

UCH-FC
B. ambiental
H 326
C.1

FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE



**“CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN ACUÁTICA
DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES POR MEDIO DEL
ANÁLISIS DE IMÁGENES ESPECTRALES”**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile, en cumplimiento parcial de los
requisitos para optar al Título de Bióloga con mención en Medio Ambiente

MARILYN MAREY SANDOVAL

Director de Seminario de Título: Dr. Víctor H. Marín Briano

Co-Directora de Seminario de Título: Dra. Luisa E. Delgado Isasi

Laboratorio de Modelación Ecológica, Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad
de Ciencias, Universidad de Chile

Abril de 2013

Santiago, Chile



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por la candidata

MARILYN MAREY SANDOVAL

“CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN ACUÁTICA DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES POR MEDIO DEL ANÁLISIS DE IMÁGENES ESPECTRALES”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Bióloga con mención en Medio Ambiente.

Dr. Víctor H. Marín Briano
Director Seminario de Título

Firma manuscrita de Víctor H. Marín Briano.

Dra. Luisa E. Delgado Isasi
Co-Directora

Firma manuscrita de Luisa E. Delgado Isasi.

Comisión de Evaluación

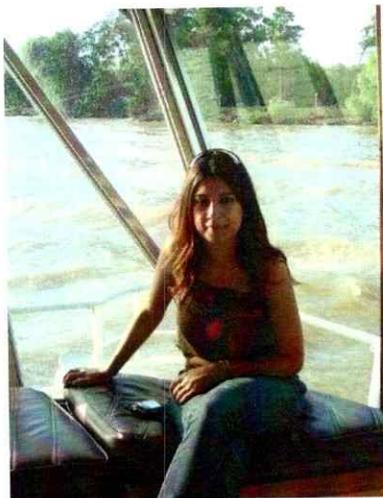
Dr. Luis Morales
Presidente Comisión

Firma manuscrita de Luis Morales.

Dr. Mauricio Galleguillos
Evaluador

Santiago de Chile, abril de 2013.

BIOGRAFIA



Marilyn Marey, nació en Santiago el 27 de diciembre de 1987. Desde pequeña y por influencia de su padre, sintió un interés especial por la naturaleza, el que se fue acrecentando a medida que fue adquiriendo conocimientos en el área de la biología. Es por ello que en el año 2006 decide ingresar a la carrera de Biología en la Universidad de Chile, donde con el pasar del tiempo confirma que su mayor interés para trabajar como profesional, comprende los campos de la ecología y conservación, en especial, en las áreas de flora y

vegetación, donde en el último tiempo ha adquirido experiencia y conocimientos participando en proyectos medioambientales. En el año 2012 ingresa como tesista al Laboratorio de Modelación Ecológica de la Facultad de Ciencias, donde comienza su seminario de título y lo finaliza en enero del 2013.

Entre sus mayores gustos están los viajes donde pueda disfrutar de la naturaleza y compartir con sus amigos.

Vive en Santiago con su amiga Karina, a quien conoció en un hermoso viaje al sur de Chile.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que me acompañaron en la etapa de realización de este seminario de título, en lo personal y en lo académico.

A mi padre, Iván, por todo el apoyo que me ha dado durante toda mi vida.

A mi familia.

También a mis queridas amigas Fátima, Karina y Karlita, por su cariño, apoyo y consejos.

A todos mis amigos y compañeros de carrera.

A mis amigos y compañeros de laboratorio, Gaby, Ale, Stephanie y Jime, por la amistad y la ayuda que me entregaron todos los días, y en especial a mi amigo Carlos, por todo lo que me ha ayudado siempre.

A Dani, Ignacio y Macarena, por el ánimo y sus palabras que marcaron una diferencia el año pasado. A mi tía Sara y su hija, por el apoyo incondicional.

A mis profesores Víctor y Luisa, por su paciencia, dedicación y apoyo a todo el trabajo que significó este seminario.

Al pequeño Junior, por su constante cariño.

Y finalmente, a los profesores Mauricio Galleguillos y Luis Morales, por participar en la revisión de este seminario.

Este seminario de título fue financiado por el Proyecto Fondecyt N° 1110077, titulado “The 2004 ecosystem regime shift of the Rio Cruces wetland: testing the water depth hypothesis through numerical modeling and remote sensing analyses” a cargo del Profesor Víctor Marín, con el respaldo del Laboratorio de Modelación Ecológica.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Biografía	iii
Agradecimientos	iv
Resumen.....	x
Abstract	xi
1. Introducción	1
1.1 Los humedales	1
1.2 Sensoramiento Remoto de Ecosistemas	3
1.3 Planteamiento del Problema.....	6
1.4 Hipótesis de Trabajo	8
2. Objetivos	9
2.1 Objetivo General	9
2.2 Objetivos Específicos	9
3. Metodología	10
3.1 Marco Conceptual	10
3.1.1 Vegetación acuática.....	10
3.1.2 Zonación y sucesión de la vegetación acuática	11
3.1.3 Comportamiento espectral de la vegetación acuática.....	13
3.1.4 Clasificación de imágenes	19
3.2 Área de estudio	20
3.3 Procesamiento de imágenes.....	27
3.3.1 Obtención y pre-procesamiento de imágenes Landsat TM	27
3.3.2 Análisis y obtención de firmas espectrales de las especies objetivo por medio de fotografías espectrales.....	28

3.3.3 Clasificación supervisada	33
3.3.4 Cálculo de índice NDVI	34
4. Resultados	36
4.1. Firmas espectrales de las especies objetivo y del agua	36
4.2. Estimación de Coberturas de las especies objetivo mediante Clasificación supervisada y aplicación del índice NDVI a imágenes Landsat TM del humedal	41
5. Discusión	51
5.1. Firmas espectrales de las especies objetivo	51
5.2. Estimación de la cobertura de las especies objetivo mediante clasificación supervisada y aplicación de NDVI a imágenes Landsat	52
5.3. Ventajas y desventajas de las técnicas utilizadas	58
5.4. Aplicaciones en caracterización, monitoreo y conservación de humedales	60
5.5. Utilidad de la metodología empleada en el seguimiento de los efectos de cambio climático sobre los humedales	62
6. Referencias	64

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1. Test HSD de Tukey.....	39
Tabla N° 2. Reflectancia de las especies objetivo y del agua sin vegetación.....	40

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1 Zonación de la vegetación acuática según sus formas de vida.....	12
Figura 3.2 Efecto de la densidad en el perfil espectral de la especie <i>Nuphar polysepalum</i>	16
Figura 3.3 Espectros representativos de especies de macrófitas.....	17
Figura 3.4 Ubicación geográfica del Humedal Río Cruces, XIV Región de Chile	20
Figura 3.5 Fotografías espectrales de las especies objetivo.....	32
Figura 4.1 Valores de reflectancia de la banda 1 para las especies objetivo y el agua .	37
Figura 4.2 Valores de reflectancia de la banda 2 para las especies objetivo y el agua .	37
Figura 4.3 Valores de reflectancia de la banda 3 para las especies objetivo y el agua ...	38
Figura 4.4 Firmas espectrales de las especies objetivo y del agua	40
Figura 4.5 Valores NDVI de las especies objetivo y del agua sin vegetación, a partir de las imágenes obtenidas con la cámara multispectral ADC	41
Figura 4.6 Coberturas anuales de <i>E. densa</i> , <i>Potamogeton</i> spp y <i>S. californicus</i> en el humedal Río Cruces, obtenidas a partir de la clasificación supervisada	43
Figura 4.7 Variación estacional de la biomasa de las especies objetivo estimada mediante la clasificación supervisada	44
Figura 4.8 Variación estacional de biomasa las especies objetivo estimada mediante la aplicación del índice NDVI	44
Figura 4.9 Imagen clasificada del 30 de marzo de 1985	46
Figura 4.10 Imagen clasificada del 31 de marzo de 2000.....	47
Figura 4.11 Imagen clasificada del 20 de Febrero de 2003	48
Figura 4.12 Comparación de la cobertura total de vegetación estimada por la clasificación supervisada y por el índice NDVI	49
Figura 4.13 Análisis de correlación entre método de clasificación supervisada e índice NDVI	50

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro N°1. Descripción de <i>Egeria densa</i>	29
Cuadro N°2. Descripción de <i>Scirpus californicus</i>	30
Cuadro N°3. Descripción de <i>Potamogeton linguatus</i>	30
Cuadro N°4. Descripción de <i>Potamogeton lucens</i>	31

RESUMEN

En este seminario de título se exploró el uso de señales espectrales específicas de las principales especies de macrófitas y juncos actualmente presentes en el humedal del Río Cruces (*Egeria densa*, *Potamogeton* spp y *Scirpus californicus*) mediante el uso de imágenes espectrales, con el fin de estimar la cobertura de la vegetación acuática del humedal y proponer una metodología rápida y eficiente para su estudio y monitoreo. Posteriormente se efectuó una clasificación supervisada y se calculó el índice NDVI a partir de imágenes Landsat TM del humedal. El análisis de los perfiles espectrales de las especies, mostró diferencias significativas en la banda del infrarrojo cercano, entre *E. densa* y *Potamogeton* spp. El perfil espectral de *S. californicus* fue significativamente mayor que el de las especies anteriores. Sin embargo, los valores NDVI obtenidos no mostraron diferencias entre las especies. Los resultados de la estimación de las coberturas de las especies objetivo, por medio de la clasificación supervisada, la aplicación del índice NDVI y la comparación entre ambos, muestran que ambos análisis detectan de manera similar los cambios temporales en la coberturas y que el uso de firmas espectrales de especies aplicadas a imágenes Landsat TM debiera estar orientado al estudio de comunidades de macrófitas más que a estudios especie-específicos, tal como ha sido señalado en la literatura en estudios de macrófitas mediante sensores remotos de resolución media.

ABSTRACT

In this seminar we explored the use of specific spectral signals of the main macrophytes and rushes currently present in the wetland (*Egeria densa*, *Potamogeton* spp and *Scirpus californicus*) by means of spectral images, with the purpose of estimating the aquatic vegetation coverage of the Río Cruces wetland and to suggest a rapid and efficient methodology for survey and monitoring. We also performed a supervised classification and calculated the NDVI index from Landsat TM images. The analysis of the spectral profiles of the target species showed significative differences in the near infrared band, between *Egeria densa* and *Potamogeton* spp. The spectral profile of *S. californicus* was significantly higher than those of the other species. However, NDVI values did not show differences among the target species. Results of coverage estimation of the target species through supervised classification, NDVI application and the comparison between them, shows that both analysis detect similarly the temporal changes in coverages and that the use of species spectral signatures applied to Landsat TM images should be addressed to macrophytes communities rather than species specifics surveys, as has been reported in the literature for macrophytes studies by means of medium resolution sensors.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Los humedales

Los humedales son considerados como sistemas ecológicos intermedios entre ambientes permanentemente inundados y ambientes normalmente secos, mostrando una gran diversidad de acuerdo a su origen, localización geográfica, régimen acuático y químico además de características del suelo o sedimento y de la vegetación dominante (Hauenstein et al., 1999). La Convención Internacional Ramsar (Ramsar, 2012) define a los humedales como *“extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”*.

Entre los ecosistemas del planeta, los humedales destacan por su productividad y biodiversidad (Hauenstein et al., 2002). Las funciones ecológicas propias de un humedal, que se derivan de sus características hidrológicas, geológicas, biológicas y químicas, son útiles e importantes para el hombre, ya que proporcionan beneficios y servicios ecosistémicos como el control de microclimas (Daily, 1997), regulación del ciclo hídrico, reservorios de agua, hábitat de flora y fauna, ya que sirven de refugio para

aves migratorias (Hauenstein et al., 2002). Además, poseen recursos naturales de gran valor económico, cultural y científico (Ramírez & San Martín, 2006b).

Un importante componente de los humedales es la vegetación acuática, la que juega un rol fundamental en la estructura del ecosistema. En humedales someros (profundidad ≤ 3 m), la vegetación acuática sumergida y emergente tiene importantes funciones como la disminución de los florecimientos de fitoplancton, provisión de hábitat para invertebrados, peces y avifauna y estabilización de sedimentos por sus raíces (Dogan et al., 2009). Así, la pérdida de la vegetación acuática puede inducir a la modificación del estado de aguas claras (William et al., 2004) como de otros valores ecológicos (Moss, 1998).

Los humedales son considerados actualmente como los ecosistemas más amenazados de la biósfera (Marín et al., 2006). Se prevé que el cambio climático global acreciente su pérdida y degradación incluyendo las especies que los habitan (UNESCO, 2003). Lo anterior, sumado a las características someras de este tipo de ambientes, puede acelerar la modificación del régimen hídrico, reduciendo la frecuencia, duración y tasa de inundación o desecación de estos ecosistemas (Ramírez et al., 1995). Por otro lado, existen efectos negativos asociados al hombre, como la extracción de especies de flora y fauna nativa, eutrofización y disminución de los niveles de agua, contaminación por fertilizantes y pesticidas, extracción de vegetación ribereña e introducción de especies exóticas (UNESCO, 2003). Ambos procesos (i.e. cambio climático y perturbaciones

antrópicas locales) podrían de hecho actuar sinérgicamente, acelerando la tasa de degradación de estos ecosistemas (Moya et al., 2005).

Marín et al. (2009) ejemplifican, a través de un modelo dinámico, el efecto del cambio climático y la depositación de sedimentos (efecto antrópico local), los que habrían gatillado en el año 2004 el cambio de estado en el humedal del Río Cruces. Este cambio afectó la sobrevivencia de la macrófita *Egeria densa*, produciendo una emigración de cisnes de cuello negro que la utilizaban como alimento.

Respecto a la conservación de humedales en Chile, a partir de la suscripción a la Convención sobre los Humedales en Ramsar, surge la “Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de los Humedales en Chile (CONAMA, 2005). Sus principales objetivos son la implementación de un marco de acción legal e institucional y el desarrollo de instrumentos de planificación y gestión participativa para lograr la conservación y uso sustentable de los humedales en el país.

1.2 Sensoramiento remoto de ecosistemas

Una metodología de uso reciente para el trabajo a nivel de paisaje y de ecosistemas, ya sea para detectar coberturas actuales o cambios a través del tiempo, son los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Por otro lado, el uso de información generada a partir de los satélites, conocida como sensoramiento remoto, puede utilizarse como parte de las herramientas SIG.

El sensoramiento remoto de ecosistemas consiste en la adquisición de información térmica, radar, multiespectral o hiperespectral (i.e. en varias bandas del espectro electromagnético) a partir de imágenes satelitales de la superficie de la tierra. Los sensores remotos espectrales adquieren imágenes a través de angostas bandas espectrales contiguas, principalmente en las regiones del visible, infrarrojo cercano e infrarrojo medio (Vane & Goetz, 1993).

Una de las aplicaciones más frecuentes del sensoramiento remoto en ecología es la generación de mapas de cobertura de vegetación, tanto a nivel poblacional como a nivel comunitario; además del análisis multitemporal de características como la composición de especies y biomasa y análisis estacionales de parámetros fisiológicos (Silva et al., 2008). Mientras las técnicas tradicionales de mapeo de especies, como son las observaciones directas en campo, requieren de intensas labores de trabajo, las técnicas de sensoramiento remoto permiten hacer estudios de vegetación a bajos costos sobre grandes extensiones espaciales (Underwood et al., 2006).

Entre las imágenes satelitales provenientes de sensores multiespectrales, aquellas de resolución media (tamaño de pixel = 30 m) como las obtenidas de las plataformas Landsat TM y Landsat ETM+, permiten estimar la cobertura de sistemas acuáticos completos y son adecuadas para detectar parches de vegetación acuática (Albright & Ode, 2011). Estas son útiles cuando el área de estudio es extensa, las condiciones del hábitat son homogéneas y las especies tienen características visuales o fenológicas distintivas (He et al., 2011).

Aunque la resolución espacial y espectral de estas plataformas es en muchos casos incapaz de discriminar la vegetación acuática a nivel de especie (Jensen et al., 1993), es útil para mapear comunidades de macrófitas (Silva et al., 2008). Así, imágenes Landsat obtenidas con los sensores Multispectral Scanner (MSS) y Thematic Mapper (TM) han sido utilizadas para mapear vegetación sumergida y emergente (Silva et al., 2008).

Una de las ventajas del uso de imágenes satelitales es que su adquisición temporal es constante, siendo solo restringida por la cobertura de nubes, permitiendo analizar series de tiempo en la búsqueda de patrones estacionales o cambios del paisaje (Silva et al., 2008; Jensen et al., 1993). Esto es especialmente válido para el caso de las series Landsat, que proveen de al menos 30 años de imágenes, constituyendo una valiosa fuente de datos temporales (Silva et al., 2008).

Por otra parte, los datos provenientes del sensoramiento remoto son una óptima herramienta para monitorear ecosistemas de difícil acceso como los humedales, permitiendo su rápida medición y manejo proactivo (Zomer et al., 2009). Diversos estudios han utilizado esta herramienta para resaltar sus beneficios y permitir la evaluación de vastas áreas (Gergel et al., 2002).

Dentro de los planes de conservación y manejo de humedales, la identificación y el monitoreo de las plantas acuáticas es de gran utilidad, dado su valor ecológico y económico (Dogan et al., 2009). Durante los últimos años, se ha utilizado el

sensoramiento remoto para el mapeo y análisis de la vegetación acuática mediante la definición de firmas espectrales específicas de las especies, permitiendo generar mapas de coberturas al interior de ecosistemas límnicos (Marshall & Lee, 1994), a través de la identificación, clasificación y cuantificación de la vegetación acuática sumergida y emergente (Pinnel et al., 2004). También se ha utilizado en el estudio de variables fisiológicas como la concentración de clorofila, eficiencia fotosintética, composición química y presiones ambientales (Silva et al., 2008).

Lo anterior se basa en el concepto teórico de que cada especie de planta debería poseer una composición molecular única a nivel foliar (He et al., 2011), presentando propiedades de reflectancia espectral que difieren ligeramente entre taxas y sustancialmente de áreas desprovistas de vegetación (Marshall & Lee, 1994). Por tanto, es posible diferenciarla de otros elementos del paisaje.

1.3 Planteamiento del Problema

A partir de la repentina disminución, en mayo de 2004, de gran parte de la cobertura de *Egeria densa* que sustentaba las poblaciones de cisnes y otras especies de avifauna en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter (Humedal Río Cruces), en octubre y noviembre del mismo año se inició una serie de estudios dedicados a cuantificar los efectos del fenómeno ocurrido y determinar si su causa era de origen natural o antrópico (UACH, 2005; Ramírez et al. 2006). Entre éstos se incluyeron

muestreos directos de vegetación pero sólo en algunos sectores del humedal. En la actualidad no se conocen las condiciones de la vegetación del ecosistema, ni su variación en el tiempo. Las últimas estimaciones de los componentes de la vegetación acuática corresponden a la primavera/verano de 1995-1996 en donde se describe una extensión de 23 km² en todo el Santuario para *Egeria densa* y de 6,7 km² para *Scirpus californicus* (San Martín et al., 2000).

Dada la importancia que reviste la conservación de los humedales y el rol fundamental de la vegetación en las funciones y la estructura de estos ecosistemas (Pelicice et al., 2005) es necesario usar una herramienta que permita monitorear los cambios temporales de la vegetación de manera rápida y eficiente, tanto para poder caracterizarlos como para poder hacer diagnósticos frente a cambios ecológicos naturales o antrópicos. En este sentido, la exploración de la utilidad de imágenes Landsat en conjunto con el uso de señales espectrales resulta interesante, por su creciente uso en estudios ecológicos, al representar una valiosa herramienta de estudio para caracterizar la vegetación de ecosistemas límnicos (Fernández-Prieto & Finlayson, 2009). En el caso del humedal del Río Cruces, permitiría determinar la condición ambiental actual del humedal, en términos de la cobertura de la vegetación y el estudio de cambios temporales por medio del análisis de series de tiempo de imágenes satelitales. Además, representa una alternativa de estudio para las macrófitas, dada la limitada accesibilidad en humedales, especialmente hacia sus zonas internas.

En este seminario de título se exploró la utilidad de usar firmas espectrales de especies vegetales acuáticas presentes en humedales (Zomer et al., 2009), como una herramienta para realizar estudios de gran escala espacial y temporal, así como para detectar variaciones en sus coberturas como indicadores de cambios ecológicos.

1.4 Hipótesis de trabajo

Sobre la base de la literatura consultada, se propone que es posible identificar la vegetación acuática a nivel de especie o tipo (i.e. sumergida o emergente) y a su vez, diferenciarla de otros elementos presentes en el sistema (e.g. agua; sedimentos expuestos y vegetación terrestre), por medio del uso de firmas espectrales aplicadas a imágenes Landsat.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo General

Caracterizar la vegetación acuática del humedal del Río Cruces por medio de imágenes satelitales y la aplicación de índices de vegetación, basados en sistemas de información geográfica.

2.2 Objetivos Específicos

1. Analizar e identificar las firmas espectrales provenientes de cada especie objetivo (*Egeria densa*, *Potamogeton* spp y *Scirpus californicus*) y estudiar la factibilidad de que sirvan como discriminantes a nivel de especie o tipo de macrófita (i.e. sumergida o emergente).
2. Determinar la cobertura de cada especie objetivo mediante un esquema de clasificación supervisada con los resultados de las firmas espectrales y mediante la aplicación del índice NDVI a imágenes Landsat del humedal.
3. Obtener y analizar una serie de tiempo de las coberturas de las especies objetivo.

3. METODOLOGÍA

3.1 Marco conceptual

3.1.1 Vegetación acuática

Las plantas acuáticas que crecen en los sistemas dulceacuícolas son conocidas como “macrófitas acuáticas”. Actualmente, representan menos del 1 % del total de la flora vascular terrestre (Hauenstein et al., 1992). Son un componente fundamental de los ecosistemas límnicos, jugando un rol clave en las funciones ecológicas de estos sistemas (Silva et al., 2008). Biológicamente, constituyen un grupo interesante por su alto grado de especialización y por su simpleza corporal (Rodríguez et al., 1987) y también por su uso potencial como alimento, como depuradoras de aguas servidas o como bioindicadores de condiciones límnicas (Hauenstein, 2006). Muchas comunidades de macrófitas se caracterizan por altas tasas de crecimiento y rápida acumulación de biomasa (Silva et al., 2008). Sin embargo, un desarrollo excesivo de macrófitas a causa de eutrofización de un cuerpo de agua puede generar serias alteraciones en estos ecosistemas (Ramírez et al., 2004).

El crecimiento de las poblaciones de macrófitas puede variar ampliamente de un año al otro, observándose fluctuaciones en sus coberturas debido a cambios hidrológico-

climáticos de las cuencas de captación y a factores ambientales de los sistemas acuáticos (Braga et al., 1999).

Las macrófitas se pueden separar en dos grandes grupos: las plantas acuáticas propiamente tales o “hidrófitos” y las plantas palustres o “helófitos” (Ramírez & San Martín, 2006a). Las primeras crecen y presentan la mayor parte del cuerpo en el agua, mientras que las segundas crecen en pantanos, a las riberas de los cuerpos dulceacuícolas y se caracterizan por presentar una parte de su tallo bajo el agua y la mayor parte de él, que lleva las hojas y flores, en el aire (Ramírez & San Martín, 2006a; Hauenstein, 2006).

Los hidrófitos pueden separarse, a su vez, en sumergidos, natantes o flotantes libres. Las primeras permanecen con todo su cuerpo vegetativo bajo el agua, emergiendo sólo sus flores en primavera. Suelen estar arraigadas al fondo pero también pueden flotar libremente. Las hidrófitas natantes están arraigadas al fondo con tallos y peciolos sumergidos que en sus extremos llevan hojas que flotan sobre la superficie del agua. Las hidrófitas flotantes libres, flotan libremente sobre la superficie, sin estar arraigadas al sustrato, colonizando cuerpos acuáticos lénticos (Ramírez & San Martín, 2006a).

3.1.2. Zonación y sucesión de la vegetación acuática

En todo cuerpo acuático dulceacuícola se distingue una zona ribereña y de poca profundidad, llamada zona litoral y una zona alejada de la orilla y de mayor profundidad

llamada zona pelágica (Ramírez et al., 1982). La zona litoral corresponde a un lugar ecotonal entre el medio terrestre y el medio acuático. En esta zona se disponen las macrófitas acuáticas, en franjas paralelas a la orilla, conformando la llamada zonación litoral. Aquí se desarrollan diferentes tipos de plantas. En la zona más somera y pantanosa, que llega a 1 m de profundidad, se desarrollan las plantas helófitas, que utilizan los recursos del hábitat acuático como el agua y nutrientes, y del medio terrestre como el oxígeno (Fig. 3.1). Avanzando hacia el cuerpo de agua se disponen las plantas acuáticas sumergidas (Muñoz-Pedrerros, 2003). Ubicadas entre estas dos franjas habitan plantas acuáticas flotantes libres y plantas acuáticas con hojas natantes (San Martín et al., 1999).

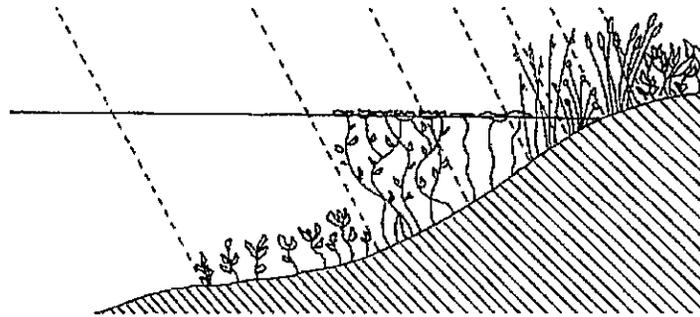


Figura 3.1. Zonación de la vegetación acuática según sus formas de vida (Möller & Muñoz-Pedrerros, 1998).

La vegetación que conforma las franjas va depositando materia orgánica y sedimentos en el fondo. Este proceso favorece el avance de la vegetación hacia el cuerpo de agua, en un proceso dinámico denominado sucesión (Boettcher, 2007). Cuando la

zonación se da en cuerpos de agua someros, la sucesión transformará el cuerpo de agua en un pantano (Muñoz-Pedrerros, 2003).

3.1.3 Comportamiento espectral de la vegetación acuática

Los principios del comportamiento espectral de la vegetación acuática son los mismos que los de la vegetación terrestre (Silva et al., 2008). Ello debido a que todas las especies de plantas tienen los mismos componentes básicos, como clorofila y otros pigmentos absorbentes, moléculas estructurales, proteínas y almidón, que contribuyen a su reflectancia espectral (Adam et al., 2010).

En la región visible del espectro, la reflectancia de las plantas acuáticas es baja por la absorción de pigmentos fotosintéticos, con un máximo en la región verde (Zomer et al., 2009; Adam et al., 2010) y está determinada por la presencia y concentración de pigmentos de las hojas (Silva et al., 2008). Mientras que en la región del infrarrojo cercano la reflectancia es más alta (Zomer et al., 2009; Adam et al., 2010) y está determinada por la morfología de las hojas y el contenido de agua (Silva et al., 2008).

Respecto a la detección de las plantas sumergidas, la región verde del espectro es considerada la más adecuada, seguida de la región roja e infrarroja cercana (Silva et al., 2008). Esto, porque la región verde provee de mayor penetración de la luz en aguas con alta concentración de sólidos suspendidos (Kirk, 1994).

Muchas características de la vegetación pueden ser estimadas a partir de medidas de reflectancia, como su estructura, la composición de especies, biomasa y parámetros fisiológicos (Silva et al., 2008). Sin embargo, las plantas acuáticas y sus propiedades no son tan fácilmente detectables como la vegetación terrestre (Silva et al., 2008, Adam et al., 2010), ya que al estar sumergidas se imponen restricciones que modifican su comportamiento espectral (Silva et al, 2008). Esto último porque la presencia de agua introduce variación en los valores de reflectancia, debido a la mezcla de la señal propia del agua con la señal de la planta (Malthus & George, 1997). Al aumentar la profundidad, esta mezcla de señales se traduce en un descenso del total de la reflectancia, particularmente en las regiones del infrarrojo medio e infrarrojo cercano donde la absorción del agua es mayor (Silva et al., 2008). La intensidad de este efecto dependerá de la densidad de la vegetación (Figura 3.2) y la estructura del follaje (Jakubauskas et al., 2000).

La distribución, densidad, orientación de las hojas y la estructura del follaje también son importantes. Las plantas orientadas verticalmente tienen menos superficie disponible para interactuar con la radiación, mientras que las plantas con follajes más ramificados tienen más área reflectiva (Williams et al., 2003). Las especies sumergidas que no forman follajes son más erróneamente clasificadas (Gidley, 2009).

La turbidez es otro de los factores que dificulta la precisión de la clasificación de las plantas sumergidas (Wolter et al., 2005; Underwood et al., 2006), por la presencia de material ópticamente activo como fitoplancton, sedimentos y moléculas orgánicas que

afectan la absorción de la radiación (Han & Rundquist, 2003). Además, la reflectancia de la vegetación se combina con la reflectancia del suelo y del vapor atmosférico, lo que también contribuye a una disminución de la reflectancia (Adam et al., 2010).

El estado fisiológico de la vegetación es otra fuente de variación de las señales espectrales. Una misma especie en diferentes estados fenológicos exhibe variación significativa en su reflectancia (Silva et al., 2008). El estrés fisiológico también incorpora variabilidad (Tilley et al., 2003) ya que implica alteraciones en el estado bioquímico y características morfológicas, que a su vez determinan la respuesta espectral en las diferentes regiones del espectro.

Debido a la absorción del agua de la radiación en la región óptica del espectro, las medidas de reflectancia de las macrófitas sumergidas suelen ser muy bajas, del orden de 10×10^{-2} (Pinnel et al., 2004). Mientras que la reflectancia promedio de las macrófitas emergentes es más alta que la observada en macrófitas sumergidas, los valores fluctúan entre los 0,02 y 0,1 en el espectro visible y entre 0,06 y 0,65 en el infrarrojo cercano (Tilley et al., 2003).

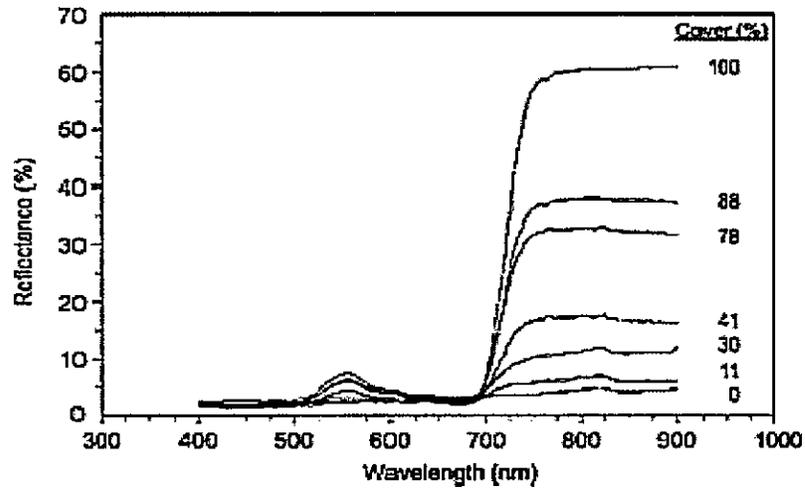


Figura 3.2. Efecto de la densidad en el perfil espectral de la especie *Nuphar polysepalum*. A mayores densidades, la curva espectral es similar a la esperada para la planta en la superficie. A menores densidades, los valores de reflectancia se reducen, especialmente entre la región de los 700-1000 nm y la respuesta total se asemeja a la del agua. Tomado de Silva et al, 2008.

Firmas espectrales de la vegetación

Los elementos de la superficie terrestre interactúan con la radiación de manera diferente, absorbiendo ciertas longitudes de onda y reflejando otras en proporciones determinadas. A este comportamiento espectral distintivo se le denomina firma espectral.

Las especies pueden ser identificadas basándose en las diferencias de sus perfiles de reflectancia a lo largo del espectro (Figura 3.3). Las plantas muestran firmas espectrales que difieren fuertemente en comparación a otros elementos del paisaje (e.g. agua o áreas desprovistas de vegetación) y ligeramente entre taxas (Marshall & Lee, 1994).

Los principales factores que determinan la firma espectral de la vegetación de humedales son los parámetros biofísicos y bioquímicos de las hojas y del follaje de las plantas, como la clorofila a, clorofila b, carotenos y xantofilas (Adam et al., 2010).

La obtención de firmas espectrales permite clasificar y analizar comunidades de vegetación (Zomer et al., 2009), mapear la distribución de especies invasoras (Underwood et al., 2006), efectuar medidas de biomasa (Zhang, 1998) y detectar cambios en la vegetación de un área a través de estudios multitemporales (Jensen et al., 1993).

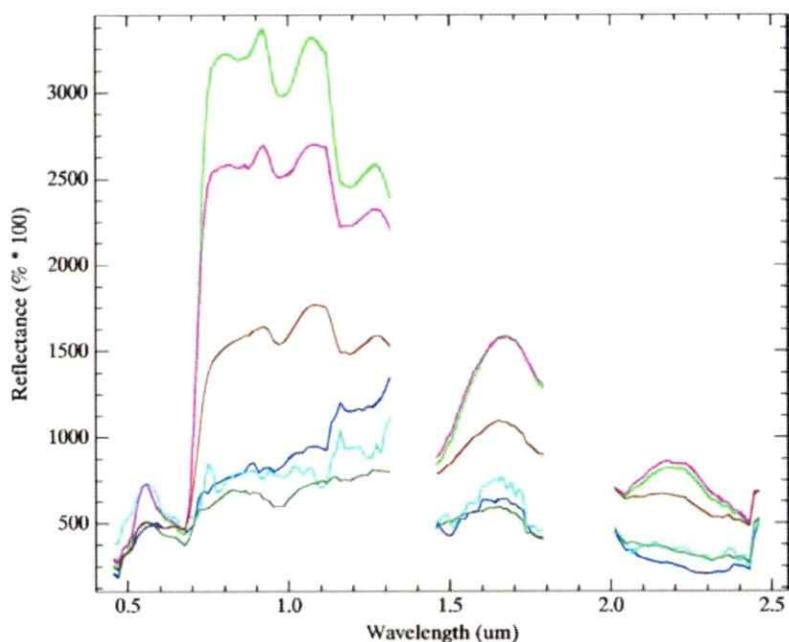


Figura 3.3. Espectros representativos de especies de macrófitas: *Eichhornia crassipes* —, *Hydrocotyle ramunculoides* —, *Egeria densa* —, *Scirpus acutus/Typha latifolia* —. Además de los espectros de agua turbia — y agua clara —. Tomado de Underwood et al., 2006.

Índice NDVI

El NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) es uno de los índices de vegetación más utilizado para estimar las condiciones de la vegetación, biomasa, cobertura, fenología y procesos como la evapotranspiración y la productividad primaria (Glenn et al., 2008). Estimaciones como éstas han permitido usar éste índice para describir los patrones de vegetación, explorar el funcionamiento de los ecosistemas y respuestas a cambios globales (Santin-Janin et al., 2009).

El índice NDVI está basado en la observación del fuerte contraste producido entre la banda del rojo, con un máximo de absorción a los 690 nm, por parte de la clorofila a y b de las hojas y la fuerte reflexión en el infrarrojo cercano, cerca de los 850 nm (Glenn et al., 2008).

Combina las bandas del rojo (Red) y la del infrarrojo cercano (NIR) de la siguiente manera:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}) \quad (1) \quad \text{Rouse et al. 1973}$$

Donde: RED y NIR son los valores de reflectancia de la luz en la región del rojo e infrarrojo cercano (respectivamente) captada por los sensores.

Toma valores entre -1 y 1; altas densidades de vegetación tienen valores de NDVI mayores, los valores del suelo son bajos pero positivos y los del agua son negativos debido a su fuerte absorción en el infrarrojo cercano.

3.1.4 Clasificación de imágenes

Una de las herramientas que brinda el sensoramiento remoto es la delimitación de áreas mediante clasificación de imágenes (Castaño-Gallego & Lozano-Rivera, 2006). La clasificación de una imagen es el proceso de agrupación de píxeles en un número determinado de clases basados en sus niveles digitales. Para que un píxel sea asignado a una clase debe cumplir con los criterios correspondientes a esa clase (ERDAS IMAGINE, 2001). Estas clases son asociadas a elementos conocidos del terreno como vegetación, suelos desnudos, áreas urbanas, etc.

Existen dos tipos de clasificación, supervisada y no supervisada. En esta última, la cantidad de clases en la imagen es definida por el software en base a estadísticas de los píxeles y el usuario puede modificar sólo algunos parámetros, mientras que la clasificación supervisada es controlada estrechamente por el usuario y consiste en la selección de datos de entrenamiento, que son elementos conocidos de la imagen. Un método para seleccionar áreas de entrenamiento es la creación de regiones de interés (ROI). La selección de éstas áreas permite obtener un conjunto de firmas que define una clase y se usa para asignar los píxeles de la imagen a esa clase (ERDAS IMAGINE, 2001). Como resultado de la clasificación, se obtiene una imagen segmentada, donde los

objetos son separados basándose en sus propiedades espaciales/espectrales propias, asignándose objetos de identidad desconocida en la imagen a unos con características conocidas. En la clasificación supervisada espectral, cada píxel de la imagen es asociado a una clase espectral conocida.

3.2 Área de estudio

El lugar de estudio de este seminario de título fue el humedal Río Cruces, “Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter” (Figura 3.4), primer sitio RAMSAR de Chile, localizado al norte de la ciudad de Valdivia ($39^{\circ} 41'$; S $73^{\circ} 11'$ O). El humedal abarca 4.877 ha (Di Marzio & McInnes, 2005) y tiene una extensión aproximada de 25 km de largo y 2 km de ancho en promedio (Muñoz-Pedrerros, 2003).

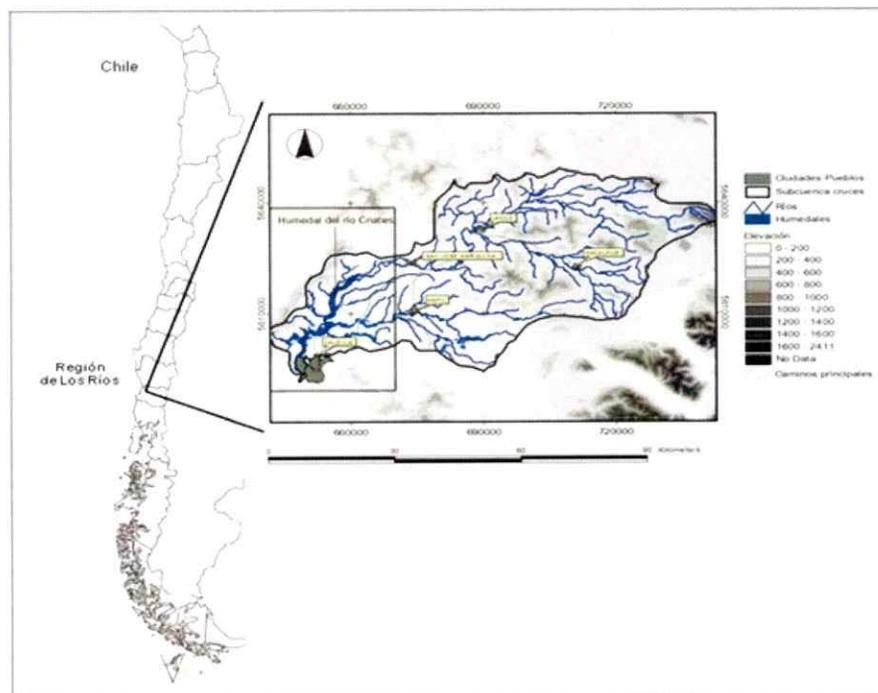


Figura 3.4. Ubicación geográfica del Humedal Río Cruces, XIV Región de Chile.

El río Cruces forma parte de la cuenca del mismo nombre, que drena una superficie cercana a las 341.407 ha y tiene un régimen netamente pluvial. Corresponde a un sistema que es afectado por mareas, teniendo características de estuario. Presenta una alta variación anual de caudal y también diaria por efecto mareal (Muñoz-Pedrerros, 2003).

Según la clasificación de Köppen (1948), el área del Río Cruces se encuentra en dos tipos climáticos: por el área norte del humedal, bajo el tipo climático templado cálido con menos de cuatro meses secos, mientras que por el área sur se encuentra bajo la influencia del tipo climático templado lluvioso con influencia mediterránea. En términos de profundidad, dentro del humedal se pueden reconocer principalmente dos zonas: los bañados y áreas pantanosas, con una profundidad \leq a 2 m y por otro lado, el cauce profundo, con una profundidad entre 4 y 8 m (Muñoz-Pedrerros, 2003). El humedal río cruces es considerado como un sitio de gran concentración de fauna silvestre en el sur de Chile, especialmente de avifauna, con un gran desarrollo poblacional de cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y de tagua chica (*Fullica leucoptera*), entre otras especies.

Vegetación del humedal Río Cruces

La vegetación del humedal río Cruces es una de las más rica en especies y diversificada en formas de vida y crecimiento del país. El desarrollo de este tipo de vegetación se vio favorecido a causa de los bañados generados por los hundimientos de tierra a partir del terremoto de 1960 (Muñoz-Pedrerros, 2003).

La vegetación ribereña que crece en el humedal desempeña un importante rol en la estructura y función del ecosistema acuático, ya que funciona como zona de amortiguamiento al arrastre de sedimentos, nutrientes y contaminantes, disminuyendo el efecto del ingreso de éstos al agua y contribuyendo a purificar las aguas que ingresan al Río Cruces. Además, al estabilizar los bordes de los canales, impide la erosión de las riberas (Muñoz-Pedrerros, 2003).

Respecto a los hábitats ocupados por la vegetación acuática, es posible encontrar desde los límites del santuario hacia el interior:

- Hualves: bosques nativos ribereños con anegamiento estacional
- Bañados: áreas inundadas con agua de poca profundidad y abundante sedimento en el sustrato.
- Pantanos: áreas de vegetación palustre, conformadas por totoras, juncos, batros y carrizos.

Además de las riberas, con aguas someras y cubiertas por matorrales, y los cauces de los ríos (Muñoz-Pedrerros, 2003).

Entre las principales especies de plantas presentes en el humedal se encuentran:

- *Egeria densa* Planchon: comúnmente denominada “Luchecillo”, pertenece a la familia Hydrocharitaceae, es una hidrófita sumergida que crece arraigada al sustrato por medio de sus raíces adventicias y habita lugares de poca corriente, manteniendo su cuerpo vegetativo, por donde absorbe los nutrientes, totalmente sumergido en ambientes límnicos (Rubilar, 2002). En Chile es una especie introducida y se distribuye en cuerpos acuáticos límnicos entre la V y X región (Ramírez et al., 1986), en donde coloniza gran parte del Río Valdivia, pues tolera aguas salobres y dulces (Ramírez & Hauenstein, 1989). El tallo es irregularmente ramificado y largo, pudiendo alcanzar más de 3 m, a lo largo del cual se ubican numerosas hojas de entre 1 a 3 cm de longitud y 5 mm de grosor. Las flores de *E. densa* crecen sobre la superficie, son blancas, tienen tres pétalos y hojas basales (Yarrow et al., 2009). En Valdivia, existen plantas sólo con flores masculinas (Hauenstein, 2004) lo que determina una reproducción vegetativa por el desprendimiento de vástagos de la planta madre que posteriormente son dispersados por las corrientes (Boettcher, 2007) formando nuevos individuos al establecerse en aguas someras y arraigarse en sustratos limosos.

Dada su tasa de crecimiento relativamente alta bajo condiciones ideales, forma coberturas monoespecíficas que pueden cubrir extensas áreas. Además es altamente adaptable, presentando crecimiento continuo y estacional, dependiendo de las condiciones ambientales (Yarrow et al., 2009). En el sur de Chile, se ha

reportado que la mayor producción de biomasa se produce en otoño (Boettcher, 2007).

E. densa no presenta cambios estacionales en su aspecto, comportándose como un homeófito típico, ya que se trata de una planta acuática sumergida que vive en un ambiente muy estable como es la columna de agua (Boettcher, 2007). En Valdivia la floración se inicia en el mes de diciembre, alcanzando su mayor valor a comienzos de enero seguido de un descenso del proceso, aumentando nuevamente en febrero y finalizando en marzo (Boettcher, 2007). Al tener una forma de vida de un parvopotámido, (i.e. cuerpo con muchas hojas, muy simplificadas) es afectada por la sequía, deshidratándose rápidamente. Además, las plantas con esta forma de vida sufren drásticos cambios con alteraciones del clima, del nivel del agua y por la competencia con otras especies (Boettcher, 2007). *E. densa* ha sido considerada como un “ingeniero ecosistémico”, dado su rol en la estabilización de los sedimentos y en la reducción de la turbidez de la columna de agua (Yarrow et al., 2009).

- *Scirpus californicus* (Mey.) Steud: comúnmente denominada “totora”, pertenece a la familia Cyperaceae, es un helófito nativo de Chile, de tallo cilíndrico sin hojas notorias y de flores inconspicuas, puede superar los 2 m de tamaño, y posee un robusto rizoma del cual nacen culmos aéreos que sólo viven una temporada (Hauenstein et al, 2002). Se distribuye desde el extremo norte del país hasta Tierra del Fuego. Habita ambientes de agua dulce y salobre (San Martín et al., 2011). Coloniza bañados ribereños y aguas someras, caracterizados por su

poca distancia a la orilla, en cuerpos acuáticos lénticos y lóticos (Hauenstein et al, 2002). La totora es abundante en los pantanos del sur de Chile, siendo una de las especies más comunes en los pantanos del Río Valdivia. El aporte de gran cantidad de necromasa al sustrato y la regeneración permanente de sus culmos, es lo que da a la totora un alto grado de competitividad y justifica su dominancia en los cuerpos de agua en que habita (Ramírez & Añazco 1982).

- *Potamogeton linguatus* Hagstr: comúnmente denominada “Huiro”, pertenece a la familia Potamogetonaceae, es una hidrófita arraigada natante, nativa de Chile (Hauenstein et al, 2002). Posee un tallo largo y ramificado con dimorfismo foliar, presentando hojas sumergidas y natantes (en verano), que difieren en aspecto y estructura (Ramírez et al., 1979). En la Décima Región, las hojas natantes desaparecen en invierno y se forman nuevamente en primavera (Ramírez et al., 1979). Sus flores emergen en densas espigas del agua (Muñoz-Pedrerros, 2003). Habita ambientes lénticos empozados, con sustrato fangoso y con profundidades que pueden llegar a los 2 m (Hauenstein et al, 2002). Al igual que el luchecillo, forma grandes coberturas monoespecíficas. Se distribuye desde Valdivia al sur en aguas de tierras bajas donde soporta cierto grado de eutrofización (Muñoz-Pedrerros, 2003).
- *Potamogeton lucens* L.: comúnmente denominada “Huiro verde”, pertenece a la familia Potamogetonaceae, es una Hidrófita sumergida nativa de Chile (Ramírez et al., 2006). Posee un tallo ramificado que porta grandes hojas lanceoladas de

intenso color verde. Presenta rizomas arraigados en el fango, de los cuales nacen vástagos sumergidos, y sólo algunas ramas salen a la superficie para florecer en la época estival (Ramírez et al., 2006). Los frutos maduros se diseminan con los extremos de los vástagos, que se desprenden de la planta madre (San Martín et al., 1993). Se desarrolla en forma óptima en profundidades de 1 a 3 m y se distribuye de Curicó a Chiloé (San Martín et al., 1993; Muñoz-Pedrerros, 2003), siendo muy abundante en las albuferas de Chile central (Ramírez & San Martín, 2006a).

- *Juncus procerus* (Junquillo): helófito de más de 1 m de alto, abunda en pantanos y praderas húmedas, sus hojas son cilíndricas, finas y duras.

- *Typha angustifolia* (Vatro): helófito común en los pantanos, de 2 m de alto y tallo trígono. Se destaca por su inflorescencia.

- *Cyperus eragrostis* (Cortadera): Helófito de gran tamaño, de tallos trígonos y hojas anchas, duras y cortantes.

- *Nymphaea alba* (Loto): Hidrófita natante localizada desde los márgenes del río hasta profundidades de 1,2-1,8 m. Presenta una cubierta continua en la superficie de agua.

- *Lemna minuscula* (Lenteja de agua): Hidrófita libre flotante, de 4 mm de largo, crece en aguas tranquilas.

- *Limnobium laevigatum* (hierba guatona): Hidrófita libre flotante, en roseta que flota libremente sobre el agua, de color verde oscuro.

3.3 Procesamiento de imágenes

3.3.1 Obtención y pre-procesamiento de imágenes Landsat TM

Con el objetivo de caracterizar la vegetación del humedal en términos de cobertura de especies y sus fluctuaciones temporales, se obtuvieron imágenes satelitales disponibles en el Centro de Observación de Recursos de la Tierra y Ciencia (EROS), perteneciente al Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, 2012). Se buscó el conjunto de archivos Landsat por medio del visor de visualización global del USGS, GLOVIS (<http://glovis.usgs.gov/>) para el período de tiempo disponible: 1984-2012, usando el Path/Row 233/88 del sistema de referencia mundial 2 (WRS-2), con un punto central en 40° 18'S, 72° 48'W. Inicialmente, se descargaron un total de 59 imágenes sin nubes, con un considerable intervalo de tiempo de 10 años entre 1988 y 1998, sin imágenes disponibles. Sin embargo, después de una observación más detallada del área del humedal, 12 imágenes fueron rechazadas debido a exceso de neblina, dejando un total de 47 imágenes (1985-1988 y 1998-2012). El pre-procesamiento de las imágenes fue realizado usando ENVI 4.8., un software de procesamiento de imágenes que permite hacer análisis multiespectrales de los datos obtenidos por teledetección.

Todas las imágenes fueron primero calibradas, usando la herramienta “Landsat Calibration” que convierte los números digitales Landsat en reflectancia exoatmosférica. El día 31 de mayo de 2003, el sensor ETM del satélite Landsat tuvo una falla del corrector de escaneo, desde entonces todas las imágenes Landsat 7 han tenido espacios vacíos a ambos lados de cada escena, resultando en un 22% de pérdida de datos, por lo que se usó la técnica propuesta por Scaramuzza et al. 2004 para llenar los vacíos por medio de la herramienta “Landsat gapfill” en todas las imágenes Landsat 7 posteriores a mayo de 2004. Subsecuentemente se corrigieron todas las imágenes de efectos atmosféricos, usando la rutina “Quick atmospheric correction” (QUAC) disponible en ENVI 4.8, para generar valores de reflectancia de superficie. Finalmente, todas las imágenes fueron modificadas espacial y espectralmente, por medio de la herramienta “Region of interest” (ROI), también disponible en ENVI. Espacialmente, se aislaron todos los píxeles del humedal, cambiando los valores de otras áreas (e.g. tierra, áreas urbanas) a cero en todas las bandas. Espectralmente, se seleccionaron las bandas 2, 3 y 4, que corresponden a las disponibles en la cámara multispectral ADC y que son las bandas utilizadas para estudiar vegetación.

3.3.2 Análisis y obtención de firmas espectrales de las especies objetivo por medio de imágenes espectrales

Las últimas estimaciones de cobertura de especies efectuadas para el humedal, que corresponden a la primavera/verano de 1995-1996 (San Martín et al., 2000),

mostraron que los principales componentes vegetacionales presentes eran *Egeria densa* con un área estimada de 23 Km² y *Scirpus californicus* con 6,7 Km², de manera que éstas fueron escogidas como las especies objetivo para la caracterización del humedal. También se escogió *Potamogeton* spp por ser otra de las principales especies observadas actualmente en el humedal. Los cuadros 1 al 4 muestran una breve descripción de las especies objetivo.

Cuadro N°1. Descripción de *Egeria densa*.

<p>Taxonomía:</p> <p>Familia: Hydrocharitaceae Género: Egeria Especie: <i>densa</i></p> <p>Descripción:</p> <p>Hidrófita sumergida arraigada al sustrato medio de sus raíces adventicias. El tallo es irregularmente ramificado y largo con numerosas hojas de entre 1 a 3 cm de longitud. Flores blancas con tres pétalos y hojas basales.</p> <p>Origen y distribución en Chile:</p> <p>Alóctona, se distribuye en cuerpos acuáticos límnicos entre la V y X región.</p>	
	

Cuadro N°2. Descripción de *Scirpus californicus*

<p>Taxonomía:</p> <p>Familia: Cyperaceae Género: Scirpus Especie: <i>californicus</i></p> <p>Descripción:</p> <p>Helófito de tallo cilíndrico sin hojas notorias y de flores inconspicuas, puede superar los 2 m de tamaño, y posee un robusto rizoma del cual nacen culmos aéreos.</p> <p>Origen y distribución en Chile:</p> <p>Nativo, se distribuye desde el extremo norte del país hasta Tierra del Fuego.</p>	 
--	--

Cuadro N°3. Descripción de *Potamogeton linguatus*

<p>Taxonomía:</p> <p>Familia: Potamogetonaceae Género: Potamogeton Especie: <i>linguatus</i></p> <p>Descripción:</p> <p>Hidrófita arraigada al sustrato fangoso, natante, con rizomas reptantes y tallo largo y ramificado con hojas sumergidas y natantes. Sus flores emergen en densas espigas del agua.</p> <p>Origen y distribución en Chile:</p> <p>Nativa, se distribuye de Valdivia al sur</p>	 
--	--

Cuadro N°4. Descripción de *Potamogeton lucens*

<p>Taxonomía:</p> <p>Familia: Potamogetonaceae Género: Potamogeton Especie: <i>lucens</i></p> <p>Descripción:</p> <p>Hidrófita sumergida, con rizomas arraigados en el sustrato, tallo ramificado que porta grandes hojas lanceoladas de color verde.</p> <p>Origen y distribución en Chile:</p> <p>Nativa, se distribuye de Curicó a Chiloé</p>	
	

Durante noviembre de 2011 y enero de 2012 se tomaron 29 fotografías espectrales de las especies objetivo dentro del humedal: *Egeria densa* (14), *Potamogeton* spp (16) y *Scirpus californicus* (9) (Figura 3.5) por medio de una cámara multiespectral portátil ADC 3.2 MP TTC-995. Todas las fotografías fueron tomadas desde un bote pequeño cerca de la superficie de los parches de *E. densa* y *Potamogeton* spp y cerca de los totorales de *S. californicus*. También se tomaron fotografías espectrales del agua sin vegetación. Todas las imágenes fueron analizadas, corregidas y calibradas por medio del software suministrado por la cámara. Una vez calibradas, las imágenes fueron exportadas como archivo TIFF para ser analizadas usando ENVI 4.8.

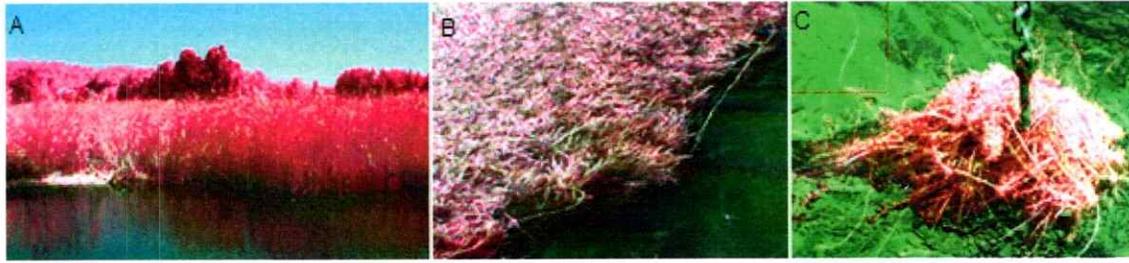


Figura 3.5. Fotografías espectrales de las especies objetivo: (A) *Scirpus californicus*, (B) *Potamogeton* spp y (C) *Egeria densa*, obtenidas con la cámara multispectral ADC.

La cámara multispectral ADC mide reflectancia en tres longitudes de onda: verde (520-600 μm), rojo (630-690 μm) e infrarrojo cercano (760-900 μm). Dichas longitudes de onda se corresponden a las bandas Landsat thematic mapper 2 (520-600 nm), thematic mapper 3 (630-690 nm) y thematic mapper 4 (760-900 nm).

Para analizar las firmas espectrales de las distintas especies y del agua, se obtuvo muestras de reflectancia de las tres bandas a partir de diferentes fotografías de *Egeria densa* (7), *Scirpus californicus* (7), *Potamogeton* spp (6) y de agua sin vegetación (12), mediante la creación de polígonos de diferentes tamaños con la herramienta "ROI", disponible en "Basic Tools" en el menú principal de ENVI. Se utilizó la combinación de bandas RGB (4, 3, 2).

Este procedimiento generó un total de 313 polígonos para *Scirpus californicus*, *Egeria densa* y *Potamogeton* spp y de 91 polígonos para el agua sin vegetación, a partir de los cuales se obtuvo la reflectancia mínima y máxima, el promedio y la desviación estándar de cada banda. Para la verificación de diferencias significativas, se efectuó un

Test de comparaciones múltiples de Tukey, con el fin de establecer si era o no posible diferenciar a las especies por sus firmas y a su vez, a éstas del agua del humedal. Posteriormente, se crearon archivos con los valores de reflectancia promedio de cada banda para cada especie y para el agua sin vegetación, para ser usados como datos de entrada en la clasificación supervisada de las imágenes pre-procesadas Landsat TM del humedal.

3.3.3 Clasificación supervisada

Para la determinación de la distribución, cobertura y fluctuaciones temporales de *E. densa*, *Potamogeton* spp., y *Scirpus californicus* dentro del humedal entre los años 1985 y 2012, se utilizaron las firmas espectrales de estas especies junto con la del agua del humedal. Posteriormente, se realizó una clasificación supervisada de las imágenes Landsat TM disponibles para el humedal luego de ser pre-procesadas.

El método de clasificación espectral utilizado fue “Spectral Angle Mapper” (SAM), disponible en ENVI. Básicamente, el algoritmo de clasificación determina la similitud entre dos espectros calculando el ángulo entre ellos y lo utiliza como una medida de discriminación (Du et al., 2004). Cada firma espectral representó una clase definida en el esquema de clasificación para ser usada como datos de entrenamiento en la clasificación supervisada. Cada una de éstas clases: (1) Agua del humedal; (2) *Egeria*

densa; (3) *Potamogeton* spp y (4) *Scirpus californicus*, se importó como fuente de datos en el cuadro de diálogo Endmember Collection de ENVI.

Los colores seleccionados para las clases en la clasificación fueron los siguientes: azul para el agua, verde para *Egeria densa*, amarillo para *Potamogeton* spp. y rojo para *Scirpus californicus*.

Los parámetros utilizados para la clasificación fueron los siguientes:

1. Se seleccionó la opción “Single Value” en el campo: Set Maximum Angle (Radians), para utilizar un único valor umbral para la clasificación de todas las clases.
2. Se utilizó el valor 0,1 radianes en el campo: Maximum Angle (Radians), para la definición del máximo ángulo aceptable entre el vector del espectro de la clase y del vector del pixel.

3.3.4 Cálculo de índice NDVI

Se calculó el índice NDVI para cada especie objetivo, usando la fórmula:

$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$, donde NIR y RED corresponden a dos de las tres bandas disponibles en la cámara multiespectral ADC. Se obtuvo un rango de valores NDVI para las especies objetivo.

Luego, las mismas imágenes que fueron utilizadas para la clasificación espectral supervisada fueron analizadas mediante el cálculo del índice NDVI en ENVI 4.8.

Las imágenes NDVI obtenidas fueron exportadas como grillas ESRI para ser analizadas con ArcGIS 9.3. Las grillas se cambiaron a la extensión del humedal, manteniendo la misma resolución y se seleccionaron las celdas que cumplieran con la condición de estar dentro del rango de valores NDVI obtenido previamente, de acuerdo a los resultados de reflectancia obtenidos a partir de las imágenes espectrales. Luego se determinó la cobertura total de vegetación presente en el humedal.

4. RESULTADOS

4.1. Firmas espectrales de las especies objetivo y del agua

A partir de los polígonos creados para cada especie objetivo y para el agua sin vegetación (Sección 3.2.3 de Metodología) se obtuvo valores de reflectancia para las bandas del verde (1) (0,560 μm), rojo (2) (0,660 μm) e infrarrojo cercano (3) (0,830 μm). Las Figuras 4.1, 4.2 y 4.3 muestran los valores de reflectancia obtenidos para cada especie y para el agua sin vegetación. Los valores de significancia de las comparaciones múltiples del test de Tukey se muestran en la Tabla N°1.

E. densa y *Potamogeton* spp mostraron un comportamiento espectral similar ($p > 0,5$) en las bandas 1 y 2, mientras que *S. californicus* presentó valores de reflectancia mayores y significativamente diferentes a las especies anteriores ($p < 0,01$). En el caso de la banda 3, existen diferencias significativas entre los tres grupos ($p < 0,01$), siendo nuevamente mayor la reflectancia de *S. californicus*, seguido de *E. densa* y *Potamogeton* spp (Figura 4.3). La reflectancia del agua fue significativamente diferente de aquella de *S. californicus* en las tres bandas ($p < 0,01$) y de *E. densa* y *Potamogeton* spp en las bandas 1 y 3 ($p < 0,01$).

Los mayores valores de reflectancia de *S. californicus* respecto de *E. densa* y *Potamogeton* spp son esperables, dado que la primera corresponde a una totora

emergente y las otras dos especies corresponden a macrófitas que se encuentran sumergidas, lo que disminuye la radiación detectada por el satélite.

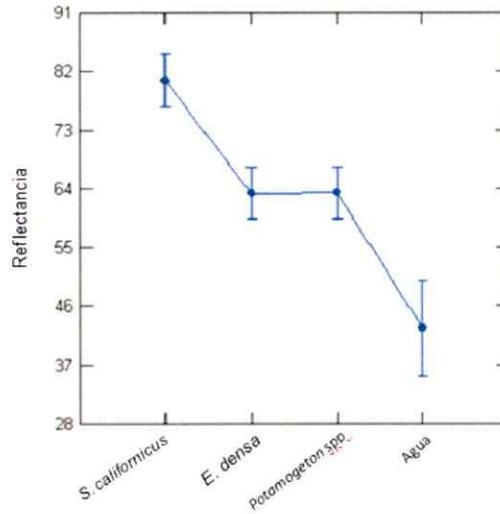


Figura 4.1. Valores de reflectancia de la banda 1 para las especies objetivo y para el agua.

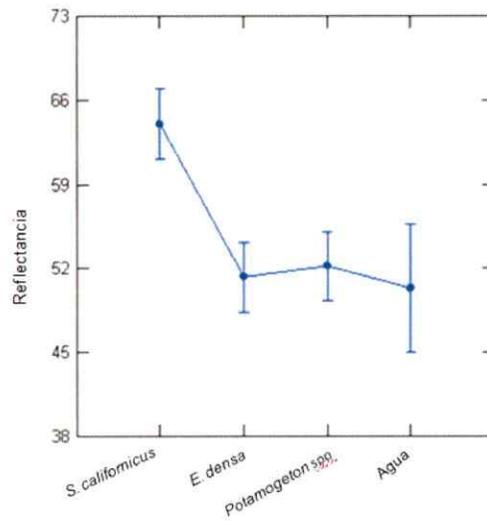


Figura 4.2. Valores de reflectancia de la banda 2 para las especies objetivo y para el agua.

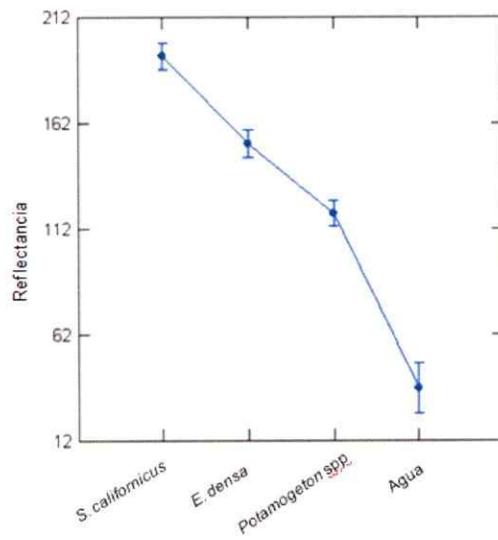


Figura 4.3. Valores de reflectancia de la banda 3 para las especies objetivo y para el agua.

Tabla N°1. Test HSD de Tukey

Tukey's Honestly-Significant-Difference Test			
Especie	Especie	Diferencia	p
Banda 1			
<i>S. californicus</i>	<i>E. densa</i>	17.279	0.000
<i>S. californicus</i>	<i>Potamogeton spp</i>	17.151	0.000
<i>S. californicus</i>	Agua	37.820	0.000
<i>E. densa</i>	<i>Potamogeton spp</i>	-0.128	1.000
<i>E. densa</i>	Agua	20.541	0.000
<i>Potamogeton spp</i>	Agua	20.669	0.000
Banda 2			
<i>S. californicus</i>	<i>E. densa</i>	12.695	0.000
<i>S. californicus</i>	<i>Potamogeton spp</i>	11.782	0.000
<i>S. californicus</i>	Agua	13.646	0.000
<i>E. densa</i>	<i>Potamogeton spp</i>	-0.913	0.972
<i>E. densa</i>	Agua	0.952	0.990
<i>Potamogeton spp</i>	Agua	1.864	0.932
Banda 3			
<i>E. densa</i>	<i>Potamogeton spp</i>	33.023	0.000
<i>E. densa</i>	<i>S. californicus</i>	-41.073	0.000
<i>E. densa</i>	Agua	115.687	0.000
<i>Potamogeton spp</i>	<i>S. californicus</i>	-74.095	0.000
<i>Potamogeton spp</i>	Agua	82.664	0.000
<i>S. californicus</i>	Agua	156.760	0.000

La Figura 4.4 muestra las firmas espectrales obtenidas para *S. californicus*, *E. densa*, *Potamogeton spp* y para el agua sin vegetación, a partir de las imágenes obtenidas con la cámara multispectral. Se observa una sobreposición en las bandas 1 y 2 en el perfil espectral de *E. densa* y de *Potamogeton spp*, con una diferenciación dada por la banda 3. El perfil espectral obtenido para *S. californicus* es superior en las tres bandas, observándose una distinción más clara de esta especie respecto a las macrófitas sumergidas, que entre estas últimas.

Firmas Espectrales Especies Objetivo y Agua

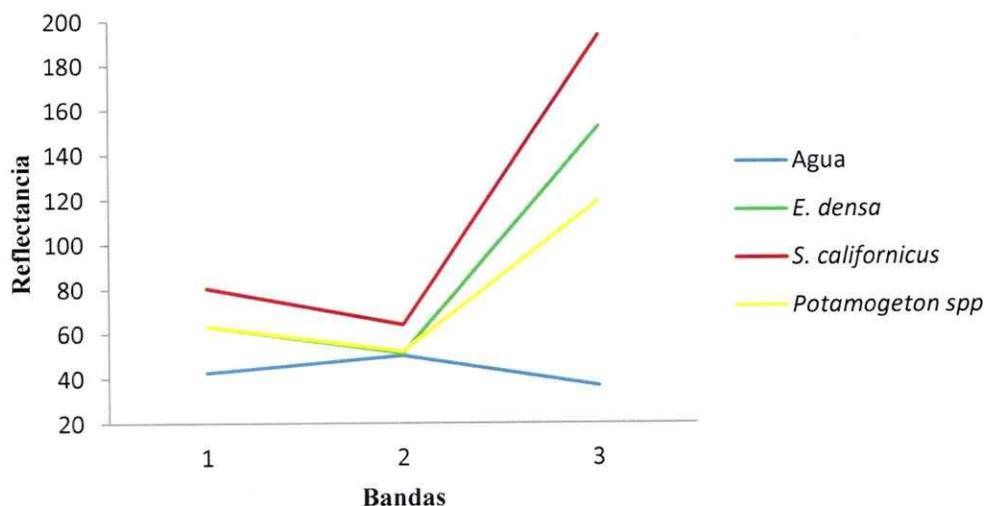


Figura 4.4. Firmas espectrales de las especies objetivo y del agua sin vegetación. En el eje X se muestran las tres bandas de la cámara ADC, correspondientes a las longitudes de onda del verde (0,560 μm), rojo (0,660 μm) e infrarrojo cercano (0,830 μm). En el eje Y se muestran los valores de reflectancia para cada una de las bandas.

Por otro lado y como era de esperarse, el perfil espectral del agua es distinto al de cualquiera de las especies objetivo, con valores de reflectancia inferiores en las tres bandas, especialmente en la banda 3 (Tabla N° 2).

Tabla N° 2. Reflectancia de las especies objetivo y del agua sin vegetación.

Bandas	Agua	<i>E. densa</i>	<i>S. californicus</i>	<i>Potamogeton spp</i>
1	42,67	63,21	80,49	63,34
2	50,35	51,30	63,99	52,22
3	36,63	152,38	193,46	119,36

Los valores NDVI obtenidos fueron similares entre las especies objetivo, con un mínimo de 0,1 y un máximo de 0,83 pero significativamente diferente ($p \ll 0,01$) del

agua sin vegetación (Figura 4.5) (Delgado & Marín, 2012). Se restringió entre 0,1 y 0,65 el rango de valores NDVI, el primero representando el valor más bajo de *Potamogeton* spp y el último correspondiente a la desviación estándar (0,15) sobre el valor promedio NDVI de *E. densa*.

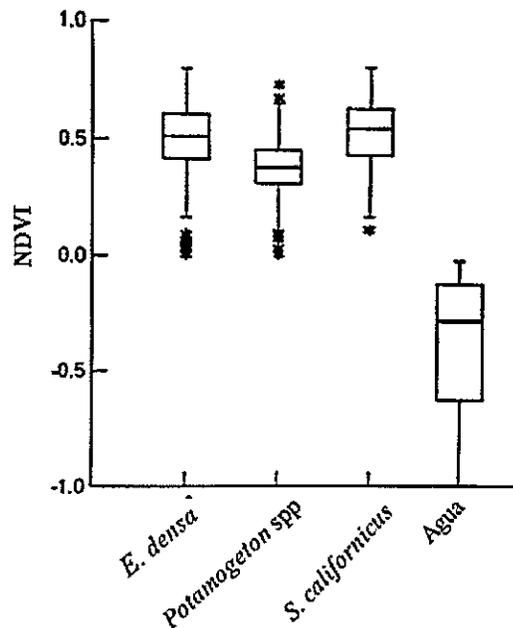


Figura 4.5. Valores NDVI de las especies objetivo y del agua sin vegetación, a partir de las imágenes obtenidas con la cámara multispectral ADC.

4.2. Estimación de Coberturas de las especies objetivo mediante Clasificación supervisada y aplicación del índice NDVI a imágenes Landsat TM del humedal

A partir de las imágenes utilizadas para la clasificación supervisada, se obtuvo la cobertura y distribución de cada especie objetivo y del agua al interior del humedal entre los años 1985 y 2012, en algunos casos con más de una imagen anual, de manera que algunos años corresponden a promedios de dos o más imágenes. La Figura 4.6 muestra

la cobertura anual (en Km²) de *E. densa*, *Potamogeton* spp y *S. californicus* como resultado de la clasificación supervisada.

A lo largo de la serie de tiempo analizada, las coberturas de *E. densa* oscilaron entre un mínimo de 0,6 Km² en el año 1986 y un máximo de 2,9 Km² en el año 2001 (Figura 4.6). Esta especie experimentó un brusco descenso en el año 2004 respecto al año anterior, llegando a 0,8 Km². Ello se condice con la súbita disminución documentada para ese año en el humedal (Ramírez et al., 2006). Pese a ésta fuerte declinación se observa una rápida recuperación de su biomasa, obteniéndose un valor de 2,2 Km² de cobertura para el año siguiente.

Potamogeton spp es la especie que presenta las mayores coberturas de las especies estudiadas (Figura 4.6). Los mayores valores se observaron en el año 2004, donde alcanza los 4 Km² y en el año 2011 con 6,2 Km². En tanto que el valor más bajo corresponde al año 2001 con 1,3 Km². En el año 2012 se observa un descenso en su cobertura respecto a años anteriores.

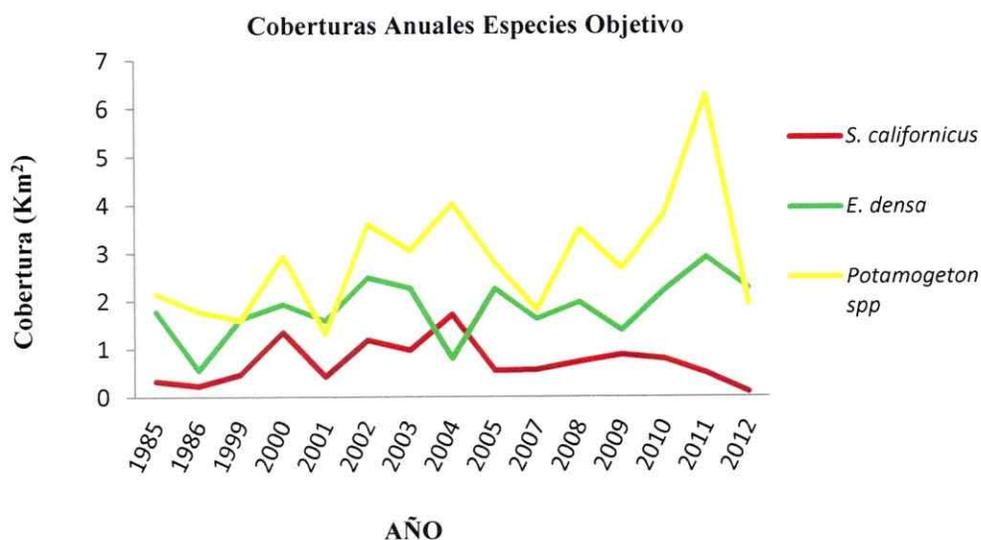


Figura 4.6. Coberturas anuales de *E. densa*, *Potamogeton spp* y *S. californicus* en el humedal Río Cruces, obtenidas a partir de la clasificación supervisada.

La cobertura de *Scirpus californicus* varió entre un mínimo de 0,2 Km² en el año 1986 y un máximo de 1,7 Km² en el año 2004, siempre con coberturas estimadas inferiores a 1 km², excepto en el año 2003 donde alcanza los 1,3 km² (Figura 4.6). Entre los años 2009 y 2012 se observa un descenso progresivo de su biomasa, llegando a los 0,1 Km² en el último año.

Según lo anterior, actualmente las condiciones de la vegetación al interior del humedal en términos de cobertura de especies serían las siguientes: una dominancia similar de *E. densa* y de *Potamogeton spp*, con una superficie estimada de 2,2 Km² y de 1,9 Km² respectivamente. Por otra parte, *S. californicus* presentaría la menor superficie de las especies estudiadas.

La Figura 4.7 muestra la variación estacional de las especies objetivo al interior del humedal según el esquema de clasificación supervisada. Como puede apreciarse, los meses de primavera y verano son los que presentan mayores valores de biomasa. El mismo patrón estacional se observa mediante la aplicación del índice NDVI (Figura 4.8).

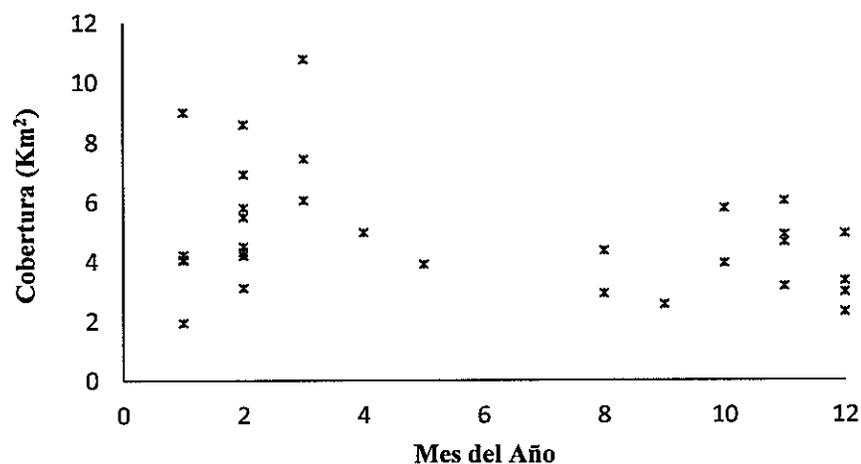


Figura 4.7. Variación estacional de la cobertura de las especies objetivo estimada mediante la clasificación supervisada.

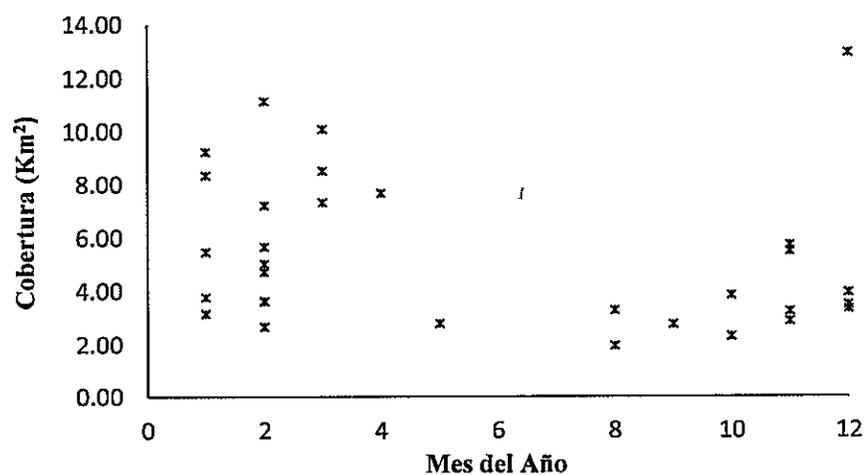


Figura 4.8. Variación estacional de cobertura de las especies objetivo estimada mediante la aplicación del índice NDVI.

A partir del análisis de las imágenes clasificadas, se observa que la distribución espacial de la vegetación al interior del humedal es preferentemente hacia las riberas del humedal, en algunos casos con colonización en zonas internas, como en el año 1985, donde se observa un parche de vegetación en la zona norte del humedal, conformado por *Potamogeton* spp y por *E. densa* (Figura 4.9). En la misma zona, se aprecia otro parche más extenso en el año 2000 (Figura 4.10) conformado principalmente por *Potamogeton* spp y hacia la zona sur del humedal se observa *E. densa* en el año 2003 (Figura 4.11). Esta vegetación presente en zonas al interior del humedal correspondería a afloramientos superficiales, puesto que la vegetación sumergida es difícilmente detectada en imágenes de resolución media, como las utilizadas en este trabajo.

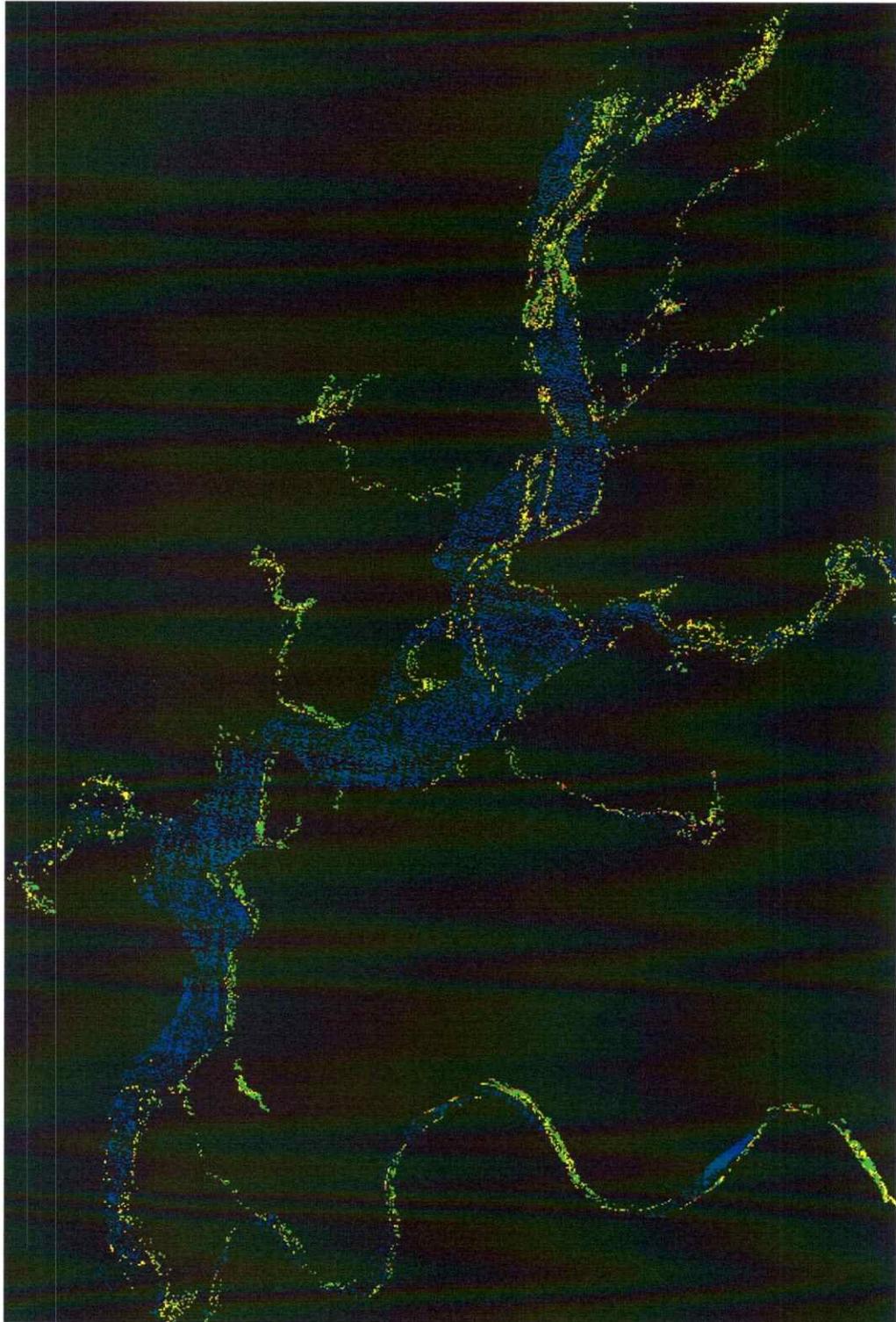


Figura 4.9. Imagen clasificada del 30 de marzo de 1985. En verde se muestra *E. densa*, en rojo *S. californicus*, en amarillo *Potamogeton* spp y en azul agua sin vegetación.

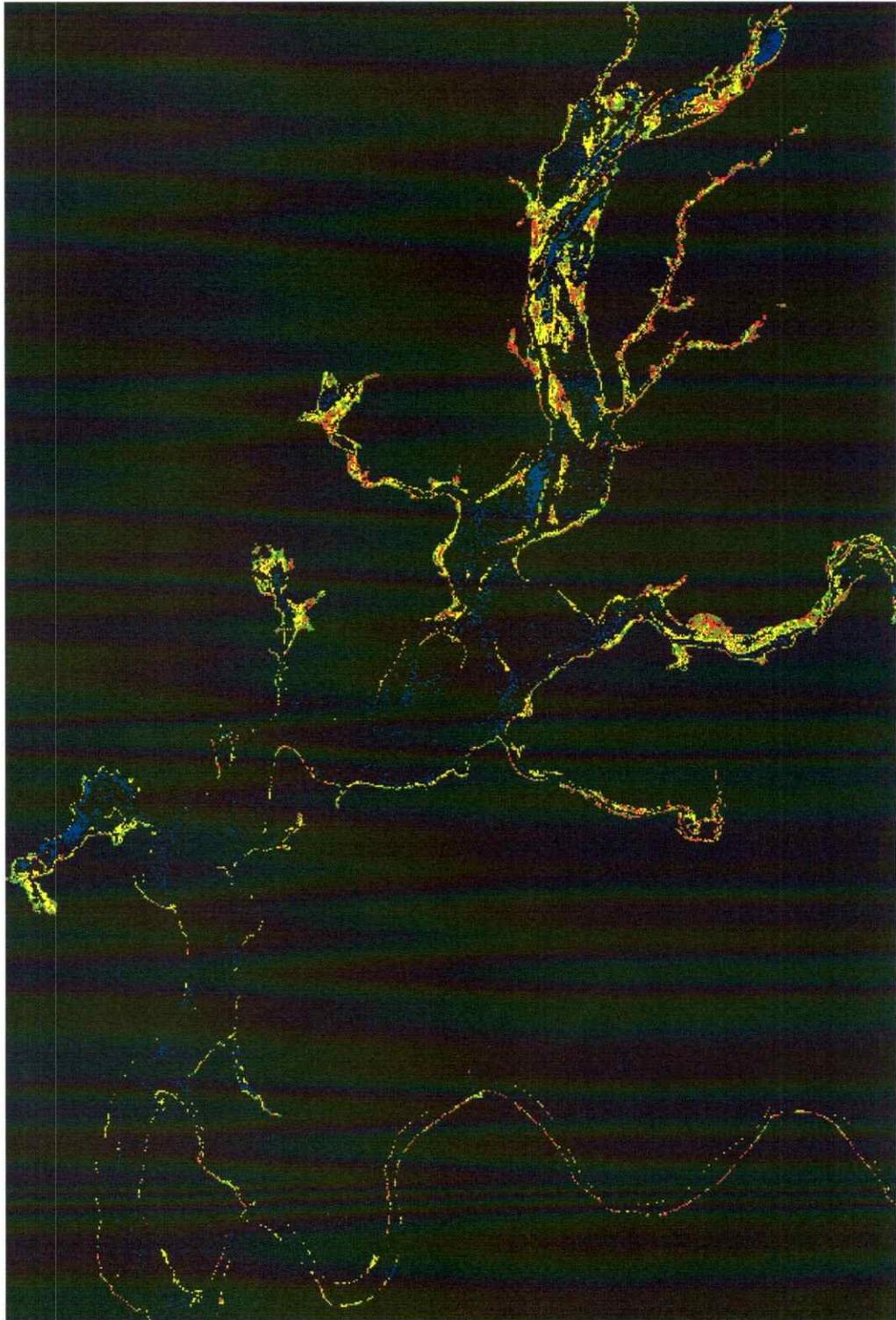


Figura 4.10. Imagen clasificada del 31 de marzo de 2000. En verde se muestra *E. densa*, en rojo *S. californicus*, en amarillo *Potamogeton* spp y en azul agua sin vegetación.

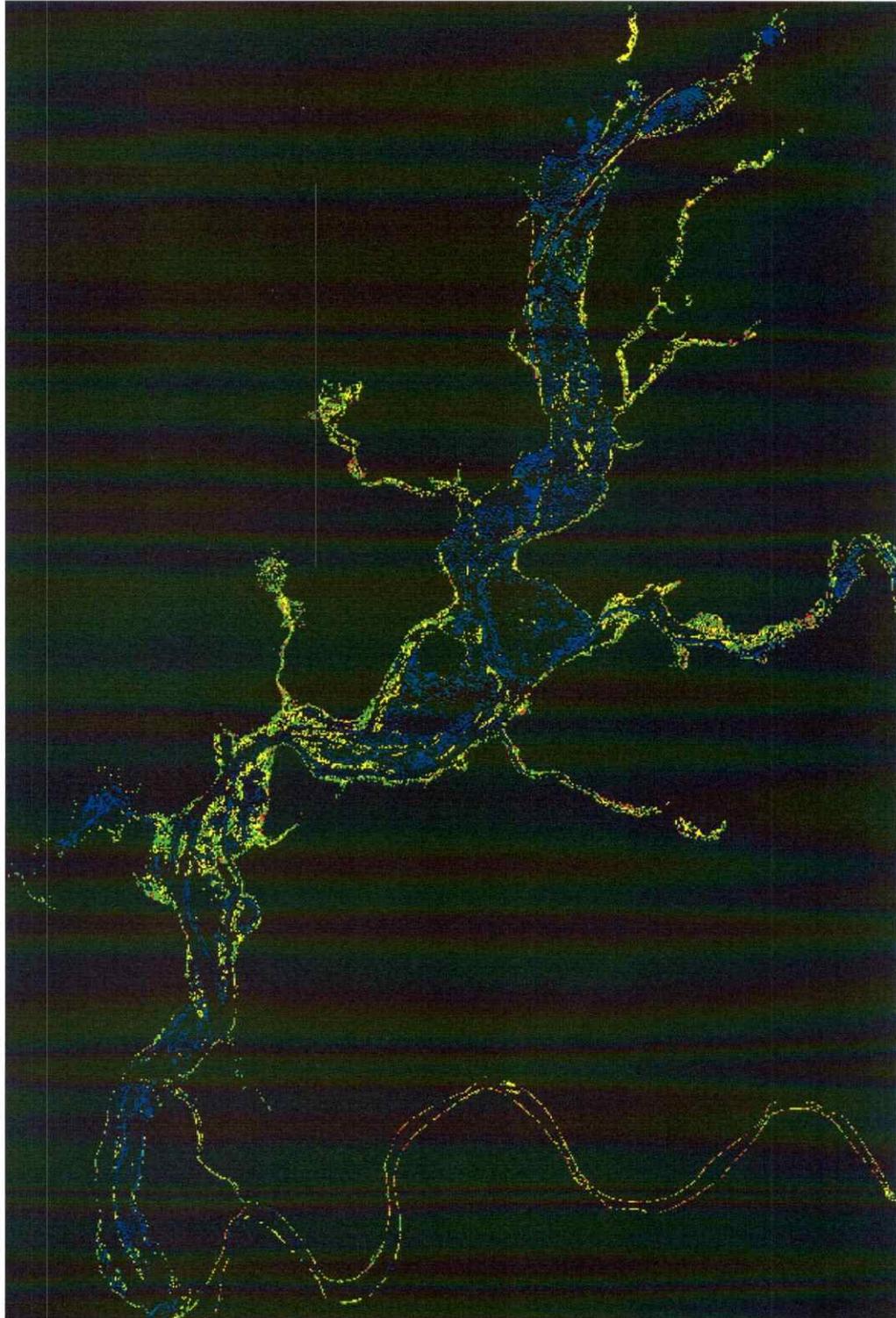


Figura 4.11. Imagen clasificada del 20 de Febrero de 2003. En verde se muestra *E. densa*, en rojo *S. californicus*, en amarillo *Potamogeton* spp y en azul agua sin vegetación.

La Figura 4.12 muestra una comparación entre la superficie total de vegetación detectada bajo el esquema de clasificación supervisada y bajo la aplicación del índice NDVI. En ciertos casos, el índice NDVI muestra una mayor cobertura que la detectada por la clasificación. En otros casos, la clasificación arroja resultados de mayores incrementos en la vegetación que los registrados por el índice NDVI. Sin embargo, ambos análisis muestran los cambios temporales similares. De hecho, el resultado del análisis de correlación entre ambas variables mostró un valor significativo ($p < 0,05$) entre ambos métodos de cuantificación de la vegetación (Figura 4.12).

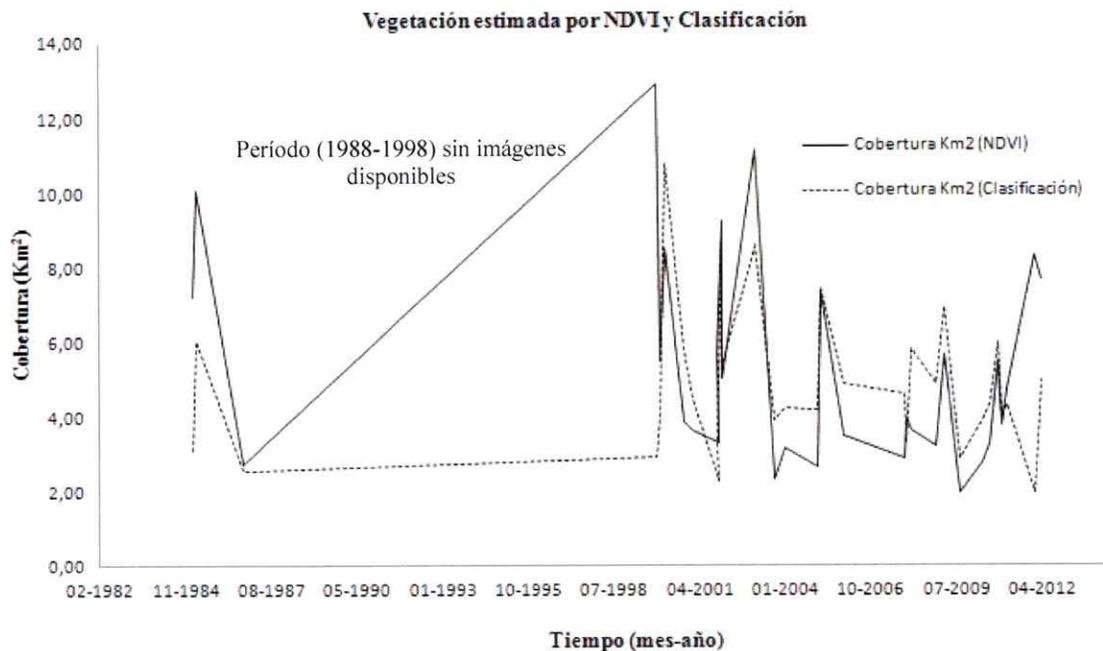


Figura 4.12. Comparación de la cobertura total de vegetación estimada por la clasificación supervisada y por el índice NDVI. Los números del eje Y corresponden a distintas imágenes utilizadas para la comparación. En el eje X se muestra el total de la estimación de cada análisis.

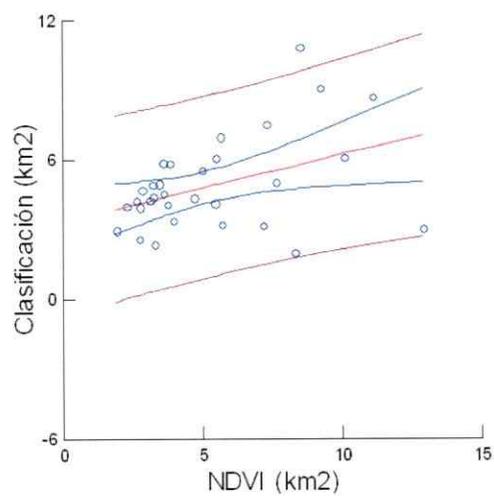


Figura 4.13. Análisis de correlación entre método de clasificación supervisada e índice NDVI. Coeficiente de correlación de Pearson $R = 0,406$; $p = 0,023$.

5. DISCUSIÓN

5.1 Firmas espectrales de las especies objetivo

Los mayores valores de reflectancia de *S. californicus* respecto de *Potamogeton* spp y *E. densa* en las tres bandas disponibles de la cámara ADC (Figura 4.4), muestran que puede establecerse una diferenciación más clara entre tipos funcionales de vegetación (i.e. emergente o sumergida) que entre especies vegetales de un mismo tipo (e.g. sumergidas). Para el caso específico de este estudio, sólo por la banda del infrarrojo cercano fue posible separar los perfiles espectrales de *E. densa* y *Potamogeton* spp (Figura 4.3), ambas especies sumergidas. Por otra parte, el hecho de que la señal espectral del agua difiera más con *S. californicus* que con las especies sumergidas, indica que es más difícil discriminar especies sumergidas que especies emergentes respecto del agua al interior de ecosistemas acuáticos.

Lo anterior, requiere aislar la señal espectral del agua respecto de la señal proveniente de la vegetación, este procedimiento ha sido señalado como uno de los principales desafíos del sensoramiento remoto y representa una de las principales problemáticas al estudio de macrófitas (Silva et al., 2008). De manera que al menos a una resolución multiespectral, el uso de firmas espectrales de especies debiera estar orientado al estudio de comunidades de macrófitas más que a estudios especie-específicos, dado que en el primer caso los resultados pueden tener una mayor precisión en la estimación de la abundancia de las especies y, por tanto, representar una mejor

aproximación de estudio para determinar cambios ecológicos en ecosistemas de humedales.

5.2 Estimación de la cobertura de las especies objetivo mediante clasificación supervisada y aplicación de NDVI a imágenes Landsat

La variación interanual observada en las coberturas de las especies objetivo a partir de la clasificación supervisada (Figura 4.6) y el índice NDVI (Figura 4.12), podría entre otros factores ser explicada por variaciones hidrológicas al interior del humedal. En sistemas acuáticos poco profundos, los niveles de agua fluctúan de manera natural intra e interanualmente, dependiendo en gran parte de las condiciones climáticas de la región y de las actividades humanas. Se ha demostrado la importante influencia del régimen hídrico (e.g. profundidad, fluctuaciones del nivel del agua y variabilidad estacional) sobre el crecimiento, composición y distribución de la vegetación acuática (Fernández-Aláez et al., 2004). Principalmente, porque altos niveles de agua en la época de crecimiento de las plantas reducen la disponibilidad de luz, mientras que bajos niveles de agua pueden causar desecación, especialmente en verano (Coops et al., 2003).

Así, el régimen hídrico y las condiciones meteorológicas pueden ejercer una fuerte influencia sobre la biomasa estacional y sobre las diferencias interanuales de biomasa en macrófitas sumergidas y emergentes (Fernández Aláez et al., 2002; Fernández-Aláez et al., 2004). Tal como se señala en estudios en lagos someros

(Blindow, 1992), la variación en el nivel del agua sería uno de los factores más importantes determinando las fluctuaciones año a año en la cobertura de macrófitas sumergidas. Dado que la vegetación acuática es relativamente dinámica, los cambios cuantitativos y espaciales en la diversidad de las macrófitas en ecosistemas de humedales pueden ayudar a entender su funcionamiento y los mecanismos responsables de su estabilidad (Lorens & Sugier, 2010).

Respecto a los valores de las coberturas a partir de los resultados obtenidos con la clasificación supervisada y con la aplicación de índice NDVI (Figura 4.12), no es posible efectuar una comparación anual coincidente con los años en los que se efectuó la estimación de la cobertura de las especies objetivo al interior del humedal (1995-1996), puesto que no se cuenta con imágenes Landsat para esos años. Sin embargo, dichos valores son más altos que los estimados para cualquiera de los años analizados con esta metodología. Esta subestimación de las coberturas de las especies podría ser explicada en gran parte por la pérdida de la señal espectral de la vegetación en los píxeles de las imágenes del humedal, sobre todo en aquellos correspondientes a los cauces más profundos, donde la señal de reflectancia dominante está determinada principalmente por la columna de agua (Silva et al., 2008), en tanto que a menores profundidades la señal de reflectancia está determinada principalmente por la densidad de la vegetación y sería ésta la vegetación que efectivamente se está logrando identificar y clasificar. De hecho, a partir del análisis de las imágenes del humedal resultantes de la clasificación supervisada, sólo se visualiza vegetación en las partes más someras, con ciertas

excepciones donde se logran identificar parches de vegetación en las zonas más internas del humedal (Figuras 4.9, 4.10 y 4.11).

La heterogeneidad biológica puede también estar influyendo en la precisión de la identificación de las especies. Esto es, estados fenológicos distintos, en conjunto con diferencias en las hojas y la estructura del follaje pueden presentarse sobre cortas distancias, creando variación intra-específica, que puede resultar en una variación en las características espectrales (Hestir et al., 2008). Una posible solución frente a este problema sería adquirir señales espectrales en distintos estados fenológicos (e.g. floración) de las especies en estudio y analizar las imágenes disponibles con los espectros representativos según el estado fenológico en que debiera encontrarse la especie. En general, los diferentes estadios de la historia de vida de las especies que se pretenden estudiar, debieran ser considerados tanto en estudios de campo como en estudios de sensoramiento remoto (Hestir et al., 2008).

Aún cuando los valores de cobertura de las especies objetivo parecen estar siendo subestimados con la aplicación de ambos análisis (ie. Clasificación supervisada y aplicación del índice NDVI), en ocasiones con diferencias en los valores estimados, la correlación significativa existente entre ellos (Figura 4.13) indica que podrían de hecho, obtenerse resultados similares en la estimación de coberturas tanto de macrófitas sumergidas como de macrófitas emergentes. Esto concuerda con lo obtenido en estudios previos en ecosistemas acuáticos (Jakubauskas et al., 2000) que han mostrado una buena

relación entre la cobertura de macrófitas sumergidas (*Nuphar polysepalum*) y los valores de NDVI.

Tan importante como determinar la cobertura de las especies de plantas al interior de los humedales, puede resultar determinar los cambios en dichas coberturas. En éste caso, ambos análisis identifican los cambios temporales en la vegetación de manera similar y probablemente ésta sea una de las aplicaciones más útiles de este tipo de análisis a imágenes de resolución media, como las usadas en este trabajo.

Respecto a la variación estacional de las coberturas, los mayores valores de cobertura de las especies objetivo durante la época de primavera y verano (Figuras 4.7 y 4.8) son coincidentes con los periodos en que debiese registrarse la mayor cobertura anual de todas las especies objetivo. En el caso de *Egeria densa*, se ha señalado que la mayor producción mensual de biomasa corresponde a los meses de noviembre y marzo (Boettcher, 2007). Por otro lado, la producción de hojas flotantes en *Potamogeton linguatus* se produce durante primavera (Ramírez et al., 1979) y la salida de follaje hacia la superficie de *Potamogeton lucens* para dar paso a la floración se produce en verano (Ramírez et al., 2006). Todos los procesos mencionados permiten una mejor clasificación, dado que la mejor oportunidad para distinguir la vegetación del agua, y por tanto, identificar la especie, es cuando el follaje se encuentra sobre la superficie (Underwood et al., 2006). Asimismo, *Scirpus californicus* presenta mayormente sus culmos vivos durante la época estival (Ramírez & Álvarez, 2012). Al igual que como se ha señalado para las variaciones anuales en la cobertura de macrófitas, el régimen

hidrológico tiene una fuerte influencia sobre el patrón estacional de biomasa de las macrófitas (Fernández-Alález et al., 2002) y podría ser uno de los principales factores ambientales afectando el patrón estacional observado en estos resultados. Esto último dado que el clima del humedal es de tipo templado lluvioso con veranos secos y cálidos (desde diciembre a febrero), época³ en la que se registra la mayor cobertura de las especies objetivo, probablemente debido a un menor nivel de agua que coincide con la época de crecimiento de las especies y que permite una mejor clasificación.

La caracterización actual de la vegetación sumergida del humedal, a partir de la observación de los valores de cobertura de vegetación para el año 2012 (Figura 4.6) muestra una dominancia similar de *Potamogeton* spp y *E. densa*. Sin embargo, a la fecha de la realización de los análisis de este seminario de título, se contaba sólo con las imágenes Landsat correspondientes a la estación de verano, resultando en un análisis anual incompleto respecto a años anteriores. Por lo que si se considera la tendencia de cobertura de las macrófitas sumergidas obtenidas para el año 2011, actualmente se observaría una dominancia de *Potamogeton* spp por sobre *E. densa*. Esto sería coincidente con lo informado a partir de observaciones y mediciones en terreno para la determinación del estado trófico del humedal el presente año (Marín et al. MS), en donde se determinó que el régimen ecológico actual de humedal es intermedio entre un estado de aguas turbias y aguas claras, con una dominancia cualitativa de macrófitas del género *Potamogeton*. Además, el análisis de los sólidos en suspensión mostró un aumento desde el año 1995 al 2004 sin tendencias claras a disminuir. Esto último, que implica un incremento en la turbidez del agua, puede estar favoreciendo un

desplazamiento competitivo de *Egeria densa* por *Potamogeton* spp, debido a la restricción al desarrollo de *E. densa* bajo condiciones de alta concentración de sólidos suspendidos por una atenuación de la luz en la columna de agua (Bini & Thomaz, 2005) y por otro lado, la resistencia del género *Potamogeton* a condiciones turbias (Carpenter et al., 1998).

Los resultados de la metodología aplicada en este trabajo muestran que es posible estimar coberturas de vegetación acuática, mediante la aplicación del índice NDVI y de esquemas de clasificación supervisada a imágenes Landsat TM corregidas, con la combinación de bandas (2,3,4). Sin embargo, la poca diferencia en los valores NDVI (Figura 4.5) y en los valores de reflectancia entre las especies objetivo y por otro lado, el fuerte contraste existente con el agua sin vegetación, muestran que puede diferenciarse más eficientemente comunidades de macrófitas respecto del agua, que establecer diferenciación entre especies de macrófitas, como ha sido señalado previamente para imágenes Landsat aplicadas a estudios de vegetación acuática (Zomer et al., 2008, Silva et al., 2008). Ciertamente el uso de imágenes obtenidas con sensores de mayores resoluciones espaciales y espectrales pueden ayudar a mejorar la discriminación de las especies (Hestir et al., 2008, Zomer et al., 2009).

5. 3. Ventajas y desventajas de las técnicas utilizadas

La vegetación acuática sumergida es particularmente difícil de monitorear, ya sea por muestreos de campo, fotografías aéreas o mediante información satelital (Devranche et al., 2010). La efectividad del análisis de imágenes en el mapeo de vegetación acuática, ha sido limitada por la resolución relativamente baja de algunos sistemas para la identificación a nivel de especie (Carter et al., 2009). Tal es el caso de las imágenes Landsat, que han sido señaladas en muchos casos con una resolución insuficiente para efectuar detecciones especie-específicas. Sin embargo, se ha propuesto que son efectivas si el área a estudiar tiene una gran extensión espacial (He et al., 2011), como en el caso del humedal del Río Cruces, en el que se pueden analizar suficientes elementos en cada imagen (54000 píxeles).

La aplicación de clasificación de imágenes presenta muchas ventajas en el monitoreo de humedales (Devranche et al., 2010). Sin embargo, es necesario efectuar una aplicación rigurosa de los procedimientos de pre-procesamiento antes del análisis de los datos para obtener buenos resultados (Silva et al, 2008). Además de requerir condiciones que incluyen buena calidad de imágenes y buena claridad del agua (Wolter et al., 2005). Respecto a los tipos de clasificación, tanto métodos de clasificación supervisada como métodos de clasificación no supervisada han demostrado generar resultados comparables en la generación de mapas de coberturas de vegetación acuática (Marshall & Lee, 1994).

Mapas de coberturas de vegetación al interior de humedales han sido realizados mediante esquemas de clasificación supervisada, en conjunto con el uso de firmas espectrales de especies (Zomer et al., 2009, Marshall & Lee, 1994). Estas últimas, han sido utilizadas también en la caracterización del estado fisiológico de especies de macrófitas (Best et al., 1981).

La naturaleza dinámica de las comunidades de macrófitas y la poca probabilidad de estar en la superficie representa grandes desafíos para realizar esquemas de clasificación robustos para realizar mediciones precisas (Albright & Ode, 2011). En una imagen Landsat (30 m de resolución), es probable que una gran cantidad de píxeles contengan una mezcla de diversas especies. Incrementar la cantidad de “píxeles puros” puede resolverse a través de mayores resoluciones espaciales, disminuyendo el error en la precisión de la clasificación de la vegetación mediante análisis de imágenes (Zomer et al., 2009). Otro problema de la aplicación de las imágenes Landsat puede presentarse al tratar de caracterizar humedales en los que las comunidades de vegetación son heterogéneas y los parches de vegetación son pequeños, lo que determinará que mapas de coberturas precisos sean difíciles de obtener, en tanto que serían más efectivos cuando hay grandes parches monoespecíficos (Zomer et al., 2009).

Las fotografías espectrales parecen ser una buena herramienta para analizar las señales espectrales de las especies objetivo, pues además de tener costos y portabilidad óptimos, permiten realizar un análisis espectral riguroso de las especies. Estudios sobre

los efectos de la profundidad del agua en las firmas espectrales de las especies de macrófitas sumergidas, como los efectuados por Han and Rundquist (2003), han demostrado que al aumentar la profundidad la cantidad de reflectancia de las macrófitas disminuye, especialmente en la región infrarroja del espectro y que también disminuye a menores densidades de la cobertura. De manera que adquirir firmas espectrales por metodologías de clasificación no supervisada en donde se seleccionan datos de entrenamiento (firmas espectrales de las especies) directamente de las imágenes, parece ser menos efectivo que medir la reflectancia directamente sobre las especies, como permiten las fotografías espectrales.

5.4 Aplicaciones en caracterización, monitoreo y conservación de humedales

La abundancia y la composición de las comunidades de macrófitas tienen un gran efecto en los ecosistemas de humedales, particularmente en aquellos de aguas someras (Carpenter & Lodge, 1986). Muchos ecosistemas de este tipo son conocidos por alternar entre estados de aguas turbias y claras (Scheffer et al., 1993). Ecosistemas de aguas someras que mantienen abundante vegetación acuática, estando en un estado de aguas claras, pueden ser degradados por cargas excesivas de nutrientes provenientes de actividades agrícolas y forestales, cambiando su condición a un estado de aguas turbias y sin macrófitas sumergidas (Hansel-Welch et al., 2003). Este efecto de estabilización de aguas claras en humedales ha permitido que se ponga de manifiesto su utilización como bioindicadores y como elementos estratégicos a la hora de valorar y conservar distintos

ecosistemas acuáticos (Ortega et al., 2004). Herramientas de sensoramiento remoto, como la clasificación de imágenes y la aplicación de índices de vegetación, representan una valiosa herramienta de estudio para las poblaciones y comunidades de plantas acuáticas.

Imágenes Landsat han sido utilizadas para estimar la biomasa de vegetación acuática sumergida y emergente en ecosistemas de aguas someras (Dogan et al., 2009), obteniendo buenos resultados. Información como la distribución y biomasa, estimada mediante análisis de imágenes, puede ser usada para el monitoreo ambiental y para un mejor entendimiento de la dinámica ecológica de las comunidades de vegetación al interior de ecosistemas acuáticos (Silva et al., 2008), a través de programas de monitoreo sistemáticos, sirviendo además, como apoyo en la gestión y en los programas de manejo proactivo en la conservación de humedales. En este sentido, desarrollar herramientas de análisis precisas, eficientes y robustas para el monitoreo de humedales sobre grandes extensiones espaciales son necesarias por la actual destrucción y degradación de los humedales, a pesar de los servicios y funciones que proveen a la sociedad (Devranche et al., 2010).

Mientras que las prácticas tradicionales de monitoreo en terreno son más elevadas en inversión de tiempo y costos, además de estar limitados por la poca accesibilidad al interior de ecosistemas acuáticos, técnicas como las aplicadas en este trabajo, permiten caracterizar la vegetación acuática rápidamente sobre grandes extensiones espaciales. Así, como se ha demostrado en estudios de macrófitas

sumergidas y emergentes, las técnicas tradicionales de mapeo de especies se han vuelto una herramienta complementaria a los datos satelitales en el monitoreo de humedales (Devranche et al., 2010).

5.5. Utilidad de la metodología empleada en el seguimiento de los efectos de cambio climático sobre los humedales

Las fluctuaciones del nivel del agua en ecosistemas acuáticos pueden ocurrir en diferentes escalas de tiempo (corto o largo plazo). Las magnitudes de dichas fluctuaciones dependen fuertemente de las características climáticas de la región (i.e. templado, árido) y también del uso humano. Factores antropogénicos como el cambio climático pueden afectar fuertemente la amplitud de las variaciones en la hidrología de los humedales, a través de condiciones hidrológicas extremas como inundaciones y periodos secos, que pueden a su vez resultar en una fuerte perturbación y afectar su estado, por los grandes cambios en las comunidades de plantas que pueden ocurrir a causa de pequeños cambios en los niveles de agua (Coops et al., 2003).

Es por ello que la metodología utilizada en este trabajo representa una alternativa de estudio en la determinación de cambios en componentes de ecosistemas humedales (i.e. comunidades de vegetación acuática) frente a fenómenos de cambio climático, puesto que se puede obtener información a las escalas espaciales y temporales (estacionales, anuales o interanuales) adecuadas para determinar cambios en la

vegetación acuática. Principalmente por la adquisición regular de imágenes Landsat y el registro histórico de su base de datos, haciendo posible combinar la generación de mapas de cobertura de especies a través de series de tiempo con datos meteorológicos que podrían proveer una idea de cuáles de los factores asociados con la distribución y la abundancia de las especies. Especialmente si el cambio climático parece estar afectando los humedales de diferentes maneras, no relacionadas necesariamente con la concentración de nutrientes (Marín et al., 2009), por ejemplo, generando fluctuaciones en los niveles de agua que pueden resultar en grandes cambios en la composición de la comunidad de plantas en los humedales (e.g. produciendo niveles de agua extremadamente bajos, que inducen la muerte de macrófitas por disecación) (Coops et al., 2003).

REFERENCIAS

- Adam E, O Mutanga & D Rugege. 2010. Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. *Wetlands Ecol Manage* 18: 281–296.
- Albright T & DJ Ode. 2011. Monitoring the dynamics of an invasive emergent macrophyte community using operational remote sensing data. *Hydrobiologia* 661: 469–474.
- Best RG, ME Wehde & RL Linder. 1981. Spectral reflectance of hydrophytes. *Remote Sensing of Environment* 11: 27–35.
- Bini LM & SM Thomaz. 2005. Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itapu reservoir, Brazil-Paraguay). *Aquatic Botany* 83: 227-238.
- Blindow I. 1992. Long and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwat. Biol.* 28: 15-27.
- Boettcher C. 2007. Variación Comparativa de Biomasa Estacional en Dos Macrófitos de la Región de Valdivia, Chile. *Ciencia & Trabajo*. 26: 191-199.
- Braga J, E Gómez, S Barreto, M Esquinazi & M Grillo. 1999. Programa de Controle de Macrófitas Aquáticas no Complexo Hidroelétrico de Paulo Alfonso e Na Uhe Itaparica. Paraná, Brasil: Grupo de Estudos de Impactos Ambientais (Gia) 4 p.
- Carpenter SR & DM Lodge. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquat. Bot.* 26: 341–370.
- Carpenter SR, EV Donk & RW Wetzel. 1998. Nutrient-loading gradient in shallow lakes: Report of the group discussion. En: E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard & K. Christoffersen (Eds.) *The structuring role of submerged macrophytes in Lakes*: 393-396. Springer Verlag, Berlin.
- Carter GA, KL Lucas, GA Blossom, CL Lassitter, DM Holiday, DS Mooneyhan, DR Fastring, TR Holcombe & JA Griffith. 2009. Remote sensing and mapping of tamarisk along the colorado river, USA: a comparative use of summer-acquired hyperion, thematic mapper and Quickbird data. *Remote Sensing* 1: 318–329.

Castañero-Gallego AA & P Lozano-Rivera. 2006. Delimitación de ecosistemas sumergidos (praderas de fanerógamas) a partir de imágenes EOS-ASTER en la zona costera del departamento de la Guajira (Colombia): resultados preliminares. *GeoFocus* (Artículos) 6: 231-251.

CONAMA. 2005. Estrategia nacional para la conservación y el uso racional de los humedales en Chile.

Coops H, M Beklioglu & TL Crisman. 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia* 506–509: 23–27.

Daily G. 1997. *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*. Island press, Washington. Pp: 392.

Delgado L & V Marín. 2012. Interannual changes in the habitat area of the Black-Necked Swan, *Cygnus melancoryphus*, in the Carlos Anwandter Sanctuary, Southern Chile: A Remote sensing approach. *Wetlands* DOI 10.1007/s13157-012-0354-0

Devranche A, Lefebvre G & Poulin B. 2010. Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series. *Remote Sensing of Environment* 114: 552–562.

Di Marzio W & R McInnes. 2005. Misión consultiva Ramsar: Chile (2005). Informa de misión Santuario Carlos Anwandter (Río Cruces), Chile. http://ecosistemas.uchile.cl/fCruces/documentos/teoria/files/informe_RAMSAR.pdf (visitado en mayo de 2012).

Dogan OK, Z Akyurekb & M Beklioglu. 2009. Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data. *Journal of Environmental Management* 90: 2138-2143.

Du Y, CI Chang, H Ren, CC Chang, JO Jensen & FM D'amico. 2004. New Hyperspectral Discrimination Measure for Spectral Characterization. *Optical Engineering* 43(8): 1777-1786.

Erdas Imagine. 2001. *Erdas Tour Guide*.

Fernández-Aláez C, M Fernández Aláez & S Rodríguez. 2002. Seasonal changes in biomass of charophytes in shallow lakes in the northwest of Spain. *Aquat. Bot.* 72: 335-348.

Fernández-Aláez M, C Fernández- Aláez, F García- Criado & C Trigo-Domínguez. 2004. La influencia del régimen hídrico sobre las comunidades de macrófitos de lagunas someras de la Depresión del Duero. *Ecosistemas* 13: 52-62.

Fernández-Prieto D & CM Finlayson. 2009. Earth observation and wetlands. *Journal of Environmental Management* 90: 2119 - 2120.

Gergel SE, MG Turner, JR Miller , JM Melack & EH Stanley EH. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64: 118-128.

Gidley SL. 2009. Using high resolution satellite imagery to map aquatic macrophytes on multiple lakes in northern Indiana. Tesis de magíster. Universidad de Indiana.

Glenn EP, AR Huete, P L Nagler & GS Nelson. 2008. Relationship Between Remotely-sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. *Sensors* 8: 2136-2160.

Han L & D Rundquist. 2003. The spectral responses of *Ceratophyllum demersum* at varying depths in an experimental tank. *International Journal of Remote Sensing* 24(4): 859-864.

Gergel SE, Turner MG, Miller JR, JM Melack & EH, Stanley. 2002 Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64: 118-128

Hansel-Welch N, MG Butler, TJ Carlson & MA Hanson. 2003. Changes in macrophyte community structure in Lake Christina (Minnesota), a large shallow lake, following biomanipulation. *Aquatic Botany* 75: 323-337.

Hauenstein E, C Ramírez, M González & C San Martín. 1992. Comparación de la Flora Macrofítica de Tres Lagos del Centro-Sur de Chile (Budi, Llanquihue y Cayutue). *Revista Geográfica de Valparaíso* 22-23:175-193.

Hauenstein E, A Muñoz-Pedrerros, F Peña, F Encina & M González. 1999. Humedales: ecosistemas de alta biodiversidad con problemas de conservación. *El Árbol Nuestro Amigo (Chile)* 13: 8 - 12.

Hauenstein E, M González, F Peña-Cortés & A Muñoz- Pedrerros. 2002. Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Toltén (ix región, Chile). *Gayana Bot.* 59(2): 91-104.

Hauenstein E. 2004. Antecedentes sobre *Egeria densa* (luchecillo), hidrófita importante en la alimentación del cisne de cuello negro. *Gestión Ambiental (Chile)* 10: 89-95.

Hauenstein E. 2006. Visión sinóptica de los macrófitos dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70 (1): 16-23.

He KS, D Rocchini, M Neteler & H Nagendra 2011. Benefits of hyperspectral remote sensing for tracking plant invasions. *Diversity and Distributions, (Diversity Distrib.)* 17: 381–392.

Hestir EL, Si Khanna , M E Andrew , M J Santos , JH Viers, JA Greenberg , SS Rajapakse & S L Ustin. 2008. Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem. *Remote Sensing of Environment* 112: 4034 – 4047.

Jakubauskas M, K Kindscher, A Fraser, D Debinski & KP Price. 2000. Close-range remote sensing of aquatic macrophyte vegetation cover. *International Journal of Remote Sensing* 21(8): 3533–3538.

Jensen JR, S Narumalani, O Weatherbee & HE Mackey. 1993. Measurement of seasonal and yearly Cattail and Waterlily changes using multirate SPOT panchromatic data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59: 519–525.

Kirk JTO. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*, 2nd edn. Cambridge University Press.

Köppen W. 1948. *Climatología*. Editorial de Cultura Económica. México D. F. México.

Lorens B & P Sugier. 2010. Changes in the spatial structure of submerged macrophytes in Lake Roteze (Łęczna-Włodawa Lakeland). *Oceanological and Hydrobiological studies. International Journal of oceanography and hydrobiology* 39(4): 65:73.

Malthus TJ & DG George. 1997. Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni reservoir, Anglesley, UK. *Aquatic Botany* 58: 317–332.

Marín V, L Delgado & I Vila. 2006. Sistemas acuáticos, ecosistemas y cuencas hidrográficas. En: I. Vila, A Veloso, R Schlatter & C Ramírez (eds.). *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Marín VH, A Tironi, LE Delgado, M Contreras, F Novoa, M Torres-Gómez, R Garreaud, I Vila & I Serey. 2009. On the sudden disappearance of *Egeria densa* from a Ramsar wetland site of Southern Chile: a climatic event trigger model. *Ecological Modelling* 220: 1752-1763.

Marín, V. H., L. E. Delgado, I. Vila, A. Tironi, V. Barrera y C. Ibañez (MS) On the Ecological state of the Río Cruces wetland ecosystem during the spring-summer 2011/2012: eighth years after the 2004 regime shift. Enviado a: *Revista Chilena de Historia Natural*.

Marshall T & PFG Lee. 1994. Mapping aquatic macrophytes through digital image analysis of aerial photographs: an assessment. *J. Aquat. Plant Manage.* 32: 61-66.

Möller P & A Muñoz-Pedreros. 1998. *Humedales & Educación Ambiental*. CEA Ediciones/Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). Valdivia. 110 pp

Moss B. 1998. *Ecology of Freshwaters: Man and Medium, Past to Future*, third ed. Blackwell Science, Oxford.

Moya B, Hernández A & HE Borrell. 2005. Los humedales ante el cambio climático. *Investigaciones geográficas* 37: 127-132.

Muñoz-Pedreros A. 2003. *Guía de los Humedales del Río Cruces*. CEA Ediciones. Valdivia. Chile. 143 pp.

Ortega F, Paracuellos M & F Guerrero. 2004. *Corología de Macrófitos acuáticos en Andalucía oriental*. *Lazaroa*. 25: 179-185.

Pelicice FM, AA Agostinho & SM Thomaz. 2005. Feeding Ecology of Fishes Associated with *Egeria* in a Tropical Reservoir: investigating the Effects of Plant Biomass and Diel Period. *Acta Oecologica* 27: 9-16.

Pinnel N, T Heege & S Zimmermman. 2004. Spectral discrimination of submerged macrophytes in lakes using hyperspectral remote sensing data. *InSPIE Proceedings on Ocean Optics XVII* (1): 1 – 16.

Ramírez C, M Romero & M Riveros. 1979. Habit, hábitat, origin and geographical distribution of chilean vascular hydrophytes. *Aquatic Botany* 7: 241- 253.

Ramírez C & N Añazco. 1982. Variaciones estacionales en el desarrollo de *Scirpus californicus*, *Typha angustifolia* y *Phragmites communis* en pantanos valdivianos, Chile. *Agro Sur* 10: 11-23.

Ramírez C, R Godoy, D Contreras & E Stegmaier. 1982. Guía de Plantas Acuáticas Palustres Valdivianas. Valdivia: Chile: Instituto de Botánica. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 42 p.

Ramírez C, D Contreras & J San Martín. 1986. Distribución Geográfica y Formas de Vida en Hidrófitos Chilenos. Acta VIII Congreso Nacional de Geografía. Publicación especial. Inst. Geográfico Militar de Chile 1:103-110.

Ramírez C & E Hauenstein. 1989. Distribution of Benthic Flora in the Lower Course of the Valdivia River, Chile. *Estuaries* 12(2): 111-118.

Ramírez C, C San Martín & J San Martín. 1995. Estructura florística de los bosques pantanosos de Chile sur-central. En: Armesto J, C Villagrán & MK Arroyo (eds). *Ecología de los bosques nativos de Chile*: 215-234. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Ramírez C, C San Martín & J San Martín. 2004. Colmatación por Macrófitos del Complejo Lacustre Vichuquén (VII Región, Chile) y Clave de Determinación. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis* 49:179-196.

Ramírez C, E Carrasco, S Marianai & N Palacios. 2006. La Desaparición del Luchecillo (*Egeria densa*) del Santuario del Río Cruces (Valdivia, Chile): Una Hipótesis Plausible. *Ciencia & Trabajo* 20.

Ramírez C & San Martín C. 2006a. Flora acuática. En: CONAMA, editor. *Biodiversidad de Chile: patrimonios y desafíos*. Santiago: CONAMA. p. 364-369.

Ramírez C & San Martín C. 2006b. Ecosistemas dulceacuícolas. En: CONAMA, editor. *Biodiversidad de Chile: patrimonios y desafíos*. Santiago: CONAMA. p. 106-117.

Ramírez C & Álvarez. 2012. Flora y vegetación hidrófila de los humedales costeros de Chile. En: José Miguel Fariña & Andrés Camaño (eds). *Humedales costeros de Chile. Aportes científicos a su gestión sustentable*. Ediciones Universidad Católica de Chile. p. 101-140.

- RAMSAR. 2012. The Ramsar Convention on Wetlands. <http://www.ramsar.org/> (visitado en octubre, 2012).
- Rodríguez R, V Dellarossa & M Muñoz. 1987. Egeria Densa Planchon (Hydrocharitaceae) en la Laguna Grande de San Pedro, Concepción, Chile: Anatomía de los órganos vegetativos y aspectos ecológicos. Bol. Soc. Biol. Concepción 58:141-149.
- Rouse J, R Hass, J Schell & D Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. NASA, SP-351 I, 309-317.
- Rubilar H. 2002. Estudio de los Humedales Urbanos de la Ciudad de Valdivia. Tesis de grupo para optar al título de Licenciado en Ciencias Biológicas. Instituto de Botánica. Facultad de Ciencias Universidad Austral de Chile, Valdivia. 230 p.
- San Martín C, RM Jaramillo, PO Nempu & C Ramírez. 1993. La Biodiversidad vegetacional del Santuario de la Naturaleza "Río Cruces" (Valdivia, Chile). Acta Botánica Malacitana 18: 259-279.
- San Martín C, C Ramírez & P Ojeda. 1999. Distribución de Macrófitos y Patrones en la cuenca del río Valdivia, Chile. Revista Geográfica de Valparaíso 30: 117-126.
- San Martín C, Contreras D & C Ramírez. 2000. El Recurso Vegetal del Santuario de la Naturaleza "Carlos Anwandter" (Valdivia, Chile). Revista Geográfica de Valparaíso 31: 225-235.
- San Martín C, Y Pérez, D Montenegro & M Álvarez. 2011. Diversidad, hábito y hábitat de Macrófitos acuáticos en la Patagonia occidental (Región de Aisén, Chile. Anales Instituto Patagonia (Chile) 39(1): 23-4.
- Santin-Janin H, M Garel, JL Chapuis & D Pontier. 2009. Assessing the performance of NDVI as a proxy for plant biomass using non-linear models: a case study on the Kerguelen archipelago. Polar Biol. 32: 861-871.
- Scaramuzza P, E Micijevic & G Chander. 2004. SLC Gap-Filled Products. Phase One Methodology. http://landsat.usgs.gov/documents/SLC_Gap_Fill_Methodology.pdf (visitado en Noviembre 2011).
- Scheffer M, SH Hosper, ML Meijer, B Moss & E Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends Ecol. Evol. 8: 275-279.

Silva TSF, MPF Costa, JM Melack & E Novo. 2008. Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications. *Environ Monit Assess* 140: 131–145.

Tilley DR, M Ahmed, JH Son & H Badrinayanan. 2003. Hyperspectral reflectance of emergent macrophytes as an indicator of water column ammonia in an oligohaline, subtropical marsh. *Ecological Engineering* 21: 153–163.

UACH. 2005. Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia. Convenio complementario específico N° 1210-1203 /2004-12-14, Dirección regional CONAMA Xª Región de Los Lagos – Universidad Austral de Chile. 539 pp. URL: http://ecosistemas.uchile.cl/cruces/documentos/teoria/files/informe_UACH.pdf (visitado en octubre, 2012).

Underwood EC, MJ Mulitsch, JA Greenberg, ML Whiting, SL Ustin & SC Kefauver. 2006. Mapping invasive aquatic vegetation in the Sacramento-San Joaquin Delta using hyperspectral imagery. *Environmental Monitoring and Assessment* 121: 47–64.

UNESCO. 2003. Agua para todos, agua para la vida. Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo.

USGS. 2012. Earth Resources Observation and Science (EROS) Center. United States Geological Survey, U.S. Department of Interior. <http://eros.usgu.gov> (visitado en Julio, 2012).

Vane G & AFH Goetz. 1993. Terrestrial imaging spectrometry: current status, future trends. *Remote Sensing of Environment* 44: 117–126.

William FJ, JW Barko & MG Butler. 2004. Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass. *Hydrobiologia* 515: 181-191.

Williams DJ, NB Rybicki, AV Lombana, TM O'Brien & RB Gomez. 2003. Preliminary investigation of submerged aquatic vegetation mapping using hyperspectral remote sensing. *Environmental Monitoring and Assessment* 81: 383–392.

Wolter PT, CA Johnston & GJ Niemi. 2005. Mapping submergent aquatic vegetation in the US Great Lakes using Quickbird satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 26 (23): 5255-5274.

Yarrow M, VH Marín, MFinlayson, A Tironi, LE Delgado & F Fischer. 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer?. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 299-313.

Zhang X. 1998. On the estimation of biomass of submerged vegetation using Landsat Thematic Mapper (TM) imagery: a case study of the Honghu Lake, PR China. *International Journal of Remote Sensing* 19: 11-20.

Zomer RJ, A Trabucco & SL Ustin. 2009. Building spectral libraries for wetlands land cover classification and hyperspectral remote sensing. *Journal of Environmental Management* 90: 2170 – 2177.