



GRADO DE CIENCIAS AMBIENTALES

CURSO 2014-215

**APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN Y
MODELOS DE REGRESIÓN EN LA
CARACTERIZACIÓN DEL LAGO DE SANABRIA.**

Centro Asociado de Cantabria

Tutor: D. Daniel Rodríguez Pérez

Alumna: Raquel Sobrino Navas

ÍNDICE:

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD	2
RESUMEN	3
ABSTRACT	3
1. Aguas continentales.....	5
1.1. Definición.....	5
1.2. Problemas ambientales	6
1.3. Calidad de aguas.....	7
2. Teledetección óptica.....	11
2.1. Reflectividad del agua	16
2.2. Teledetección y calidad de las aguas.....	18
2.2.1. Métodos de campo.....	21
2.2.2. Métodos remotos	22
3. Descripción del Lago.....	25
3.1. Descripción general: geografía, climatología y geología.....	25
3.2. Factores ambientales que determinan el comportamiento del Lago de Sanabria.....	26
3.3. Características físico-químicas del Lago de Sanabria.....	27
3.4. Características biológicas del Lago de Sanabria.....	28
4. Objetivos: determinación del estado de salud del Lago de Sanabria.....	29
5. Material y métodos	30
5.1. Datos obtenidos <i>in situ</i> en Lago de Sanabria.....	30
5.2. Disponibilidad de datos de satélite.....	31
6. Propuesta de método para inferir concentraciones de cosas usando métodos físicos.....	34
6.1. Desarrollo teórico	34
6.2. Algoritmos de bandas Landsat para estimar la [Chl-a] y la profundidad del disco de Secchi.....	35
6.3. Aplicación del método al Lago	36
7. Resultados	37
8. Discusión.....	39
9. Conclusiones	40
10. Bibliografía:.....	42
ANEXO 1. TERMINOS RADIOMETRICOS.....	45

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

“El documento que sigue a continuación ha sido realizado completamente por la firmante del mismo, no ha sido aceptado previamente como ningún otro trabajo académico y todo el material que ha sido tomado literalmente de cualquier fuente, ha sido citado en las referencias bibliográficas y se ha indicado entre comillas en el texto”.

RESUMEN

El estudio de lagos mediante Teledetección es una herramienta útil para controlar parámetros de calidad de las aguas, como la concentración de clorofila-a o la transparencia ya que proporciona una buena cobertura espacial y temporal a coste reducido. Uno de los principales problemas es que los algoritmos empíricos que habitualmente se emplean se obtienen mediante regresión estadística entre radiancias o reflectancias y datos específicos obtenidos in situ, con la consiguiente dependencia de las características locales (atmosféricas, geológicas y ecológicas) del lago en el que realiza ha realizado el estudio. Por tanto, la inferencia de modelos de regresión obtenidos para determinadas masas de agua no es posible para otras situaciones en las que no se reproducen las mismas condiciones. Un complemento a la Teledetección, que permitiría la generalización a distintos casos, sería la inversión de modelos físicos que describan los procesos básicos, basados en la teoría de transferencia radiativa. En la aplicación al Lago Sanabria, el más grande de España, se ha analizado la concentración del clorofila-a, comparando los datos in situ con los recavados procesando imágenes procedentes de Landsat-8 con distintos modelos empíricos obtenidos para distintos lagos del Planeta. Debido a la cobertura de nubes, el desfase entre fechas de toma de datos y la no coincidencia en las características de los lagos para los que se obtuvieron las regresiones empleadas, no ha sido posible determinar el grado de eutrofización del lago.

ABSTRACT

The study of lakes by means of remote sensing is a useful tool to monitor water quality parameters such as concentration of chlorophyll-a [chl-a] or transparency, since it provides reliable, low-cost spatial and temporal coverage. However, one of the main problems is that the empirical algorithms that are normally used are the result of the statistical regression between radiances or reflectances and specific data obtained in situ. The consequence is a dependency on the characteristics (atmospheric, geological and ecological) of the lake in which the study has been developed. Therefore, the inference of regression models obtained for a particular body of water is not applicable to other sites under different conditions. A good complement to remote sensing, which could enable a wider-ranging application of the test, would be the inversion of physical models describing basic processes based on the theory of radiative transfer. As a test, this project has analyzed the concentration of chlorophyll-a in Lake Sanabria, the largest lake in Spain. A

comparison has been drawn between data obtained in situ and data obtained from Landsat-8 images coming from different empirical models used in a variety of lakes around the world. Because of the clouds, the lack of synchronicity among the data collection dates, and the divergence in the characteristics of the lakes for which the used regressions were obtained, it has not been possible to determine the status of eutrophication of the lake.

1. Aguas continentales

1.1. Definición

Según la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea (UE), se entiende por «aguas continentales», todas las aguas quietas o corrientes en la superficie del suelo y todas las aguas subterráneas situadas hacia tierra desde la línea que sirve de base para medir la anchura de las aguas territoriales, lo que incluye además de ríos, lagos, lagunas y embalses a las aguas de las desembocaduras de ríos, estuarios y acuíferos subterráneos; así mismo, en dicha DMA se define como «buen estado de las aguas superficiales» al estado alcanzado por una masa de agua superficial cuando, tanto en su estado ecológico como su estado químico son, al menos, buenos; principal objetivo perseguido por los Estados Miembros.

Desde mediados de los años setenta, en los que se produjo un gran desarrollo legislativo del que nacieron diversas Directivas de aguas en las que se reflejaban los objetivos de calidad en función de los usos previstos (aguas de baño, aguas, desarrollo de vida piscícola, y consumo humano...), hasta la actualidad, se han aprobado multitud de Directivas para la protección de las aguas frente a la contaminación procedente de emisiones y vertidos contaminantes y garantizar el tratamiento de las aguas residuales (Libro Blanco del Agua).

Esta DMA, elaborada en Octubre de 2000 por la UE, tiene carácter integrador, englobando bajo una sola entidad jurídica toda la normativa de agua que existía y un marcado espíritu innovador, pues propone la derogación de directivas obsoletas y su sustitución por otras.

La calidad natural o intrínseca de las aguas es aquella que tendrían en un medio natural sin intervención humana. En España esta calidad natural permitiría su uso en el regadío y en el abastecimiento a poblaciones, sin embargo, la influencia negativa de determinadas actividades antrópicas ha provocado que el estado natural de las aguas se haya deteriorado gravemente (Real Decreto-Ley 4/2007, modificación de la Ley de Aguas).

El objetivo de este trabajo es comprobar si es posible observar las desviaciones del estado de aguas superficiales con respecto a esta calidad natural, sin necesidad de medidas puntuales in situ, empleando imágenes de satélites de estudio de la Tierra en las que se observe la totalidad de la superficie acuática.

1.2. Problemas ambientales

El clima, junto a las características geológicas es el principal factor para explicar las diferencias entre sistemas ecológicos. El régimen de caudales, la biogeoquímica de las aguas, la estructura biológica, y el funcionamiento del ecosistema tienen, en condiciones naturales, su causa última en el clima. Perturbaciones naturales, sean hidrológicas (sequías, avenidas) como físicas (aludes, fuegos), causan efectos en los ecosistemas fluviales, que en general pueden ser compensadas por los mecanismos dinámicos de los ecosistemas (Margalef, 1983). Sin embargo, algunas perturbaciones, sobre todo de origen humano, son permanentes y acaban afectando de manera irreversible los ecosistemas acuáticos. Entre las más importantes son las que afectan el ciclo del agua, el exceso de nutrientes, la presencia de sustancias tóxicas y las alteraciones físicas.

En condiciones naturales, las concentraciones de nutrientes transportadas por un curso de agua dependen de su caudal, de la naturaleza geológica y de la vegetación de la cuenca, así como del grado de afección por el impacto humano. Los usos del suelo en la cuenca (urbano, agrícola, industrial) determinan la concentración de nutrientes que llegan al río, pudiendo sobrepasar los niveles de concentración natural. Tanto los vertidos provenientes de usos agrícola-ganaderos intensivos como los vertidos directos producen aumentos significativos en la concentración de nutrientes disueltos, que conduce a un crecimiento desmesurado de plantas y algas, al consiguiente aumento del oxígeno requerido para la respiración de todos estos organismos fotosintéticos y el enturbiamiento que impide que la luz penetre hasta el fondo. La fotosíntesis en zonas más profundas se hace imposible, por lo que no se produce oxígeno libre y aumenta la actividad metabólica aeróbica de los descomponedores, agotando el oxígeno del fondo. Este proceso conocido como eutrofización de las aguas, hace inviable la existencia de las especies que formaban el ecosistema (Margalef, 1981).

Además de los nutrientes, la actividad humana es responsable del vertido de gran cantidad de sustancias de naturaleza muy variada, con elevada toxicidad potencial y persistencia en los ecosistemas, como pesticidas, disolventes, derivados de la combustión incompleta de hidrocarburos y metales pesados. Aunque los efectos ambientales de dichos contaminantes están todavía en estudio, se trata de compuestos muy específicos que actúan a concentraciones muy bajas, y se han encontrado efectos en el comportamiento de los seres vivos afectados relacionados con la capacidad de búsqueda y adquisición de alimento, afecciones al sistema reproductor, malformaciones, etc. (Patz et. al., 2008).

Otra actividad antrópica que provoca una presión significativa sobre los ecosistemas y compromete su funcionamiento, es la regulación de los cursos fluviales mediante la construcción de presas. Afectan, entre otros aspectos, al régimen térmico y la calidad del agua en la salida, ya que en su mayoría desembalsan el agua del fondo, que se caracteriza por la baja concentración de oxígeno y elevada concentración de compuestos reducidos, metales y fósforo. Estudios realizados (Armengol, 2008) en una muestra de embalses repartidos por la Península Ibérica (más de mil grandes embalses en total), muestran que en los últimos años más de la mitad han aumentado su grado de eutrofización.

Debido al aumento en la aplicación de fertilizantes y plaguicidas en nuestro país (contaminación difusa procedente de la agricultura), se ha producido en los últimos 35 años (desde 1975, en que comenzaron a realizarse estudios en nuestro país) una degradación general y acelerada de la calidad del agua en los embalses, pudiendo provocar graves problemas de eutrofización en los embalses y de contaminación de las aguas subterráneas (Armengol, 2008).

Actualmente, no se considera que la calidad media de las aguas superficiales españolas sea del todo satisfactoria. A pesar de que en la cabecera de la mayoría de los ríos del norte peninsular el estado de conservación es óptimo, a medida que discurren por núcleos urbanos e industriales, el grado de contaminación aumenta, llegando, en ocasiones, a un estado muy degradado en los tramos medios y finales del río. En el sur, los problemas observados son similares, pero la calidad del agua en las cabeceras empeora ya que los bajos caudales presentes originan una menor dilución de los vertidos contaminantes (Libro Blanco del Agua).

1.3. Calidad de aguas

La Limnología o Ecología de las aguas continentales puede definirse como el estudio de la circulación de los materiales -especialmente las sustancias – en una masa de agua (Winberg, 1963); como la Biología de los ecosistemas acuáticos no marinos (Margalef, 1974) o bien como el estudio de las aguas continentales como sistemas (campo multidisciplinar que implica a todas las ciencias que tienen que ver con el entendimiento de las aguas: Física, Química, Ciencias de la Tierra y Biológicas y las Matemáticas, Edmonson (1994)).

A pesar de que no hay una definición plenamente satisfactoria y que su estudio no está plenamente acotado, podemos evaluar el nivel de calidad de las aguas, a través de ciertos

parámetros que describen las propiedades ópticas o térmicas, y que pueden resumirse como:

- Concentración de clorofila-a

La clorofila-a es el pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores que desprenden oxígeno y está presente en todas las algas, a excepción de algunas bacterias fotosintéticas. Sin duda, es el principal pigmento que desencadena el enriquecimiento de nutrientes en el medio acuático, denominada producción primaria.

La concentración de clorofila-a [Chl-a] es uno de los parámetros más utilizados para determinar el nivel de eutrofización en el agua, ya que se correlaciona con la biomasa total del fitoplancton debido a que es el principal pigmento fotosintético presente en las algas.

El fitoplancton (algas y talofitas) y algunas bacterias constituyen el eslabón más bajo en la cadena alimenticia en el medio acuático porque convierten los nutrientes inorgánicos en materia orgánica susceptible de ser utilizada por otros seres vivos. Podemos distinguir, entre los más comunes, Cianobacterias (carecen de ficobilinas, encargadas de absorber la luz, y parecen ser las encargadas de la fijación de nitrógeno), Clorofíceas (principalmente de aguas dulces, son semejantes a las plantas superiores por la coloración y la presencia de los pigmentos asimiladores en los cloroplastos), Diatomeas y Euglenofitas (grupo de algas con organismos heterótrofos y autótrofos. Entre las autótrofas, los pigmentos principales son la clorofila-a y clorofila-b. Ocupan gran diversidad de nichos ecológicos incluyendo aguas dulces, salobres y aguas ricas en materia orgánica) (Domínguez Gómez J. A. et al, 2011).

- Concentración de materia orgánica e inorgánica

El agua lleva sustancias disueltas (menores a $0.45 \mu\text{m}$), material particulado en suspensión (seston), el que se compone de una fracción orgánica viva (plancton) y una fracción detrítica orgánica e inorgánica (tripton). El conjunto de sedimentos orgánicos e inorgánicos transportados por los ríos se denomina materia en suspensión total (TSM), y caracterizan las aguas de lagos y las aguas costeras. Su presencia regula la entrada de luz en el interior de la columna de agua (la profundidad de la zona eufótica), que afecta a la producción primaria y en consecuencia, todo el equilibrio del ecosistema acuático.

- Concentración de materia inorgánica disuelta o suspendida (Turbidez)

La turbidez del agua depende de factores tales como el tamaño, forma y propiedades refractivas del material particulado contenido en el agua, que provoca modificaciones en la absorción y dispersión de la luz.

En función del estado en el que se encuentra esta materia se puede clasificar como:

- Sólidos en suspensión (SS): toda materia que puede ser separada del agua mediante un proceso de filtrado, sea cual sea el tamaño de poro del filtro utilizado.
- Materia disuelta, aquella que no puede ser separada del agua mediante un proceso de filtración.

Dentro de los componentes inorgánicos con mayor influencia en la calidad del agua están las variaciones en el grado de acidez o basicidad de la misma, concentración de cloruros, sulfatos, nitratos, fosfatos..., elementos tóxicos como cobre, plomo, plata, cromo arsénico y boro, concentraciones elevadas de gases como amoníaco, metano, dióxido de carbono, y nutrientes causantes de la eutrofización, principalmente nitrógeno y fósforo.

- Concentración de sustancias orgánicas disueltas coloreadas

La denominada materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) o materia amarilla es el sustrato primario para el crecimiento bacteriano en la mayoría de los ecosistemas acuáticos, formada por un conjunto muy heterogéneo de moléculas orgánicas de procedencia diversa, parte autóctona (de la excreción de fitoplancton o lisis celular) y parte alóctona (de insumos terrestres como ácidos húmicos y fúlvicos liberados en la descomposición de detritus vegetal, actividades humanas como la agricultura, descarga de efluentes...), con un contenido variable de cromóforos, que absorben fuertemente en el espectro cercano a UV y violeta a verde-azul, afectando significativamente el color del agua, que se tiñe de un color amarillento., y que determinan las propiedades ópticas de la CDOM (Reche, 2003).

La mayoría de los estudios sobre CDOM se han realizado en zonas boreales y regiones templadas del hemisferio norte, en las que la precipitación es mayor que la evapotranspiración y los suelos están bien desarrollados, características poco frecuentes en nuestra latitud, por lo que no será un parámetro a tener en cuenta en el presente estudio.

- Temperatura

La temperatura del agua es un parámetro ecológico importante para comprender los procesos del ecosistema de agua, ya que cada organismo u actividad biológica tienen unos rangos de temperatura óptimos, fuera de los cuales no se pueden desarrollar. Por norma general, siempre que no se superen unos valores críticos, a mayor temperatura del agua, mayor es la actividad biológica y el crecimiento de organismos acuáticos.

La temperatura de un lago depende de la distribución y el flujo de la **radiación solar**. Al no ser una masa de agua uniforme, se produce en ellos una estratificación en función de la profundidad y radiación solar, que originará un gradiente de temperatura y de densidad desde la superficie hasta el fondo. El resultado de este flujo de calor hacia el interior de la columna de agua, es la formación de una termoclina a una determinada profundidad, quedando el lago estratificado en tres capas:

Epilimnion: Es la capa superficial de mayor temperatura, y menos densa, que circula y se mezcla.

Metalimnion: Es la zona de transición con un pronunciado gradiente térmico que constituye el punto de inflexión del perfil de temperaturas. Además, es en esta capa donde se sitúa la **Termoclina** (la parte donde se produce un descenso brusco de la temperatura).

Hipolimnion: Capa inferior con agua más fría, densa y homogénea.

Los lagos están sometidos a un ciclo estacional en el gradiente de temperatura y proceso de mezcla. Al comienzo del otoño, con la llegada del frío y el incremento de la turbulencia en el agua generada principalmente por el viento, el epilimnion experimenta una pérdida de calor que lleva aparejada un aumento de su densidad y por consiguiente su hundimiento. Este proceso induce el afloramiento de las aguas más profundas. Este proceso de mezcla finaliza con un estado de homotermia vertical, característica del invierno (Hutchinson, G.E., 1975).

Este ciclo general que varía con el clima y la morfología, da lugar a la clasificación de los lagos en cálidos monomícticos de climas templados, cuya temperatura es siempre superior a 4°C y se estratifican en primavera y se mezclan en otoño; y los lagos polimícticos, que pueden ser fríos o cálidos, con circulación continua, únicamente interrumpida por estratificaciones breves y débiles (Arocena y Conde., 1999).

- Blooms algales

Los “blooms” o floraciones algales, son eventos en los que se produce una multiplicación y acumulación excepcional de microalgas o fitoplancton que viven libres en los sistemas acuáticos. Este incremento de la biomasa de una o varias especies se produce en periodos cortos de tiempo, de horas a días. Aunque es un fenómeno que ocurre de modo natural en los sistemas acuáticos, se ha registrado un incremento mundial en su frecuencia y duración, asociado a condiciones de eutrofización de las masas de agua.

Estos “blooms” son ocasionados además de por los incrementos en los niveles de nitrógeno y fósforo, por aumentos de temperatura (superiores a 20°C) e intensidad luminosa o por la disminución de los procesos de mezcla al reducirse la turbulencia producida por el viento (De León L., 2008).

2. Teledetección óptica

La teledetección espacial es la técnica que permite adquirir imágenes de la superficie terrestre desde sensores instalados en plataformas espaciales, suponiendo que entre el sensor y la Tierra existe una interacción energética, bien por reflexión de la energía solar (caso de los sensores ópticos), de la emisión de la Tierra (sensores térmicos) o de un haz energético artificial de emisión propia (sensores de radar). A su vez, este haz energético recibido y transformado en señal por el sensor, ha de transmitirse a la superficie terrestre, para ser analizada e interpretada.

El flujo energético entre la cubierta terrestre y el sensor es radiación electromagnética, cuyas propiedades se explican desde dos teorías aparentemente contradictorias pero complementarias, el modelo de onda, desarrollado por Huygens-Maxwell, que la conciben como un haz ondulatorio descrito por su longitud de onda (λ) y su frecuencia (ν), y la teoría cuántica de Planck-Einstein, que la considera como una sucesión de unidades discretas de energía denominados fotones o cuantos, de masa igual a cero, y en el que la energía transportada por cada fotón depende del objeto que emite la radiación. En la práctica, suelen establecerse una serie de intervalos de longitudes de onda en donde la radiación electromagnética manifiesta un comportamiento similar, denominado espectro electromagnético.

Tanto la luz visible, como la radiación infrarroja, la radiación térmica, las microondas son formas de energía electromagnética que radian de acuerdo a la teoría básica de ondas o Teoría ondulatoria.

El espectro electromagnético se divide en intervalos comprendidos entre determinados valores de longitud de onda, denominadas bandas espectrales. La mayor parte de los sistemas detectores usados en teledetección operan en una o varias zonas del visible (0.4 a 0.7 micras), IR(0.7 a 3 micras) y microondas (1 mm – 1 m).

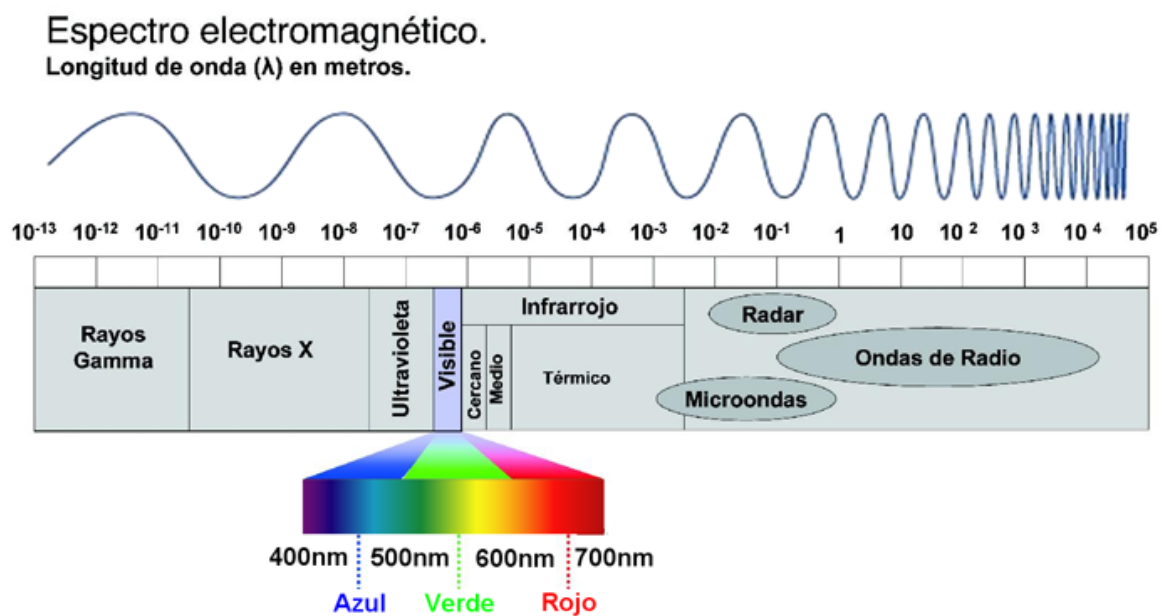


Figura 1: Espectro electromagnético (www.pregunton.org)

Cualquier objeto, como consecuencia de su interacción con una fuente de energía, emitirá y/o reflejará una radiación electromagnética, poseyendo una respuesta espectral propia conocida como firma espectral (Chuvieco. 1990).

Los sensores ópticos captan energía solar reflejada por la superficie terrestre en la franja de longitudes de ondas que va de los 400 a los 2500 nm. En el caso de las medidas derivadas de estos sensores detectan cambios en el color del agua, que se pueden interpretar como cambios en la presencia de pigmentos y de partículas en suspensión. Por tanto, las medidas de teledetección están indirectamente relacionadas con los parámetros que se quieren medir directamente para evaluar la calidad de una masa de agua.

La Teledetección como método de estudio de la calidad ambiental de una masa de agua, presenta una serie de ventajas con respecto a los métodos de muestreo *in situ*. Al basarse en imágenes, las observaciones no son invasivas, el costo de acceso a los datos es bajo, se

pueden tener mediciones durante todo el año mediante instrumentos que se calibran regularmente, y sobre todo, proporcionan observaciones de toda la superficie del cuerpo acuático, mientras que la toma de datos in situ, sólo permite realizar muestreos puntuales cuyo coste aumenta con el número de estos. Por otro lado, presenta ciertas limitaciones, debido a que la radiación electromagnética sólo penetra unos pocos metros en el máximo, bajo la superficie del agua; en el infrarrojo cercano y medio la penetración electromagnética no llega a ser de centímetros.

Las imágenes digitales en teledetección se pueden considerar como una matriz bidimensional discretizada en niveles de grises- ND (valor radiométrico o digital en el que cada celda o elemento de la matriz se denomina pixel. Cada pixel representa un valor de la radiación electromagnética total reflejada en un instante dado. El tamaño de pixel, tiene que ver, asimismo, con la resolución espacial (espaciamiento muestral o número de pixeles por metro) de la imagen (Arozarena. 1995).

Antes del empleo de los datos obtenidos por un sensor, es imprescindible realizar una serie de correcciones en los datos para mitigar los efectos de procesos que tienen un impacto significativo en los procesos a estudiar. El primero de ellos es una calibración geométrica, que se lleva a cabo dentro del proceso de georreferenciación (Domínguez Gómez J. A. et al., 2011). También se incluye en este proceso geométrico cualquier cambio de escala, zoom, giros y desplazamientos sobre la imagen. El segundo proceso de calibración es el radiométrico, que permite extraer información fiable y objetiva de la reflectividad espectral (albedo) de cada punto. Teniendo en cuenta que entre la radiancia que registra el sensor y la que proviene desde un punto de la superficie se interpone la atmósfera, también habrá que corregir el efecto de atenuación (corrección atmosférica) que ésta ejerce en la radiación.

Los fenómenos físicos ligados a la propagación de una onda electromagnética son muy variados (atenuación con la distancia, absorción, refracción y reflexión, interferencias, difracción, polarización, dispersión de la onda...). A continuación se revisan y describen aquellos que afectan más directamente al proceso de análisis de una imagen de teledetección.

Todos los objetos independientemente de la radiación que emitan, reciben radiación fundamentalmente procedente del sol. En función de la naturaleza del objeto de que se trate y de la longitud de onda de la energía, dicha radiación puede seguir varios caminos:

- Reflejarse: la radiación es reenviada de vuelta al espacio. La fracción de energía que se refleja se denomina reflectividad o albedo (ρ)
- Absorberse: la radiación pasa a incrementar la energía del objeto. La fracción de energía que se absorbe se denomina absorptividad (α)
- Transmitirse: la radiación se transmite hacia los objetos situados detrás. La fracción de energía que se transmite se denomina transmisividad (τ).
- Emitirse: cualquier cuerpo en la naturaleza emite radiación y lo hace con diferentes longitudes de onda. Depende fundamentalmente de la temperatura de dicho cuerpo (ley de Plank).

La mayor parte de los sistemas de teledetección se basan en la energía reflejada o emitida por los objetos, que depende sustancialmente de su naturaleza interna y del grado de rugosidad de la superficie, diferenciándose dos tipos de reflexión, especular y difusa.

La reflexión especular es la que se produce en superficies lisas y planas, donde las variaciones altimétricas de la rugosidad superficial son menores que la longitud de onda. En estos casos el ángulo de reflexión es igual al de incidencia, pudiendo llegar a ser muy molesta en teledetección al saturar el detector (por ejemplo, los reflejos en el agua para el espectro visible o sun-glint). Este efecto solar no se observa como saturación en la mayoría de las imágenes de teledetección de observación de la Tierra, aunque sí en algunas meteorológicas (Comentario Rodríguez Pérez D.).

La reflexión difusa, es la que se produce cuando las variaciones de la rugosidad superficial son mayores que la longitud de onda, la energía es reflejada más o menos uniformemente en todas las direcciones. Si la superficie refleja la energía uniformemente, con independencia del ángulo de incidencia recibe el nombre de "superficie Lambertiana" (arena, nieve...), dependiendo la reflectividad sólo de la longitud de onda.

Todos los objetos de la superficie terrestre emiten energía electromagnética (infrarrojo térmico) con una intensidad que está en relación con su temperatura. La *emisividad* (ϵ) es la proporción de energía emitida en relación con la que emitiría un perfecto emisor, un "cuerpo negro", a su misma temperatura.

Dependiendo de las características físicas y químicas de los objetos, estos procesos ocurren simultáneamente en diferentes regiones del espectro electromagnético, con intensidades distintas. La gráfica en la que se representa la reflectividad en función de la longitud de

onda es característica de cada objeto y se denomina firma espectral. Es la base de la percepción remota para su discriminación.

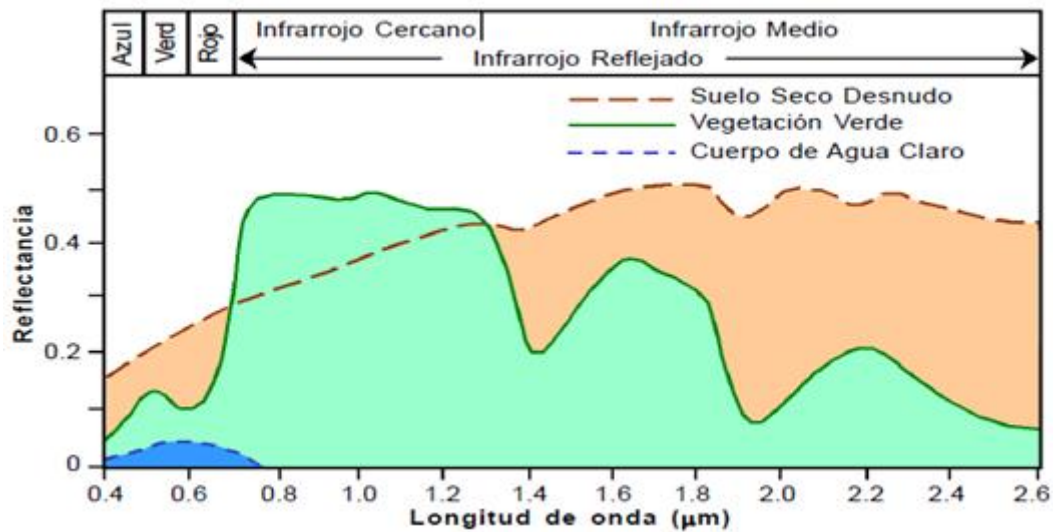


Figura 2: Firmas Espectrales de la vegetación, agua y suelo (www.monografias.com. Manejo del ENVI V4.5)

La radiación registrada por sensores remotos en su trayectoria a través de la atmósfera, sufre efectos de dispersión y absorción. La entidad de éstos depende del trayecto recorrido, de las condiciones atmosféricas presentes y de la longitud de onda de la radiación.

La dispersión atmosférica (*scattering*) es el fenómeno que aparece a causa de la difusión de la radiación en todas las direcciones provocado por las partículas en suspensión y las moléculas de los componentes de la atmósfera. De forma general, este efecto de dispersión decrece a medida que aumenta la longitud de onda, aunque pueden distinguirse varios tipos:

- *Dispersión "Rayleigh"*: producida por las moléculas y partículas atmosféricas que tienen un diámetro menor que la longitud de onda incidente, afectando especialmente a las longitudes de onda más cortas de espectro visible.
- *Dispersión "Mie"*: producida cuando las partículas y moléculas presentes en la atmósfera tienen un diámetro de igual tamaño que la longitud de la onda de la energía incidente.
- *Dispersión "no selectiva"*: Este tipo de dispersión, independiente de la longitud de onda de la energía incidente, se produce cuando las partículas y moléculas atmosféricas presentan un diámetro de mayor tamaño que la longitud de onda de la radiación.

Al contrario de lo que ocurre en la dispersión, en la *absorción atmosférica*, los diferentes componentes de la atmósfera, sobre todo del vapor de agua (H_2O), el dióxido de carbono

(CO₂), el oxígeno (O₂) y el ozono (O₃), retienen parte de la energía. Este fenómeno de absorción es muy selectivo, limitándose a determinadas bandas de absorción atmosférica dentro del espectro electromagnético.

Las regiones del espectro donde estos procesos son débiles, y por lo tanto la transmisión de energía se produce con facilidad, reciben el nombre de "ventanas espectrales" y se centran especialmente en el UV-A, el visible y el infrarrojo reflejado y térmico, además de las longitudes de onda superiores a 1 mm, donde la transmisión atmosférica es total, siendo esta una de las principales razones de su frecuente uso en teledetección (radar). Los principales sensores utilizados en los sistemas de teledetección espacial se centran en las regiones de las ventanas espectrales y en las longitudes de onda donde la emisión es mayor.

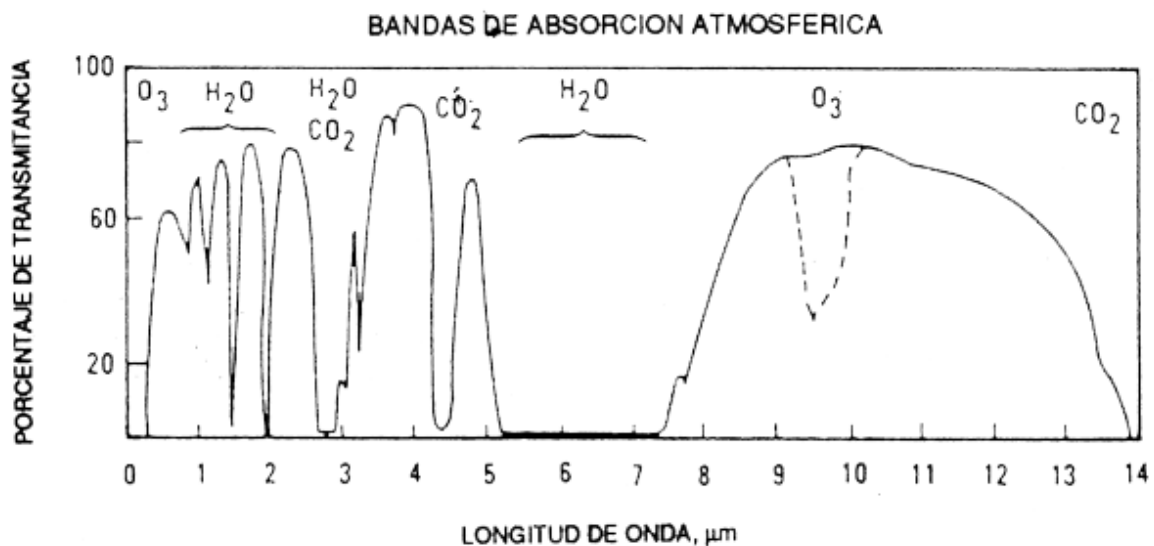


Figura 3: Transmisividad y absorción atmosférica (www.fao.org. Aplicación de la tecnología de percepción remota a las pesquerías marinas) Reflectividad del agua

Una vez revisados los conceptos físicos generales aplicables a la teledetección, vamos a centrarnos en las características específicas del agua, que van a ser relevantes a la hora de evaluar la calidad de la misma mediante los datos obtenidos por satélite, para más adelante aplicarlos al caso particular del lago de Sanabria.

El agua transmite la mayor parte de la energía visible que incide en ella. La absorción aumenta a medida que lo hace la longitud de onda de la radiación incidente. La mayor reflectividad del agua clara está en torno al azul, disminuyendo cuando se alcanza el infrarrojo próximo, y está relacionada con la profundidad, el contenido de materiales en

suspensión (clorofila, nutrientes) y rugosidad de la superficie. Así, la reflectividad espectral aumenta en aguas poco profundas debido a la contribución apreciable del fondo.

En el agua clara la profundidad de penetración son 10 m entre 0.5 y 0.6 μm cayendo hasta 10 cm en 0.8 - 1.1 μm . Por tanto al incrementarse la profundidad del agua la reflectancia, en cualquier longitud de onda, desciende obteniendo una imagen de la misma “negra”, ya que absorbe toda la radiación que le llega en unos pocos centímetros o milímetros, haciendo que sólo se pueda estimar la composición del agua en superficie.

Por otra parte, la cantidad de biomasa fotosintética presente en el agua, y por tanto, los posibles problemas de eutrofización del lago, está directamente relacionada con las concentraciones de nutrientes en el agua, nitratos y fosfatos disueltos, principalmente el fósforo, que es el nutriente limitante en las aguas continentales y sus variaciones de concentración desencadenan “blooms” algales.

El carácter tridimensional de las superficies de agua hace que en su respuesta espectral aparezca un componente debido a la superficie, otro a la columna de agua y un tercero al fondo. Por tanto variaciones tanto en la columna de agua como en los materiales del fondo van a alterar su respuesta; un fondo de arena clara proporciona mayor reflectancia que otro compuesto por materia orgánica en descomposición.

El agua clara tiene unas excelentes propiedades en cuanto a transmisión de la radiación electromagnética en el espectro visible y de absorción en el infrarrojo. En cuanto a la reflectancia aparece un pico en el verde que va reduciéndose hasta el infrarrojo.

En el IR cercano, donde los cuerpos de agua absorben intensamente, aparecerán como cuerpos oscuros, facilitando su observación y permitiendo distinguir entre áreas de tierra y agua.

Para longitudes de onda visibles hay factores que complican la interpretación. El agua clara absorbe poca energía con longitudes de onda por debajo de 0.6 μm , pero a medida que aumenta la turbidez, la reflectancia en el visible aumenta rápidamente. Igualmente la presencia de clorofila (algas, fitoplancton) modifica la reflectancia del agua, efecto que se aplica al monitoreo por percepción remota de concentraciones de algas.

Las longitudes de ondas más largas del visible y del NIR son más absorbidas por el agua que las longitudes de onda más cortas del visible. Por eso el agua se ve azul o azul verdosa por la gran reflexión en estas longitudes de ondas. Si hay sedimentos suspendidos en la parte más superficial de la columna de agua, la reflectividad es mayor y se ve más

brillante. En caso de que el agua tenga algas en suspensión, estas absorben el azul y reflejan el verde.

Cuando el agua contiene turbidez, las consecuencias sobre la respuesta espectral van a depender del tipo de turbidez. Si se trata de fitoplancton, aparecen importantes alteraciones en el verde (aumenta) y en el azul (disminuye). Estos resultados han permitido el desarrollo de diversas ecuaciones empíricas. Si se trata de sedimentos inorgánicos la reflectividad aumenta, especialmente en el rojo.

El fitoplancton tiene una capacidad de absorción selectiva de luz en la región del visible del espectro electromagnético, entre 400 y 700 nm de longitud de onda, región en la que el agua apenas absorbe luz. Esto hace al fitoplancton responsable en buena medida del color del agua. Es uno de los componentes ópticamente activos (OAC) en las masas de agua. Otros OACs de las aguas son las partículas minerales en suspensión, la materia orgánica muerta fitoplanctónica y la CDOM.

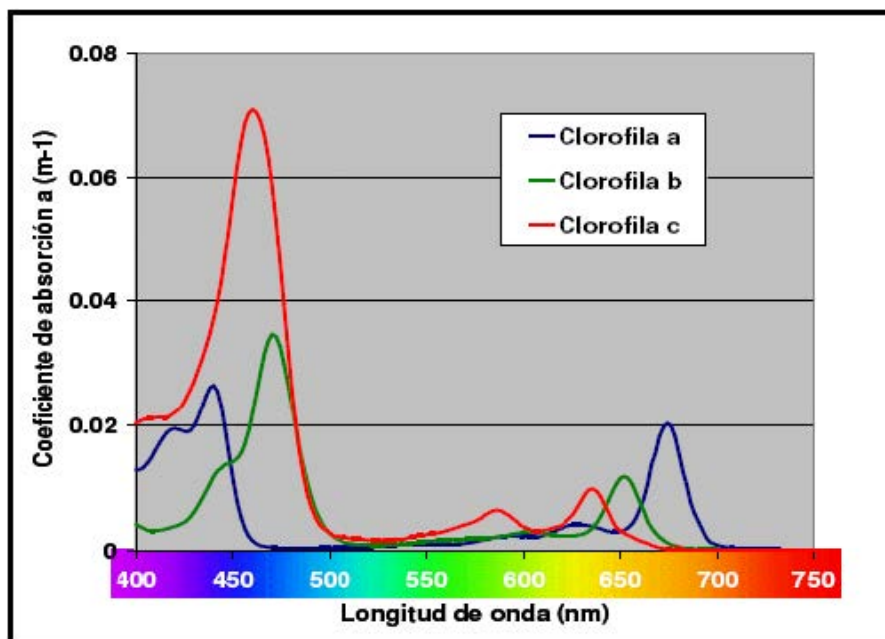


Figura 4: Gráfica simplificada de espectros de absorción de Clorofilas a, b y c (Centro de estudios Hidrográficos, CEDEX. 2006)

2.2. Teledetección y calidad de las aguas

El agua, está caracterizada por sus *Propiedades Ópticas Inherentes*, que son aquellas que pertenecen al medio propiamente y cuya magnitud y variación vienen determinadas por la composición o las sustancias que existen en el medio, independientemente de las condiciones lumínicas del momento (Absorción y Scattering) y por sus *Propiedades*

Ópticas Aparentes, las que dependen de las propiedades inherentes y de la energía ambiental que incide sobre la masa de agua o sobre la forma o lugar de observación de esa masa de agua (atenuación vertical de la luz y reflexión en la superficie del agua)

El proceso de atenuación que sufre un rayo de luz al atravesar una columna de agua, se debe tanto a la absorción (coeficiente de absorción, α_a) como a la dispersión (coeficiente de dispersión, α_s), y representa la fracción de la energía que pierde un haz de luz colimado cuando avanza una longitud unidad a través del agua.

Para medir de forma fácil la atenuación de la luz en el agua, se recurre a la medición de la transparencia de una masa de agua. La falta de transparencia (turbidez) se debe a la concentración de sólidos en suspensión y se mide con un turbidímetro (en NTU, nephelometric turbidity units), que determina el cociente entre la luz transmitida y la luz dispersada con un ángulo de 90° respecto al haz incidente.

La reflectancia del interior de una masa de agua se define como la fracción de energía reflejada desde el interior de la masa acuática, esto es, el cociente entre la irradiancia ascendente (upwelling), $E_u(0^{\pm},l)$, y la descendente (downwelling), $E_d(0^{\pm},l)$, medidas ambas justo bajo la superficie del agua (profundidad 0^{\pm}).

El coeficiente de atenuación difusa (K_d), especifica la tasa de atenuación de la luz (disminución de la irradiancia) en la columna de agua, según la Ley de Lambert-Beer.

Cuando la radiación incide sobre superficies líquidas, la gran mayoría se ve reflejada en una dirección especular en la superficie del líquido, sólo una pequeña fracción penetra y de ella, una parte puede reflejarse de forma difusa, sobre todo si existen partículas minerales en suspensión o fitoplancton (Ormeño, 2006)

Las superficies de agua absorben o transmiten la mayor parte de la radiación visible que reciben, siendo mayor su absorptividad cuanto mayor sea la longitud de onda. La mayor reflectividad del agua se produce en el azul, reduciéndose progresivamente hacia el infrarrojo cercano, donde es prácticamente nula.

La reflectividad del agua se detecta mejor en el intervalo óptico (longitudes de onda más cortas: azul y verde), que se ha de relacionar con la profundidad y contenido de materiales en suspensión (clorofila-a, partículas minerales en suspensión, y materia orgánica en suspensión (sustancia amarilla)), el comportamiento espectral del agua pura y la rugosidad de la superficie.

La profundidad del agua influye directamente en la reflectividad proveniente de los materiales del fondo. Cuanto menor sea la profundidad del agua, mayor será la reflectividad y menor la absorptividad.

La radiación reflejada que puede registrarse por el sensor (la que nos interesa en la curva de reflectividad) es la difusa. Por ello, en el intervalo óptico, las superficies líquidas aparecen oscuras o negras.

Si el agua presenta importantes concentraciones de clorofila, la reflectividad en el azul y en el rojo tiende a descender, aumentando en el verde (Chuvieco, 1990). Esto permite establecer una correlación, de signo negativo, entre la reflectividad del agua en la banda del azul y de signo positivo, entre la reflectividad del agua en la banda del verde, y el contenido de clorofila, lo que facilita localizar concentraciones de algas o el estudio de la eutrofización de embalses.

El resto de los materiales en suspensión contribuyen también a aumentar la reflectividad, además de contribuir a la turbidez. Por último, la rugosidad de la superficie favorece la reflexión difusa, y en consecuencia una mayor reflectividad.

La gran inercia térmica del agua (resistencia a cambiar de temperatura), se debe a su alto calor específico. Además, la radiación incidente es fuertemente absorbida y transmitida a lo largo de la superficie por movimientos de convección. Esto permite detectar con bastante facilidad plumas de agua provenientes de fuentes ajenas al entorno, como sería agua con materiales en suspensión (que absorben la radiación solar y se calientan, emitiendo más radiación infrarroja que las aguas limpias) o descargas de centrales nucleares (que son vertidas a temperaturas superiores a la ambiente y, por ello, también emiten más en el infrarrojo térmico que el agua fría).

En el visible e IR próximo, el agua pura absorbe totalmente la radiación dependiendo de la longitud de onda concreta, así, la radiación en un entorno de 0,5 micras puede llegar hasta varias decenas de metros. La radiación del IR medio sólo penetra unos milímetros. Al igual que sucede con la atmósfera, la radiación de longitud de onda inferior a 0,5 micras se ve afectada por la dispersión de Rayleigh. La profundidad a que penetra la radiación (L , profundidad de absorción) depende del coeficiente de absorción (α_a), siendo:

$$L = 1 / \alpha_a \text{ con } l \text{ en metros y } (\alpha_a) \text{ en } m^{-1}.$$

El agua pura, en el IR térmico tiene una emisividad de aproximadamente 0,985 en 8 μm de longitud de onda, subiendo hasta aproximadamente 1 en 12 μm y descendiendo bruscamente hasta 0,96 en las 14 μm (Ormeño, 2006).

En la región de las microondas proporciona cierta capacidad de penetración, siempre que el ángulo de incidencia sea bajo y se trabaje con longitudes de onda largas. El agua suele reflejar especularmente el pulso recibido, por lo que el retorno es bastante bajo. En caso de existir cierta rugosidad superficial, como por ejemplo oleaje, puede manifestarse en la imagen obtenida por el radar, siempre que el ángulo de incidencia sea bajo.

2.2.1. Métodos de campo

La toma de datos y muestras de agua en campo proporciona información sobre la calidad y la cantidad de agua, y sobre las propiedades hidrodinámicas de los sistemas que se están estudiando. Se necesitan instrumentos de muestreo apropiados que salvaguarden la información original sobre las propiedades del agua, así como seleccionar de manera adecuada el número y la situación de los puntos de muestreo y las series temporales de información.

El muestreo de la calidad de las aguas in situ se puede realizar mediante dos tipos de medidas:

- Medidas en continuo: mediante un CTD, que mide conductividad eléctrica (que será transformado en valores de salinidad), temperatura y profundidad; Y mediante sensores eléctricos que miden pH y ópticos, que a partir de datos de clorofila, radiación fotosintéticamente activa (PAR) permiten obtener el resto de variables.
- Medidas puntuales: tomando muestras de agua a diferentes niveles de profundidad (superficie, medio y fondo). Las variables analizadas en laboratorio en dichas muestras pueden ser: sólidos en suspensión, color, carbono orgánico total, nitrógeno total, fósforo total, nutrientes, aceites y grasas, detergentes, fluoruros, calcio, coliformes fecales y totales, estreptococos fecales y fitoplancton.

Asimismo, en cada estación o punto de medida se puede estimar la transparencia del agua mediante la profundidad de visión del Disco de Secchi, valor utilizado para estimar el coeficiente de extinción de la luz para aguas superficiales. El disco se sumerge hasta que deja de verse, se registra la profundidad y vuelve a subirse hasta que nuevamente se haga visible. Luego se promedian estas dos medidas (desaparición con disco descendiendo y

aparición en ascenso) para obtener una medida dependiente de la transparencia del agua. Se clasifica como sistemas de aguas claras a los que presentan lecturas de Secchi mayores o iguales a un metro (Juanes de la Peña J. A., 2008).

2.2.2. Métodos remotos

Los sensores ópticos captan energía solar reflejada por la superficie terrestre en la franja de longitudes de ondas que va de los 400 a los 2500 nm. Las medidas derivadas de estos sensores detectan cambios en el color del agua, que se pueden interpretar como cambios en la composición de partículas en suspensión y el contenido de clorofila-a. Para su interpretación es necesario obtener un algoritmo que produzca una relación matemática de las observaciones del satélite desde el espacio y los relacione con las magnitudes que se desean estimar. Esta transformación de la información se puede resolver de dos formas distintas: bien con métodos estadísticos (estudios de regresión) o con la inversión de modelos físicos.

En los estudios de regresión, para simplificar los análisis, se recurre al uso de índices espectroscópicos, combinaciones de la respuesta en diferentes bandas que pretenden realzar algún proceso de particular interés. De este modo, se pueden obtener resultados adecuados siempre y cuando se cuente con un número suficiente de muestras in situ y se sea cuidadoso con el tipo de regresión. Sin embargo, es un método difícil de generalizar para otros lagos, periodos, sensores... ya que se agrupan todos los factores que relacionan la reflectancia con la concentración.

Por otro lado, los métodos que propugnan el uso de modelos físicos que describen los procesos de absorción y dispersión de los fotones según interactúan con el medio, se basan en la construcción de un modelo físico que parametriza el problema, y que sirve para predecir las observaciones. En la práctica, se intenta “invertir el modelo”, es decir, a partir de las observaciones de radiancia y reflectancia, se pretenden inferir los parámetros del modelo, como concentración de clorofila, sedimentos, etc.

Los métodos basados en la inversión de modelos físicos son por lo general más fáciles de generalizar a otros casos, ya que describen procesos básicos y permiten la introducción e imposición de leyes de conservación de energía, reciprocidad, etc. y son fáciles de adaptar a las características de distintos sensores (como bandas espectrales distintas, distintos ángulos de iluminación/adquisición, etc.). Desgraciadamente, la solución al problema inverso es rara vez única, lo que lleva a la necesidad de añadir más observaciones (por

ejemplo, de otros sensores), o a la necesidad de aportar conocimiento a priori, prescribiendo algunos valores, o por lo menos, introduciendo una distribución informativa.

En las últimas décadas, se han desarrollado numerosos modelos físicos para explicar la señal captadas por sensores ópticos. En general, estos modelos están basados en la teoría de transferencia radiativa, y describen el efecto de un rayo de luz atraviesa un medio turbio (agua con partículas en suspensión). Generalmente, las propiedades espectrales y concentración de las partículas son las que luego se relacionan con la calidad del agua.

La mayor parte de los modelos teóricos comienzan con la ecuación fundamental de transferencia radiativa, que expresa el cambio en la intensidad I al atravesar un espesor de un medio (de propiedades ópticas inherentes conocidas), debido a la absorción y dispersión del medio (Chandrasekhar, 1960):

$$\mu \frac{dI(\tau, \mu, \phi)}{d\tau} = I(\tau, \mu, \phi) - \frac{w_0}{4\pi} \int P(\mu, \phi; \mu', \phi') I(\tau; \mu') d\mu' d\phi' - Q(\tau, \mu) \quad (1)$$

En la ecuación 1, tenemos que el cambio de intensidad para un haz monocromático incidente en la dirección (μ, ϕ) , donde μ es el coseno del ángulo cenital y ϕ el ángulo azimutal viene dada por la combinación de la función fuente (segundo y tercer elemento de la parte derecha de la Ec. 1). Bajo una serie de supuestos, es posible integrar esta ecuación para así poder calcular la intensidad reflejada, y por tanto, la reflectancia. En particular, Gordon et al. (1975) proveen una ecuación simplificada para la reflectancia ascendente justo bajo la superficie:

$$R(0^-, \lambda) = f \cdot \frac{b(\lambda)}{a(\lambda) + b(\lambda)} \quad (2)$$

donde la reflectancia en una longitud de onda determinada ($R(0^-, \lambda)$) se calcula en base a la absorción total del medio ($a(\lambda)$) y a la dispersión total, $b(\lambda)$. El factor f sirve para introducir la variación por ángulo solar, y puede ser aproximado por un término lineal como, (Kirk, 1984):

$$f(\mu_0) = -0.629 \mu_0 + 0.975 \quad (3)$$

donde μ_0 es el coseno del ángulo cenital solar. La reflectancia en la superficie es igual a $0,544 R(0^-, \lambda)$ (Austin, 1980).

Ahora sólo necesitamos conseguir expresiones para la absorción y dispersión totales, sabiendo que si ignoramos las múltiples interacciones, y usando una forma de la ley de

Beer-Lambert, la absorción se puede escribir como una suma de las propiedades ópticas inherentes del medio ponderada por su concentración:

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{ph}^* \cdot x_{ph} + a_{dg}(\lambda) \quad (4)$$

donde $a_w(\lambda)$ es el espectro de absorción del agua, $a_{ph}(\lambda)$ es el coeficiente específico de absorción de la clorofila, x_{ph} es la concentración de clorofila-a, y $a_{dg}(\lambda)$ es la absorción causada por detritus y materia orgánica disuelta, ambas respuestas combinadas dada su similitud espectral. Para la dispersión, tenemos una fórmula similar:

$$b(\lambda) = 0.5 \cdot b(\lambda) + b_{ph}^* \cdot x_{ph} + b_{SM}(\lambda) \quad (5)$$

donde asumimos que la probabilidad de retrodispersión del agua es del 50 %, b_{ph}^* es el coeficiente de dispersión del fitoplancton, y b_{SM} es el coeficiente de dispersión de la materia en suspensión.

Las ecuaciones (4) y (5) requieren de la parametrización de los componentes del modelo espectral.

Antes de definir estos modelos, es importante considerar que los modelos de fitoplancton dependen de las especies y sus propiedades físicas. Por tanto, un análisis de las algas dominantes in situ, y la posterior estimación de un espectro de absorción en el laboratorio serían ideales. En caso de que no sea posible, se podría emplear un espectro “medio” derivado de mediciones de espectros de varias especies en el laboratorio obtenidos por diversos autores. Lo mismo haríamos para los espectros de absorción y dispersión del agua y de detritus y materia orgánica disuelta.

En la práctica lo que se usan son relaciones empíricas, con una base en los modelos físicos, pero escogidas, más bien, porque funcionan.

3. Descripción del Lago

3.1. Descripción general: geografía, climatología y geología.

El Lago de Sanabria, situado en la provincia de Zamora, pertenece a la cuenca del río Duero, en la confluencia de las Sierras Segundera y Cabrera. Es el lago más grande de la Península con una superficie de 3,47 km². Presenta una morfología alargada en dirección E-W, con dos subcuencas separadas por un umbral De origen glaciar, la formación de su cuenca tuvo lugar por la unión de tres lenguas glaciares, y la posterior retirada y fusión de las mismas (Vega et al., 2005).

Situado en el Noroeste de la Península Ibérica, en las coordenadas 42°07'30" N, 06°43'00" W a 1000 m s.n.m.m, la climatología está condicionada por la altitud y la estructura topográfica que condiciona el grado de insolación, creando microclimas diferentes entre las distintas zonas de los valles. Presenta dos estaciones marcadas. Entre Octubre y Marzo se desarrolla la época más lluviosa, recogándose el 73% de la precipitación total anual, y una temperatura media de 4.2°C. El periodo más seco se observa entre Junio y Septiembre, con una precipitación que supone el 6% de la precipitación total anual, y una temperatura media de 19.1°C.

Geológicamente se localiza en el antiforme "Ollero de Sapo", en una cuenca hidrográfica formada por materiales cristalinos (gneis, granitos, granodioritas, esquistos y cuarcitas de edad Paleozoico y Precámbrico) recubiertos por depósitos glaciares y fluviales cuaternarios (Vega et al., 2005).

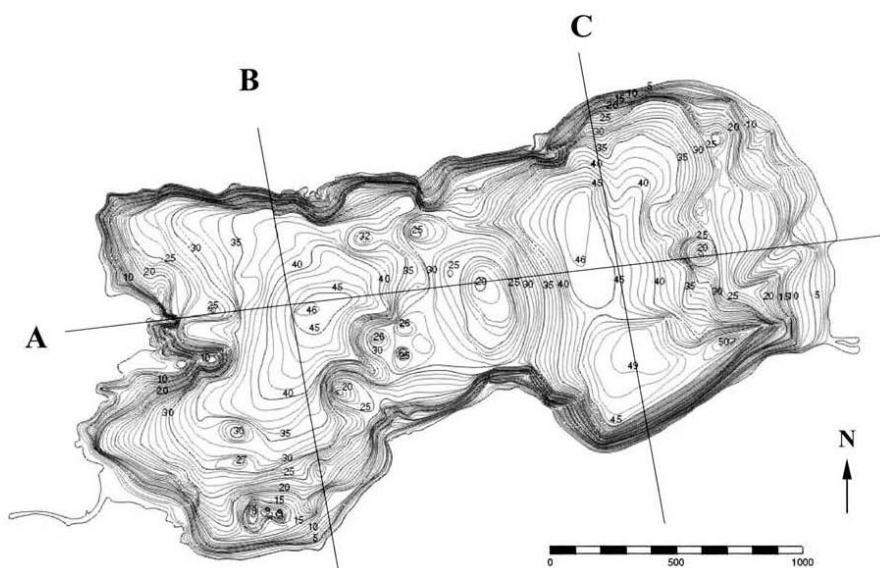


Fig. 5: Mapa batimétrico del lago de Sanabria. Líneas A, B y C corresponden a los perfiles A, B y C (Vega et al., 2004)

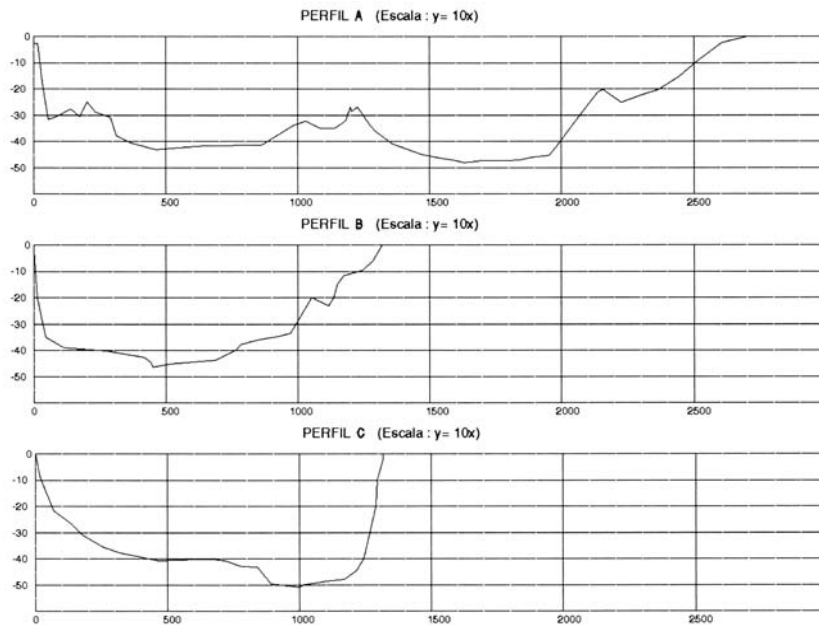


Fig. 6: Sección longitudinal y transversal del lago de Sanabria (Vega et al., 2007)

En las secciones transversales extraídas de Vega et al. se observa la forma de U típica de un valle de erosión glacial. Las orillas norte y sur son casi verticales, mientras que la este y la oeste presentan una pendiente más suave, debido en la primera al oleaje originado por viento del W-NW, que ha erosionado y depositado los materiales originados, en una playa paralela a la orilla, mientras que en la orilla oeste, la variación gradual se debe a los aportes sedimentarios provenientes del río Tera.

Ambas cubetas presentan pendientes más suaves por debajo de los 35 m de profundidad, debido principalmente a la acumulación de sedimentos orgánicos y lodos (de Hoyo, comunicación personal).

3.2. Factores ambientales que determinan el comportamiento del Lago de Sanabria.

Es un lago hidrológicamente abierto con una elevada tasa de renovación, en el que el río Tera constituye la principal entrada y salida de agua y sedimentos del lago (Rico et al., 2007).

El comportamiento limnológico del lago viene determinado por la tasa de renovación del agua (inversamente proporcional al tiempo de residencia, que en este caso es de 0.50-0.75 años), lo que hace que sea muy susceptible al régimen de precipitaciones y a los cambios climáticos.

Los factores que determinan y caracterizan la distribución y estratificación de las abundancias específicas de fitoplancton, son:

- La tasa de renovación del agua.
- La variación estacional de la radiación solar
- El gradiente vertical de factores físicos y químicos (pH, T^a, frecuencia de flotabilidad Brunt-Väisälä y biovolumen) de la columna de agua (Luke Marín, J. A. 2003).

Todas estas variables físicas, químicas y biológicas tienen una variación espacio-temporal dependiente de factores ambientales:

- El **gradiente vertical**, determina el movimiento de la materia suspendida por acción de la gravedad. En consecuencia, se produce una disminución de nutrientes en la capa superficial, aumento de los procesos de descomposición de materia orgánica muerta y concentración de nutrientes en profundidad. La biomasa se sitúa en la zona media de la columna.
- La **estabilidad de la columna de agua** (turbulencia del agua) y **producción primaria**, asociado a la producción primaria. A mayor estabilidad, menor turbulencia, menor tasa de renovación y por tanto menos producción primaria.
- **Temporalidad y la tasa de renovación**. La alternancia de los periodos de mezcla y estratificación vienen determinadas por el régimen de precipitaciones y por la tasa de renovación, lo que supone que los meses en los que se producen entradas y salidas de agua en la cuenca, mayor renovación y mezcla del agua, aumento de la concentración de oxígeno y PRS y por tanto menor estratificación. En los periodos más secos en los que no se produce renovación y mezcla, aumenta la estratificación, el número de células, el cociente de pigmentos, la conductividad, la relación N/P, la T^a y los nitratos.

3.3. Características físico-químicas del Lago de Sanabria.

El Lago de Sanabria es un lago **monomíctico** (la temperatura del agua superficial nunca baja a 4° C y en invierno no se hielan. La mezcla vertical de las aguas sólo se puede producir durante la estación fría) y **holomíctico** (las aguas se mezclan completamente al menos una vez al año), seguido por un periodo de estratificación estival.

En el Lago de Sanabria, el balance térmico es positivo desde febrero hasta agosto/septiembre, y negativo desde agosto/septiembre hasta febrero. La media del balance térmico anual es 19.190 cal/cm²/año. En el balance térmico están implicados principalmente los 10 m más superficiales de la columna de agua; a partir de los 30 m las variaciones de calor que se producen son escasas.

Dada la baja solubilidad, la naturaleza de las rocas que forman el substrato y la ausencia de ácidos húmicos, el lago presenta aguas con bajo contenido mineral (conductividad 14,5-14,9 µS) y ligeramente ácidas (pH 6,2-6,5) (Jambrina, 2011).

La concentración de O₂ disuelto, es un indicador de la calidad del agua y su capacidad para soportar vida vegetal y animal. Depende en gran medida de la temperatura y los procesos de mezcla que sufre a lo largo del año, siendo máxima al final del periodo de mezcla en invierno y mínima al término del periodo de estratificación estival. Las principales fuentes de O₂ son el aire en la superficie, y el proveniente de los organismos fotosintéticos representes en el agua. La disminución progresiva de O₂ a lo largo del año está determinada por el consumo por el fitoplancton y zooplancton, la oxidación química de la materia orgánica, y la respiración bacteriana (sobre todo en interfaz sedimento-agua).

La mayor parte de la fracción de P y N en el agua del lago se encuentra en forma orgánica disuelta, proveniente de la descomposición de la materia orgánica particulada. Su afloramiento a zonas iluminadas aportará nutrientes para el crecimiento primaveral de las algas (Luke Marín J. A., 2003)

La sílice (SiO₂) proviene del cuarzo existente en las rocas plutónicas y metamórficas de la cuenca hidrográfica del Lago de Sanabria, pero su escasa solubilidad hace que su concentración en las aguas del lago sea bastante baja.

3.4. Características biológicas del Lago de Sanabria.

La producción primaria en un sistema lacustre está generada por todos los organismos que utilizan directamente la energía solar y la transforman en energía química mediante la fotosíntesis: estos organismos constituyen el nivel productor.

El fitoplancton experimenta cambios estacionales que se deben a factores físicos (luz, temperatura, turbulencia), factores químicos (nutrientes) y factores biológicos (competencia con otras especies y depredación por el zooplancton) (De Hoyos, 1996). El fitoplancton, a lo largo del año, va adaptándose a las condiciones del medio, desde un agua

turbulenta y rica en nutrientes (mezcla invernal) a un agua estratificada con el *epilímnion* exhausto (estratificación estival).

El fitoplancton del lago es característico de aguas poco mineralizadas (De Hoyos, 1996).

La mayor densidad de fitoplancton se produce durante el verano, observándose valores más altos de los que cabría esperar en un lago oligotrófico y que está causado por la presencia de colonias de cianofíceas, a las que siguen en importancia las clorofíceas, crisofíceas y criptofíceas. Las diatomeas son mucho menos numerosas y están representadas fundamentalmente por dos géneros *Melosira distans* y *Cyclotella glomerata*, siendo más abundante la primera. El contenido en zooplancton es muy bajo y está representado fundamentalmente por crustáceos, copépodos y cladóceros (Vega et al., 2007).

4. Objetivos: determinación del estado de salud del Lago de Sanabria.

El objetivo del presente Trabajo Fin de Grado es determinar (en la medida de lo posible) cual es el estado del Lago de Sanabria. Para ello, mediante el estudio de las imágenes obtenidas mediante teledetección, que permiten un análisis de la superficie completa del lago, se trata de obtener parámetros determinantes como la concentración de clorofila, sustancia orgánica disuelta coloreada, concentración de materia inorgánica disuelta o suspendida y temperatura.

En los últimos años se han producido una serie de denuncias por el deterioro de las características físico químicas y biológicas del lago provenientes de vertidos de aguas residuales y fecales, provocando el inicio de un proceso de eutrofización del mismo. Dichas denuncias están fundamentadas en los datos obtenidos *in situ*: medida de transparencia mediante el disco de Secchi, secuencias de pH, conductividad, fósforo total, muestreo y recuento de organismos y valoraciones bacteriológicas.

La toma de datos *in situ*, presenta el inconveniente de ser localizada y puntual, pudiendo realizarse en lugares no representativos del estado real o por motivos económicos o de disponibilidad de personal, no se tome un número de muestras adecuado a las dimensiones del mismo.

Mediante la comparación de los datos *in situ* y los obtenidos en el análisis de las imágenes de satélite, es posible determinar de un modo más preciso los valores reales de los parámetros que determinan el estado de salud del Lago de Sanabria y por tanto determinar

si éste es oligotrófico (baja productividad primaria, como resultado de contenidos bajos de nutrientes) o eutrófico (elevada concentración de nutrientes y un ritmo elevado de productividad biológica).

La determinación de concentración de clorofila-a en el Lago de Sanabria mediante el análisis de datos de satélite, será el parámetro a estudiar en el presente trabajo, debido a que es uno de los más característicos a la hora de evaluar el estado trófico de una masa de agua.

5. Material y métodos

5.1. Datos obtenidos *in situ* en Lago de Sanabria.

Los datos físico-químicos tomados *in situ* han sido obtenidos de la web en la que la Junta de Castilla y León, a través de la Fundación Patrimonio Natural Castilla y León, pone a disposición pública los datos de los análisis obtenidos por el Laboratorio Limnológico del Parque Natural del Lago de Sanabria (<http://www.patrimonionatural.org>).

Los datos disponibles del control limnológico del Lago de Sanabria corresponden por un lado a la serie histórica de los resultados anuales de los análisis del periodo comprendido entre los años 1986 hasta 2013; y por otro a datos mensuales obtenidos desde Enero de 2013 hasta Marzo de 2015.

Dichos datos han sido obtenidos en una estación situada al Este del lago y corresponden a los siguientes parámetros físico-químicos: contenido de O₂, consumo de oxígeno hipolimnético, temperatura, conductividad, visibilidad mediante disco de Secchi, fósforo reactivo disuelto y fósforo total, concentración de nitratos, sílice, clorofila total y clorofila-a y tasa de renovación del agua.

De todos los parámetros posibles de estudio, en el presente trabajo sólo se va a profundizar en el contenido de clorofila-a en el lago, por lo que a continuación se incorpora una tabla resumen de los datos mensuales obtenidos desde Enero de 2013 hasta la actualidad, debido a que del periodo anterior no se dispone más que de medias anuales.

Mes	Año	Clorofila t (µg/L)	Clorofila "a" (µg/L)	D. Secchi (m)	Mes	Año	Clorofila t (µg/L)	Clorofila "a" (µg/L)	D. Secchi (m)
Enero	2013	3,77	3,32	6	Marzo	2014	1,5	1,32	6,7
Febrero	2013	7,64	6,79	5,6	Abril	2014	3,83	3,37	6
Marzo	2013	11,37	10,12	4,8	Mayo	2014	3,34	2,95	4,8
Abril	2013	7,4	6,55	5	Junio	2014	1,18	1,03	8
Mayo	2013	3,5	3,1	5,5	Julio	2014	1,09	0,94	6
Junio	2013	1,31	1,14	8,7	Agosto	2014	1,5	1,32	5,6
Julio	2013	1,3	1,14	7,5	Septiembre	2014	1,59	1,38	6
Agosto	2013	1,42	1,23	5,8	Octubre	2014	1,44	1,25	5,9
Septiembre	2013	1,64	1,43	8,7	Noviembre	2014	1,18	1,03	5,5
Octubre	2013	1,94	1,69	9	Diciembre	2014	1,1	0,95	6,4
Noviembre	2013	1,83	1,6	6	Enero	2015	0,87	0,75	6,5
Diciembre	2013	1,98	1,74	5,5	Febrero	2015	1,07	0,93	5,4
Enero	2014	1,59	1,39	5	Marzo	2015	1,42	1,24	7,3
Febrero	2014	1,57	1,37	6,6					

Tabla 1: Resumen de parámetros proporcionados por La Junta de Castilla y León.

A título informativo se adjuntan como anexo las tablas con todos los datos proporcionados por la Junta de Castilla y León.

5.2. Disponibilidad de datos de satélite

Son varios los sensores que se podrían emplear para obtener los datos necesarios para el estudio del estado del Lago de Sanabria.

Uno de ellos es el sensor de campo amplio MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer) que se encontraba a bordo del satélite europeo ENVISAT (Butaka R. P., 2005). Su misión consistió en monitorizar el calentamiento global, el grado de la contaminación atmosférica y evaluar los riesgos de desastres naturales para poder mitigar sus efectos. Su órbita polar estaba a 800 km de altitud, inclinada 98 grados respecto al ecuador. El MERIS tenía 15 bandas espectrales programables desde tierra, entre 390 a 1040 nm, cuyas imágenes tenían 300 m de resolución y un tamaño de 650 km cuadrados de superficie captada. Fue concebido para aplicar en oceanografía.

Probablemente, los datos del sensor MERIS, sean los mejores, pero dado que actualmente no está en uso, y son difíciles de conseguir, sólo se podría hacer un estudio entre los años 1999 y 2011, que es cuando estuvo en funcionamiento.

El sensor MODIS se encuentra a bordo de los satélites Terra o EOS-AM (lanzado en diciembre de 1999) y Aqua o EOS-PM (lanzado en mayo de 2002) (Mas J. F., 2011).

La órbita de ambas plataformas es helio-sincrónica y cuasi-polar con una inclinación de 98.2° y 98° y una altitud media de 708 y 705 km respectivamente (NASA MODIS WEB, 2008). Ambas plataformas monitorean la totalidad de la superficie terrestre cada 1 o 2 días dependiendo de la latitud.

MODIS cuenta con 36 bandas espectrales, entre 400 nm y 1440 nm. Es un explorador de barrido, con una resolución espacial de las bandas 1 y 2 es de 250 m, en las bandas de 3 a 7 es de 500 m, y en las bandas de 8 a 36 de 1000 m.

Debido al tamaño del Lago de Sanabria (3,47 km²), la resolución espacial de MODIS resulta insuficiente para este trabajo.

Por último, tenemos el satélite Landsat, un sensor multipropósito, que nació para estudios de cubiertas terrestres, pero que actualmente se emplean para estudios de hidrología, recursos costeros, usos del suelo, aplicaciones agrícolas y forestales y monitorización medioambiental. Proporciona datos mensuales, siempre y cuando no haya nubes (Mas J. F., 2011).

El primer satélite Landsat-1 se lanzó en 1972, y desde entonces se han lanzado una serie de Landsat 2, 3, 4, 5, 7 y 8, este último en 2013. Los satélites Landsat 1-5 disponen de dos sensores, MSS (Multispectral scanner) y TM (Thematic mapper). El sensor TM tiene mayor resolución radiométrica (8 bits) y espacial (30 m) que el MSS (6 bits y 82 m, respectivamente). El satélite Landsat-7 incorpora el sensor ETM+ (Enhanced Thematic Mapper) que añade a las bandas ya disponibles en el TM, un canal pancromático con resolución espacial de 15 metros. Este último ha provisto de información casi ininterrumpida desde su lanzamiento en Julio de 1999, pero en la actualidad presenta un problema a causa de un fallo en el instrumento que corrige las líneas escaneadas, conocido como *Scan Line Corrector (SLC-off)*, el cual se encuentra apagado desde Mayo de 2003, dando como resultado que todas las imágenes de Landsat 7 adquiridas desde esa fecha contienen franjas de datos inválidos (pérdida de píxeles). Según el USGS, la pérdida de píxeles perdidos por imagen en del 45% de los mismos.

Landsat-8, ha reemplazado a Landsat-5 y Landsat-7 ETM+, cuenta con dos sensores, OLI (Operational Land Imager), con nueve bandas espectrales, y TIRS (Thermal Infrared Sensor), con dos bandas espectrales en el infrarrojo térmico.

Sensor	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 6	Banda 7	Banda 8	Banda 9
TM	0.45	0.52	0.63	0.76	1.55	10.4	2.08		
	0.52	0.60	0.69	0.90	1.75	12.5	2.35		
ETM+	0.45	0.53	0.63	0.78	1.55	10.4	2.09	0.52	
	0.52	0.61	0.69	0.90	1.75	12.5	2.35	0.90	
OLI	0.433	0.45	0.525	0.63	0.845	1.56	2.10	0.50	1.36
	0.453	0.515	0.60	0.68	0.885	1.66	2.30	0.68	1.39

Tabla 2: Bandas espectrales obtenidas por los sensores Tm, ETM+ y OLI. (Datos en μm) (Elaboración propia)

Los sensores los satélites Landsat tienen 3 bandas en el rango espectral visible: la banda 1, visible-azul, la banda 2, visible-verde y la banda 3, visible-rojo. El Landsat-8 (OLI) tiene su banda 1 estrecha en el azul, y luego tiene las bandas azul, verde, roja, NIR, etc. de los Landsat anteriores, por lo que la numeración se incrementa en 1.

A la hora de escoger el satélite del que obtendremos las imágenes, nos encontramos ante la disyuntiva de elegir entre calidad o cantidad de imágenes. Landsat-8 lleva en órbita desde 2013, por lo que aunque sus imágenes son de mejor calidad, solo tendríamos datos de al menos de dos años. Por otro lado, los datos de Landsat-5 TM y Landsat-7 ETM+, tienen una resolución similar. Del primero hay una serie temporal de 28 años, hasta 2011, por lo que no podríamos tener imágenes de los últimos cuatro años. Landsat-7 lleva en órbita desde 1999, por lo que dispondríamos de datos de los últimos 15 años, aunque con una pérdida significativa de píxeles, como ya se explicó.

Finalmente, las imágenes empleadas para el presente trabajo son las proporcionadas por Landsat-8. La principal ventaja es que son de mejor calidad y ya están corregidas atmosférica y radiométricamente mediante el método LEDAPS (Vermote et. al. 2012), lo cual facilita el procesamiento de las mismas. A pesar de ello existen ciertas limitaciones en el uso de estas imágenes, y en el periodo de estudio parte de las imágenes no son de utilidad ya que presentan una cobertura de nubes elevada, quedando un total de 16 imágenes útiles para su empleo, siendo la primera de ellas de Mayo de 2013 y la última de Diciembre de 2014.

6. Propuesta de método para inferir concentraciones de cosas usando métodos físicos

6.1. Desarrollo teórico

El uso de la información espectral derivada de sensores remotos para la monitorización de la calidad de aguas presenta ciertos retos. Entre ellos pueden mencionarse: i) la naturaleza indirecta de las medidas de teledetección, que han de ser interpretadas para inferir el estado de la masa de agua; ii) la influencia de otros procesos (por ejemplo, sedimentos y materia orgánica disuelta) cuyos efectos ópticos se solapan con los de la clorofila-a en la región visible del espectro; iii) la órbita de los satélites a bordo de los cuales se montan los sensores, y la presencia de nubes. Ambos efectos limitan la posibilidad de adquirir datos de manera continua; iv) errores en la corrección de los efectos de la atmósfera en los datos, y v) métodos poco robustos para interpretar las medidas de reflectancia espectral en función de parámetros de interés como concentración de clorofila-a, por ejemplo. A pesar de estas limitaciones e incertidumbres, las estimaciones derivadas de teledetección proveen una información valiosa ya que éstas pueden complementar y extender los valores medidos en campo para obtener una monitorización de las masas acuáticas más frecuente y profundizar el conocimiento sobre su evolución en el tiempo e inferir tendencias.

Los algoritmos empíricos son regresiones entre radiancias o reflectancias en ciertas longitudes de onda y la concentración de componentes específicos como el fitoplancton y sedimentos en suspensión medidos in situ. Los algoritmos empíricos que se utilizan para estimar la biomasa fitoplanctónica hacen uso de las propiedades ópticas del principal pigmento fotosintético, la clorofila-a, lo que resulta en una mayor absorción (o menor reflectancia) en la región azul del espectro. La tendencia observada es que a medida que aumenta la concentración de fitoplancton (clorofila-a), la reflectancia disminuye en la región del azul ($0,4 \mu\text{m}$) y aumenta en la región del verde ($0,515\text{-}0,6 \mu\text{m}$). De esta manera, los algoritmos utilizan la diferencia o el cociente de las reflectancias medidas en bandas ubicadas en estas dos regiones del EEM y los relacionan con la concentración de clorofila-a.

El parámetro de referencia en este estudio es el fitoplancton, cuyos pigmentos fotosintéticos van a ser analizados mediante su respuesta espectral, proporcionada por los datos de sensor Landsat-8.

Como ya se comentó anteriormente, las imágenes proporcionadas por Landsat-8, ya están corregidas geométrica, radiométrica y atmosféricamente, por lo que son aptas para la aplicación directa de ecuaciones basadas en la reflectancia de superficie.

6.2. Algoritmos de bandas Landsat para estimar la [Chl-a] y la profundidad del disco de Secchi

A continuación se recogen las fórmulas de regresión empleadas para el análisis de las imágenes obtenidas del satélite Landsat-8. Los algoritmos originales recogidas en los correspondientes artículos, fueron obtenidos con datos de reflectancia proporcionados por los satélites Landsat-5 o Landsat-7. Dado que en el presente estudio las imágenes proceden de Landsat-8, la reflectancia de los algoritmos están escritos en términos de las correspondientes bandas de OLI (Bandas 2, 3 y 4 de OLI corresponde a las bandas 1, 2 y 3 del TM y ETM+).

Los artículos que recogen las diferentes fórmulas corresponden a estudios de lagos situados en diferentes partes del planeta, y cuyas condiciones tróficas, geológicas y atmosféricas, no coinciden con las del lago de Sanabria, por lo que ninguna se ajusta bien a los datos obtenidos en los muestreos realizados *in situ*, llegando en un caso incluso a obtener resultados negativos que carecen de sentido.

- **Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery (Giardino, 2001)**

$$[\text{Chla}] = 11.18 \rho_{\text{OLI}2} - 8.96 \rho_{\text{OLI}4} - 3.28 \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

$$\text{SD} = 8.01 * \rho_{\text{OLI}2} / \rho_{\text{OLI}3} - 8.27 \text{ (m)}$$

Siendo ρ la reflectividad expresada en tanto por uno.

- **Using Landsat image time series to study a small water body in Northern Spain (Y. Chao Rodríguez & A. el Anjoumi & J. A. Domínguez Gómez & D. Rodríguez Pérez & E. Rico, 2014)**

$$[\text{Chla}] = 0.0979 e^{2.5926 \frac{\rho_{\text{OLI}3}}{\rho_{\text{OLI}2}}} \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

Siendo ρ la reflectividad expresada en tanto por uno.

- **Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data. Mayo and Gitelson (1995)**

$$[\text{Chla}] = 0.164 \left\{ \left[\frac{\rho_{(450-520)}}{\rho_{(620-690)}} \right] / \rho_{(530-610)} \right\}^{-0.98} (\text{mg/m}^3)$$

Siendo ρ la reflectividad expresada en tanto por uno.

- **Water quality assessment at Ömerli Dam using remote sensing techniques Erhan Alparslan & Cihangir Aydöner & Vildan Tufekci & Hüseyin Tüfekci**

$$[\text{Chla}] = 4.7869 - 0.2908 * \rho_{\text{OLI2}} - 0.6905 * \rho_{\text{OLI3}} + 0.1019 * \rho_{\text{OLI4}} + 0.4843 * \rho_{\text{OLI5}} (\text{mg/m}^3)$$

Siendo ρ la reflectividad expresada en tanto por uno.

- **Detecting long-term trends in water quality parameters using remote sensing techniques. Jinna Hyeon Larkin**

$$\text{SDD} = 119.74 + 1.25 * \rho_{\text{OLI2}} - 3.05 * \rho_{\text{OLI4}} + 5.25 * \left(\frac{\rho_{\text{OLI2}}}{\rho_{\text{OLI4}}} \right) - 2.41 * \left(\frac{\rho_{\text{OLI3}}}{\rho_{\text{OLI4}}} \right) - 0.19 * \left(\frac{\rho_{\text{OLI3}}}{\rho_{\text{OLI5}}} \right) (\text{m})$$

$$[\text{Chla}] = e^{0.79 - 0.0084 * \rho_{\text{OLI3}}} (\text{mg/m}^3)$$

$$[\text{Chla}]_{\text{larkin_doc}} = 4.77 - 0.061 * \rho_{\text{OLI2}} + 0.067 * \rho_{\text{OLI3}} - 0.016 * \rho_{\text{OLI5}} - 0.0088 * \left(\frac{\rho_{\text{OLI3}}}{\rho_{\text{OLI5}}} \right) (\text{mg/m}^3)$$

Siendo ρ la reflectividad expresada en tanto por uno.

6.3. Aplicación del método al Lago

Las imágenes Landsat se han descargado de la página web del USGS Earth Explorer, omitiendo las que tienen más de un 80 % la cobertura de nubes. Los datos tienen una resolución espacial de 30 metros y están referenciados usando la Zona UTM 30N y datum WGS84. La mayoría de las imágenes no fueron tomadas el día exacto en el que se recogieron los datos in situ, lo que podría introducir algún error en los resultados, aunque existen estudios en los que se han empleado datos de satélites y de campo tomados en diferente fecha, con la premisa de que aunque una diferencia de un día produce mejores calibraciones, es aceptable aumentar esta ventana cuando los datos son escasos (Larkin J., 2014).

En el caso concreto de este trabajo, la ventana entre los datos obtenidos in situ y de las imágenes es muy variable y mucho mayor de lo deseable, ya que los datos in situ han sido tomados por un organismo ajeno a este estudio.

El tratamiento de la información contenida en los píxeles de las imágenes se ha realizado con el programa QGis, en que el introduciéndose las fórmulas presentadas en el punto anterior, se ha obtenido la concentración de clorofila-a y la profundidad del disco Secchi.

Se han eliminado del estudio los datos obtenidos de concentración de clorofila-a mediante las ecuaciones de Giardino y Alparsalan, en el primero por obtenerse valores negativos y en el segundo por ser valores demasiado altos, por lo que no se consideran resultados razonables a tener en cuenta.

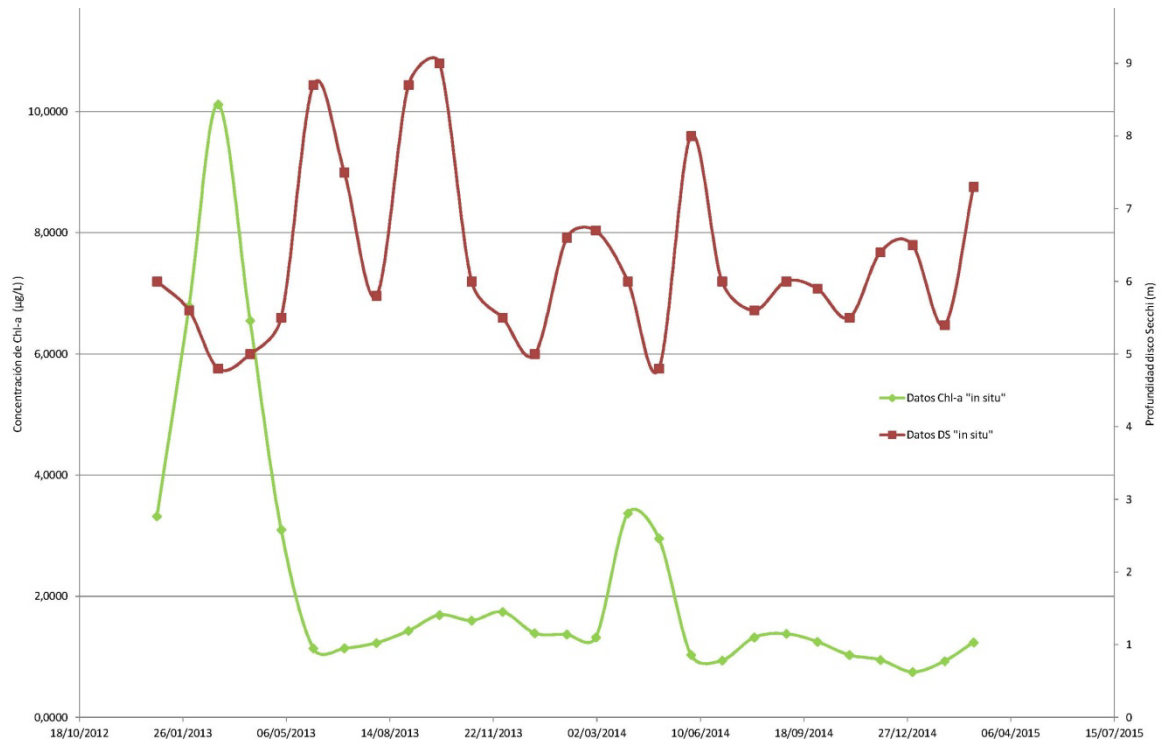
También se han eliminado los datos obtenidos de profundidad del disco de Secchi mediante la regresión de Larkin, en este caso también por obtenerse valores que superan los 120 metros de profundidad, resultados que tampoco son razonables.

7. Resultados

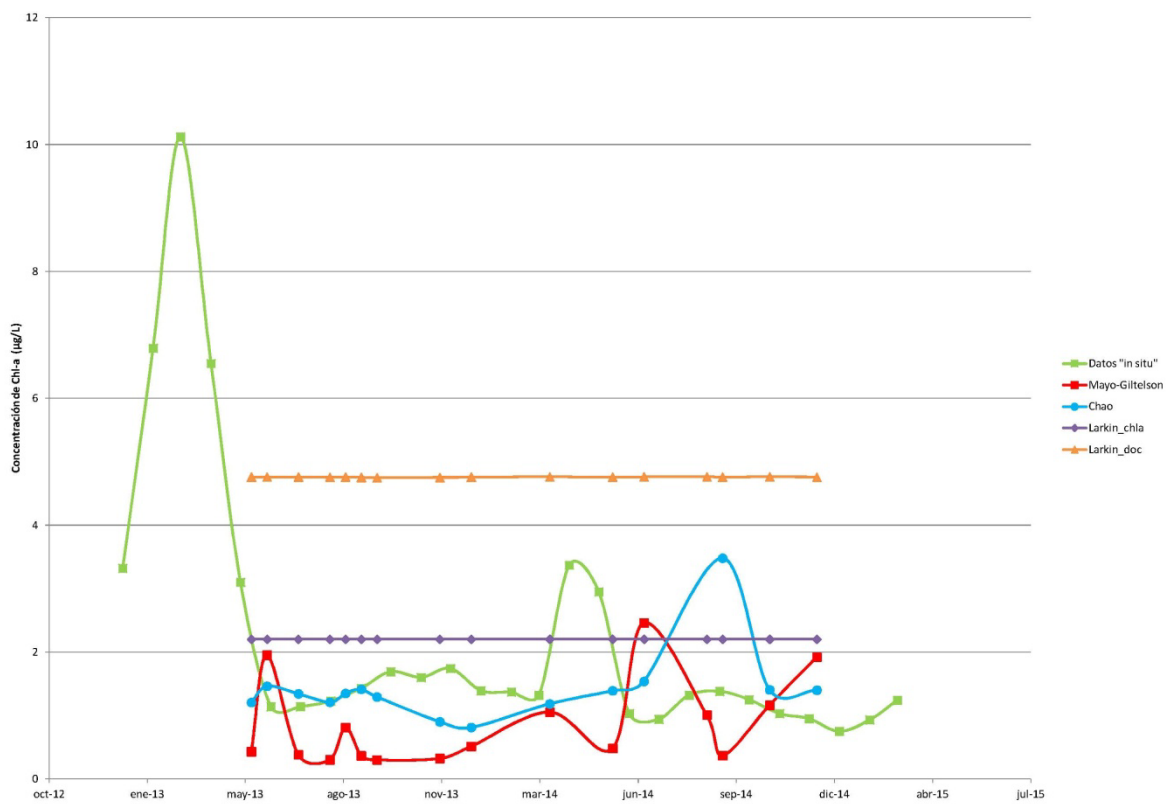
A continuación se presentan los resultados numéricos y su representación gráfica de la concentración de clorofila-a y profundidad del disco Secchi, obtenidos mediante la aplicación de las ecuaciones presentadas anteriormente en las imágenes disponibles de Landsat-8.

Mes	Año	Clorofila t (µg/L)	Clorofila 'a' (µg/L)	D. Secchi (m)	[Chl-a] Chao	[Chl-a] Larkin	[Chl-a] doc Larkin	[Chl-a] Mayo	SD Giardino
ene-13	2013	3,77	3,32	6					
feb-13	2013	7,64	6,79	5,6					
mar-13	2013	11,37	10,12	4,8					
abr-13	2013	7,4	6,55	5					
may-13	2013	3,5	3,1	5,5	1,334	2,203	4,759	1,191	3,02
jun-13	2013	1,31	1,14	8,7	1,342	2,203	4,760	0,381	7,05
jul-13	2013	1,3	1,14	7,5	1,210	2,203	4,759	0,302	8,98
ago-13	2013	1,42	1,23	5,8	1,349	2,203	4,756	0,809	3,89
sep-13	2013	1,64	1,43	8,7	1,354	2,203	4,750	0,332	8,65
oct-13	2013	1,94	1,69	9					
nov-13	2013	1,83	1,6	6	0,902	2,203	4,752	0,322	4,18
dic-13	2013	1,98	1,74	5,5	0,812	2,202	4,758	0,514	0,51
ene-14	2014	1,59	1,39	5					
feb-14	2014	1,57	1,37	6,6					
mar-14	2014	1,5	1,32	6,7	1,184	2,203	4,762	1,055	1,01
abr-14	2014	3,83	3,37	6					
may-14	2014	3,34	2,95	4,8	1,391	2,203	4,758	0,481	5,63
jun-14	2014	1,18	1,03	8	1,539	2,203	4,761	2,461	2,07
jul-14	2014	1,09	0,94	6					
ago-14	2014	1,5	1,32	5,6	1,796	2,203	4,763	1,008	7,31
sep-14	2014	1,59	1,38	6	3,479	2,203	4,758	0,368	6,58
oct-14	2014	1,44	1,25	5,9	1,405	2,203	4,763	1,162	1,45
nov-14	2014	1,18	1,03	5,5					
dic-14	2014	1,1	0,95	6,4	1,400	2,203	4,759	1,920	1,75
ene-15	2015	0,87	0,75	6,5					
feb-15	2015	1,07	0,93	5,4					
mar-15	2015	1,42	1,24	7,3					

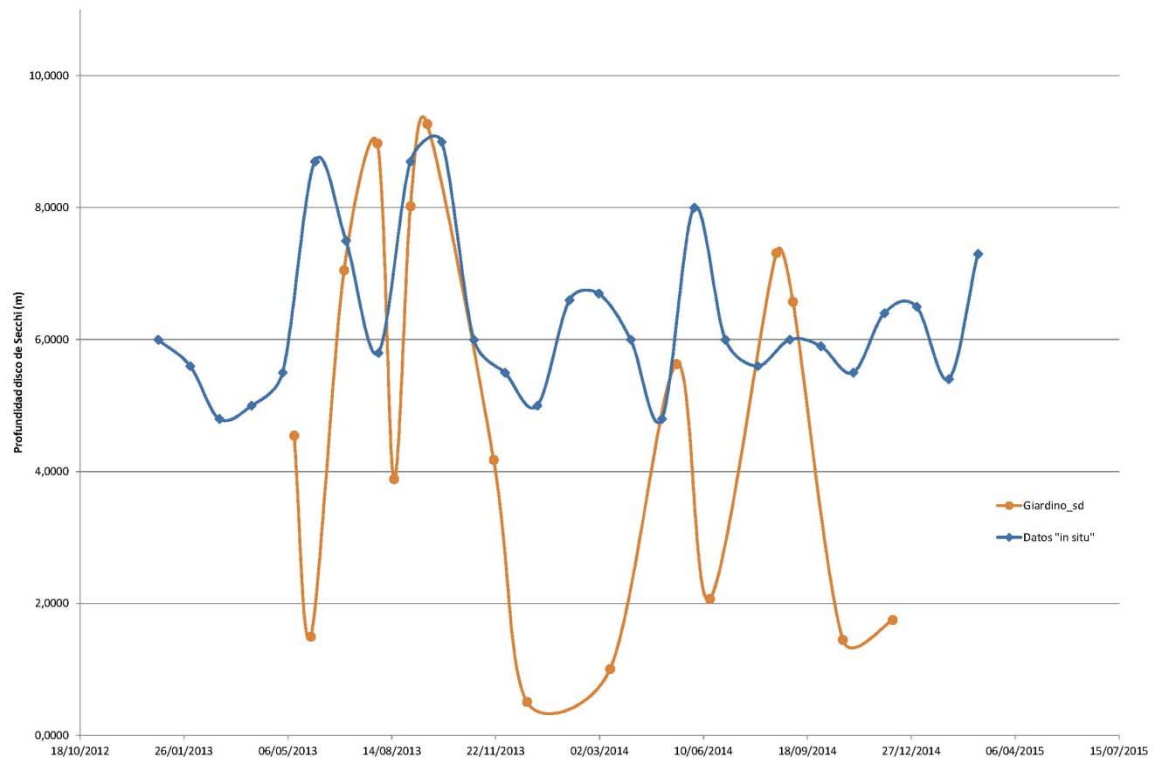
Tabla 3: Tabla resumen de valores obtenidos para [Chl-a] y SD.



Gráfica 1: Representación gráfica de los datos obtenidos in situ para concentraciones de Clorofila-a y profundidad del disco de Secchi.



Gráfica 2: Representación gráfica de los resultados obtenidos para concentraciones de Clorofila-a



Gráfica 3: Representación gráfica de los datos obtenidos de la profundidad del Disco Secchi

8. Discusión

Al disponer únicamente de datos de catorce meses dada la relativa novedad del Landsat-8, no se pueden establecer patrones anuales en la concentración de clorofila-a o en la profundidad del disco Secchi. Se puede observar una cierta estacionalidad, que en función de la procedencia de los datos que se estudien se produce en meses diferentes, lo que podría deberse por un lado al desfase existente entre la toma de los datos *in situ* y las imágenes tomadas por el satélite. Asumiendo esto último, podríamos intuir una cierta estacionalidad que podría deberse a la estratificación y los procesos de mezcla que se producen en lagos.

Además, los datos *in situ*, proceden de lo que el organismo que los obtiene denomina “Estación Este”, de la que carecemos de coordenadas, por lo que podría no ser un lugar representativo de las características reales del agua del lago. Los datos de reflectividad proceden de un área obtenida tras haber eliminado una franja perimetral paralela a la orilla de 120 metros, para garantizar que los mismos no están alterados por efecto del fondo.

A pesar de que debería existir una correlación entre la profundidad del disco Secchi y la concentración de clorofila, ya que la transparencia depende de la clorofila-a y la concentración de materia suspendida, ni siquiera de los datos *in situ* podemos extraer esta

conclusión, ya que aunque sí se dan mínimos de transparencia en los máximos de concentración de clorofila, no sucede lo mismo a la inversa.

Para las curvas obtenidas mediante las regresiones de “Mayo-Giltelson” y “Chao”, las únicas que se puede considerar que proporcionan valores relativamente razonables, a la vista de que las demás proporcionan resultados absurdos, se observa un pico en la concentración de Chl-a que si bien aparecen desfasados en el tiempo, están en el entorno del pico observado en los datos *in situ*, a finales de primavera o principios de verano.

De las dos estimaciones realizadas para la transparencia mediante el disco de Secchi, sólo la regresión de “Giardino”, podría valorarse como razonable, y aunque no coincide totalmente con los valores tomados *in situ*, se puede apreciar una cierta similitud.

La información obtenida mediante las imágenes de satélite y los datos *in situ* disponibles no ha permitido determinar el estado de eutrofización del lago de Sanabria, por lo que queda patente que la inferencia de modelos de regresión obtenidos para determinadas masas de agua, no es posible para otras situaciones en las que no se reproducen las mismas condiciones geológicas, atmosféricas y ecológicas. Para poder hacer una valoración global del estado del lago, hubiera sido necesario disponer de más puntos de muestreo en él. Es decir, de unas medidas directas más parecidas a las que proporciona la teledetección.

9. Conclusiones

Aunque la integración de datos satelitales y datos obtenidos *in situ*, modelos bio-ópticos, permite obtener información que no sería posible conseguir mediante el empleo de metodologías convencionales, una de las limitaciones observadas es que las fórmulas de regresión obtenidas para masas de agua concretas no son de aplicación directa a otros estudios, debido a su profunda dependencia de las condiciones atmosféricas locales y de las propiedades ópticas de los agentes productores de color contenidos en el agua. Por lo tanto, la calibración y validación de los distintos modelos, se convierte en una tarea compleja, sobre todo cuando se intenta su extrapolación y empleo en otros estudios.

La principal limitación de los métodos empíricos es la reducción del estado de la masa de agua a un único número. Pese a que la concentración de clorofila-a tiene un efecto, otros procesos (como la existencia de sedimentos o materia orgánica, el efecto de fondo del lago o diferencias en la corrección atmosférica) entran también en una forma de regresión única,

que lógicamente pierde utilidad en situaciones en las que estos procesos adicionales difieren de la situación que había cuando se efectuaron las regresiones.

La cobertura de nubes y los solapamientos en las fechas de recogida son otras de las limitaciones en términos de tamaño de la muestra, hecho que ha quedado patente en la obtención de datos para el estudio concreto de este trabajo. De este modo, la capacidad para detectar tendencias temporales y/o estacionales se ha visto mermada hasta el punto de no haber sido capaz de llegar a una conclusión clara con respecto al objetivo inicial del estudio.

Finalmente, las bandas espectrales anchas de un sensor como Landsat-8 resultan poco idóneas, ya que integran distintos procesos físicos en la señal de reflectancia. Sin otra información adicional, la separación de estos procesos (efectos ópticos de la clorofila, sedimentos, materia orgánica disuelta, etc.) se hace imposible.

Por todo ello, para poder monitorizar con mínimas garantías un lago a lo largo del tiempo, se hacen necesarios métodos más sofisticados, que describan los distintos procesos físico-químicos que tienen un impacto en la señal medida, en vez de simplemente ajustar una función genérica

10. Bibliografía:

Alonso Sarria F., 2004. Apuntes de Teledetección de la Universidad de Murcia

Alparslan E., Aydoğan C., Tufekci V. & Tüfekci H., 2007. Water quality assessment at Ömerli Dam using remote sensing techniques. *Environ Monit Assess* (2007) 135:391-398
DOI 10.1007/s10661-007-9658-6

Arozarena. A., 1995. Teledetección y sistemas de tratamiento digital de imágenes

Arocena R. & Conde D., 1999. Métodos en ecología de aguas continentales, con ejemplos de limnología en Uruguay. Universidad de la República.

Armengol, J., and García, J. C., 2008. Análisis y valoración de los embalses como ecosistemas. *Limnetica*, Huelva 2008.

Austin R. W., 1980. Gulf of Mexico, ocean-colour surface-truth measurements. *Boundary-layer Meteorology*, 18:269-285, 1980.

Bahamon, N., 2004. Aplicación de aspectos de oceanografía óptica en caracterización de aguas. CEAB-CSIC. LIM-IPC, Barcelona 2004

Brezonik P., Olmanson L. G., Finlay J. C., Bauer M. E., 2014 Factors affecting the measurement of CDOM by remote sensing of optically complex inland waters. *Remote Sensing of Environment* 157 (2015) 199-215

Butaka R. P., 2005. Satellite Monitoring of inland and coastal water quality. Retrospection, introspection, future directions.

Chandrasekhar S., 1960. Radiative Transfer. Dover Publications Inc. O. 393. ISBN 0-486-60590-6.

Chao Rodríguez Y., el Anjoumi A., Domínguez Gómez J. A., Rodríguez Pérez D. & Rico E., 2014. Using Landsat image time series to study a small water body in Northern Spain. *Environ Monit Assess* DOI 10.1007/s10661-014-3634-8

Chuvieco, E., 1996. Fundamentos de Teledetección Espacial - 3ª Edición revisada 1996. ISBN 84-321-3127-X.

De Hoyos, C. (1996). Limnología del lago de Sanabria: variabilidad interanual del fitoplancton. Tesis Doctoral, Universidad de Salamanca, Salamanca (España)

De León L., 2008. Floraciones algales de agua dulce: cianobacterias, cianotoxinas. Su relación con la salud. Sección Limnología, Instituto de Biología, Facultad De Ciencias.

Giardino C., Pepe M., Alessandro Brivio P., Ghezzi P., Zilioli E., 2001. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *The Science of the Total Environment* 268. 19-29

Gordon H. R., Brown O. B. and Jacobs M. M., 1975 Computed relationships between the inherent and apparent optical properties of a flat homogeneous ocean. *Appl. Opt.*, 14 (2):417–427, 1 February 1975.

Jambrina M., Rico M., Moreno A. y Valero Garcés B., 2011. La secuencia sedimentaria del Lago de Sanabria (Zamora, Noroeste de España), *GEOGACETA*, 50-2, 2011.

Juanes de la Peña J. A., 2008. Tesis Doctoral, Universidad de Cantabria. Evaluación del estado de las masas de agua costeras. Anejo I: Metodologías de muestreo y análisis de la columna de agua

Junchang Ju, Roy D. P., Vermote E., Masek J. & Kovalsky V., 2012. Continental-scale validation of MODIS-based and LEDAPS Landsat ETM+ atmospheric correction methods. *NASA Publications. Remote Sensin of Environment* 122. 175-184

Kirk J. 1984. Dependence of relationship between inherent and apparent optical properties of water on solar altitude. *Limnol. Oceanogr.*, 29 (2), 1984, 350-356.

Larkin J. H., 2014. Detecting long-term trends in water quality parameters using remote sensing techniques. Tesis doctoral, University of Illinois at Urbana-Champaign, 2014

Luque Marín J. A., Julià R., 2002. Lake sediment response to land-use and climate change during the last 1000 years in the oligotrophic Lake Sanabria (Northwest of Iberian peninsula). *Sedimentary Geology*, nº 148, 343-355.

Luque Marín J. A. 2003. Tesis Doctoral: El Lago de Sanabria: un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años. El registro de la Pequeña Edad del Hielo (LIA), los eventos Dansgaard-Oeschger (D-O), y el ciclo de Bond.

Luque Marín J. A., Julià R., Riera S., Alejandro J. A., 2007. Climatic and land use changes on the NW of Iberian Peninsula recorded in a 1500-year record from Lake Sanabria. *Contributions to Science*, 3-3.

- Margalef, R. Ecología. Editorial Planeta. Barcelona 1981.
- Margalef, R. Limnología, Ediciones Omega, Barcelona 1983.
- Mas J. F., 2011. Aplicaciones del sensor MODIS para el monitoreo del territorio.
- Mayo M., Giltelson A., Yocobi Y. Z. & Ben-Avraham Z. (1995). Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data. *Gitelson Int. J. Remote Sensing*, 16, 175-182.
- Ormeño Villajos, S. (2006) Teledetección Fundamental - 3ª edición. Servicio de publicaciones de la U.P.M. Madrid.
- Patz J, Campbell-Lendrum D, Gibbs H, Woodruff R., 2008. Health impact assessment of global climate change: expanding on comparative risk assessment approaches for policy making. *Annual Review of Public Health* 29, 27-39.
- Pérez Gutiérrez C. y Muñoz Nieto A. L., 2006. Teledetección: Nociones y Aplicaciones.
- Reche I., 2003 Sensibilidad de los ecosistemas acuáticos a la radiación ultravioleta: el papel de la materia orgánica disuelta. *Revista Ecosistemas*.
- Rico M., Valero Garcés B., Vega J.C., Moreno A., González-Sampériz P., Morellón M. y Mata P., 2007. El Registro Sedimentario del Lago de Sanabria desde la última Deglaciación. Resúmenes XII Reunión Nacional de Cuaternario, Ávila (2007)
- Vega J. C., De Hoyos C., Aldasoro J. J., De Miguel J. y Fraile H., 2005. Nuevos datos morfométricos para el Lago de Sanabria, *Limnetica*, 24(1-2): 115-122 (2005).
- Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea (UE). <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>
- Libro Blanco del Agua. Secretaría de Estado de Aguas y Costas del Ministerio de Medio Ambiente, por la Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas, con la colaboración, asistencia y soporte técnico del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Centro de Publicaciones Secretaría general Técnica Ministerio de Medio Ambiente, 2000

ANEXO 1. TERMINOS RADIOMETRICOS.

Energía radiante (Q) es la energía transportada por una onda electromagnética. Es una medida de la capacidad de la onda para realizar un trabajo, moviendo un objeto, calentándolo o cambiando su estado. Se mide en Julios. La cantidad de energía por unidad de volumen se llama Densidad de energía radiante ($W=dQ/dV$), se mide en Julios/m³.

Se llama Flujo radiante ($F=dQ/dt$) a la cantidad de energía radiada por unidad de tiempo, se mide en Vatios.

Densidad de flujo radiante (dF/dA) es el flujo radiante interceptado por la unidad de área de una superficie plana. Se mide en Vatios/m². Si el flujo es entrante hacia la superficie, la Densidad se llama Irradiancia (E), si es saliente Excitancia o Emitancia radiante (M).

El ángulo sólido(W) subtendido por un área A en una superficie esférica es la citada área dividida por el cuadrado del radio de la esfera. Se mide en Estereorradianes.

Intensidad radiante ($I=dF/dW$) es el flujo radiante, desde una fuente puntual, por unidad de ángulo sólido, que sale de la fuente en la dirección considerada. Se mide en Vatios/estereoradián.

Radiancia [$L=(dI/dA).\cos\theta$] se mide en (Vatios/ m² estereorradián) indica el total de energía radiada por unidad de área perpendicular y por ángulo sólido de medida, es lo que mide el sensor. La randiancia espectral es la radiancia en una determinada longitud de onda. El ángulo θ es el que forma la normal a la superficie con la dirección de radiación. Si la radiancia no cambia en función de la dirección de emisión, la fuente se llama lambertiana.

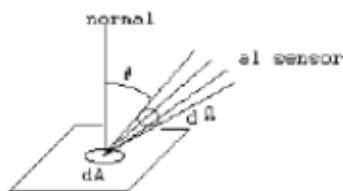


Fig.1.- Parámetros de la radiancia

Cualquier onda puede considerarse como compuesta por cierto número de ondas sinusoidales o componentes espectrales, cada uno llevando una parte del flujo radiante del total de la onda. La banda espectral sobre la cual se extiende cada uno de estos diferentes componentes se llama anchura espectral o ancho de banda de la onda componente. La

forma en la que los anteriores términos radiométricos se distribuyen entre los componentes de diferentes longitudes de onda o frecuencias se llama distribución espectral. Todas las cantidades o términos radiométricos tienen su término espectral equivalente que corresponde a una determinada longitud de onda o frecuencia.

Para obtener el flujo espectral de una onda sobre una banda espectral entre λ_1 y λ_2 , debe integrarse el flujo espectral sobre la citada banda, es decir:

$$F(\lambda_1 \text{ a } \lambda_2) = \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} F(\lambda) \cdot d\lambda$$