C9
7	Sep-14	11.11	4.5	0.49995	4.00040004	C9
8	Sep-14	13.11	6.1	0.79971	2.500906579	C9
9	Sep-14	6.59	9.1	0.59969	3.335056446	C9
10	Sep-14	27.78	5.4	1.50012	1.333226675	C9
11	Sep-14	9.8	10.2	0.9996	2.00080032	C9
12	Sep-14	6.54	10.7	0.69978	2.858041099	C9
12A	Sep-14	15.63	5.29	0.82682	2.418885692	C9
13	Sep-14	24.19	6.2	1.49978	1.333528918	C9
14	Sep-14	14.06	6.4	0.89984	2.222617354	C9
15	Sep-14	6.82	13.2	0.90024	2.221629788	C9
16	Sep-14	24.39	4.1	0.99999	2.00002	C9