

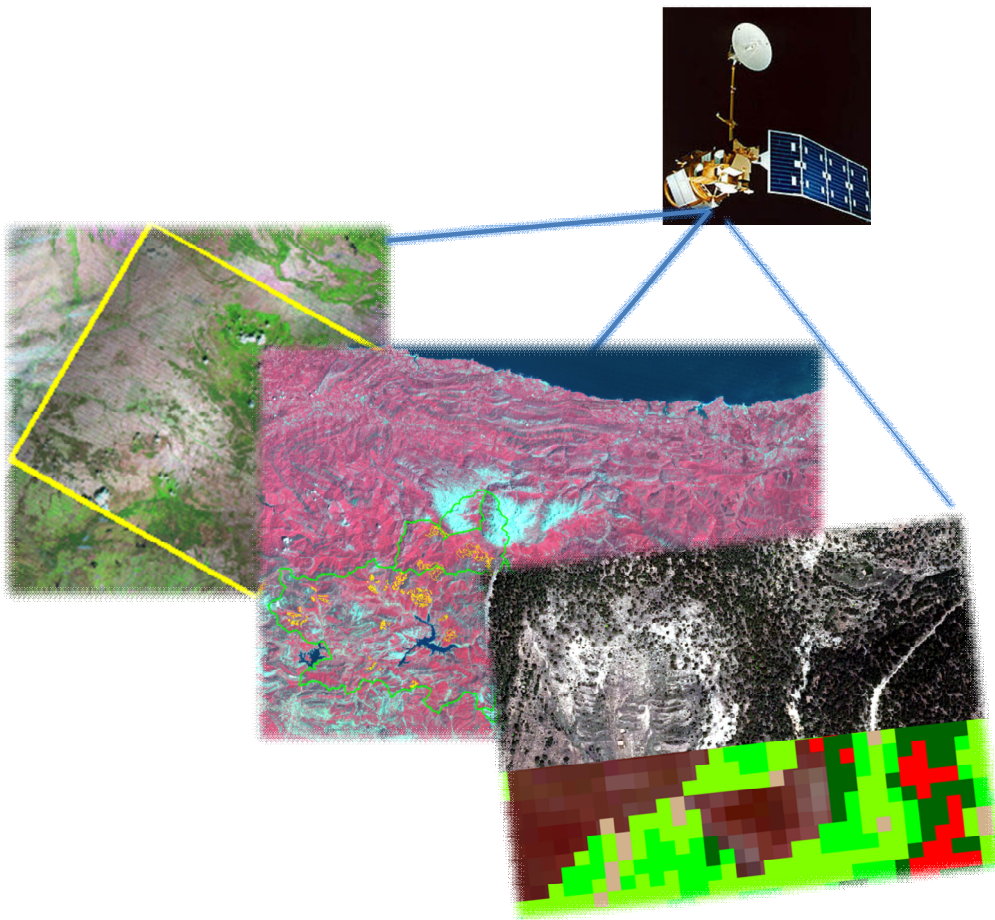
UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE



TESIS DOCTORAL

APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN SATELITAL
EN EL SEGUIMIENTO DE LA
DEFOLIACIÓN POR INSECTOS FORESTALES



Cristóbal Daniel Rullán Silva

Palencia, 2015.



Universidad de Valladolid

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍAS AGRARIAS

INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN FORESTAL
SOSTENIBLE

TESIS DOCTORAL:

APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN SATELITAL EN EL SEGUIMIENTO DE LA DEFOLIACIÓN POR INSECTOS FORESTALES

Presentada por Cristóbal Daniel Rullán Silva para optar al grado de
Doctor por la Universidad de Valladolid

Dirigida por:

Dr. José Antonio Delgado de la Mata

Dr. Juan Alberto Pajares Alonso

Palencia, 2015

A mí amada Adriana

*A nuestra Familia
Argentina y Mexicana*

*Y a la Providencia
por su amor y
misericordia*

AGRADECIMIENTOS

Al director y co-director de esta Tesis, José Antonio y Juan, al primero por su apoyo, disponibilidad y bonhomía, y al segundo por su notable ayuda, capacidad, dedicación y paciencia. Les estaré por siempre enormemente agradecido.

Al Dr. José Manuel Piña Gutiérrez y al Dr. Wilfrido Contreras Sánchez, Rector y Secretario de Investigación, Posgrado y Vinculación respectivamente, de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT, México). Un particular y especial agradecimiento a los dos por su decidida ayuda y confianza en mi palabra, sin las cuales ahora no se hubiese podido concluir la Tesis.

A la anterior rectora de la UJAT M.C. Candita Gil Jiménez, como al Dr. Contreras Sánchez ex director de la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol-UJAT), con todo mi afecto y reconocimiento porque ambos en su inicio me concedieron la beca ante la UJAT, y gestionaron la correspondiente ante el Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) perteneciente a la Secretaría de Educación Pública de México, co-financiadores de la beca doctoral otorgada.

A la M.C. Rosa Martha López Padrón actual Directora de la DACBiol-UJAT, por haber sostenido mi beca institucional y gracias también por haber confiado en un servidor. Así mismo mi reconocimiento y agradecimiento al PROMEP, ahora PRODEP. Sin este programa nacional hubiese sido imposible esta oportunidad de estudios fuera del país.

Al Dr. Valentín Pando Fernández, por el reto que significó llevar la información espectral obtenida y sus correspondientes datos de campo a modelos pertinentes. Gracias Valentín por tus explicaciones y acertadas asesorías, inclusive en algún momento durante tus vacaciones.

A la Dra. Cristina Gómez y al Dr. David Green, del Departamento de Geografía y Medio Ambiente de la Escuela de Geociencias en la Universidad de Aberdeen (Reino Unido) por la oportunidad de la estancia pre-doctoral en el Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica. Gracias Cristina por iniciarme en la adquisición de habilidades de vanguardia en las técnicas de procesamiento y análisis de series de tiempo.

A María del Rocío mi hermana y amiga, quien una vez más y esta vez por el doble de tiempo, ha fungido como mi aval ante la UJAT, sin su amorosa ayuda, eficaz y permanente tampoco me hubiera sido posible iniciar ni mantener los estudios en España. Adriana y yo te estamos profundamente agradecidos Roci.

A los doctores Pablo y Maribel, quienes a mi esposa y a mí nos dieron a conocer y recomendaron esta oportunidad, además de brindarnos su casa en Palencia durante casi la totalidad de nuestra estancia. Muchas gracias queridos amigos.

A los amigos profesores quienes nos ofrecieron sus conocimientos, apoyo, amistad y hospitalidad: Juan, Felipe, José Reque, Vicente, María José, José Antonio, Juan Andrés, Julio, Elena, Fátima, Belén, Celia, Charo y Julián. Y a los amigos botilleros todos.

A los compañeros de estudios forestales, hoy maestros y la mayoría ya doctores, con quienes compartimos actividades académicas como cursos, jornadas, ponencias e inclusive comidas, salidas, risas y cañas: Carmen, Estela, María, Gustavo, Lucy, Masum, Iñaki, Gonzalo, Tere, Pablo, Irene, Diana, Cristina, Encarna, Toni, Temesgen, Merari, Maje, Paloma, José, Roy, Franklin y Asdrubal.

A las familias en Cristo que nos acogieron en Palencia como suyos: Catalina y José María, Ana y Moisés, Encarna y Carmelo, María Ángeles y Carlos; y en Valladolid Isa y Félix. Dios les bendiga siempre.

Finalmente, a los buenos amigos con quienes formamos familia en Palencia: losodi, Vicky, Silvana, Lu, Gina, Eleana, Vivi, Benito, Amparo, Raúl y Andrés. Les extrañaré.

INDICE

Resumen	1
Abstract	4
Capítulo 1. Introducción	
La sanidad forestal y la gestión sostenible de los sistemas forestales: algunos conceptos básicos	9
Aportaciones de la teledetección al estudio de la sanidad forestal	10
La teledetección satelital aplicada a la sanidad forestal en España	15
Fuentes de datos	17
<i>Datos de campo</i>	17
<i>Datos espectrales</i>	20
<i>Datos auxiliares</i>	22
Áreas de estudio	23
Objetivos	24
Estructura de la Tesis	26
Referencias	27
Capítulo 2. Seguimiento remoto de la defoliación por insectos	
Seguimiento remoto de plagas forestales	35
Indicadores de defoliación en la teledetección	38
Contribuciones actuales en el seguimiento remoto de la defoliación por insectos	41
Tendencias en el seguimiento remoto de la defoliación por insectos	53
Conclusiones	56
Referencias	58
Capítulo 3. Seguimiento remoto de defoliación por el minador foliar <i>Rhynchaenus fagi</i> en el Norte de España	
Introducción	65

Materiales y Métodos	67
Resultados	76
Discusiones y Conclusiones	81
Referencias	85
Capítulo 4. Estimación espectral de la probabilidad del daño por defoliación causado por <i>Thaumetopoea pityocampa</i> en pinares de <i>Pinus nigra</i> en la Sierra de Gúdar, Teruel	
Introducción	93
Materiales y Métodos	95
Resultados	103
Discusiones y Conclusiones	110
Referencias	113
Capítulo 5. Síntesis	119
Capítulo 6. Conclusiones	129

Resumen

La defoliación por insectos es la causa de daño más común que afecta a la salud forestal de coníferas y frondosas. Además. Varios estudios han mostrado que el actual calentamiento global puede conducir a un incremento en la frecuencia, severidad y extensión de daños producidos por plagas forestales, con consecuencias productivas y ecológicas predecibles. La teledetección de defoliaciones por insectos se basa en la integración de los datos de campo con las capacidades espectrales y espaciales de los sensores remotos, satelitales y aéreos. Las técnicas recientes desarrolladas en este ámbito tienen un gran potencial como apoyo para los gestores forestales en el manejo sostenible de la salud forestal. En esta tesis se revisan las investigaciones a nivel mundial durante el periodo 2007-2012 para conocer el estado, tendencia y potencialidad de la teledetección en la detección, mapeo y seguimiento de la defoliación forestal causada por insectos. Se halló que todo sistema de seguimiento, a escala nacional o regional, para su eficacia y rentabilidad debe aplicarse a dos niveles, uno usando productos de series de tiempo con moderada a amplia resolución espectral, y otro usando productos de fina o alta resolución. En este sentido, se ha incrementado el uso de los datos MODIS para la detección temprana, mientras que los datos Landsat predominan en investigaciones de daños forestales. Más aún, actualmente los datos ALS sobre masas forestales se presentan como los más prometedores para opciones operativas de detección de defoliaciones. Los índices de vegetación basados en el infrarrojo medio y cercano, y en indicadores de contenido de humedad tienen un gran potencial para cartografiar defoliaciones por plagas de insectos, mientras que el NDVI es el más ampliamente usado y evaluado. Entre los métodos más prometedores para el seguimiento de defoliación por insectos destacan el análisis de mezclas espectrales, más adecuado para la detección debido a su reconocimiento sub-píxel lo cual mejora los datos multiespectrales, el uso de modelos logísticos en función del cambio del índice de vegetación, recomendado para la predicción de la defoliación, y el análisis de series temporales que permite la predicción de la distribución anual de las zonas defoliadas. Esta última técnica puede proporcionar además indicios de la historia de los brotes en períodos en que los registros de campo no estén disponibles, y alternativas para superar la necesidad de datos libres de nubes para un seguimiento operativo que permitiría una continuidad en la evaluación de la defoliación hacia un sistema de alerta temprana y seguimiento de manera rentable en grandes áreas.

El seguimiento y mapeo de daños mediante teledetección satelital multiespectral puede ser una opción adecuada y rentable en zonas escarpadas como la Cordillera Cantábrica, donde los hayedos (*Fagus sylvatica* L.) se encuentran en su rango más

meridional y son afectados por defoliaciones del gorgojo minador foliar del haya, *Rhynchaenus fagi*. Estos hayedos, que se encuentran entre los bosques caducifolios más extendidos y emblemáticos de Europa, sirven con frecuencia como refugio para varias especies en peligro de extinción. En estos hayedos, las poblaciones de *R. fagi*, permanecen por lo general en niveles endémicos durante largos períodos, pero ocasionalmente se producen brotes bajo ciertas condiciones favorables, causando una defoliación extensiva y provocando el debilitamiento de los hayedos. En este trabajo se han relacionado espectralmente ciento once registros inventariados de defoliación, obtenidos de 17 parcelas de campo durante un período de 8 años, con diez índices de vegetación a partir de datos del satélite Landsat. También se desarrolló un modelo sigmoidal de efectos mixtos en función del cambio en índice de vegetación para predecir la defoliación por *R. fagi* en rodales de haya sobre la base de un modelo general con datos Landsat propuesto recientemente. El índice MSI (Moisture Stress Index: banda 5 / banda 4 del sensor Landsat) proporcionó el modelo de mejor ajuste. El modelo Δ MSI de defoliación obtuvo errores estimados de defoliación de un RMSE de 4.0% y de un MAE de 3.1% y una significativa R^2 de 0.685 ($p < 0.0001$) o de 0.632 R^2 de Nagelkerke. El modelo se aplicó para cartografiar el patrón espacio-temporal de defoliación por *R. fagi* en parcelas de haya, observándose una tendencia a la oscilación de la defoliación durante el periodo de estudio. Se comprobó que este modelo, basado en la teledetección satelital, representa una herramienta rentable para la vigilancia de la salud en general, en zonas montañosas de difícil acceso como las aquí estudiadas. Los programas de manejo forestal, como los destinados a la conservación del hábitat de los bosques de hayas en el sur de la Cordillera Cantábrica, se beneficiarán de la cartografía remota y de la evaluación de la vulnerabilidad de las parcelas a daños por insectos, y por otras perturbaciones, en los actuales escenarios del cambio global.

La presente tesis aporta también un avance con el uso de un modelo de regresión logística en función del cambio del índice de vegetación MSI. A partir de la disponibilidad de datos del Laboratorio de Mora de Rubielos (Teruel) recabados durante un periodo de 40 años, se eligieron 26 años (1986-2011) cuyos registros poblacionales de los brotes de la procesionaria del pino, *Thaumetopoea pityocampa*, pudieron ser cubiertos exhaustivamente por una serie temporal de imágenes históricas del sistema Landsat. Los seis niveles del índice de infestación medidos en campo se reclasificaron en dos categorías, defoliado y no-defoliado, para asegurar su detección espectral. En base a la naturaleza binaria de los nuevos datos, se ajustó un modelo de regresión logística de la probabilidad de daño por defoliación causado por la procesionaria en masas de *P. nigra*

en función del MSI y del SPEI (Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index). El modelo resultó con una especificidad del 72.9%, sensibilidad del 65.9%, y con una fiabilidad global del 71.6%. Este modelo podrá predecir con mucha fiabilidad cuando un pinar de *P. nigra* no sufrirá el ataque de la procesionaria, si bien tendrá muy poca credibilidad al predecir lo contrario, debido a su tendencia a producir pocos falsos negativos aunque elevados falsos positivos. El modelo presentado no pudo ser validado por falta de más datos de campo del daño y la condición histórica de éstos. No obstante, la potencial utilidad para el gestor forestal de un modelo probabilístico de la defoliación de esta plaga, tanto en su modalidad dicotómica como continua, podría ser mejorada mediante la incorporación, a través futuros estudios, de más datos de defoliación y variables mejor controladas.

Abstract

Insect defoliators are among the most common causes of damage affecting forest health in conifers and hardwoods. Besides, several studies have shown that current global warming may lead to forests pest damage increasing in frequency, severity and extension, with predictable productive and ecological consequences. Remote monitoring of insect defoliation relies on the integration of field data with the spectral and spatial capabilities of remote sensors. Newly developed techniques have a great potential in assisting foresters to a sustainable forest health management. This thesis reviews the global research during years 2007 - 2012 on the state, trends and potential of remote sensing for detecting, mapping and monitoring forest defoliation caused by insects. A nation or region wide monitoring system should be scaled in two levels, one using time-series with moderate to coarse resolutions, and the other with fine or high resolution. Thus, MODIS data is increasingly used for early warning detection, whereas Landsat data is predominant in defoliation damage research. Furthermore, ALS data currently stands as the more promising option for operative detection of defoliation. Vegetation indices based on infrared-medium / near-infrared ratios and on moisture content indicators are of great potential for mapping insect pest defoliation, although NDVI is the most widely used and tested. Among most promising methods for insect defoliation monitoring are Spectral Mixture Analysis, best suited for detection due to its sub-pixel recognition enhancing multispectral data, and use of logistic models as function of vegetation index change between two dates, recommended for predicting defoliation.

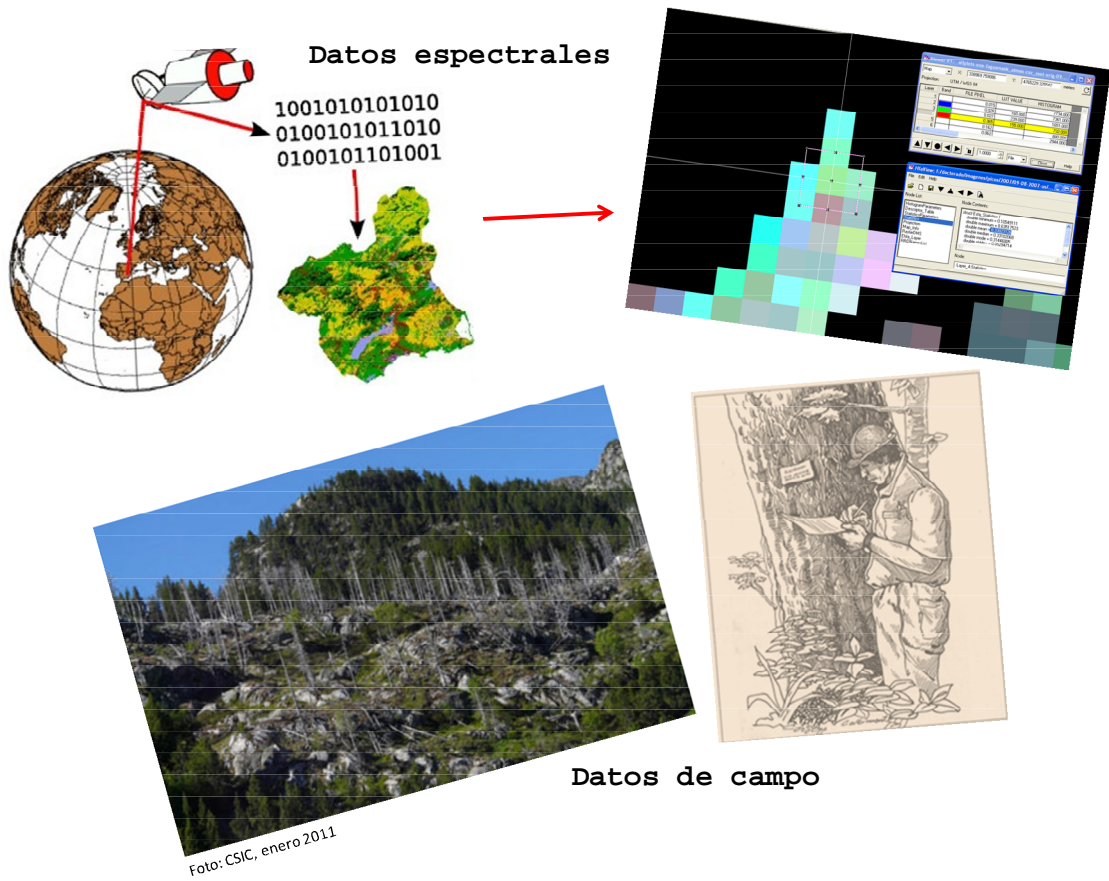
Beech (*Fagus sylvatica* L.) forests are among the most widespread and emblematic deciduous forests in Europe, frequently serving as refuge for several endangered species. Populations of the beech leaf-miner weevil *Rhynchaenus fagi*, a common specific defoliator, usually remain at endemic levels for long periods, but outbreaks occasionally occur under favorable conditions, causing extensive defoliation and forest decline. Monitoring defoliation is highly relevant to integrated beech management, particularly in the beech forests of northern Spain, located in the southernmost range of the Cantabrian Mountains. Monitoring and mapping damage using multispectral satellite remote sensing may be a suitable, cost-effective option in these rugged areas. One hundred eleven defoliation field records from 17 inventory plots over an 8-year period were spectrally related to ten Landsat vegetation indices. A sigmoidal mixed-effects model as a function of vegetation index change for predicting *R. fagi* defoliation in beech stands was developed based on a recently proposed general Landsat model. The Moisture Stress

Index (MSI, Band-5/Band-4) was the best fitted model. The Δ MSI defoliation model yielded 4.0% RMSE and 3.1% MAE defoliation estimated errors and a significant accuracy of 0.685 R^2 ($p < 0.0001$) or 0.632 Nagelkerke's R^2 . Model was applied to map the spatial-temporal pattern of *R. fagi* defoliation on beech stands, and a trend of defoliation oscillation was observed in the area during the 8 year study. Remote sensing-based model represents a cost-effective tool for health monitoring in large, difficult to access, forested mountain areas, such as those studied. Forest management programs, as those aimed to habitat conservation of southern Cantabrian beech forests, will greatly benefit from remote mapping and the assessment of stand vulnerability to insect damage and other disturbances in current climate warming scenarios.

This thesis also provides advance using a logistic regression model based on the change in vegetation index MSI. From data collected over a period of 40 years available at Mora de Rubielos Laboratory (Teruel) a period of 26 years (1986-2011) of pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa*, pest outbreaks covered by a time series of historical images of Landsat satellite system was selected. The six levels of the ground scored infestation index were reclassified for its spectral detection in two dichotomous categories, defoliated and not defoliated. The new data was tested and fitted to a logistic probabilistic regression model of defoliation caused by pine processionary in stands of *P. nigra* related to changes in the MSI and SPEI (Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index) indexes. The model resulted with 72.9% specificity, 65.9% sensitivity and an overall reliability of 71.6% The model generated a map with 9.8% commission errors or mistakes in the allocation of areas with no damage and 63.8% errors in the allocation of areas with presence of defoliation. Thus, the model is able to reliably predict when a *P. nigra* forest will not suffer the attack of pine processionary, but will have small success in predicting the opposite, as it tends to produce few false negatives but high false positives. Model validation was not possible due to the lack and the historical status of field data on damage. Utility to the forest manager of a probabilistic model of defoliation by this pest could be improved in future studies by incorporating more data on defoliation and better controlled variables.

Capítulo 1

Introducción



Introducción

La Sanidad forestal y la gestión sostenible de los sistemas forestales: algunos conceptos básicos

La gestión de los sistemas forestales tiene entre sus objetivos el mantenimiento de la salud de los bosques (o sanidad forestal) entendiéndose por ella, en un sentido amplio, la integridad ecológica de tales ecosistemas sin perjuicio de la necesidad de permitir su uso humano sostenible (Coulson *et al.* 2014). La salud forestal refleja el estado de los ecosistemas respecto de su capacidad para responder, adaptarse o recuperarse de perturbaciones (Coulson & Stephen 2008) bióticos o abióticos que pudiesen afectarlos. En un sentido restringido, la sanidad forestal se circunscribe a la situación particular de vigor y capacidad de crecimiento de los árboles respecto de afectaciones por lesiones o enfermedades, ya sea en la actualidad o en el pasado.

Por otra parte, cuando se hace referencia a un impacto negativo en el crecimiento de los árboles, o a su mortalidad, se está ante el concepto de daño forestal (Franklin 2001). Las causas de tal impacto suelen ser lesiones o enfermedades de origen biótico (por ejemplo, plagas de insectos, hongos, especies invasoras) o bien de origen abiótico (tormentas con vientos fuertes, nevadas intensas, sequías extremas, inundaciones) o de origen antrópico (incendios provocados o introducción de especies exóticas, manejo selvícola inadecuado, abandono de tierras de cultivo, contaminación atmosférica) (ver Landmann 1998; Dale *et al.* 2001; Franklin 2001; Martínez Fernández 2006). De esta manera el significado de daño forestal está intrínsecamente relacionado con la salud del ecosistema forestal, y es uno de los principales indicadores que subyacen a una estrategia sostenible de gestión forestal (Franklin 2001). En tanto que la perturbación forestal es cualquier evento que causa tanto la mortalidad del arbolado como la disminución de su área foliar, representando finalmente una reducción o pérdida de la masa forestal (Hansen *et al.* 2010; Masek *et al.* 2013). Es importante notar que el decaimiento forestal es un término usado para describir las alteraciones en ramas, hojas y copa así como los problemas de reproducción y de crecimiento del árbol, la pérdida de su follaje e incluso su mortalidad (Innes 1993), y está principalmente asociado tanto a la contaminación como a la presencia de factores bióticos y abióticos relacionados con fenómenos de debilitamiento de la vegetación (Navarro Cerrillo *et al.* 2007).

Por lo que se refiere a las plagas de insectos forestales, podemos hablar de equilibrios a bajo nivel poblacional cuyos daños se encuentran por debajo del umbral aceptable. Cuando se altera este nivel de equilibrio, por causas bióticas o abióticas, favoreciendo la multiplicación y aparición masiva de agentes nocivos tales como hongos patógenos e insectos fitófagos, se desencadena el fenómeno plaga (Romanyk & Cadahia 1992). La defoliación puede ser definida como la pérdida no fenológica de hojas/acículas en la copa observable de un árbol, y por lo general, el nivel de defoliación se entiende como la pérdida de hojas/acículas en la copa evaluable en comparación con un árbol de referencia sin ningún daño (MAGRAMA 2007).

Así mismo, es importante destacar nuevos fenómenos que afectan actualmente a la sanidad forestal, como los cambios de uso de suelo, el cambio climático y el mayor volumen, velocidad y frecuencia del comercio mundial que facilita intercambio de organismos entre regiones y aumentan grandemente la probabilidad de que potenciales plagas exóticas puedan introducirse a los ecosistemas locales (Mac Leod *et al.* 2002; Martínez Fernández 2006; Vanhanen *et al.* 2007). Esta situación, intensificada en las últimas décadas, ha supuesto un alto riesgo para los bosques y las plantaciones forestales, a pesar de los enormes esfuerzos internacionales realizados en las políticas regulatorias y en la vigilancia de las fronteras, por ejemplo a través del Comité Fitosanitario Permanente de la Unión Europea (Pajares 2009). Por otra parte, la conocida dificultad de los árboles a adaptarse rápidamente a los cambios ambientales añade una vulnerabilidad especial a cualquier ecosistema forestal frente al cambio climático, y vuelve a algunas especies más susceptibles a los ataques de plagas (Fleming & Volney 1995; Hódar *et al.* 2003; Hódar & Zamora 2004; Jump *et al.* 2006; Verkaik *et al.* 2009; García-López & Allué-Camacho 2010). Sin embargo, las previsiones generales sobre el cambio climático y sus efectos albergan un cierto grado de incertidumbre, por lo que la gestión forestal sostenible deberá buscar nuevos enfoques, recursos y técnicas interdisciplinarias, como lo son, por ejemplo las estrategias de seguimiento remoto basado en modelos predictivos capaces de integrar los datos disponibles de los inventarios de daño (Fleming & Volney 1995; Sturrok 2012; Schroeder *et al.* 2014).

Aportaciones de la teledetección satelital al estudio de la sanidad forestal

La teledetección en general, y en particular la satelital (TS), se fundamenta en el hecho de que todo objeto o cubierta de suelo absorbe, transmite y refleja el flujo de luz

que incide en él, de forma que la proporción reflejada dependerá de la naturaleza del objeto o de la cubierta iluminada; esta radiación reflejada y captada por un dispositivo sensible a su registro digital (sensor) será la respuesta espectral propia de dicho objeto o cubierta. Este es el principio por medio del cual, a partir de los colores, formas y texturas, nuestra visión opera para discriminar diferencias en la interpretación de fotografías en blanco y negro, y principalmente en color. El desafío ese encuentra en aquello que cambia pero que no podemos distinguir a simple vista. El ojo humano es incapaz de ver longitudes de onda por debajo del rojo, en el infrarrojo, y son justo esas longitudes en las que las partes verdes de las plantas vigorosas reflejan mejor la luz. Así, un cambio ligero en la condición de salud del arbolado puede detectarse mejor en el infrarrojo con la ayuda de un sensor óptico.

Es relativamente reciente el procesamiento digital de imágenes multiespectrales e hiperespectrales, que permiten detectar de manera automatizada y con mayor nitidez los cambios en la vegetación mediante operaciones de realce entre dos o más bandas o canales espectrales. Esto es posible con los valores digitales de las imágenes, más una cadena de preprocesamiento de éstas que finalmente permite conocer la reflectancia espectral (firma o patrón característico) de las principales coberturas (Figura 1.1), permitiendo diferenciar, por ejemplo, la vegetación sana de la enferma (Figura 1.2). Por otra parte, la estandarización que ofrece el preprocesamiento permite aplicar en las imágenes satelitales algoritmos y transformaciones capaces de caracterizar, cuantificar con precisión y cartografiar, tales cambios, como también el análisis espectral entre distintas fuentes y temporalidades. Otros procedimientos permiten identificar relaciones estadísticas empíricas entre los distintos conjuntos de datos (de campo y espectrales) con la consecuente elaboración de modelos que pueden cartografiarse (Vázquez de la Cueva 2005).

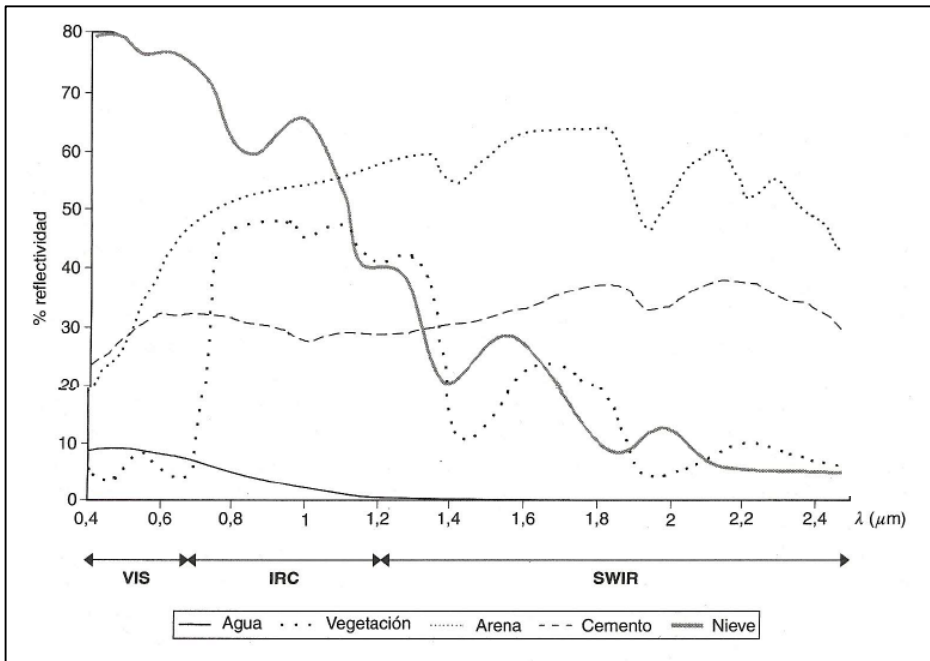


Figura 1.1. Firma espectral de las principales coberturas de suelo en las diferentes longitudes de onda (Chuvienco 2002).

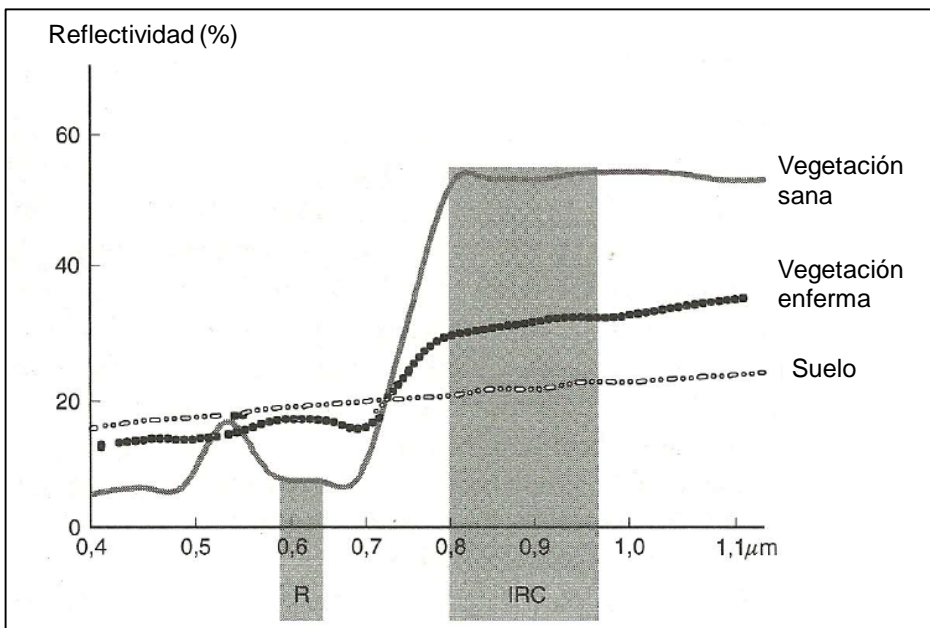


Figura 1.2. Contraste de firmas espectrales de vegetación sana y enferma comparada con el patrón suelo entre las bandas del visible y del infrarrojo cercano del espectro (Chuvienco 2002).

De manera simple, determinar el estado de salud de un bosque es el objeto principal del inventario de daños forestales a escalas locales (unos cientos de km) y regionales (todo un país). Para ello se requiere aplicar un conjunto de procedimientos, entre los cuales la teledetección satelital (TS) es una herramienta utilizada para la

detección, cuantificación y seguimiento de cambios producidos en la cobertura forestal, como ocurre con la defoliación por plagas y enfermedades forestales (Czaplewski 1999; Ciesla 2000; Franklin 2001; Solberg *et al.* 2007; Adelabu *et al.* 2011), y que permite mejorar las estimaciones de daño en combinación con los datos de los inventarios (Mattila 1998; Remmel *et al.* 2004; Haapanen & Tuominen 2008; Schroeder *et al.* 2014). Estos cambios en las condiciones del bosque justifican, incluso económicamente, la demanda de datos anuales de campo en los inventarios extensivos, y una mayor frecuencia de éstos en aquellos inventarios intensivos que realizan el seguimiento sanitario de los sistemas forestales y de los principales agentes nocivos que los afectan.

En ese sentido, y para mejorar las capacidades del seguimiento de cambio en la cubierta forestal como los causados por defoliación de insectos, el satélite Landsat, con más de 40 años de archivos de imágenes multispectrales y repetición cada 16 días, se ha convertido en una excelente fuente de datos (Hansen & Loveland 2012). Además de la accesibilidad gratuita a las imágenes Landsat a través del portal web del Servicio Geológico de los Estados Unidos (United States Geological Survey: USGS), sus 30 metros de resolución espacial y 6 bandas de reflectividad le hacen capaz de captar cualquier tipo de perturbación que afecte la cobertura forestal (Cohen & Goward 2004). Las imágenes que no se encuentren en este portal del USGS pueden consultarse en el de la Agencia Espacial Europea (ESA), y ser solicitadas.

El preprocesado de las imágenes permite integrar de manera fiable y digital, a partir de paquetes informáticos o sistemas de información geográfica (SIG), otros datos espaciales temáticos con los datos de los inventarios forestales (Wulder *et al.* 2004). Un pretratamiento es necesario para estandarizar las imágenes con las que se va a trabajar, ya que algunas pueden contener ruidos en la escena o anomalías, es decir variabilidad espectral dentro de una misma imagen (Navarro Cerrillo *et al.* 2007); hay que considerar además el tipo de sensor utilizado, ya que también afecta a los resultados, pudiendo éstos ser incluso contradictorios entre sí (Mallinis *et al.* 2004; Vásquez de la Cueva 2005) o con los datos de campo (Schroeder *et al.* 2014). Para solucionar estos ruidos en la escena hay disponibles técnicas de corrección de la imagen o pretratamiento (ver Chuvieco 2002). Una vez corregidas, los datos derivados de sensores satelitales presentan la ventaja de ser continuos a través de todo el paisaje y por tanto su mapeo resulta no sesgado con la aplicación de técnicas automatizadas, reduciéndose el error humano de interpretación, lográndose productos más confiables y consistentes entre

diferentes paisajes y fechas, por la alta precisión de localización de sus datos (Wulder *et al.* 2004; Wulder *et al.* 2006).

Para cuantificar la severidad de daños por plagas habitualmente se trabaja a escala visual, es decir se observa en campo la masa afectada y se mide su grado de infestación o defoliación, según la plaga de que se trate, siguiendo manuales de campo diseñados para tales fines (MAGRAMA 2007) o criterios preestablecidos (por ejemplo, índices de infestación; Cayuela *et al.* 2014). En el ámbito de la TS, la efectividad de estas valoraciones visuales está limitada por su carácter cualitativo, subjetivo y dependiente de la habilidad del observador que inspeccione la masa (Stone & Coops 2004; Hall *et al.* 2007). Además, el sistema de medición en campo suele considerar un número fijo de árboles cercanos, y como consecuencia de ello, puede ser muy difícil lograr estimaciones poblacionales estadísticamente significativas de los parámetros de salud forestal y de su precisión, (por ejemplo la defoliación media o la frecuencia de árboles en ciertas clases de defoliación; Travaglini *et al.* 2013). Frente a ello, la naturaleza gráfica de los datos que se obtienen de la observación por satélite permite la caracterización coherente de la cubierta forestal en el espacio y en el tiempo (Cohen *et al.* 2003; Hansen *et al.* 2010). Es así que los estudios para mejorar el seguimiento remoto forestal, especialmente a escalas locales, han ido incrementando su importancia, al tiempo que han ido reflejando la necesidad de optimizar su efectividad mediante enfoques mixtos, donde las mediciones de campo para inventarios se combinen con observaciones frecuentes y repetitivas mediante, por ejemplo, TS (Schroeder *et al.* 2014). En términos generales, los inventarios de daño y el monitoreo remoto de condiciones forestales comparten el mismo enfoque: extracción de datos de campo por muestreo utilizados para estimar parámetros de interés (por ejemplo, nivel de defoliación) y su cambio en el tiempo (Travaglini *et al.* 2013).

Si bien los estudios del presente trabajo se han enfocado la teledetección satelital, la teledetección aérea, actualmente y con anterioridad, ha constituido otra fuente de toma de datos espectrales en el estudio de plagas forestales, basada en la interpretación visual de fotografías infrarrojas (Ciesla *et al.* 1971; Ciesla *et al.* 1982; Ciesla *et al.* 2008; Lehmann *et al.* 2015), como por ejemplo en la inspección de daños causados por el escolítido perforador *Dendroctonus ponderosae* en Canadá y Estados Unidos (Ciesla 2000; Roberts *et al.* 2003). No obstante, estas operaciones fotográficas aéreas están constreñidas por su coste, por la necesidad de disponer de los equipos especializados y de condiciones meteorológicas favorables para los vuelos, por el alto coste que implica su calibración geométrica (ya que la plataforma de un sensor aéreo tiene poca estabilidad

frente a la plataforma de un sensor satelital) y su menor ángulo de visión aérea cuando se trata de cubrir grandes zonas forestales (Franklin 2001). Con similares limitaciones, existen disponibles productos aerotransportados derivados de novedosos sensores como los hiperespectrales y los LiDAR (Light Detection and Ranging o Laser Image Detection). Los primeros poseen desde 40 hasta cientos de anchos de bandas que permiten con notable precisión detectar las firmas espectrales de cualquier cobertura de suelo, por heterogénea que ésta sea, como la vegetación, y destacar diferencias entre y dentro de éstas. Su preprocesamiento es complejo, no obstante, y ciertos algoritmos de aplicación aún están en fase de experimentación (Wulder *et al.* 2004). Las imágenes LiDAR, más costosas que las fotografías aéreas, se obtienen a partir de sensores láser aerotransportados que emiten pulsos de luz polarizada típicamente en el infrarrojo cercano. Hasta la fecha han probado ya su capacidad operativa en el ámbito forestal debido a su precisión en la medición de distancias y en proporcionar información tridimensional fiable para estudios de biomasa vegetal (Chuvieco 2002), así como daños en masas forestales (Mueller *et al.* 2014).

Por otra parte, la oferta de productos provenientes de nuevos sensores multiespectrales satelitales es creciente, abaratándose, a pesar de que su coste está relacionado con su mayor resolución espacial, asumiendo que a mayor resolución espacial o detalle de observación, menor será el campo o extensión visual debido a una menor altura o mayor aproximación del sensor a la superficie terrestre. Por ejemplo, un producto de alto nivel del satélite MODIS con resolución 250-1000 m tiene un coste de 80 dólares, mientras que una imagen IKONOS-2 de resolución 1 - 4 m y extensión 11.3 x11.3 km tiene un coste de 7 dólares por km² (Wang *et al.* 2010). Es de notar que a día de hoy el archivo histórico de productos del sistema Landsat, incluyendo el nuevo sensor Landsat-8/OLI, están disponibles gratuitamente.

La teledetección satelital aplicada a la sanidad forestal en España

Informes sobre la situación de la sanidad forestal española (MAGRAMA 2011) destacan la mayor importancia de las afectaciones en pináceas y frondosas por insectos defoliadores. En ese sentido, una evolución importante en las últimas décadas ha sido el uso de métodos de control sostenibles de las plagas tales como el uso de feromonas y de fauna auxiliar (Martín Bernal *et al.* 2011), así como la aplicación de técnicas moleculares en los diagnósticos. Por el contrario, se encuentran escasos ejemplos de monitoreo

remoto satelital de las defoliaciones producidas por insectos. Aunque existe un creciente interés en la aplicación de la TS en España, lo que se ve reflejado en el aumento del número de publicaciones referidas a su uso (por ejemplo, de 80 en el año 2005 a 163 en el año 2011; Casal & Freire 2012) no sucede lo mismo con los estudios específicos sobre insectos defoliadores. Entre las más de 30 revistas especializadas consultadas (con y sin factor de impacto, boletines y memorias de simposios nacionales e internacionales) para 2005-2014, el número de trabajos españoles fue de tan solo cuatro: sobre la defoliación causada por *Thaumetopoea pityocampa* (Denis & Schiff.) con apoyo de datos dendrocronológicos y la aplicación de índices espectrales de vegetación en pinares de Teruel (Sangüesa *et al.* 2014), detección preliminar de *T. pityocampa* con índices de vegetación obtenidos de imágenes multi e hiperespectrales y correlacionados con variables biofísicas medidas en campo, en Andalucía (Cabello *et al.* 2011), propuesta preliminar para el monitoreo de *Eucalyptus* spp. afectados por *Gonipterus scutellatus* Gyllenhal en Galicia (Álvarez *et al.* 2007), evaluación de la defoliación en *Quercus suber* L. mediante el sensor IKONOS (Cano *et al.* 2005).

Existen otros trabajos que aplican la TS a otras plagas, por ejemplo perforadores, evaluando la viabilidad del uso de imágenes Landsat TM y ETM+ (Landsat 5 y 7, respectivamente) para detectar daños a nivel rodal causados por el ataque de escolítidos (*Ips sexdentatus* Börner e *Ips acuminatus* Gyllenhal y *Tomicus* spp. sobre masas de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* J.F.Arnold (Blanco *et al.* 2009); o bien la cartografía de la defoliación por daños asociados al proceso de decaimiento en masas de *P. sylvestris* y *P. nigra* en la Sierra de los Filabres mediante imágenes del sensor ASTER (Navarro Cerrillo *et al.* 2007).

La situación en España muestra una disparidad entre la alta necesidad pero poca disponibilidad de herramientas para la detección de enfermedades y plagas, y el bajo número de investigaciones que utilizan la TS como instrumento para su identificación y seguimiento (Blanco *et al.* 2009). Existe además el riesgo de un rápido crecimiento de ciertas poblaciones de plagas debido a periodos climáticos anormales y/o a errores en la gestión selvícola, (por ejemplo la expansión de *T. pityocampa*, Hódar & Zamora 2004; Hódar *et al.* 2012), al abandono de tierras de cultivo y paralelo incremento de las áreas forestales en los últimos 30 años, que sin duda puede modificar el funcionamiento de determinados procesos naturales (Martínez Fernández 2006). Por tanto, para lograr los objetivos de protección sostenible de las masas forestales “deben integrarse todas las disciplinas capaces de estudiar las herramientas fitosanitarias tradicionalmente utilizadas,

e investigar técnicas innovadoras de evaluación de la salud de los bosques” (Martín Bernal *et al.* 2011). Este escenario muestra que existe mucho camino por recorrer para ampliar y profundizar en los estudios de plagas con TS, probando diferentes sensores remotos así como diferentes técnicas para obtener mayor precisión y para lograr seguimientos remotos realmente operativos.

Fuentes de datos

Datos de campo

Los resultados del Inventario Nacional de Daños Forestales (IDF) en España, a través de la Red de Seguimiento de Daños en los Bosques Nivel I, para el periodo 2005-2011, y de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF 2010), entre otras entidades, señalan el predominio de los insectos defoliadores (62%) en su mayoría *T. pityocampa*, seguido de *Rhynchaenus fagi* L. y *Gonitperus scutellatus* Gyll.; frente a un 26% de daños por insectos perforadores, principalmente *Coroebus florentinus* (Herbst) y *Cerambyx* spp. (MAGRAMA 2005-2010). La presente Tesis se enfoca al estudio de las afectaciones producidas por las dos primeras especies de insectos defoliadores mencionadas.

El IDF está diseñado en niveles de intensidad de muestreo en campo, bajo una normativa común para los países que forman parte de la Red Europea de Seguimiento de Daños en los Bosques. La Red Nacional de Nivel I, de malla 16 x 16 km, iniciada en 1987, examina la evolución del estado de la copa, anotando condiciones edáficas y foliares en parcelas de observación permanentes (MAGRAMA 2005-2010). Por otro lado, el Centro de Sanidad Forestal de Calabazanos (CSFC) de la Comunidad Autónoma de Castilla y León opera una red propia de muestreo de malla 8 x 8 km (IDF-CyL). También el IDF-CyL pone de relieve en sus informes el daño recurrente de *Rhynchaenus fagi* en bosques de *F. sylvatica* en la mayoría de las parcelas observadas (CSFC 2010). La distribución de parcelas del IDF y del IDF-CyL puede verse en la Figura 1.3.

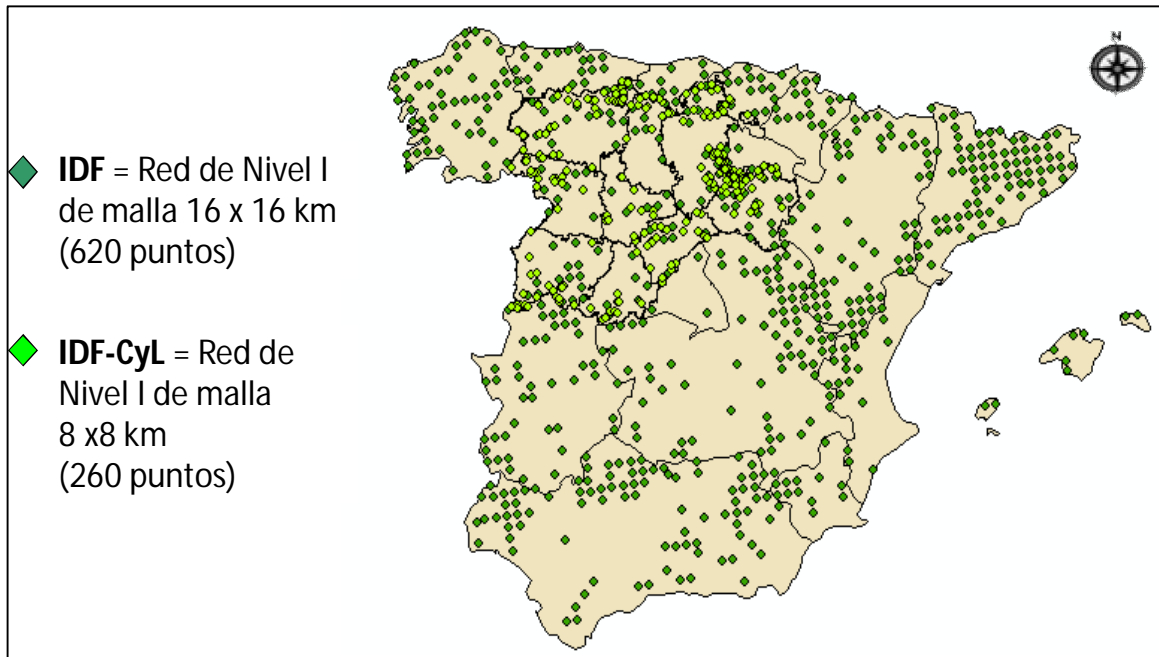


Figura 1.3. Puntos de muestreo en España de la Red Europea de Seguimiento de Daño en los Bosques y de la red de seguimiento de daños a los bosques de Castilla y León. Adaptado de MAGRAMA 2007 y CSFC 2010.

En el área de estudio 1 se tomaron los datos del IDF y del IDF-CyL. La metodología de campo establece que en cada punto de muestreo se seleccionarán 24 árboles con una altura mínima de 60 cm, pertenecientes a la clase social predominante y ubicados idealmente en cuatro cuadrantes (Figura 1.4), debiendo tomarse las coordenadas geográficas del centro del punto a muestrear (MAGRAMA 2007). Este dato de localización resulta fundamental para la teledetección y sus análisis de correlación con datos de campo. Las limitaciones de los datos disponibles en el IDF-CyL redujeron el estudio del área 1 hasta el año 2010.

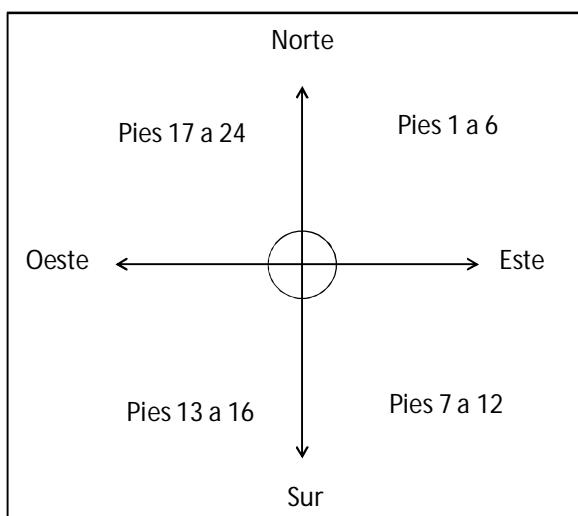


Figura 1.4. Distribución deseable de los pies seleccionados (MAGRAMA 2007).

Tanto en el IDF como en el IDF-CyL se establece que la defoliación se estima en porcentajes del 5 %, y posteriormente se agrupa en cinco clases de defoliación: 0-10% = Clase 0 (defoliación nula), 11-25 % = Clase 1 (defoliación ligera), 26-60 % = Clase 2 (defoliación moderada), >60 % = Clase 3 (defoliación grave) y 100 % = Clase 4 (árbol seco) (MAGRAMA 2007). Teniendo en cuenta estos niveles de valoración de daño, se exploró en todo el territorio nacional la disponibilidad de parcelas con defoliaciones que cumplieran los siguientes criterios: a) Defoliación por insectos con nivel medio y grave (25% < defoliación < 100%), b) Copa muerta < del 35% y c) Mínimo de 10 árboles afectados de los 24 por parcela.

De esta manera, las áreas resultantes fueron: 1) la cornisa cantábrica con graves defoliaciones de *Eucalyptus* spp. producida por *Gonipterus scutellatus*, esta zona se descartó sin embargo debido a la ausencia de un número suficiente de parcelas con imágenes satelitales útiles, 2) las zonas de *P. nigra* del este y noreste peninsular, defoliadas por la *Thaumetopoea pityocampa*, (Procesionaria del pino, PP) y 3) las áreas naturales del parque nacional Picos de Europa y del parque regional Fuentes Carrionas y Fuente Cobre con parcelas de *Fagus sylvatica* afectadas por *Rhynchaenus fagi*. En el caso de la procesionaria del pino se decidió la zona donde se disponía de una serie temporal de registros de infestación desde 1970 hasta 2012 sobre 92 rodales de pinares afectados, realizados por el Laboratorio de Mora de Rubielos (Gobierno de Aragón; Cayuela *et al.* 2014; Sangüesa *et al.* 2014). Esos registros evaluaron anualmente a fines del invierno el grado de infestación por PP en pinares de acuerdo a seis categorías : 0= no infestación, 1= defoliación escasa, bolsones dispersos, 2= defoliación y bolsones visibles en los bordes de la masa, 3= fuerte defoliación y numerosos bolsones en el borde de la masa, algo de defoliación en el centro de la masa, 4= muy fuerte defoliación tanto en el borde como en el centro de la masa y, 5= defoliación masiva, casi no queda follaje (Montoya & Hernández 1998; Cayuela *et al.* 2014). Estos grados de infestación fueron reagrupados para el estudio (Capítulo 4). A partir de la información del nivel de daño en los inventarios, el periodo de revista o frecuencia de paso del sensor, del ciclo biológico de los agentes causantes del daño y de la fenología de sus hospederos se estimó las fechas idóneas de las imágenes satelitales a adquirir para la mejor teledetección del daño.

Datos espectrales

Para las dos áreas de estudio seleccionadas se utilizaron imágenes del sensor Landsat TM (Thematic Mapper) y ETM+ (Enhanced Thematic Mapper plus) descargadas gratuitamente del portal del USGS o solicitadas a la ESA. Todas las imágenes utilizadas se trabajaron en huso 30, Datum WGS84, con tamaño de píxel de 30 metros de resolución espacial. Se consideró el uso de este sensor debido al largo periodo operacional de su existencia, que a través de una secuencia de plataformas satelitales lleva en funcionamiento desde 1972 y continúa a la fecha por el lanzamiento del Landsat 8 en 2013. De las imágenes disponibles se seleccionaron aquellas con el mínimo de cobertura nubosa, comprendidas entre las fechas de julio a septiembre para el área de estudio 1, de acuerdo a las fechas más próximas al muestreo realizado por el IDF y el IDF CyL; y de enero a mayo para el área de estudio 2, de acuerdo a la época de mayor infestación por PP en los pinares. En el caso de las imágenes que presentaron nubosidad parcial, las nubes se eliminaron por rodalización mediante la aplicación de la función “área de interés” (AOI, por sus siglas en inglés) con el procesador de imágenes ERDAS image v.8.7.

Debido a que las imágenes suelen presentar anomalías en la geometría y/o en la radiometría de sus píxeles (Chuvieco 2002), previo a su análisis digital se requiere la corrección de dichos defectos a través del preprocesamiento. Al trabajar con imágenes multitemporales en estudios de detección de cambio es necesario que éstas puedan sobreponerse unas a otras con exactitud, de forma que el cambio detectado provenga del fenómeno estudiado y no de un desajuste espacial existente entre imágenes comparadas por la falta de una correcta corrección geométrica o georreferenciación. Por otra parte, si se pretende comparar imágenes de distintas fechas u orígenes (provenientes de diferentes sensores) es necesario además que sus valores digitales hayan sido previamente transformados a valores biofísicos de reflectancia.

En el primer estudio, el preprocesamiento de las imágenes se realizó siguiendo la cadena estandarizada de preprocesamiento para imágenes Landsat del Programa Nacional de Teledetección (PNT; Hantson *et al.* 2011), realizándose primero una corrección geométrica por la técnica de rectificación imagen a imagen (ERDAS 2003), seguida de la corrección radiométrica y por último de la corrección atmosférica por el método de sustracción del objeto oscuro (Chavez 1996). La georreferenciación en cada imagen se realizó con ayuda de ortofotografías digitales descargadas del PNOA (Plan

Nacional de Ortofotografía Aérea, Instituto Geográfico Nacional de España; <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/catalogo.do>), permitiendo fijar con una precisión subpíxel ($RMSE < 1$) los puntos de control en las imágenes satelitales mediante la visualización del terreno con apoyo en las ortofotos.

En el segundo caso de estudio, no se usó la cadena estandarizada debido a que el gran número de imágenes requeridas (15) implicaba un aumento sensible de la probabilidad de incertidumbre en el emparejado de las imágenes Landsat, principalmente de aquellas adquiridas sin el preprocesamiento de nivel L1T con calibración radiométrica y corrección geométrica que elimina errores de distorsión por efectos de curvatura terrestre, ángulo de visión o ligera deriva del sensor (http://landsat.usgs.gov/descriptions_for_the_levels_of_processing.php). Por tanto, se decidió obtenerlas en un formato preprocesado a reflectancia de superficie a partir de una colección de imágenes históricas derivadas tanto del sensor Landsat TM como ETM+, disponibles libremente a partir de 2009¹. Estos productos, generados por la NASA, son conocidos como LEDAPS (Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System). Dichas imágenes se descargaron libremente del visor Earth Explorer del USGS (<http://earthexplorer.usgs.gov/> o <http://glovis.usgs.gov/>). No obstante, una tercera parte de las imágenes del caso de estudio no pudieron adquirirse como LEDAPS y fueron solicitadas y facilitadas por la ESA, previa búsqueda en su portal EOLi-SA (<https://earth.esa.int/web/guest/eoli>) y justificación para investigación (<https://earth.esa.int/web/guest/pi-community/apply-for-data/full-proposal>). Para llevar a reflectancia de superficie las imágenes de la ESA y emparejarlas con las LEDAPS, se les aplicó una normalización atmosférica relativa a una LEDAPS de referencia (Canty *et al.* 2004).

Una vez corregidos los errores geométricos y radiométricos en las imágenes, se procedió a la extracción de algoritmos que permitiesen realizar un seguimiento de las condiciones de salud forestal. Éstos son los índices de vegetación utilizados como mediciones ópticas del verdor de la copa del árbol, una propiedad compuesta por el contenido de clorofila de la hoja, el área foliar, la fracción de cabida cubierta y la arquitectura de la copa (Glenn *et al.* 2008). En los trabajos de esta tesis se probaron nueve índices de vegetación para la zona de estudio 1 y cinco para zona de estudio 2 (se detallan en los capítulos siguientes). Posteriormente, en cada caso de estudio, se

¹ En un corto plazo estarán disponibles también imágenes Landsat-8/OLI corregidas atmosféricamente.

construyeron distintos modelos de regresión de utilidad para la gestión forestal, en base a la elevada significación estadística entre el daño por defoliación observado en campo y el valor espectral del índice de vegetación seleccionado.

Datos auxiliares

Los datos auxiliares son un apoyo fundamental y un requerimiento necesario para el adecuado tratamiento de los datos espectrales obtenidos de las imágenes satelitales. En todos los casos de estudio se han utilizado ortofotografías aéreas de medio metro de resolución, así como mapas y modelos digitales de terreno (MDT). Además de utilizarse en el preprocesamiento de las imágenes, con las ortofotos se construyeron mosaicos de las áreas de estudio que fueron indispensables en la extracción de máscaras de masas forestales de las parcelas o rodales de interés, o para la determinación de la fracción de cabida cubierta. Los MDT usados tienen una resolución espacial de 25 metros, permitiendo extraer información del aspecto (orientación de las laderas) y pendiente (grado de inclinación) de los terrenos abordados con una resolución cercana a los 30 m del píxel Landsat. Indispensable resultó además la versión digital del Mapa Forestal Español (MFE50; <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50.aspx>) para el reconocimiento, entre otras cubiertas vegetales, de las especies arbóreas hospedantes de las plagas en cuestión.

Para el área de estudio 2, debido a la posible correlación entre los brotes de PP con el clima (Cayuela *et al.* 2014), se utilizaron los datos provistos por el Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI: Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index; Vicente-Serrano *et al.* 2010) como referencia climática a relacionar con las respuestas espectrales de presencia-ausencia del daño por defoliación. Este índice normalizado con resolución espacial de malla 0.5° ha probado ser eficaz para cuantificar el impacto de las sequías en varios ámbitos, como la vegetación natural (Camarero *et al.* 2015; Sangüesa *et al.* 2014; Vicente-Serrano *et al.* 2014), diferenciando así tipos distintos de sequías gracias a su capacidad multiescalar. Los datos del SPEI, en su última versión SPEIbase v2.3 expandido hasta 2013, pueden consultarse de manera interactiva para cierta fecha sobre una área geográfica de interés o bien descargarse, desde su portal web (<http://sac.csic.es/spei/map/maps.html>). Es una base de datos diseñada para incluir la influencia tanto de las temperaturas como de las precipitaciones en las sequías mediante procesos de evapotranspiración potencial, desde 1950 a la fecha, que además puede ser consultado de manera acumulada a diferentes escalas temporales. El SPEI

opera como monitor de las condiciones de sequía en tiempo real a escala global sirviendo inclusive como alerta temprana de sequías (Vicente-Serrano *et al.* 2010). El SPEI presenta valores negativos para los periodos de sequía y valores positivos para periodos húmedos.

Áreas de estudio

La presente investigación fue realizada en dos áreas de estudio, una conformada por el bosque atlántico de hayedos (*Fagus sylvatica*) afectados por el curculiónido minador foliar *Rhynchaenus fagi*, localizados en la vertiente sur de La Cordillera Cantábrica, que abarca el parque nacional de Picos de Europa en el norte de la provincia de León y el parque regional de Fuentes Carrionas y Fuente Cobre en el norte de la provincia de Palencia (Figura 1.5a).

Esta área de estudio 1 cubre una superficie aproximada de 2035 km², y forma parte de la Red de Áreas Naturales Protegidas en Castilla y León. Se trata de un conjunto de áreas consideradas patrimonio natural y que representan diferentes ecosistemas con altos niveles de biodiversidad (Fundación Patrimonio Natural de Castilla y León <http://www.patrimoniounatural.org>); incluyen gran cantidad de parcelas irregulares de *F. sylvatica* ubicadas principalmente en zonas elevadas de umbría con pendientes moderadas a fuertes (Sainz Ollero & Sánchez de Dios 2011). En esta región los tipos climáticos presentes son Sur-Alpino y Montano-Mediterráneo (Metzger *et al.* 2005) con rangos de precipitación anual entre 1000 a 2000 mm y temperaturas medias anuales que fluctúan entre 2.4 y 8°C (ITACyL-AEMET 2013). Estos bosques de *F. sylvatica* desde el punto de vista fitosociológico corresponden en su mayoría al dominio eurosiberiano en su parte más meridional (Sánchez *et al.* 2003), y están incluidos a su vez dentro de la región de procedencia del sur de la Cordillera Cantábrica (Agúndez Leal *et al.* 1995), pertenecientes a la ecoregión Galaico-Cantábrica (Elena Roselló 1997). Los suelos de estas montañas son poco evolucionados, ácidos, casi neutros debido a la descarbonatación por la abundante precipitación (Soil Survey Staff 2010).

El área de estudio 2 (Figura 1.5b), constituida por rodales de pinares mediterráneos, en la sierra de Gúdar (provincia de Teruel) afectados por *Thaumetopoea pityocampa* tiene una extensión de aproximadamente 130 km² sobre suelos básicos y calcáreos (Soil Survey Staff 2010), principalmente forestados con parcelas naturalizadas

de *Pinus nigra* Arn. *salzmannii* (Dunal), *Pinus pinaster* Ait. y *Pinus sylvestris* (Cayuela *et al.* 2014). En esta región las alturas varían entre los 1000 a 1800 m s.n.m. con clima frío continental sub-mediterráneo caracterizado por temperaturas medias anuales de 12°C y precipitaciones medias anuales de aproximadamente 436 mm (Estación Meteorológica Mora de Rubielos; Hernández Alonso *et al.* 2005).

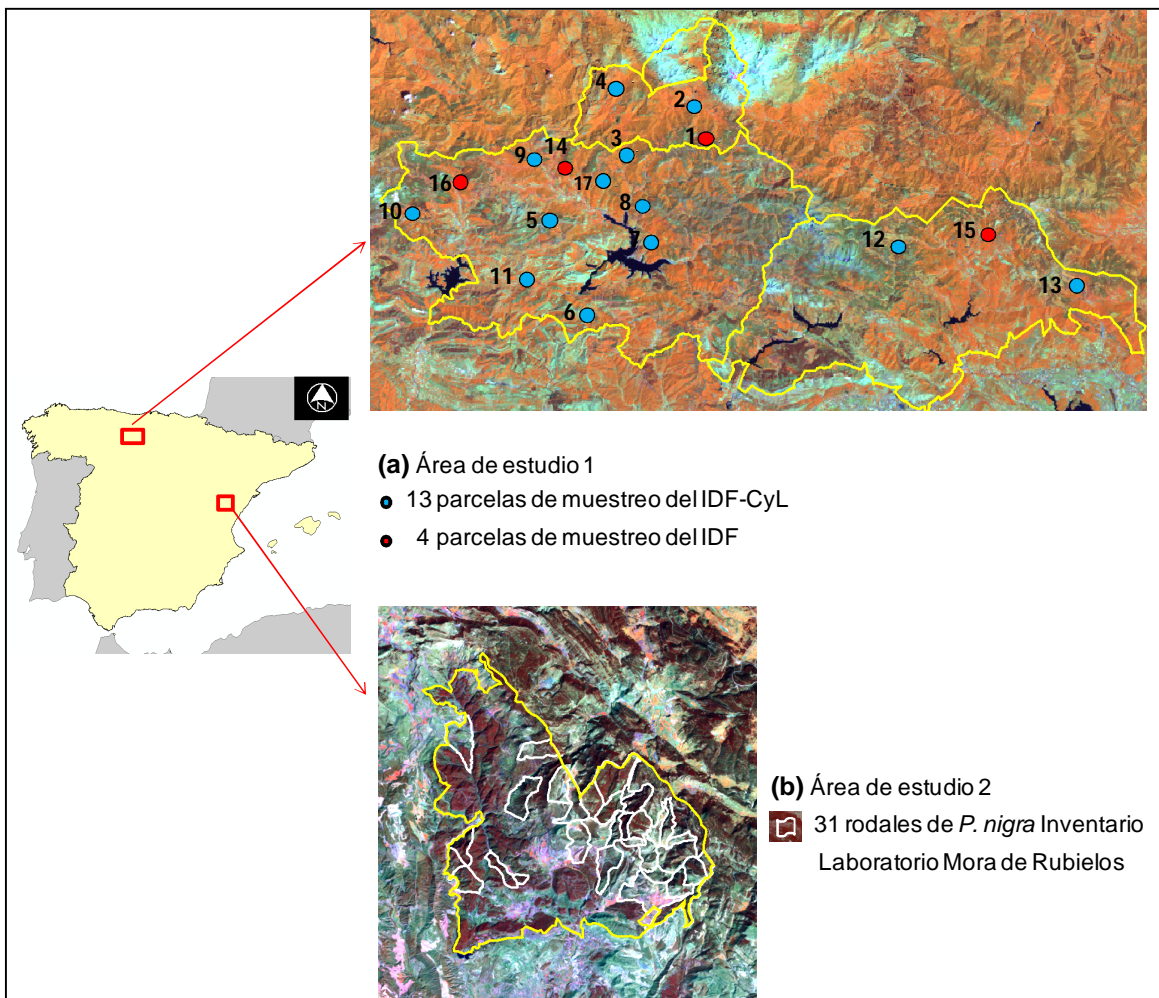


Figura 1.5. (a) Área de estudio 1: Parque Nacional Picos de Europa en el Norte de las provincias de León y Palencia. (b) Área de estudio 2: Sierra de Gúdar (provincia de Teruel). Ambas áreas delineadas sobre imágenes Landsat en composición color 453. IDF-CyL=Inventario de Daños Forestales de Castilla y León; IDF= Inventario Nacional de Daños Forestales.

Objetivos

La presente Tesis Doctoral tiene como objetivo general la modelización y mapeo del grado de daño forestal causado por plagas de insectos defoliadores en frondosas y en coníferas mediante teledetección satelital. Para ello se pretende utilizar imágenes multiespectrales de media resolución del sensor Landsat; y como información verdad-

terreno, para el área de estudio 1 los datos de campo de 17 parcelas de *Fagus sylvatica* distribuidas entre el parque nacional Picos de Europa y el parque regional Fuentes Carrionas y Fuente Cobre extraídos del Inventario de Daños Forestales (Red Nivel I) y del Inventario de Daños Forestales de Castilla y León; y para el área de estudio 2 los datos muestreados en 31 rodales de *Pinus nigra* por el Laboratorio de Sanidad Forestal de Mora de Rubielos (Teruel).

Se partió de la hipótesis general de que la teledetección a través del uso de datos multispectrales de bajo costo y apoyada en mediciones realizadas en campo por los inventarios de daños forestales, permite obtener información con la cual construir modelos de predicción de la defoliación por insectos en los casos aquí considerados, ya que se estima que tanto en bosques de frondosas como de coníferas los valores espectrales derivados de la vegetación forestal defoliada por insectos y extraída mediante índices de vegetación guardan una relación estadísticamente significativa que así lo permite.

Los objetivos específicos a desarrollar dentro de la Tesis Doctoral se estructuran de la siguiente manera:

Objetivos	
Generales	Particulares
1. Conocer el estado, tendencias y potencialidades de la teledetección a nivel mundial, para la detección, mapeo y seguimiento de la defoliación forestal causada por insectos.	Seleccionar métodos potenciales de detección y seguimiento en frondosas y coníferas de la defoliación por insectos, para su aplicación en los bosques españoles.
2. Desarrollar un método de seguimiento que pueda mejorar la gestión integrada de los hayedos en la cordillera cantábrica de España en su extremo sur.	Seleccionar el mejor índice espectral de vegetación para detectar la defoliación causada por <i>Rhynchaenus fagi</i> en <i>Fagus sylvatica</i> (Norte de León y Palencia); mediante el uso de imágenes Landsat TM y datos de campo. Así mismo, a partir de la información espectral obtenida se pretende desarrollar un modelo predictivo de daño por defoliación y su mapeo.

<p>3. Modelar y mapear mediante regresión logística la probabilidad de defoliación por brote de procesionaria sobre rodales de pino salgareño afectados y no afectados por la plaga, en base a datos históricos de campo y espectrales considerando para ello toda información auxiliar relevante y disponible.</p>	<p>Utilizando registros de campo a lo largo de 15 años, provistos por un inventario de sanidad forestal, junto a datos espectrales obtenidos de una serie de imágenes apiladas Landsat TM y ETM+ y datos climáticos de precipitación y evapotranspiración, explorar sus posibles relaciones como variables predictivas de la presencia o no del daño por defoliación causado por <i>T. pityocampa</i>, en rodales de <i>P. nigra</i> de la Sierra de Gúdar para construir una cartografía de probabilidades temporales.</p>
--	---

Se espera que el conocimiento derivado de esta Tesis muestre las capacidades y potencialidad de la teledetección satelital como apoyo a la toma de decisiones para un seguimiento remoto de la salud forestal, particularmente en zonas alejadas, escarpadas o inaccesibles. Igualmente se espera que esta aportación sea significativa para la gestión forestal integrada en España frente a daños por plagas en especies forestales de frondosas y coníferas, en un contexto de cambio global.

Estructura de la Tesis

Esta memoria se ha organizado en seis capítulos; el presente capítulo introductorio (**Capítulo 1**), los capítulos 2 al 4 que recogen los resultados de los trabajos realizados para el desarrollo de los objetivos propuestos y los capítulos 5 y 6 que sintetizan los resultados y recogen las conclusiones. Los capítulos 2 y 3 se corresponden con artículos científicos publicados en revistas internacionales incluidas en el Journal Citation Reports (JCR) y el capítulo 4 está preparado para ser enviado a publicación. La presentación de estos capítulos se ha realizado manteniendo la estructura de las publicaciones en que aparecen, por lo que algunas secciones (como la metodología) podrán resultar redundantes.

El **Capítulo 2** desarrolla el bloque 1 de objetivos específicos. Partiendo del análisis de publicaciones en los últimos años (periodo 2007-2012) se realiza una revisión global

del uso de la teledetección aplicada a la detección, mapeo y monitoreo de defoliación forestal por insectos. Esta investigación permite confirmar el potencial de los índices espectrales de vegetación basados en el infrarrojo cercano y medio para mapear defoliaciones; conocer los actuales avances técnicos y metodológicos, como las contribuciones y tendencias más relevantes de las investigaciones aplicadas al monitoreo remoto de la defoliación por insectos.

El **Capítulo 3** desarrolla el bloque 2 de objetivos específicos. En el área de estudio 1 se probaron nueve índices espectrales de vegetación, a nivel de parcela, analizando los cambios en las diferencias entre el rojo (R), infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo de onda corta o medio (SWIR) y obteniendo el índice con mejor sensibilidad al daño producido por la plaga estudiada en los bosques de haya. Esto ha permitido la construcción y validación de un modelo de efectos mixtos como una función del cambio del índice de vegetación, como variable continua, para predecir el grado de defoliación por *R. fagi* en los correspondientes hayedos y su mapeo como ejemplo de su potencial aplicación.

El **Capítulo 4** desarrolla el objetivo específico 3. Para el área de estudio se probaron cinco índices espectrales de vegetación, a nivel de rodal, corroborándose que el índice más sensible a la defoliación por infestación causada por *Thaumetopoea pityocampa* coincidió con el previamente probado en el capítulo anterior. El índice fue utilizado para generar un modelo logístico que estimase, aun de forma preliminar, la probabilidad de la ocurrencia del daño y pudiese ser de potencial utilidad para la gestión forestal.

El **Capítulo 5** realiza una síntesis general de la Tesis Doctoral haciendo hincapié en los desafíos de la teledetección forestal aplicada a estudios de defoliación causada por insectos, y finalmente el **Capítulo 6** recoge las conclusiones generales obtenidas.

Referencias

- Adelabu S., Mutanga O., Cho M., 2012. A review of remote sensing of insect defoliation and its implications for the detection and mapping of *Imbrasia belina* defoliation of Mopane Woodland. The African Journal of Plant Science Biotechnology 6(1): 1-13.
- Agúndez Leal D., Martín Albertos S., De Miguel y Del Ángel J., Galera Peral R., Jiménez Sancho M., Díaz-Fernández P. (Eds), 1995. Las regiones de procedencia de *Fagus sylvatica* L. en España. ICONA, Madrid.
- Alvarez Taboada MF, Lorenzo Cimadevila H, Wulder M. 2007. Monitorización del estado sanitario de las masas de *Eucalyptus globulus* en Galicia empleando modelos de proceso, SIG y

- teledetección. 2º Simposio Iberoamericano de *Eucalipto Globulus* en Vigo (España), Octubre 17-20, CIDEU 4, vol. II, pp.41-47.
- Blanco E., Bonet J.A., Eizaguirre M. 2009. Uso de Imágenes de satélite para la detección de rodales de *Pinus nigra* Arn. y *Pinus sylvestris* L. afectados por escolítidos. Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales 18(3):264-275.
- Cabello A., Frieyro J.E., Granado L., Hayas A., Méndez E., Montoya G., Pino L., Navarro R.M., Hernández R. Estudio de afecciones por plagas y decaimiento forestal en masas de coníferas mediante imágenes procedentes de sensores hiperespectrales. XIV Congreso de la Asociación Española de Teledetección, 21 al 23 de septiembre. Mieres, Asturias. España.
- Camarero J., Franquesa M., Sangüesa-Barreda G. 2015. Timing of drought triggers distinct growth responses in holm oak: implications to predict warming-induced forest defoliation and growth decline. *Forests* 6:1576-1597.
- Cano F., Navarro R.M., García A., Sánchez De La Orden M. 2005. Evaluación de la defoliación mediante imágenes IKONOS en masas de *Quercus suber* L. en el sur de España. Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales 14(2), 242-252.
- Canty M., Nielsen A., Schmidt M. 2004. Automatic radiometric normalization of multitemporal satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 91(3-4):441-451.
- Casal G., Freyre J. 2012. Síntesis de la evolución histórica de la teledetección en España (1889-2012). *Revista de Teledetección* 38:109-120.
- Cayuela L., Hernández R., Hódar J.A., Sánchez G., Zamora R. 2014. Tree damage and population density relationships for the pine processionary moth: prospects for ecological research and pest management. *Forest Ecology and Management* 328:319-325.
- Chavez P. 1996. Image-based atmospheric correction - Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62(9):1025-1036.
- Chuvieco E. 2002. Teledetección ambiental – La observación de la tierra desde el espacio. Ariel Ciencia, España.
- Ciesla W., Drake L., Wilmore D. 1971. Color photos, aerial sprays, and the forest tent caterpillar. *Photogrammetric Engineering* 36:867-873.
- Ciesla W., Allison R., Weber F. 1982. Panoramic aerial photography in forest pest management. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48(5):719-723.
- Ciesla W. 2000. Remote monitoring in forest health protection. USDA Forest Service.
- Ciesla W., Billings R., Compton J., Frament W., Mech R., Roberts M. 2008. Aerial signatures of forest damage in the Eastern United States. The Forest Health Technology Enterprise Team (FHTET). USA.
- Cohen, W. B., & Goward, S. N. 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *BioScience* 54(6), 535-545.
- Coulson R., Birt A., Tchakerian M. 2014. Forest landscape management in response to change: the practicality. En: Azevedo J., Pinto M.A., Perera A. (Eds.), *Forest Landscapes and Global Change: Challenges for Research and Management*. Springer Science+Business Media, New York, pp. 227-248.
- Coulson R., Stephen, F. 2008. Impacts of insects in forest landscapes: Implications for forest health management. In: Pain T. (Ed.) *Invasive Forest Insects, Introduced Forest Trees, and Altered Ecosystems*. Springer, pp. 101-125.
- CSFC, 2010. Redes de seguimiento de daños en los bosques de Castilla y León. Informe fitosanitario regional. Resultados 2010. Centro de Sanidad Forestal de Calabazanos-Junta de Castilla y León, España. http://www.jcyl.es/web/jcyl/MedioAmbiente/es/Plantilla100/1284277645355/_/_/ (accessed December 2012).
- Czaplewski R., 1999. Toward an Annual National Inventory. *Journal of Forestry* 44-48.

- Dale W. Joyce L., McNulty S., Neilson R., Ayres M., Flannigan M., Hanson P., Irland L., Lugo A., Peterson C., Simberloff D., Swanson F., Stocks B., Wotton B. 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience* 51 (9): 723-734.
- Dobbertin M. 2005. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research* 124(4): 319-333.
- Elena Roselló R. 1997. Clasificación Biogeoclimática de España Peninsular y Balear. MAPA, Madrid, España.
- Ferretti M. 1997. Forest health assessment and monitoring - Issues for consideration. *Environmental Monitoring and Assessment* 48(1):45-72.
- Fleming R., Volney W. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water Air and Soil Pollution* 8:445-454.
- Franklin S. 2001. Remote sensing for sustainable forest management. CRC Press, FL, USA.
- García-López J, Allué-Camacho C, 2010. Effects of climate change on the distribution of *Pinus sylvestris* L. stands in Spain. A phytoclimatic approach to defining management alternatives. *Forest System* 19(3): 329-339.
- Glenn E., Huete A., Nagler P., Nelson S. 2008. Relationship between remotely sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: what vegetation indices can and cannot tell us about landscape. *Sensors* 8:2136-2160.
- Haapanen R., Tuominen S. 2008. Data combination and feature selection for multi-source forest inventory. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 74(7):869-880.
- Hall R., Skakun R., Arsenault E., 2007. Remotely sensed data in the mapping of insect defoliation. In: Wulder M., Franklin S. (Eds). *Understanding forest disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches*. Taylor & Francis Group. FL, USA. pp. 85-111
- Hantson, S., Chuvieco, E., Pons, X., Domingo, C., Cea, C., Moré, G., Cristobal, J., Peces, J.J., Tejeiro, J.A., 2011. Cadena de procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección (España). *Revista de Teledetección* 36:51-61.
- Hansen MC., Stehman SV., Potapov PV. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:8650-8655.
- Hansen MC., Loveland T.R. 2012. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 122:66-74.
- Hernández Alonso, R. 1998. La sanidad forestal en las masas naturales sometidas a gestión. En: Montoya R. 1998. *Problemas sanitarios en los sistemas forestales: de los espacios protegidos a los cultivos de especies de crecimiento rápido*. Ministerio de Medio Ambiente, Colección Técnica, Madrid, pp. 139-153.
- Hernández Alonso R., Pérez Fortea V., Camarero J., Montoya Moreno R., Sánchez Peña G. 2005. Efectos de la defoliación inducida por procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) sobre el crecimiento y la supervivencia de *Pinus nigra* e interacciones con el clima durante el periodo 1992-2004. 4º Congreso Forestal Español.
- Hódar J., Castro J., Zamora R. 2003. Pine processionary Caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological conservation* 110:123-129.
- Hódar J., Zamora R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreakign caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13:493-500.
- Hódar J., Zamora R., Cayuela L. 2012. Cambio climático y plagas: algo más que el clima. *Ecosistemas* 21(3):73-78.
- Innes J. 1993. *Forest health: its assessment and status*. Cab International, Cambridge.
- ITACYL-AEMET 2013 *Atlas Agroclimático de Castilla y León*. Instituto Tecnológico Agrario, Junta de Castilla y León- Agencia Estatal de Meteorología. <http://atlas.itacyl.es>.

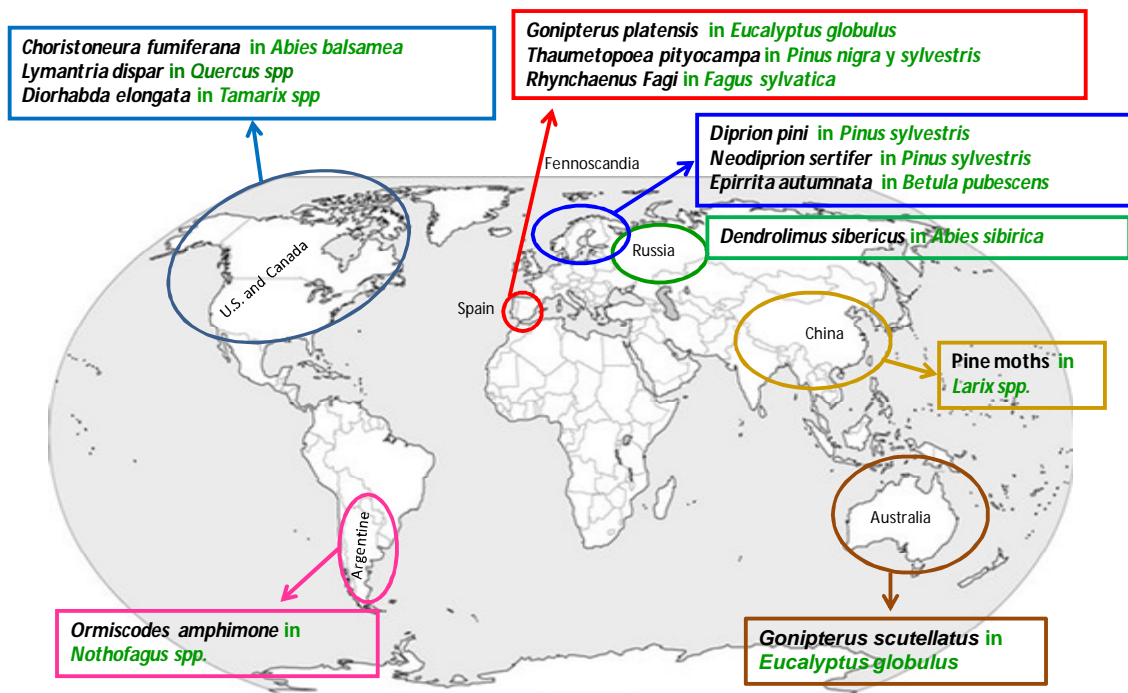
- Jarvis P.J. 2000. Ecological principles and environmental issues. Prentice-Hall, Nueva York, EEUU.
- Jump A.S., Hunt J.M., Peñuelas J., 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12:2163–2174.
- Landmann G. 1998. Forest health, silviculture and forest management. En: Montoya R. 1998. Problemas sanitarios en los sistemas forestales: de los espacios protegidos a los cultivos de especies de crecimiento rápido. Ministerio de Medio Ambiente, Colección Técnica, Madrid, pp. 155-183.
- Lehmann J., Nieberding F., Prinz T., Knoth C. 2015. Analysis of unmanned aerial system-based CRI images in forestry – A new perspective to monitor pest infestation levels. *Forests* 6:594-612.
- MacLeod A., Evans H.F., Baker R.H.A. 2002. An analysis of pest risk from an Asian longhorn beetle (*Anoplophora glabripennis*) to hardwood trees in the European Community. *Crop Protection* 21: 635–645.
- MAGRAMA, 2005-2010. Inventario UE-ECE de daños forestales (IDF) en España. Red Europea de Seguimiento de daños en los bosques. Nivel I. Resultados Anuales de los muestreos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España. http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/inventario-cartografia/redes-europeas-seguimiento-bosques/red_nivel_I_resultados.aspx (acceso en: Diciembre de 2012).
- MAGRAMA. 2007. Manual de Campo de la red de seguimiento de daños en los montes. Nivel I. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España.
- MAGRAMA. 2011. Perfil ambiental de España. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural de la secretaría de Estado del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España.
- Mallinis G., Koutsias N., Makras A., Karteris M. 2004. Forest parameter estimation in a European Mediterranean landscape using remotely sensed data. *Forest Science* 50(4):450-460.
- Martín Bernal E., Ibarra Ibáñez N., Centeno Robles F. 2011. La sanidad forestal: evolución y situación actual. *Foresta* 50:52-54.
- Martínez Fernández J. 2006. Cambios en la cubierta vegetal y recursos hídricos: un análisis de la interceptación en la Cuenca del Duero. En: Memoria del Congreso Homenaje al Duero y sus ríos: Memoria, cultura y porvenir. Disponible online <http://www.unizar.es/fnca/duero/index2.php?idioma=es&pagina=04>.
- Masek J., Goward S., Kennedy R., Cohen W., Moisen G., Schleeweis K., Huang C, 2013. United States forest disturbance trends observed using Landsat time series. *Ecosystems* 16:1087-1104.
- Mattila E. 1998. Use of satellite and field information in a forest damage survey of Eastern Finnish Lapland in 1993. *Silva Fennica* 32(2):141-162.
- Metzger M., Bunce R., Jongman R., Múcher C., Watkins J. 2005. A climatic stratification of the environment of Europe. *Global Ecology and Biogeography* 14:549-563.
- Montoya R., Hernández R. 1998. La procesionaria del pino. En: Romanyk N. & Cadahia D. (coord.), Plagas de insectos en las masas forestales españolas. Colección Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, pp. 67-84.
- Mueller J., Bae S., Roeder J. 2014. Airborne LiDAR reveals context dependence in the effects of canopy architecture on arthropod diversity. *Forest Ecology and Management* 312:129–137.
- Navarro Cerrillo R.M., Varo M.A., Lanjeri S., Hernández Clemente R. 2007. Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres. *Ecosistemas* 16(3):163-171.
- Pajares J.A., Allue M., Hernández E. 1990. *Rhynchaenus fagi* L., un curculiónido minador foliar del haya. *Boletín de Sanidad Vegetal y Plagas* 16:411-418.

- Pajares Alonso J.A. 2009. Los médicos del monte: una mirada a la sanidad forestal española desde sus inicios hasta los nuevos escenarios del siglo XXI. En: Memorias del 5º Congreso Forestal Nacional Montes y sociedad: Saber qué hacer. SECF, 21 a 25 de septiembre, Ávila, España.
- Roberts A., Dragicevic S., Northrup J., Wolf S., Li Y., Coburn C., 2003. Mountain Pine Beetle detection and monitoring: Remote Sensing evaluations. Forestry Innovation Investment Operational Research Report. Recipient Agreement R2003-0205.
- Rommel T., Csillag F., Mitchell S., Wulder M. 2005. Integration of forest inventory and satellite imagery: a Canadian status assessment and research issues. *Forest Ecology and Management* 207:405-428.
- Romanyk N., Cadahia D. 1992. Plagas de insectos en las masas forestales españolas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Colección Técnica, Madrid.
- Rozas V., 2001. Detecting the impact of climate and disturbances on tree-rings of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in a lowland forest in Cantabria, Northern Spain. *Annales of Forest Science* 58, 237-251.
- Sainz Ollero H., Sánchez de Dios R. 2011. Diversidad de paisajes españoles. Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural 9:109-155.
- Sánchez O., Rubio A., Blanco A., Elena R., Gómez V. 2003. Autoecología paramétrica de los hayedos de Castilla y León. *Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales* 12(1):87-110.
- Sangüesa-Barreda G., Julio Camarero J., García-Martín A., Hernández R., de la Riva J. 2014. Remote-sensing and tree-ring based characterization of forest defoliation and growth loss due to the Mediterranean pine processionary moth. *Forest Ecology and Management* 320:171–181.
- SECF. 2010. Situación de los bosques y del sector forestal en España – Informe 2010. Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Schroeder T., Healey S., Moisen G., Frescino T., Cohen W., Huang C., Kennedy R., Yang Z. 2014. Improving estimates of forest disturbance by combining observations from Landsat time series with U.S. Forest Service Forest Inventory and Analysis data. *Remote Sensing of Environment* 154: 61-73.
- Soil Survey Staff 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Washington, DC.
- Solberg S., Eklundh L., Gjertsen A., Johansson T., Joyce S., Lange H. et al., 2007. Testing remote sensing techniques for monitoring large scale insect defoliation. Conferencia Interacional ForestSat 2007on Hyperspectral & Advanced sensors, Montpellier (France), November, 5 pp.
- SPCAN (Servicio de Protección Contra Agentes Nocivos). 2000. Inventario UE-ECE de Daños Forestales (IDF) en España. Red europea de seguimiento de daños en los bosques. Nivel I. Resultados del muestreo de 2000. *Ecología* 14:189-210.
- Stone C., Coops N. 2004. Assessment and monitoring of damage from insects in Australian eucalypt forests and commercial plantations. *Australian Journal of Entomology*, 43: 283-292.
- Sturrok R. 2012. Climate change and forest diseases: using today's knowledge to address future challenges. *Forest system* 21(2):329-336.
- Travaglini D., Chirici G., Botalico F., Ferreti M., Corono P., Barbati A., Fattorini L. 2013. Large-scale Pan-European Forest Monitoring Network: a statistical perspective for designing and combining country estimates – Example for defoliation. *Developments in Environmental Science*, 12. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-098222-9.00007-8>. pp. 105-135.
- Vanhanen H., Veteli T., Päivinen S., Kellomäki S., Niemelä P. 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: Gypsy moth and Nun moth – a model study. *Silva Fennica* 41(4):621-638.

- Vásquez de la Cueva A. 2005. Variabilidad en la respuesta espectral de tres tipos de vegetación seleccionados de parcelas del IFN-3. XI Congreso Nacional de Teledetección, 21-23 de septiembre, Puerto de la Cruz, Tenerife. España, pp. 113-116.
- Verkaik E., Moraal L., Nabuurs G., 2009. Potential impacts of climate change on Dutch forests, mapping the risks. Wageningen, Alterra-rapport. Netherlands.
- Vicente-Serrano S., Beguería S., López-Moreno J. 2010. A multiscale drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate* 23:1696-1718.
- Vicente-Serrano S., Camarero J., Azorín-Molina C. 2014. Diverse responses of forest growth to drought time-scales in the Northern Hemisphere. *Global Ecology and Biogeography* 23:1019-1030.
- Wang J, Sammis T, Gutschick V, Gebremichael M, Dennis S, Harrison R, 2010. Review of satellite remote sensing use in forest health studies. *Open Geography Journal* 3:28-42.
- Wulder M., Dymond C., Erickson B. 2004. Detection and monitoring of the mountain pine beetle. Canadian Forest Service & Pacific Forestry Center, Report Information BC-X-398.
- Wulder M., White J., Bentz B., Alvarez M., Coops N. 2006. Estimating the probability of mountain pine beetle red-attack damage. *Remote Sensing of Environment* 101:150-166.

Capítulo 2

Seguimiento remoto de la defoliación por insectos



Principales insectos defoliadores forestales recogidos por la revisión sobre monitoreo remoto con teledetección, en la última década. Elaboración propia en base a la revisión.

Extraído de: Rullán-Silva C.D., Olthoff A.E., Delgado de la Mata J.A., Pajares-Alonso J.A. 2013. Remote monitoring of forest insect defoliation. A review. Forest Systems 22(3):377-391. doi: <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2013223-04417>

Seguimiento remoto de plagas forestales

Una de las principales preocupaciones de la gestión forestal es el control de plagas que amenazan la supervivencia de los bosques. El manejo de plagas usualmente se basa en una apropiada detección, permitiendo una estimación adecuada del episodio de infestación; pero esto no es una tarea fácil ya que la detección visual de una infestación en una masa forestal no es evidente en muchos casos. Por ejemplo, esta situación es particularmente complicada en bosques extensos y con áreas inaccesibles donde el seguimiento del sitio sería inasequible. Frente a esto las tecnologías de teledetección pueden abordar estas cuestiones, principalmente por dos razones: primero, los sensores remotos tienen habilidades espectrales para inspeccionar la salud de la vegetación forestal más allá de nuestros ojos, en un amplio rango del espectro electromagnético. Segundo, tienen una visión aérea o satelital que permite evaluar amplias extensiones forestales a diferentes escalas y en periodos de tiempo constantes.

La escala es una cuestión fundamental en los estudios de aplicación de la teledetección en la salud forestal. La detección, mapeo y monitoreo de daños forestales deben tener en cuenta una jerarquía de datos que van desde amplias a finas escalas (Wulder *et al.*, 2006; Coops *et al.*, 2009). El amplio rango de las resoluciones espaciales de los sensores disponibles actualmente permite, potencialmente, la implementación de enfoques multiescalas. Estos enfoques son adecuados para la detección y discriminación de todos los objetos espaciales que componen una escena de naturaleza compleja, como la dinámica de las perturbaciones forestales (Marceau & Hay 1999).

Cada material de la cubierta de la Tierra, como resultado de sus propiedades espectrales intrínsecas, absorbe, transmite y refleja de nuevo a la atmósfera (Hunt 1977) las diferentes ondas de radiación solar, de manera que generan un patrón particular de reflectancia. Esta señal específica, conocida como firma espectral permite detectar, identificar y clasificar diferentes coberturas forestales afectadas en sus copas por daños causados por insectos, enfermedades u otros factores (Ciesla *et al.* 2008).

La copa del árbol es el principal componente a ser observado para estimar condiciones de salud forestal, mediante la evaluación de dos variables particularmente importantes: la decoloración del follaje y la defoliación. Estas variables están relacionadas con factores de estrés y se consideran parámetros fiables para evaluar daños forestales (Innes 1993). Los factores de daño pueden ser abióticos, como la contaminación

atmosférica, tormentas con vientos fuertes, granizadas y sequías; o bióticos donde se incluyen enfermedades por patógenos (hongos) y plagas de insectos (Ciesla *et al.*, 2008). Debido a estas múltiples causas, la detección y cartografiado de la defoliación forestal por insectos es aún un desafío.

En muchos ecosistemas forestales, la defoliación por insectos ha sido la principal causa de disturbios que conducen a pérdidas importantes de madera y carbono (Fraser & Latifovic 2005). Los insectos defoliadores son en muchas ocasiones el principal factor responsable de las pérdidas anuales en el rendimiento de los bosques (Fleming & Volney 1995), y frecuentemente aumentan la susceptibilidad del arbolado hospedero a infestaciones secundarias, generando cambios directos en la dinámica de las masas forestales (Wulder & Franklin 2007).

Considerando el actual calentamiento climático, varios estudios empíricos han pronosticado para el futuro cercano, cambios dramáticos en los paisajes forestales y en las poblaciones de insectos que habitan en ellos, incluyendo la expansión de insectos defoliadores (Williams & Liebhold 1995; Volney & Fleming 2000; Battisti *et al.*, 2005; Kharuk *et al.* 2009; Jepsen *et al.* 2008, 2009; Karjalainen *et al.* 2010; Seixas *et al.* 2011; Paritsis *et al.* 2011). Por otra parte, la dificultad conocida para que los árboles se adapten rápidamente a los cambios ambientales añade una vulnerabilidad especial a cualquier ecosistema forestal frente al cambio climático, lo que los hace más susceptibles a los ataques de plagas (García-López & Allué-Camacho 2010; Pajares 2009). Sin embargo, la mayor amenaza de plagas no solo se relaciona con el cambio climático global sino más bien con el incremento del comercio mundial (MacLeod *et al.* 2002; Vanhanen *et al.* 2007). El gran volumen, velocidad y frecuencia del comercio mundial facilitan la dispersión de organismos de una región a otra, haciendo mucho más fácil que plagas exóticas potencialmente invasoras se introduzcan sin ser detectadas en los ecosistemas locales. Esta situación plantea un alto riesgo para los bosques naturales y plantaciones forestales en las últimas décadas, a pesar de los esfuerzos internacionales en la regulación del comercio y vigilancia de fronteras. Por lo tanto, estas amenazas presentes y futuras a los bosques están haciéndose demasiado complejas y por lo tanto, la estrategia más prometedora se basará en una combinación interdisciplinaria y juiciosa de los enfoques de investigación disponibles (Fleming & Volney 1995), uno de los cuales debería ser la teledetección.

La teledetección ha tenido dificultades en el pasado para ser aplicada con éxito en el monitoreo de la salud forestal. En 1999 Peterson *et al.* evaluaron su factibilidad para el seguimiento de la salud forestal, concluyendo que la teledetección satelital había sido sobrevalorada e incluso a menudo era de poca utilidad. Por ello fue percibida como insuficiente en sus capacidades tecnológicas, así como demasiado cara para adquirir e interpretar sus datos satelitales, en comparación con los inventarios realizados mediante detecciones aéreas; también su escala fue vista inapropiada para responder la mayoría de preguntas operativas de la gestión forestal. Sin embargo, desde entonces se han lanzado al espacio ocho de los nueve principales sensores satelitales utilizados actualmente en investigación de la salud del bosque (Wang L. *et al.* 2010) y la teledetección ha continuado desarrollando nuevas tecnologías hasta hoy.

Para poner esta evolución en contexto, Melesse *et al.* (2007) han diferenciado tres diferentes periodos: la “era de sistemas de observación terrestre”, comprende el lanzamiento del satélite MODIS junto con el ASTER y el Landsat 7 (ETM+) en 1999, y el segundo MODIS en 2002. En el segundo periodo, “era nuevo milenio”, fueron lanzados al espacio la siguiente generación de satélites y sensores, como el Earth Observing-1 (EO1) que lleva el primer sensor hiperespectral a bordo de vehículos espaciales y el Advanced Land Imager (ALI). Finalmente, la “era de la industria privada”, que comenzó cuando fueron lanzados los primeros sensores de muy alta resolución (<10 metros), como IKONOS y QuickBird, entre 1999 y 2001 respectivamente. También es destacable la introducción de micro-satélites en varios países, todos diseñados y lanzados por la industria privada, como el satélite español comercial DEIMOS-1, lanzado en 2009 (Casal & Freire 2012), y el DEIMOS-2 con resolución sub-métrica lanzado en 2014. Por lo tanto en menos de 15 años desde los comentarios de Peterson *et al.* (1999), la disponibilidad de la tecnología remota se ha incrementado enormemente y los altos costos tradicionales han bajado a precios más accesibles, en particular para datos de baja y media resolución (Wang *et al.* 2010). Hoy en día, la industria de la teledetección tiene el objetivo de reducir el costo de sus productos y esto puede ser la tendencia general durante los próximos años para las imágenes espaciales de resolución media (con Landsat-8 y Sentinel-2 como ejemplos de casos gratuitos); pero estas expectativas son más reducidas para los casos de alta resolución espacial.

Este trabajo tiene por objetivo proporcionar una revisión exhaustiva de la investigación publicada durante el periodo 2007-2012 respecto del estado, tendencias y

potencialidades de las aplicaciones de la teledetección aérea y espacial en la detección, mapeo y seguimiento de defoliaciones por insectos forestales.

Indicadores de defoliación en la teledetección

El gráfico de las longitudes de onda del espectro electromagnético frente al porcentaje de reflectancia correspondiente a la vegetación verde y sana, es un patrón conocido de firma espectral (línea blanca en la Figura 2.1). Este patrón muestra alta absorción y baja reflectancia en la porción visible (VIS) del espectro continuo de luz solar, seguido por un comportamiento opuesto en la porción del infrarrojo cercano (NIR) donde la más alta reflectancia de la vegetación forma una meseta.

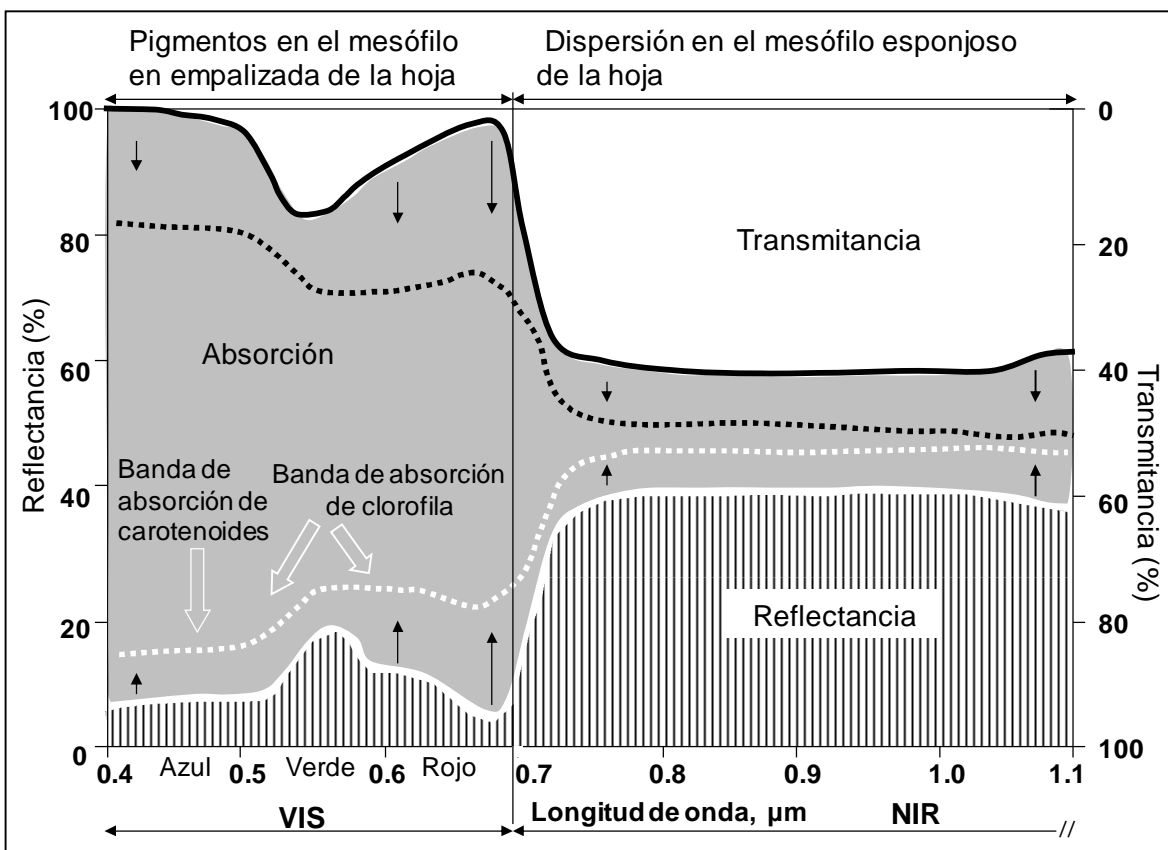


Figura 2.1. Cambios en la absorción, reflectancia y transmitancia en las copas forestales. Una hoja sana absorbe, refleja y transmite la luz solar incidente en un patrón típico de señal espectral (línea blanca). Los pigmentos en el mesófilo en empalizada de la hoja producen un pico de reflectancia en la parte visible (VIS), mientras que la capa del mesófilo esponjoso se refleja con mayor fuerza en la parte del infrarrojo cercano (NIR) del espectro solar. Una hoja poco saludable mostrará un incremento y aplanamiento de la señal (línea de puntos) debido a la respuesta de estrés de la hoja. Las curvas de reflectancia y transmitancia son imágenes casi espejos en el VIS y en el NIR. Figura modificada de Jensen 2005.

Dentro del intervalo del VIS y entre las bandas de absorción de la clorofila *a* y clorofila *b* ($0.43 \mu\text{m}$ y $0.66 \mu\text{m}$, respectivamente), un pico de reflectancia se produce en

medio de la banda del verde ($0.54 \mu\text{m}$) que es el responsable del color verde en el follaje saludable. Por otra parte, la fuerte absorción de luz en el intervalo del VIS depende principalmente de los pigmentos (clorofila *a* y *b*, carotenos, xantofilas, antocianinas, etc.) presentes en el mesófilo en empalizada de la hoja (Figura 2.1). En las hojas de plantas sanas, la abundancia de pigmentos de clorofila tiene un papel importante en la absorción de longitudes de onda del azul y el rojo, y en la tasa de fotosíntesis en toda la región de radiación fotosintéticamente activa (PAR, Photosynthetically active radiation). Por lo que el contenido de clorofila se ha convertido en una importante variable biofísica a evaluar. El Índice de Área Foliar (LAI, Leaf Area Index) se define como la mitad del total del área foliar por unidad de superficie del terreno (Gonsamo & Pellikka 2012). Como sustituto de la densidad de copas, la variación del LAI es significativa de los cambios que se producen en relación a la salud del bosque (Solberg *et al.* 2007). De este modo, una pérdida significativa de follaje se espera que se corresponda con una disminución del LAI. Se dice que una planta está bajo estrés cuando hay un cambio en el estado de salud del follaje. Bajo tales condiciones, las plantas aumentan su reflectancia en las porciones del verde y rojo y es por ese motivo que las hojas se vuelven amarillas o cloróticas. Este hecho ha llevado a sugerir que la parte del VIS es el indicador de reflectancia más consistente del estrés de la planta (Carter 1993; Jensen 2005). Por otra parte, el aumento de reflectancia en el NIR solo aparece consistente con los niveles de estrés extremo, como el daño significativo por deshidratación (línea de puntos en la Figura 2.1).

Además, el aumento de la reflectancia inducido por el estrés en el intervalo del VIS primero puede observarse cerca de los $0.7 \mu\text{m}$ de longitud de onda, es decir el borde rojo, pasando luego hacia longitudes de onda más cortas en el llamado desplazamiento “del borde rojo al azul” (Jensen 2005). Así, las porciones de $0.65 - 0.7 \mu\text{m}$ de la banda del rojo en el VIS constituyen un rango sensible (Figura 2.2) para detectar cualquier incremento inicial de reflectancia debido a estrés en la vegetación, por lo que es adecuado para la detección temprana de daños forestales. De aquí que la capacidad de analizar tales rangos estrechos pero sensibles posibilita mejorar la capacidad de detectar vegetación estresada, escalando desde las hojas a densas coberturas vegetales (Carter 1993; Carter *et al.* 1996; Jensen 2005). Esto actualmente es posible usando datos de imágenes de muy alta resolución espectral o datos hiperespectrales. Estas imágenes tienen un gran número de bandas muy estrechas (del orden de menos de 2 nanómetros –nm) así como una cobertura espectral continua (Mutanga *et al.* 2009), mientras que los datos multispectrales comúnmente tienen pocas bandas, amplias y de cobertura no continua (Figura 2.2). Los datos hiperespectrales también pueden medir la absorción de la clorofila

y la reflectancia en el PAR para evaluar daños en la vegetación como por ejemplo, la defoliación por insectos (Jensen 2005). La vegetación saludable refleja la energía solar incidente en el intervalo del NIR del 40 al 60%, la transmite a través de las hojas subyacentes del 40 al 60%, y la absorbe del 5 al 10%. Las razones de la fuerte reflectancia de la energía en el NIR de las copas sanas son, primero su dispersión en las interfaces de aire de las paredes del mesófilo esponjoso, y segundo la reflectancia aditiva de la hoja que ocurre cuando la energía se transmite a través de la hoja y luego puede reflejarse nuevamente a través de las hojas por debajo de ella (Jensen 2005). En consecuencia, se sabe que los cambios en las propiedades espectrales del NIR pueden ser útiles en la detección de pérdida de follaje por senescencia o estrés.

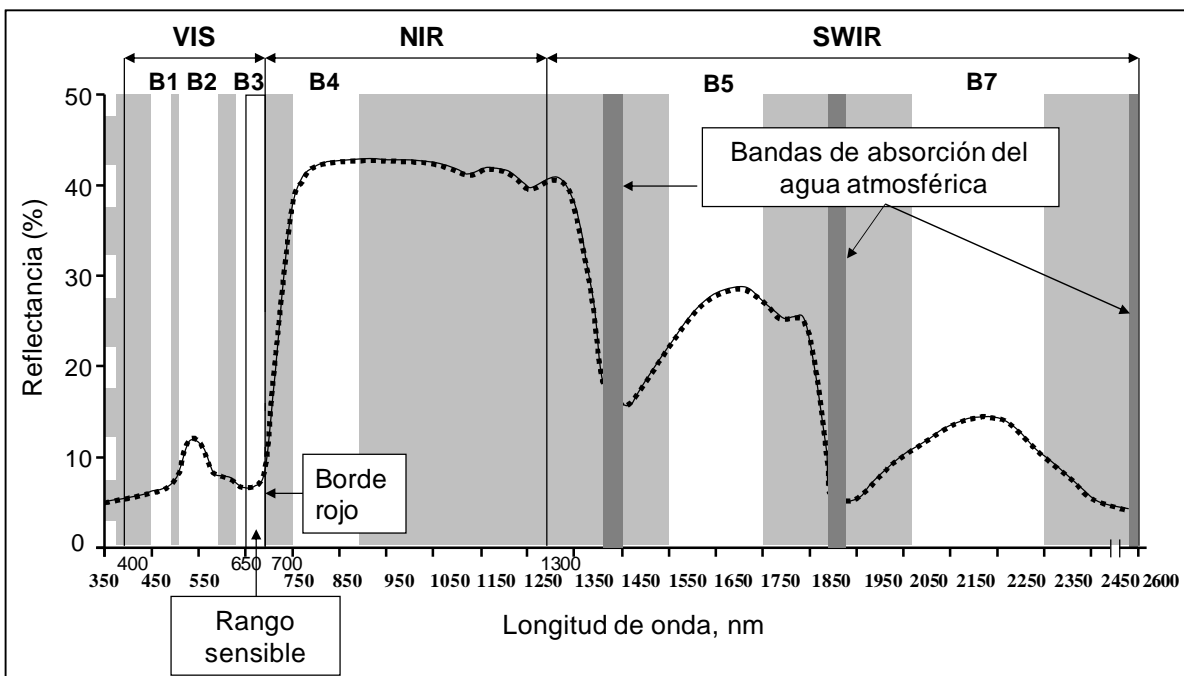


Figura 2.2. Diferencias entre datos multiespectrales e hiperespectrales. El típico patrón de reflectancia espectral de una hoja verde y saludable se muestra como una línea negra continua a través del intervalo de longitud de onda entre los 350-2600 nm. Los puntos negros a lo largo de la línea representan en gran número de bandas estrechas y continuas, de menos de 2 nm de longitud de onda de un hipotético sensor hiperespectral. Las seis tiras blancas que aparecen en la trama de reflectancia, representan seis de las siete bandas no contiguas del sensor multiespectral Landsat ETM+ (B1-B5, B7). También se señalan en esta figura el rango sensible y el borde rojo de la banda roja (600-700 nm). Figura modificada de Jensen 2005 y Mutanga *et al.* 2009.

En el intervalo de reflectancia del infrarrojo de onda corta (SWIR) de la vegetación saludable se presentan dos picos, alrededor de 1.6 μm y 2.2 μm respectivamente, entre las bandas de absorción atmosférica (Figura 2.2). El agua es un buen absorbente de la energía en el SWIR, así esta banda refleja el contenido de humedad de la hoja, es decir

su turgencia, específicamente nos referimos a la cantidad de agua que ocupa los espacios intercelulares de la planta. El contenido de humedad de las copas de los árboles se correlaciona con tasas de transpiración. Cuando este contenido disminuye, la energía del SWIR se dispersa y aumenta su reflectancia (Jensen 2005). Por lo que esta banda puede ser útil para evaluar el estrés hídrico.

El contenido de clorofila, el LAI, la radiación activa fotosintéticamente absorbida (APAR, Absorbed Photosynthetically Active Radiation), el contenido de humedad, la evapotranspiración, etc., son variables biofísicas fundamentales que pueden ser extraídas mediante teledetección y modeladas para medir cambios en la condición de la vegetación. Para este propósito han sido desarrollados varios índices de vegetación (IVs), que indican la abundancia relativa y actividad de la vegetación verde. Los IVs son medidas radiométricas adimensionales y únicas, basados en algoritmos de varios valores espectrales (Jensen 2007; Wang *et al.* 2010), directa o indirectamente relacionados con el comportamiento de una variable biofísica de interés. Por ejemplo la defoliación (una respuesta general de la planta al estrés) está íntimamente relacionada con el LAI (Solberg *et al.* 2007), o el APAR que puede ser relacionado con el contenido de clorofila en el follaje. Hay algunos IVs con funciones redundantes y otros que proporcionan información biofísica única.

Contribuciones actuales en el seguimiento remoto de la defoliación por insectos

En las últimas décadas ha habido muchos estudios donde se han aplicado técnicas de teledetección para detectar, mapear y monitorear el daño por insectos forestales. Sin embargo, la disponibilidad y el desarrollo actual de la teledetección han aumentado notablemente la investigación de las posibles aplicaciones al complejo reto del monitoreo de daños forestales causados por plagas, sobre todo por insectos defoliadores, y más aún en el contexto del cambio climático. Esta sección revisa los principales resultados de la teledetección aplicada al estudio de daños por insectos forestales en el periodo 2007-2012, con la intención de facilitar una visión global de los mismos. Los temas incluidos en esta sección (Tabla 2.1) se agrupan en los siguientes cuatro apartados, siguiendo la clasificación propuesta por Zhang *et al.* (2010).

Tabla 2.1. Estudios sobre seguimiento remoto de la defoliación por insectos (periodo 2007-2012)

Área de estudio	Insecto defoliador/ Hospedero	Sensor remoto ¹ s-t = series de tiempo	Tema ² Metodo ³	Prepro ⁴ clase/ Con ⁵	Análisis y Técnicas	Referencias
Rusia	<i>Dendrolimus sibericus/Abies siberica</i>	SPOT-VEG	D, i	Ac, 2 clases	Clasificación supervisada y umbrales, correlaciones	Kharuk <i>et al.</i> 2009.
Finlandia	<i>Diprion pini/ Pinus sylvestris</i>	TM, DAP	B, i	Ac, 2 clases	Clasificación supervisada y no supervisada, regresión y modelos mixtos	Ilvesniemi 2009.
Finlandia	<i>D. pini/ Pinus sylvestris</i>	SAR t-s	B, i	—, 2 clases/ Con	Clasificación 3- Vecino más próximo	Karjalainen <i>et al.</i> 2010.
Finlandia	<i>D. pini/ Pinus sylvestris</i>	ALS-DAP	B, i	—, 2 clases	Extracción aspectos de árbol, clasificadores de regresión de árbol	Kantola <i>et al.</i> 2010.
Finlandia	<i>D. pini/ Pinus sylvestris</i>	ALS	B, m	—, 2 clases/ Con	Extracción aspectos de árbol y basados en áreas, clasificadores de regresión de árbol	Kantola <i>et al.</i> 2011.
Noruega	<i>Neodiprion sertifer/ Pinus sylvestris</i>	SPOT, MODIS t-s	A, m	Nc, Con	Análisis de regresión LAI, correlación	Solberg <i>et al.</i> 2007.
Noruega	<i>N. sertifer/ Pinus sylvestris</i>	ALS	C, o	Ac, —	Análisis de regresión LAI, segmentación árbol, CP, correlación	Lange & Solberg 2008.
Noruega	<i>N. sertifer/ Pinus sylvestris</i>	ALS	A, m	—, 2 clases/Con	Análisis de regresión LAI, regresión, correlación	Solberg 2010.
Noruega	<i>N. sertifer/ Pinus sylvestris</i>	MODIS t-s	B, m	Ac, Con	Análisis de regresión LAI, perfiles IV, regresiones	Eklundh <i>et al.</i> 2009.
Noruega	<i>Epirritia autumnata/ B pubescens</i>	TM	D, o	Ac, Con	Clasificación supervisada, diferencia de imágenes, detección dendrocronológica, CP	Babst <i>et al.</i> 2010.
Suecia	<i>E. autumnata/ B pubescens</i>	MODIS t-s	D, v	Ac, 2 clases	Correlación, regresión logística	Jepsen <i>et al.</i> 2009.
España	<i>Gonipterus scutellatus/ Eucalyptus globulus</i>	TM	A, m	Nm, 2 clases	Análisis discriminante, densidad de masas	Álvarez <i>et al.</i> 2007.
España	<i>Thaumetopoea pityocampa/ Pinus Pinea</i>	AHS	C, s	Ac, 2 clases	Regresión, correlación, segmentación de umbrales	Cabello <i>et al.</i> 2011.
Canadá	<i>Choristoneura fumiferana/ Populus spp.</i>	TM t-s	A, d	Nc, 2 clases	Diferencia de imágenes, segmentación de umbrales	Thomas <i>et al.</i> 2007.
USA	<i>Diorhabda elongata/ Tamarix spp.</i>	ASTER, MODIS t-s	A, v	Ac, 2 clases	Estimación ET, función IV, perfiles de ET-IV, umbrales en histogramas	Dennison <i>et al.</i> 2009.
USA	<i>Limantria dispar/ Quercus spp.</i>	MODIS	C, v	Ac, Con	Regresiones y comparaciones estadísticas	De Beurs & Townsend 2008.
USA	<i>L. dispar/ Quercus spp.</i>	MODIS t-s	A, i	Ac, Con	Clasificación supervisada y umbrales, procesamiento temporal	Spruce <i>et al.</i> 2011.
USA	<i>L. dispar/ Quercus spp.</i>	TM	B, m	Ac, Con	Modelo de regresión como cambios en IV, comparación de IV	Townsend <i>et al.</i> 2012.
Argentina	<i>Ormiscodes amphimone/ Nothofagus spp.</i>	MSS, TM, ETM+	D, m	Nm, Con	Clasificación supervisada, análisis de capas en SIG, modelo de regresión	Paritsis <i>et al.</i> 2011.
Australia	Varios/ <i>E. globulus</i>	TM, Hyperion	A, o	Ac, —	Comparación estadística de métodos de análisis de mezcla espectral	Somers <i>et al.</i> 2010.
China	Polillas del Pino/ <i>Larix spp.</i>	TM, ETM+, MODIS	A, m	Ac, 2 clases	Modelo físico forestal y NN basado en reglas de decisión y ajustes de IV	Wang L. <i>et al.</i> 2010.

1 Sensores activos: ALS= airborne laser scanner, SAR= synthetic aperture radar. Sensores Pasivos: Multiespectral= Landsat (MSS, TM, ETM+), MODIS, ASTER, SPOT, DAP= Digital aerial photography, SPOT-VEG and Hyperspectral= AHS (Airborne Hyperspectral Scanner), Hyperion. **2** A. Detección remota de defoliación forestal; B. Clasificación del grado de daño; C. Investigaciones sobre índices de vegetación; D. Distribución espacio-temporal y predicción de plagas forestales (adaptado de Zhang *et al.* 2010). **3** (i) Clasificación de imágenes; (v) Diferentes tipos de índices de vegetación; (d) Método de Diferencias; (o) Otros métodos de procesamiento de imágenes; (s) Tecnología de análisis espectral; (m) métodos matemático estadísticos y tecnologías SIG (adaptado de Zhang *et al.* 2010). **4** Preprocesamiento: Ac=

corrección atmosférica; Nm= no mencionada (corrección atmosférica); Nc= no corrección atmosférica (no lo mencionan). **5** Intensidad de defoliación como una clase de datos discretos (# de clases) o datos continuos (Con). — Sin datos o no necesarios. **6** ET = evapotranspiración; SIG = Sistemas de Información Geográfica; LAI = *Leaf Area Index* (índice de área foliar); NN = *Neural Network* (red neuronal); CP = Componentes Principales; VI = Índice de Vegetación.

A. Teledetección de la defoliación forestal:

La teledetección de insectos defoliadores se cree que está en sus estadios iniciales (Zhang *et al.* 2010) y que los procesos que intervienen en la respuesta espectral del daño producido en la vegetación por plagas forestales está todavía muy lejos de ser plenamente comprendida (Wang L. *et al.* 2010). En este sentido, como han señalado Jepsen *et al.* (2009) una teledetección operacional todavía tiene que encontrar su camino. El seguimiento remoto de la defoliación está llamado para contribuir en la detección temprana y adecuada de los brotes de plagas; eso significa que un sistema de teledetección continuo debe ser capaz de detectar episodios de defoliación forestal en amplias regiones. Una alerta temprana es crucial para una gestión forestal significativa, más aún en lo que se refiere a la salud forestal; así el desarrollo de este tipo de sistemas es un objetivo muy deseable (Lange & Solberg 2008), ya que es una herramienta clave tanto para la supresión del brote de plaga como para su control eficaz (Kharuk *et al.* 2009). Para un sistema tal es necesario el apilamiento de imágenes compuestas por diferentes fechas pero permitiendo una continuidad temporal libre de nubes (Prados *et al.* 2006), y la mejora de la relación señal/ruido (Cohen *et al.* 2010) (por ejemplo, el incremento en la aplicación de datos de series de tiempo y los algoritmos utilizados en ellas, tales como las series de tiempo Landsat (LTS) o los productos de series de tiempo MODIS.

La escala de estudio es otro aspecto importante a tener en cuenta para mantener un seguimiento remoto rentable económicamente. Dos escalas operativas deben ser consideradas: una escala nacional o regional para un nivel de alerta temprana, con seguimiento satelital de baja resolución para identificar la ubicación de las sospechas de disturbios; y una escala local para un nivel más táctico, con resolución más fina e incluso sobrevuelos de vigilancia sobre el terreno para evaluar la validez y naturaleza de las advertencias procedentes del primer nivel (por ejemplo, los croquis producidos por las inspecciones de detección aérea realizadas por el Servicio Forestal de Estados Unidos, un programa de sobrevuelo de perturbaciones forestales; Spruce *et al.* 2011). El mapeo a través de estos croquis es hasta la fecha la técnica más utilizada para la detección y evaluación de los daños forestales causados por factores abióticos (Ciesla *et al.* 2008), y

han sido una parte integral de los programas de protección de la salud en los bosques en Canadá y Estados Unidos desde finales de la Segunda Guerra Mundial (Ciesla 2000). Desafortunadamente, la información de esos croquis es subjetiva y se extrae principalmente a través de procesos manuales, por lo que no se está haciendo frente a la creciente necesidad de una información más detallada y más frecuente, necesaria para la gestión sostenible de los bosques.

El desarrollo de un sistema plenamente operativo para un seguimiento remoto multiescala del daño por insectos requerirá una combinación de datos de diferentes fuentes. Mientras que la baja resolución de las series de tiempo permitirá la detección de bajo costo y el mapeo de grandes áreas, datos de alta resolución e inventarios de campo serán necesarios para determinar la causa y ubicación exacta de los daños (Eklundh *et al.* 2009). En otras palabras, las fuentes de datos de escalas más finas, tales como las provenientes del ALS (donde la cartografía de áreas se basa en pulsos de rayo láser, emitidos a intervalos de tiempo fijo, tomados desde una plataforma de escaneo aérea), de datos hiperespectrales e hiperespaciales, junto con los datos de referencia de las evaluaciones hechas en campo y la información de datos auxiliares, pueden mejorar la precisión y convertirse en un medio eficaz para controlar las plagas forestales, la reducción de los factores de interferencia no relacionados con la defoliación (Zhang *et al.* 2010). Sin embargo, se debe tener en cuenta que la extensión del bosque limita el uso de estos sensores. Por ejemplo el uso del MODIS requiere grandes bosques continuos (como los bosques escandinavos), como han señalado Eklundh *et al.* (2009) y Wang *et al.* (2010). En el caso de bosques fragmentados, como los bosques mediterráneos, es más difícil trabajar con sensores de resolución moderada y baja.

B. Clasificación del grado de daño:

En 1989, Ciesla *et al.* señalaron que si bien las zonas defoliadas podían ser identificadas, la intensidad de la defoliación aún no se había logrado clasificar de forma fiable. La complejidad inherente a este tema ha cuestionado mucho este tipo de investigaciones. Menos de la mitad de los estudios considerados en esta revisión fueron capaces de cartografiar la defoliación por encima de dos clases de gravedad y de manera continua (ver Tabla 2.1) lo cual destaca las dificultades para clasificar la severidad del daño usando métodos tradicionales, y sólo en dos de esos trabajos una exactitud significativa se logró (Ilvesniemi 2009; Kantola *et al.* 2010), Sin embargo, la exactitud del 80% o superior y valores $Kappa \geq 0.6$ se lograron en un tercio de los casos utilizando una clasificación dicotómica.

Uno de los estudios más destacados que logra evaluar la severidad del daños es el trabajo de Townsend *et al.* (2012), pues consiguieron registrar la severidad de la defoliación en cinco variables continuas (Figura 2.3). Utilizaron datos Landsat para predecir la severidad de la defoliación causada por *Lymantria dispar* L. en bosques deciduos, aplicando un modelo sigmoïdal de efectos fijos sencillo y robusto como función del cambio en el Índice de Diferencia Normalizada de Infrarrojo (NDII), obtuvieron un error medio absoluto de 10.8% y un $r^2 = 0.802$.

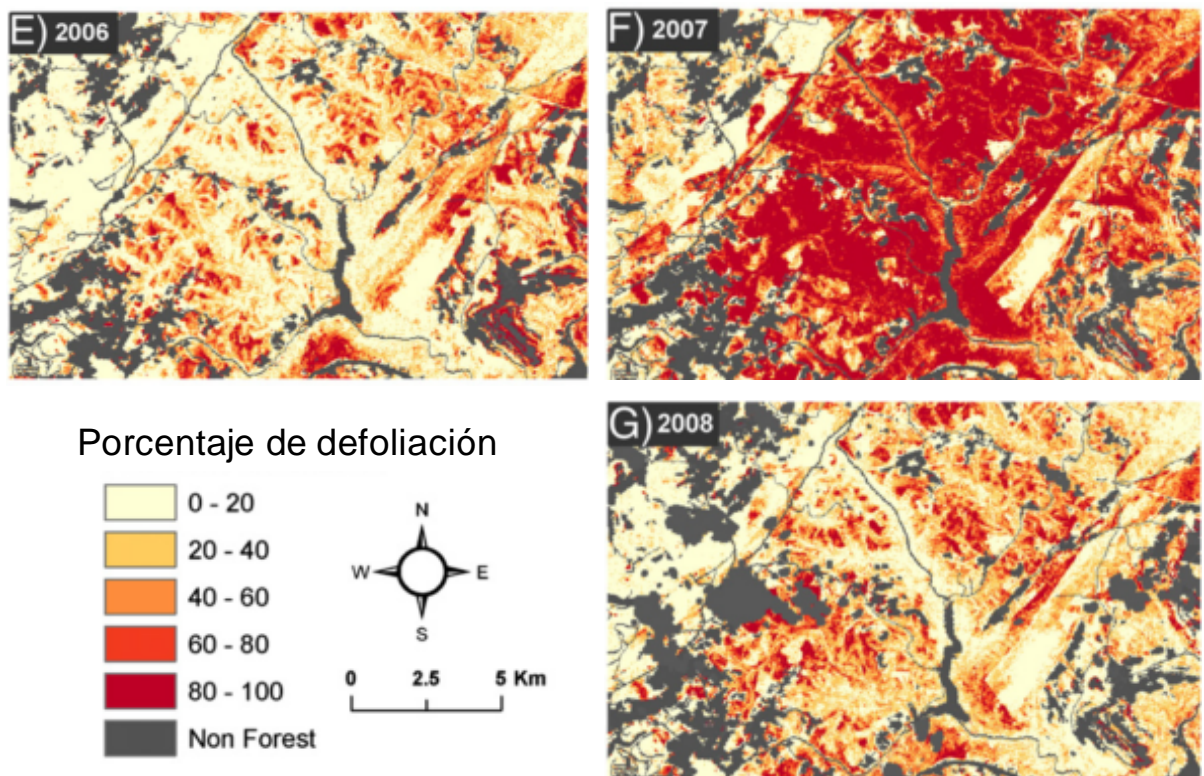


Figura 2.3. Cartografía de daño de un área de bosques de robles afectadas por un brote de *Lymantria dispar* entre los años 2006 y 2008 en la ecorregión de los Apalaches Centrales (Estados Unidos). La severidad del daño por defoliación ha sido exitosamente clasificada en cinco gradaciones. Figura tomada de Townsend *et al.* 2012, bajo permiso Copyright 2012 de Elsevier.

Por otra parte, el trabajo de Eklundh *et al.* (2009) también merece ser destacado. Estos autores evaluaron exitosamente la defoliación producida por *Neodiprion sertifer* en bosques de pinos usando datos de series de tiempo de imágenes MODIS, lograron entre el 71 – 82% de precisión, probándolo contra el cambio en el LAI estimado con datos ALS. Sin embargo, aunque describen el potencial evidente de los datos de series de tiempo MODIS para la detección temprana de la defoliación por insectos forestales, también advirtieron que el enfoque MODIS no debe ser recomendado para la estimación de la intensidad de la defoliación.

Otro estudio exitoso ha sido el llevado a cabo por Solberg (2010) para detectar la defoliación producidas por *N. sertifer* en bosques de pináceas, usando variables de penetración derivadas de datos de alta densidad provenientes del ALS y fuertemente relacionados con la gap fraction (fracción de huecos en la copa) medida en campo. La estimación del brote y defoliación se logró con base en cambios temporales en la variable LAI derivada de datos ALS registrados durante la estación del verano, con un $r^2 = 0.82 - 0.95$, demostrando de este modo que la combinación de datos ALS con variables de penetración son una manera alternativa para diferenciar los efectos de las cortas de los efectos de la defoliación. No obstante, estos autores sugirieron que los datos ALS por sí solos no pueden proporcionar precisión al seguimiento requerido para evaluar grados de daño. A pesar de que la defoliación ligera es difícil de supervisar (Zhang *et al.* 2010), el seguimiento actual de la defoliación causada por plagas alcanza un 70% a 80% de precisión para los tres niveles de defoliación habitualmente considerados (ligera, moderada y severa). La detección remota de la defoliación en coberturas vegetales escasas (bosques abiertos) es todavía mucho más difícil de evaluar (Dennison *et al.* 2009). Sin embargo, Kantola *et al.* (2010) encontraron que la combinación de datos de diferentes sensores (conocido como enfoque de fusión), por ejemplo fusión entre características espectrales a partir de fotografías aéreas digitales con datos ALS de alta densidad, pueden mejorar la precisión de la cartografía de dos clases de defoliación llevándola a valores más altos (88.1%) que los obtenidos en cada método por separado (80.7% y 87.4% respectivamente).

La correcta evaluación de la defoliación mediante las técnicas de detección de cambios depende mucho de la obtención de datos relativamente libres de ruido exógeno, por lo que un preprocesamiento adecuado de la imagen es fundamental. Así mismo, el análisis de los aspectos del lugar de interés, medido bajo una georreferenciación subpíxel, es esencial para que se puedan aplicar las técnicas de detección de cambio (Townshend *et al.* 1992; Lambin & Linderman 2006). Para un acoplamiento preciso entre los datos y las imágenes preprocesadas se requiere de un alto nivel de calidad en esos datos, es decir que no estén contaminados por ruidos y efectos extraños derivados de las condiciones de luz, las nubes, la contaminación atmosférica, etc. Por lo tanto, para una detección de la defoliación son necesarias un conjunto de imágenes libres de nubes y de varias fechas a través del periodo de defoliación, y con una reducción efectiva de la contaminación por ruido residual atmosférico (Spruce *et al.* 2011) y una disminución lo mayor posible de las llamadas influencias de fondo, tales como el suelo o el sotobosque en rodales de bosques abiertos (Lambin & Linderman 2006).

La ventana biológica (bioventana) se define como el periodo óptimo para visualizar en su mayor expresión el daño causado por la plaga forestal (Ciesla 2000; BC Ministry of Forests 2000; Wulder *et al.* 2004), y es otro factor clave para la detección exitosa de la defoliación por una plaga en particular. Este periodo varía dependiendo de diversos factores (por ejemplo, la fenología del hospedero, las condiciones climáticas, los predadores, etc.), a menudo sincronizado con el máximo ciclo de foliación en el árbol huésped. La bioventana está generalmente abierta dentro de un período relativamente corto en relación con la resolución temporal del sensor satelital y la cantidad de imágenes durante el período. Por lo tanto, datos históricos y de campo sobre la presencia de plagas, o predicciones de fenología de la defoliación utilizando modelos de población de insectos climáticamente inducidas, como el BioSIM (Régnière *et al.* 1995), son fundamentales para establecer los periodos de defoliación antes de la defoliación pico, y antes de la refoliación post-brote.

En este sentido los sensores adecuados para abarcar una bioventana debe tener alta resolución temporal, es decir un paso cada uno a tres días (ejemplos de satélites: el AVHRR y el SPOT-VEG de baja resolución espacial, el MODIS de moderada resolución, el SPOT de fina resolución o el IKONOS y Quickbird-2 de muy alta resolución). Por el contrario, los sensores con baja resolución temporal de 16 días (por ejemplo, los satélites con resolución fina ASTER, ALI y Landsat) rara vez pueden obtener más de una imagen durante la temporada de crecimiento foliar (Jepsen *et al.* 2009), lo que limita severamente su uso en los brotes estacionalmente efímeros de los defoliadores (de Beurs & Townsend 2008). Sensores comerciales de muy alta resolución son actualmente prohibitivos para la vigilancia práctica de plagas de insectos a escala regional debido a los altos costos de obtención, procesamiento y calibración de un gran número de imágenes de fina resolución (Jepsen *et al.* 2009). Por otro lado, el sensor MODIS es gratuito y los productos MODIS llamados Vegetation Continuous Fields se pueden utilizar para medir los cambios en el tiempo de las cubiertas forestales. Hoy en día, MODIS es considerado como una herramienta importante para la detección de daños de insectos a escala regional (Hayes *et al.* 2008; Adelabu *et al.* 2012). Así mismo, es muy recomendable para el modelado físico y fisiológico y ha sido considerado el mejor sensor para la teledetección de la salud de los bosques (Wang *et al.* 2010). Sin embargo, la falta de datos de referencia espacialmente explícitos para la producción de mapas de daños es una importante limitación de este sensor MODIS (Adelabu *et al.* 2012).

Un nuevo y prometedor enfoque en la evaluación de la defoliación es el análisis de mezcla espectral (SMA, Spectral Mixture Analysis). Este método cuantifica la proporción de cada píxel que está ocupado por los componentes individuales de la imagen y, tiene en cuenta la defoliación como la ausencia de hojas, estima la severidad del estrés como la proporción relativa de hojas en los píxeles de la imagen (Somers *et al.* 2010). Junto con los datos multiespectrales de alta resolución, SMA es capaz de detectar baja y fragmentada cobertura vegetal y ofrece ventajas sobre la regresión simple utilizando índices espectrales y otros métodos de transformación (Goodwin *et al.* 2005; Somers *et al.* 2010). En 1998, Robert *et al.* fueron capaces de mejorar el SMA mediante el Análisis de Mezcla Espectral de Múltiples Endmembers (MESMA, Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis) y más tarde Somers *et al.* (2010) mejoraron aún más el método mediante una ponderación del MESMA generando el conocido como weighted MESMA (wMESMA), una nueva técnica de mezcla espectral. Estos autores fueron capaces de detectar la defoliación de *Gonipterus spp* en masas de *Eucalyptus globulus* en Australia usando datos de dos satélites uno hiperespectral (Hyperion) y otro multiespectral (Landsat). La técnica SMA funcionó mejor con el último sensor, mostrando mayor potencialidad en los datos multiespectrales.

Otra ventaja relevante de las técnicas de modelos lineal de mezcla es que se puede estimar la composición espectral sub-píxeles de la cubierta vegetal, como técnicas de regresión para modelar las variables continuas biofísicas. Aplicando esta técnica se puede extraer información importante sobre las variables claves en la señal espectral cuando los procesos operan a escalas por debajo de la resolución del sensor. Esto es el caso a menudo, cuando se estudian los cambios de la cubierta terrestre con imágenes de moderada resolución espacial, tal como con los productos de datos MODIS (Hayes *et al.* 2008). También pueden evaluar el grado de daño por defoliación en escalas más finas, como las de Landsat.

C. Índices de vegetación:

La presencia y condición de la hojas del follaje son indicadores fiables de la salud de los árboles, de manera similar a como lo es el follaje del dosel de las masas forestales. La investigación sobre los índices de vegetación (IVs) forestal está dirigida a la identificación espectral, detección y cuantificación de salud de los bosques. Por lo tanto, la defoliación y la decoloración, no relacionadas con la fenología de la planta, se toman como indicadores del estrés de la vegetación que pueden ser causados por insectos defoliadores. Además, la pérdida de agua sufrida por el hospedero es otro indicador

importante de estrés, aunque no sea visualmente evidente (Wang L. *et al.* 2010). Varios estudios de teledetección han detectado diferencias en las respuestas espectrales entre la decoloración del bosque, como clorosis o enrojecimiento del dosel, y la defoliación por insectos (Jepsen *et al.* 2009; Kantola *et al.* 2011). Variables biofísicas, como el LAI, el contenido de clorofila y la evapotranspiración, o cualquier otro índice de vegetación (IV) correlacionado con datos de campo, están destinados a cuantificar la defoliación, la decoloración y la pérdida de agua. Por lo tanto, el análisis de estas variables podría dar una idea de la naturaleza y el desarrollo de la defoliación de los bosques y pueden permitir el seguimiento y mapeo de los daños con exactitud significativa. Hay ciertos requisitos que las variables biofísicas o IV relacionados con las mismas, deben cumplir: deben presentar una elevada sensibilidad y relación lineal con las variables de vegetación forestal a ser estimadas, y deben tener altos rangos dinámicos y efectos mínimos de saturación. Por otra parte, deben ser independientes de la escala, para que puedan ser transferidos a través de escalas incluso a paisajes más heterogéneos (Lambin & Linderman 2006).

En general, los métodos de detección remota se basan en las diferencias entre las longitudes de onda del Rojo (R), NIR y SWIR. Los algoritmos matemáticos de estas bandas conforman los IVs que están estrechamente relacionados con las variables biofísicas del vigor del follaje asociado a la salud de las plantas. Por lo tanto, estos algoritmos representan los cambios morfológicos y fisiológicos en el dosel del bosque que ocurren antes, durante y después de los brotes de insectos.

De Beurs & Townsend (2008), cartografiaron la magnitud de defoliación provocada por *L. dispar* durante dos años consecutivos en un área de grandes bosques caducifolios en gran medida dominados por robles, distribuidos en los Apalaches centrales (EE.UU.), usando imágenes MODIS dentro de un mismo año que correspondía a periodos de pre-defoliación y de defoliación pico. El periodo de bioventana se determinó previamente con el modelo BioSIM. Utilizaron ambas imágenes MODIS para desarrollar un índice de defoliación como función de un IV. Además de los comúnmente usados NDVI e Índice de Vegetación Mejorado (EVI, Enhanced Vegetation Index), los autores también probaron tres IVs más que utilizan el R, NIR y SWIR. La reflectancia en el SWIR es muy sensible a la cantidad de agua en la vegetación, aumentando cuando el contenido de agua de la hoja disminuye, como ocurre en la vegetación estresada por plagas de defoliadores. Llegaron a la conclusión de que los Índices Infrarrojos de Diferencia Normalizada, bandas 6 y 7 del SWIR, (NDI1b6 y NDI1b7) se desempeñaron significativamente mejor que el

NDVI y EVI, con datos diarios del MODIS (resolución de 250 m), para el seguimiento de la defoliación provocada por insectos en grandes teselas ($> 0,6 \text{ km}^2$) en un escala de tiempo anual.

Spruce *et al.* (2011), sin embargo, obtienen una precisión similar en el mapeo de defoliación para las misma plaga y la misma región utilizando un NDVI derivado del MODIS (MODIS-NDVI) en un mínimo de tesela de 0.25 km^2 . Así, recomendaron este producto MODIS-NDVI por su mayor resolución espacial en comparación con los índices alternativos como los NDIIb6 y NDIIb7 propuestos por De Beurs & Townsend (2008). Mencionan además que la composición temporal utilizando cualquier combinación de IV y bandas NIR y SWIR de datos MODIS sería difícil, ya que estas bandas tienen diferente resolución espacial (es decir, 250m frente a 500m) y la mitigación del ruido puede ser complicada. Además, Jepsen *et al.* (2009) mostraron, para la misma región, que las series de tiempo MODIS-NDVI eran más fiables que los productos MODIS diarios para el seguimiento a largo plazo de perturbaciones forestales efímeras, debido a la significativa cobertura de nubes en los productos diarios durante el período de la defoliación.

Por otra parte, Townsend *et al.* (2012), trabajando con Landsat TM, fueron capaces de clasificar con éxito y mapear de manera continua, la severidad de la defoliación usando NDII5 (NDII con la banda 5 Landsat) en combinación con un modelo sigmoideal de efectos mixtos. Mucho antes, Vogelmann (1990) había obtenido un mejor desempeño de la relación SWIR / NIR sobre NDVI en la identificación de ligeros daños forestales con respecto a altos en los bosques de abeto balsámico. Por el contrario, Spruce *et al.* (2011) observaron que el NDVI fue mejor en la discriminación del daño ligero del daño medio dentro de un bosque caducifolio. Así, como el rendimiento de los IVs puede variar de un sitio a otro, siempre es recomendable explorar y probar varios IVs robustos para seleccionar el mejor índice para un caso particular. Por ejemplo, NDVI se ha demostrado que tiene una fuerte correlación lineal positiva en coberturas de vegetación entre 25% y 80%, pero su rendimiento se reduce significativamente por debajo o por encima de este rango (Zhang *et al.* 2010).

Los datos hiperespectrales se están volviendo muy importantes para la detección temprana del estrés, y pueden ser útiles para identificar de manera pre-visual reducciones en la clorofila y en el LAI a nivel de árbol (Poncio *et al.* 2008), así como disminución del contenido de agua. La detección temprana significa detectar cambios sutiles en el follaje del dosel que se producen como respuestas de defensa fisiológica o

bioquímica del huésped a la infestación. Los sensores hiperespectrales operan con cientos de bandas de longitud de onda estrechas. Entonces, hay IVs específicos para datos hiperespectrales, tales como el índice de Vogelmann o “borde rojo” también conocido como Vog 1 (R_{740}/R_{720} ; Vogelmann *et al.* 1993) propuesto para evaluar el contenido de clorofila, o el “Simple Ratio” SR (R_{NIR} / R_{red} ; Rouse *et al.* 1973) para el LAI. Ambos han sido utilizados para detectar y cartografiar de manera preliminar la defoliación causada por *Thaumetopoea pityocampa* en masas de *Pinus pinea* en España (Cabello *et al.* 2011). Futuros resultados de esta propuesta metodológica podrían proporcionar información valiosa sobre los IVs y aspectos del seguimiento de las defoliaciones.

Adelabu *et al.* (2012), siguiendo a Coops *et al.* (2003) y a Santos *et al.* (2010), han insistido en la necesidad de las investigaciones sobre el seguimiento de la defoliación en bosques caducifolios mediante la aplicación de sensores multi e hiperespectrales. La complejidad y los costos de preprocesamiento (corrección y calibración) y la extracción de información son las limitaciones actuales de los datos hiperespectrales. Sin embargo, las estimaciones continuas de variables como el LAI, y varias otras, a partir de datos multiespectrales o hiperespectrales pueden ser proporcionados por el análisis de regresión, el método empírico más popular para vincular variables biofísicas medidas en campo con datos de teledetección, o por cualquier otro modelo empírico (Cohen *et al.* 2003).

D. Distribución espacio-temporal y predicción de plagas:

La detección remota y mapeo de la defoliación informan sobre la distribución e intensidad de los daños de manera espacial, pero no proporcionan una idea de su componente temporal. La distribución temporal es relevante para entender la dinámica de los brotes de plagas y, por tanto, para predecir su comportamiento potencial. El análisis de series temporales puede permitir la predicción de la distribución anual de las zonas defoliadas y puede proporcionar indicios de la historia de los brotes en períodos en que los registros de campo no estén disponibles (Jepsen *et al.* 2009). Usando datos MODIS-NDVI de 16 días, ortofotos y mapas esquemáticos de polígonos defoliados, estos autores tuvieron éxito en el utilizar valores de defoliación para clasificar y estimar la defoliación producida por larvas de *Epirrita autumnata*. Fueron capaces de capturar los patrones espaciales y temporales de esta plaga llegando a la conclusión de que los datos obtenidos de esta manera pueden permitir el desarrollo de su seguimiento a una importante escala regional. Kharuk *et al.* (2009) analizaron la dinámica espacial y temporal de brotes de *Dendrolimus sibiricus* mediante la aplicación de NDVI derivado de

datos SPOT-VEG y acoplados con un modelo digital de elevación (MDT). Encontraron una fuerte relación entre los patrones de brotes y las características topográficas (altitud, acimut e inclinación de la pendiente) y confirmaron la idoneidad de este satélite para el seguimiento remoto de plagas.

Con el apoyo de datos naturales como *proxy* (cronologías de pinos y abedules, temperaturas, brotes de plagas documentados) y el uso de la detección basada en Landsat, Babst *et al.* (2010) lograron reconstruir brotes de *E. autumnata* durante los siglos XIX y XX en la cordillera Escandinava. Así mismo, observaron que el microclima, la topografía, las condiciones del lugar y el tipo de vegetación influyen fuertemente en la distribución de daños por plagas. Con la aplicación de técnicas dendrocronológicas, encontraron una relación no lineal significativa entre la reducción de crecimiento radial estandarizado debido a brotes de *E. autumnata* y variaciones del NDVI. También observaron que los brotes aparecieron claramente relacionados con el cambio climático regional (ya que frecuencia de las temperaturas invernales mínimas matan los huevos).

Zhang *et al.* (2010) hicieron hincapié en que un sistema de seguimiento de la salud forestal debe estar dirigido a la recopilación de información para el seguimiento, la predicción y la toma de decisión ante la evaluación de pérdidas por desastres. En este sentido, Alvarez *et al.* (2007) han propuesto un prototipo de sistema de seguimiento de salud de los bosques para la predicción de daños por *Gonipterus scutellatus* en plantaciones de *E. globulus* en Galicia (España), basado en la aplicación combinada de la teledetección por satélite, Sistemas de Información Geográfica y modelos de crecimiento forestal. Desafortunadamente, este prototipo aún no ha producido resultados concluyentes. En 2011 Paritsis *et al.* han predicho exitosamente la susceptibilidad por defoliación de *Ormiscodes amphimone* en bosques de *Nothofagus* en dos áreas de la Patagonia Argentina. Aplicaron la *detección de parche*, mediante imágenes Landsat visualmente evidentes y con composición en falso color, junto con un modelo de regresión logística generaron mapas, para asignar a las zonas las clases defoliadas y no defoliadas. Estos autores concluyeron en la necesidad de saber cómo la heterogeneidad de la vegetación y las fuentes abióticas de la heterogeneidad del paisaje afectan la susceptibilidad al ataque por *Ormiscodes* en los bosques de *Nothofagus*.

Tendencias en el seguimiento remoto de la defoliación forestal por insectos

La investigación reciente en el tema muestra especializaciones en una plaga en particular por regiones. Por lo tanto, la investigación se puede agrupar en relación con el insecto y el área más frecuentemente estudiada. En los Estados Unidos los estudios se centran en los bosques de roble afectados por *L. dispar*, mientras que la investigación del norte de Europa se ocupa principalmente de bosques de *Pinus sylvestris* afectados por *N. sertifer* (Noruega) y *Diprion pini* (Finlandia). Existen también investigaciones sobre brotes de *E. autumnata* en los bosques de abedules y coníferas de Fenoscandia. En el sur de Europa, la investigación se ha dirigido a la defoliación de *E. globulus* por *Gonipterus* spp. y a la defoliación de pináceas por la *T. pityocampa*, ambos casos en España.

Otra línea de investigación que se observa son las colaboraciones para los sistemas de seguimiento remoto de la salud en bosques a nivel nacional y que abordan el cambio climático (Solberg *et al.* 2004); en este sentido caben destacar como ejemplos el Sistema Nacional de Alerta Temprana en Estados Unidos (U.S. National Early Warning System: EWS) (Spruce *et al.* 2011), el proyecto noruego Teledetección para la Salud Forestal (REMOte sensing of FORest health: REMFOR) (Solberg *et al.* 2007), o el Marco Nacional para Disturbios Ambientales (National Environmental Disturbances Framework: NEDF) en Canadá (Thomas *et al.* 2007).

Aunque a la fecha los sensores multiespectrales como el Landsat, MODIS y SPOT siguen siendo los más utilizados en los estudios de defoliación por insectos (Hall *et al.* 2007, Wang L. *et al.*, 2010; Adelabu *et al.* 2012), es remarcable entre equipos de investigación del norte europeo el creciente uso de la tecnología LiDAR en los relativamente recientes sensores ALS. Los datos ALS han demostrado ser eficaces para la determinación de parámetros forestales importantes; utilizándose cada vez más en los inventarios forestales (Kantola *et al.* 2010) y proporcionan una buena base para la detección de la defoliación (Solberg *et al.* 2006). Por el contrario, los datos del radar de apertura sintética (SAR, Synthetic Aperture Radar) parecen contribuir modestamente a la detección remota de la defoliación.

Todos los estudios aquí revisados fueron multitemporales y consideran el período de la plaga como el criterio para la selección de la imagen. Las imágenes individuales fueron tomadas antes, durante y después del episodio de brote, al igual que los datos de las series de tiempo de MODIS, Landsat o SPOT para la detección y el análisis temporal

del brote de la plaga. Las series temporales de imágenes satelitales derivadas de la dinámica de los brotes es una herramienta prometedora con muchas aplicaciones (por ejemplo, como un seguimiento básico y rentable a gran escala) (Jepsen *et al.* 2009).

En 2007, Hall *et al.* publicaron que la mitad de los estudios revisados en América del Norte, la mayoría de ellos a partir de 1998, empleaban procedimientos de preprocesamiento tales como la normalización de la imagen o corrección atmosférica. Esto puede ser señal de un uso creciente de procedimientos de preprocesamiento de la imagen, tales como la georreferenciación, la corrección radiométrica o la corrección atmosférica antes de cualquier análisis de detección de cambios (Lu *et al.* 2004; Hall *et al.* 2007). En este sentido, hemos encontrado que al menos el 75% de los estudios aquí revisados utilizaron la corrección atmosférica cuando fue necesario. Además, estos autores observaron que alrededor del 20% de los estudios empleó estimaciones continuas de daños por defoliación de insectos, mientras que en la presente revisión se han duplicado (Tabla 2.1). Esto apunta a una tendencia más adecuada a la naturaleza de la respuesta espectral de la defoliación, que clases de defoliación subjetivas y generales (Hall *et al.* 2007) obtenidas a partir de las estimaciones visuales en campo o reconocimientos aéreos.

Otra tendencia interesante en el seguimiento remoto de defoliación por insectos es el desarrollo de series de datos temporalmente procesadas. Esta técnica puede proporcionar alternativas para superar la necesidad de datos libres de nubes para un seguimiento operativo (la cobertura nubosa es un problema crucial e inherente a todos los sensores electro-ópticos), lo que permitiría una continuidad en la evaluación de la defoliación hacia un sistema de alerta temprana (Dennison *et al.* 2009; Spruce *et al.* 2011). En este sentido, se puede observar en la Tabla 2.1 que al menos un tercio de los estudios han aplicado series de tiempo o imágenes temporales compuestas, en la "Detección remota de defoliación forestal", con varios métodos y sensores en América del Norte y Fenoscandia. De hecho, ambas regiones sufren en sus latitudes norte de una alta cobertura de nubes que impide con frecuencia el uso de imágenes de satélite diarias para la supervisión operativa (Jepsen *et al.* 2009; Spruce *et al.* 2011). Por otra parte, la cobertura global y el cúmulo de imágenes históricas de series de tiempo de imágenes Landsat (LTS), ahora disponibles gratuitamente, junto con la creciente necesidad de información detallada sobre los disturbios en grandes áreas, han generado nuevos algoritmos automatizados para la explotación de estos datos. La agregación temporal de los datos de alta densidad LTS mejora la relación señal/ruido y por lo tanto requiere

nuevos algoritmos de mapeo. Algoritmos como LandTrend y Vegetation Change Tracker (VCT) con nueva calibración y validación, y el algoritmo de TimeSync (Kennedy *et al.* 2010; Huang *et al.* 2010; Cohen *et al.* 2010) fueron creados para este propósito. Estos algoritmos pueden conducir a probar e incorporar nuevos métodos (Deel *et al.* 2012), para la caracterización de cambios anuales en la vegetación perturbada de grandes superficies, lo cual ofrece un potencial interesante para evaluar la evolución y los patrones de las afectaciones por plagas así como la recuperación de los bosques.

Hay una amplia variedad de métodos de detección de cambio que están siendo aplicados a un determinado rango de patrón de daño, desde la clasificación tradicional al modelado matemático (Tabla 2.1). Esta diversidad hace difícil seleccionar un método o enfoque particular del mapeo de la defoliación, y algunos se están yendo hacia técnicas más sofisticadas de procesamiento de imágenes (por ejemplo, el modelo de cinco escalas acoplado con una red neuronal de Wang L. *et al.* 2010). Esto puede ser evidenciado por la mayor frecuencia de aplicación (38%) de los métodos matemáticos y estadísticos y tecnología SIG ("m" en la Tabla 2.1) sobre los otros métodos que se muestran en la Tabla 2.1, como se esperaba según Zhang *et al.* (2010). Estos métodos se han aplicado principalmente para los temas indicados como A ("Detección remota de defoliación forestal") y B ("Clasificación del grado de daño") en la Tabla 2.1; y se han utilizado de manera similar datos Landsat y MODIS, seguido por el aumento significativo de las aplicaciones de datos con ALS (20%). En este sentido, varios estudios prometedores revelan una tendencia hacia un aumento de la contribución de este sensor para la monitorización remota de la defoliación: mapeos Solberg *et al.* (2007) y Solberg (2010), predicción de la defoliación en Kantola *et al.* (2010, 2011) y análisis de imágenes satelitales en Eklundh *et al.* (2009). Solberg *et al.* (2007) ha encontrado una correlación cercana de 1:1 entre los datos LiDAR de satélite (sensor ICESAT) y las tasas de penetración de datos LiDAR aerotransportado (sensores ALS), lo que apunta a la viabilidad de explotar las ventajas potenciales de un seguimiento satelital LiDAR.

El desarrollo de capacidades hiperespectrales ha dado lugar a nuevos índices de gran alcance para el análisis de la zona "borde rojo", para detectar cambios sutiles en la salud de las plantas, como ocurre en etapas tempranas de daño por insectos (Zhang *et al.* 2010). Por otra parte, se ha demostrado la capacidad del análisis hiperespectral para evaluar el grado de defoliación con una precisión altamente significativa (Pontius *et al.* 2005).

Conclusiones

La teledetección es una tecnología dinámica de mejora continua de sus sensores, métodos, productos y disponibilidad. Aunque cada vez se utiliza más en la sanidad forestal el seguimiento remoto de la defoliación por insectos se encuentra todavía en una etapa temprana. La teledetección de la defoliación es una tarea compleja y multifactorial, depende de condiciones tales como las fisiográficas o de la fenología del hospedero y la plaga. La defoliación del bosque no significa un simple cambio en la condición del follaje, por lo que cada caso debe ser tratado como único, probando diferentes sensores y la combinación de diferentes técnicas que pueden producir los mejores resultados.

Cada vez hay más pruebas que sugieren que los recientes cambios en la distribución y la duración de los brotes de plagas pueden ser atribuidos al calentamiento climático. A estos cambios se les podría hacer un seguimiento de manera rentable en grandes áreas mediante imágenes de series de tiempo satelitales para predecir brotes poblacionales y evitar consecuencias nocivas para los ecosistemas forestales.

El seguimiento remoto de la sanidad forestal puede permitir el control eficaz de las plagas e incluso la supresión del brote. Se ha sugerido que los sistemas de seguimiento operativo en toda una nación o región dependerán de dos niveles de escala, uno utilizando series de tiempo con resolución moderada a baja (por ejemplo datos de MODIS o SPOT-VEG) y el otro con resolución fina o muy alta (por ejemplo, Landsat o datos Quickbird-2) apoyados en datos de campo como referencia, así como con modelos de elevación digitales y otros datos auxiliares. El análisis de datos ALS e hiperespectrales pueden ser incluidos en el segundo nivel.

Las capacidades del MODIS lo sitúan como el sensor más adecuado para la detección de alerta temprana y para el modelado físico y fisiológico, mientras Landsat es especialmente adecuado para la investigación de daños por defoliación, pero no para la supervisión operativa debido a su baja resolución temporal. Los datos ALS lo sitúan actualmente como la opción más prometedora para la detección operativa de la defoliación utilizando varias fuentes de datos en un enfoque de fusión.

En general un método directo es la aplicación de datos satelitales de media resolución multiespectral (p.e. imágenes Landsat) para evaluar porcentajes de defoliación en función de la variación de un IV. Se ha demostrado que este enfoque permite

resultados de defoliación continua, más que categórica, y sirve para producir mapas apropiados de defoliación provocada por insectos a través de los años.

Estimaciones apropiadas de la fenología de defoliación de una plaga de insectos, es decir la bioventana, es otro requisito clave para la adquisición de imágenes espectrales adecuadas para detectar eficazmente el brote estacional y efímero de los defoliadores forestales. Modelos de población de insectos favorecidos climáticamente están actualmente proporcionando estimaciones precisas de bioventanas.

La caracterización espectral de la defoliación forestal permite la detección de cambios morfológicos en la cobertura de copas durante un período determinado de tiempo. Estos métodos suelen ser especialmente sensibles a las técnicas de preprocesamiento, tales como la precisión en la georreferenciación, la corrección radiométrica y atmosférica, entre otros. Por lo tanto, el preprocesamiento puede determinar en gran medida la fiabilidad y la precisión de la detección y mapeo de daños de defoliación por insectos.

Los índices de vegetación se derivan de sus propiedades de reflectancia y están diseñados para resaltar una característica particular de la vegetación o de cambios en ella. Hasta la fecha, el NDVI ha sido el más probado y utilizado IV para mapear la defoliación por plagas de insectos, aunque los índices que combinan SWIR y bandas NIR, como índices basados en SWIR/NIR, parecen más prometedores. La pérdida de follaje está íntimamente relacionada con la variable biofísica LAI que se ha utilizado de manera significativa para el mapeo de la defoliación. Además, puesto que la disminución del contenido de humedad es una respuesta de estrés general de la planta, los indicadores de contenido de humedad deben ser también considerados para la detección remota de defoliación.

Sobresalen dos métodos prometedores para el seguimiento de defoliación por insectos. Uno, el enfoque del análisis de mezcla espectral es el más adecuado para la detección debido a su reconocimiento sub-píxel y capacidad de análisis. El segundo enfoque intenta la clasificación del grado de daños utilizando modelos logísticos en función de la diferencia de cambio del IV entre dos fechas, y se recomienda para la predicción de la defoliación.

La investigación sobre el seguimiento remoto de la defoliación por insectos puede considerarse todavía escasa en comparación con otras aplicaciones de la teledetección en la gestión de la sanidad forestal. Hay una necesidad evidente de su incremento, para hacer frente de forma multidisciplinar a las amenazas actuales y futuras de las plagas forestales. Esto plantea una oportunidad de investigación clara para la teledetección de la defoliación, lo que representa un desafío para la mejora de la detección de la intensidad de la defoliación, el mejoramiento de la detección temprana de brotes, el desarrollo de modelos más generalistas, incremento de la robustez del procesamiento de datos y métodos de análisis, y la extensión de resultados a bosques más heterogéneos y complejos.

Referencias

- Adelabu S., Mutanga O., Cho M. 2012. A review of remote sensing of insect defoliation and its implications for the detection and mapping of *Imbrasia belina* defoliation of Mopane Woodland. *The African Journal of Plant Science Biotechnology* 6(1):1-13.
- Alvarez Taboada M., Lorenzo Cimadevila H., Wulder M. 2007. Monitorización del estado sanitario de las masas de *Eucalyptus globulus* en Galicia empleando modelos de proceso, SIG y teledetección. 2º Simposio Iberoamericano de *Eucalipto Globulus*, Vigo, Octubre 17-20, CIDEU 4, vol. II, pp.41-47.
- Babst F., Esper J., Parlow E. 2010. Landsat TM/ETM+ and tree-ring based assessment of spatiotemporal patterns of the autumnal moth (*Epirrita autumnata*) in northernmost Fennoscandia. *Remote Sensing of Environment* 114:637-646.
- Battisti A., Stastny M., Netherer S., Robinet C., Schopf A., Roques A., Larsson S. 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications* 15(6):2084-2096.
- B.C. Ministry of Forests. 2000. Forest health aerial overview survey standards for British Columbia, Version 2.0. Forest Practices Branch, and Canadian Forest Service.
- Cabello A., Frieyro J., Granado L., Hayas A., Méndez E., Montoya G., Pino I., Navarro R., Hernández R. 2011. Estudio de las afecciones por plagas y decaimiento en masas de coníferas mediante imágenes procedentes de sensores hiperespectrales. XIV Congreso de la Asociación Española de Teledetección: Bosques y Cambio Climático, Asturias, Septiembre 21-23, pp. 81-84.
- Carter G. 1993. Responses of leaf spectral reflectance to plant stress. *American Journal of Botany* 80:231-243.
- Carter G., Cibula W., Miller R. 1996. Narrow-band reflectance imagery compared with thermal imagery for early detection of plant stress. *Journal of Plant Physiology* 148:515-522.
- Casal G., Freire J. 2012. Síntesis de la evolución histórica de la teledetección en España (1889-2012). *Revista de Teledetección AET* 38:109-120.
- Ciesla W., Dull C., Acciavatti R. 1989. Interpretation of SPOT-1 color composites for mapping defoliation of hardwood forests by gypsy moth. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55:1465-1470.
- Ciesla W. 2000. Remote monitoring in forest health protection. USDA Forest Service.
- Ciesla W., Billings R., Compton J., Frament W., Mech R., Roberts M. 2008. Aerial signatures of forest damage in the Eastern United States. The Forest Health Technology Enterprise Team (FHTET). USA.

- Cohen W., Spies T., Alig R., Oetter D., Maersperger T., Fiorella M. 2003. Characterizing 23 years (1972–1995) of stand replacement disturbance in western Oregon forests with Landsat imagery. *Ecosystems* 5:122–137.
- Cohen W., Yang Z., Kennedy R. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovering using yearly Landsat time-series: 2. TimeSync-Tools for calibration and validation. *Remote Sensing of Environment* 114:2911–2924.
- Coops N., Stanford M., Old K., Dudzinski M., Culvenor D., Stone C. 2003. Assessment of Dothistroma needle blight of *Pinus radiata* using airborne hyperspectral imagery. *Phytopathology* 93:1524–1532
- Coops N., Waring R., Wulder M., White J. 2009. Prediction and assessment of bark beetle-induced mortality of lodgepole pine using estimates of stand vigor derived from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 113:1058–1066.
- De Beurs K., Townsend P. 2008. Estimating the effect of gypsy moth defoliation using MODIS. *Remote Sensing of Environment* 112:3983–3990.
- Deel L., McNeil B., Curtis P., Serbin S., Singh A., Eshleman K., Townsend P. 2012. Relationship of a Landsat cumulative disturbance index to canopy nitrogen and forest structure. *Remote Sensing of Environment* 118:40–49.
- Dennison P., Nagler P., Hultine K., Glenn E., Ehleringer J. 2009. Remote monitoring of tamarisk defoliation and evapotranspiration following saltcedar leaf beetle attack. *Remote Sensing of Environment* 113:1462–1472.
- Eklundh L., Johansson T., Solberg S. 2009. Mapping insect defoliation in Scots pine with MODIS time-series data. *Remote Sensing of Environment* 113:1566–1573.
- Fleming R., Volney W. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water, Air, & Soil Pollution* 8:445–454.
- Fraser R., Latifovic R. 2005. Mapping insect-induced tree defoliation and mortality using coarse spatial resolution satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing* 26:193–200.
- García-López J., Allué-Camacho C. 2010. Effects of climate change on the distribution of *Pinus sylvestris* L. stands in Spain. A phytoclimatic approach to defining management alternatives. *Forest System* 19(3):329–339.
- Gonsamo A., Pellikka P. 2012. The sensitivity based estimation of leaf area index from spectral vegetation indices. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 70:15–25.
- Goodwin N., Coops N., Stone C. 2005. Assessing plantation canopy condition from airborne imagery using spectral mixture analysis and fractional abundances. *International Journal of Applied Earth Observation* 7:11–8.
- Hall R., Skakun R., Arsenault E. 2007. Remotely sensed data in the mapping of insect defoliation. En: Wulder M., Franklin S. 2007. *Understanding forest disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches*. Taylor & Francis Group, FL, USA, pp. 85–111.
- Hayes D., Cohen W., Sader S., Irwin D. 2008. Estimating proportional change in forest cover as a continuous variable from multi-year MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 112:735–749.
- Huang C., Goward S., Masek J., Thomas N., Zu Z., Vogelmann J. 2010. An automated approach for reconstructing recent forest disturbance history using dense Landsat time series stacks. *Remote Sensing of Environment* 114:183–198.
- Hunt G. 1977. Spectral signatures of particulate minerals in the visible and near infrared. *Geophysics* 42(3):501–513.
- Ilvesniemi S. 2009. Estimating Scots pine defoliation using aerial images and Landsat TM. Master thesis. University of Helsinki.
- Innes J. 1993. *Forest health: its assessment and status*. Cab International, Cambridge.

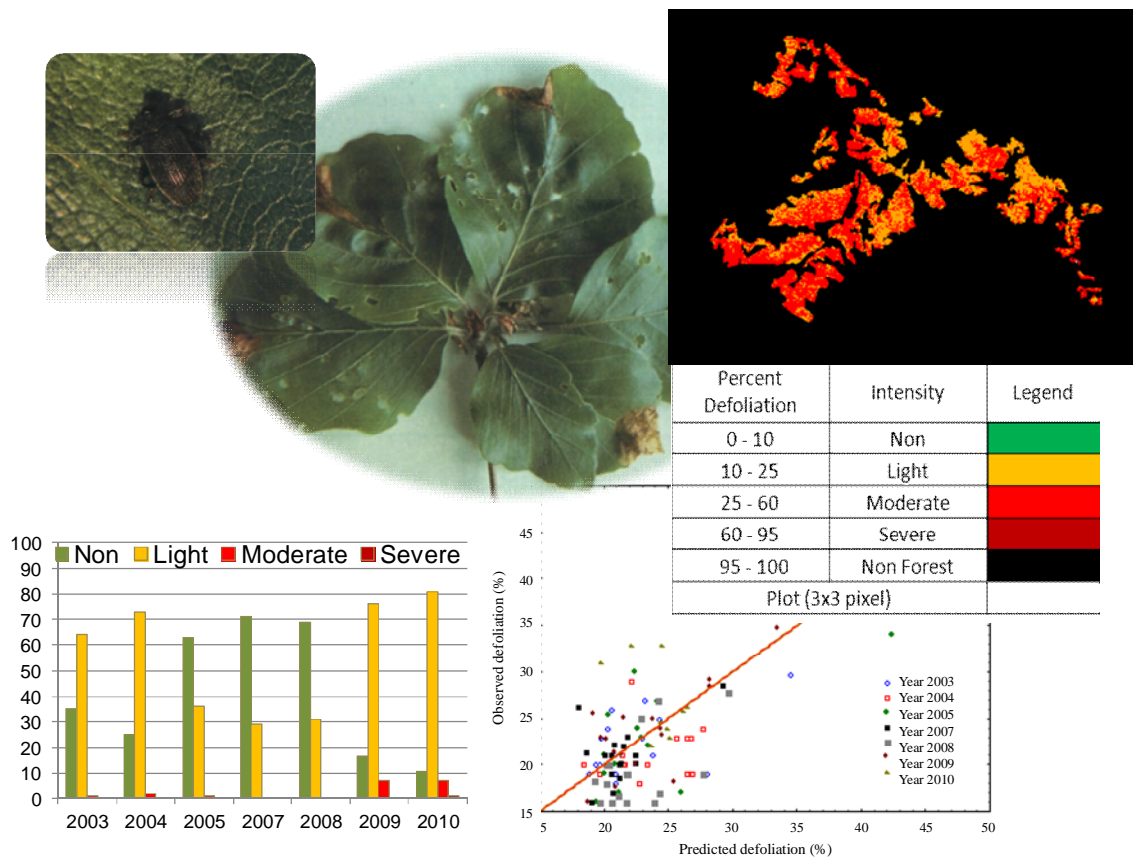
- Jensen J. 2005. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. 3rd Edition Pearson Education, Inc.
- Jensen J. 2007. Remote Sensing of the Environment: An earth resource perspective. 2nd Edition Pearson Education, Inc.
- Jepsen U., Hagen S., Ims R., Yoccoz N. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: Evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology* 77:257-264.
- Jepsen J., Hagen S., Hogda K., Ims R., Karlsen S., Tommervik H., Yoccoz N.. 2009. Monitoring the spatio-temporal dynamics of geometrid moth outbreaks in birch forest using MODIS-NDVI data. *Remote Sensing of Environment* 113:1939-1947.
- Kantola T., Vastaranta M., Yu X., Lyytikäinen P., Holopainen M., Talvitie M., Kaasalainen S., Solberg S., Hyyppä J. 2010. Classification of defoliated trees using tree-level airborne laser scanning data combined with aerial images. *Remote Sensing* 2:2665-2679.
- Kantola T., Lyytikäinen P., Vastaranta M., Kankare V., Yu X., Holopainen M., Talvitie M., Solberg S., Puolakka P., Hyyppä J. 2011. Using high density ALS data in plot level estimation of the defoliation by the Common pine sawfly. 11th International SilviLaser LIDAR applications for assessing forest ecosystems, Hobart (Australia), Octubre 16-20. pp. 1-8.
- Karjalainen M., Kaasalainen S., Hyyppä J., Holopainen M., Lyytikäinen-Saarenmaa P., Krooks A., Jaakola A. 2010. SAR Satellite Images and Terrestrial Laser Scanning in Forest Damages Mapping in Finland. ESA Symposium Living Planet, Bergen (Noruega), Junio 28-Julio 2.
- Kharuk V., Ranson K., Im S. 2009. Siberian silkmouth outbreak pattern analysis based on SPOT VEGETATION data. *International Journal of Remote Sensing* 30(9):2377-2388.
- Kennedy R., Yang Z., Cohen W. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1 Land-Trend-Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment* 114(12):2897-2910.
- Lambin E., Linderman M. 2006. Time series of remote sensing data for land change science. *IEEE Trans Geosci Remote Sens* 44 (7):1926-1928.
- Lange H, Solberg S. 2008. Leaf area index estimation using LIDAR and forest reflectance modelling of airborne hyperspectral data. IGARSS: The next generation, Boston (USA), Julio 6-11, pp. 475-478.
- Lu D., Mausel P., Brondizio E., Moran E. 2004. Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing* 25:2365-2407.
- MacLeod A., Evans H., Baker R. 2002. An analysis of pest risk from an Asian longhorn beetle (*Anoplophora glabripennis*) to hardwood trees in the European Community. *Crop Protection* 21(8):635-645.
- Marceau D., Hay G. 1999. Remote sensing contributions to the scale issue. *Canadian Journal Remote Sensing* 25(4):357-366.
- Melesse A., Weng Q., Thenkabail P., Senay G. 2007. Remote sensing sensors and applications in environmental resources mapping and modeling. *Sensors* 7:3209-3241.
- Mutanga O., van Aardt J., Kumar L. 2009. Imaging spectroscopy (hyperspectral remote sensing) in southern Africa: an overview. *South African Journal Science* 105:193-198.
- Pajares J. 2009. Los médicos del monte: una mirada a la sanidad forestal española desde sus inicios hasta los nuevos escenarios del siglo XXI. 5^o Congreso Forestal Español Montes y Sociedad: Saber qué hacer, Ávila, Septiembre 21-25, pp. 2-17.
- Paritsis J., Veblen T., Smith J., Holz A. 2011. Spatial prediction of caterpillar (Ormiscodes) defoliation in Patagonian *Nothofagus* forests. *Landscape Ecology* 26:791-803.
- Peterson D., Resetar S., Brower J., Diver R. 1999. Forest monitoring and remote sensing: A survey accomplishments for the opportunities for the future. RAND Science and Technology Policy Institute, Washington DC, USA. Report MR-111.0-OSTP.

- Pontius J., Hallett R., Martin M. 2005. Using AVIRIS to assess hemlock abundance and early decline in the Catskills, New York. *Remote Sensing of Environment* 97:163-173.
- Pontius J., Martin M., Plourde L., Hallett R. 2008. Ash decline assessment in emerald ash borer-infested regions: A test of tree-level hyperspectral technologies. *Remote Sensing of Environment* 112(5): 2665-2676.
- Prados D., Ryan R., Ross K. 2006. Remote time series product tool 2006. AGU Fall Meeting: Computational Rapid Prototyping Capabilities for Advancing Science Toward Societal Benefits, San Francisco, CA (USA), Diciembre 11-15.
- Régnière J., Cooke B., Bergeron V. 1995. BioSIM: A computer-based decision support tool for seasonal planning of pest management activities. Canadian Forest Service.
- Rouse J., Haas R., Schell J., Deering D. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third ERTS Symposium Earth Resources Technology Satellite-1, Washington DC (USA), Diciembre 10-14, pp 301-317.
- Santos M., Greenberg J., Ustina S. 2010. Using hyperspectral remote sensing to detect and quantify southeastern pine senescence affects in red-cockaded woodpecker (*Picoides borealis*) habitat. *Remote Sensing of Environment* 114(6):1242-1250.
- Seixas P., Oliveira I., Santos J., Leite S. 2011. Climate change and forest plagues: the case of the pine processionary moth in the Northeastern Portugal. *Forest Systems* 20(3):508-515.
- Solberg S., Næsset E., Lange H., Bollandsas O. 2004. Remote sensing of forest health. ISPRS Laser-Scanners for forest and landscape assessment. Freiburg (Germany), Octubre 3-6, pp. 161-166.
- Solberg S., Næsset E., Hanssen K., Christiansen E. 2006. Mapping defoliation during a severe insect attack on Scots pine using airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment* 102:364-376.
- Solberg S., Eklundh L., Gjertsen A., Johansson T., Joyce S., Lange H., Næsset E., Olsson H., Pang Y., Solberg A. 2007. Testing remote sensing techniques for monitoring large scale insect defoliation. ForestSat Hyperspectral & Advanced sensors, Montpellier (France), Noviembre 5-7.
- Solberg S. 2010. Mapping gap fraction, LAI and defoliation using various ALS penetration variables. *International Journal of Remote Sensing* 31:1227-1244.
- Somers B., Verbesselt J., Ampe E., Sims N., Verstraeten W., Coppin P. 2010. Spectral mixture analysis to monitor defoliation in mixed-aged *Eucalyptus globulus* Labill plantations in southern Australia using Landsat 5-TM and EO-1 Hyperion data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 12:270-277.
- Spruce J., Sader S., Ryan R., Smoot J., Kuper P., Ross K., Prados D., Russell J., Gasser G., McKellip R., Hargrove W. 2011. Assessment of MODIS NDVI time series data products for detecting forest defoliation by gypsy moth outbreaks. *Remote Sensing of Environment* 115:427-437.
- Thomas S., Deschamps A., Landry R., van der Sanden J., Hall R. 2007. Mapping insect defoliation using multi-temporal Landsat data. CRSS/ASPRS Our Common Borders- Safety, Security, and the Environment through Remote Sensing, Ottawa (Canada). Octubre 28-Noviembre 1.
- Townsend P., Singh A., Foster J., Rehberg N., Kingdon C., Eshleman K., Seagle S. 2012. A general Landsat model to predict canopy defoliation in broadleaf deciduous forests. *Remote Sensing of Environment* 119:255-265.
- Townshend J., Justice C., Gurney C., McManus J. 1992. The impact of misregistration on change detection. *IEEE Transactions – Geoscience & Remote Sensing* 30 (5):1054-1060.
- Vanhanen H., Veteli T., Päivinen S., Kellomäki S., Niemelä P. 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: Gypsy moth and Nun moth – a model study. *Silva Fennica* 41(4):621-638.

- Vogelmann J. 1990. Comparison between two vegetation indices for measuring different types of forest damage in the Northeastern United States. *International Journal of Remote Sensing* 11: 2281–2297.
- Vogelmann J., Rock B., Moss D. 1993. Red-edge spectral measurements from sugar maple leaves. *International Journal of Remote Sensing* 14:1563-1575.
- Volney W, Fleming R. 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 82:283-294.
- Wang J., Sammis T., Gutschick V., Gebremichael M., Dennis S., Harrison R. 2010. Review of satellite remote sensing use in forest health studies. *The Open Geography Journal* 3:28-42.
- Wang L., Huang H., Luo Y. 2010. Remote sensing of insect pests in larch forest based on physical model. *IGARSS Remote Sensing: Global vision for local action, Honolulu, Hawaii (USA), Julio 25-30*, pp. 3299-3302.
- Williams D., Liebhold A. 1995. Herbivorous insects and global change: potential changes in the spatial distribution of forest defoliator outbreaks. *Journal of Biogeography* 22:665-671.
- Wulder M., Dymond C., Erickson B. 2004. Detection and monitoring of the mountain pine beetle. Report BC-X-398, Canadian Forest Service and Pacific Forestry Center.
- Wulder M., White J., Bentz B., Ebata T. 2006. Augmenting the existing survey hierarchy for mountain pine beetle red-attack damage with satellite remotely sensed data. *The Forestry Chronicle* 82:187–202.
- Wulder M., Franklin S. 2007. *Understanding forest disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches*. Taylor & Francis Group. FL, USA.
- Zhang T, Zhang X, Liu H, Pei X. 2010. Application of remote sensing technology in monitoring forest diseases and pests. *Plant Diseases and Pests* 1(3):57-62.

Capítulo 3

Seguimiento remoto de la defoliación por el minador foliar *Rhynchaenus fagi* en el norte de España



Extraído de: Rullán-Silva C.D., Olthoff A.E., Pando V., Delgado de la Mata J.A., Pajares-Alonso J.A. 2015. Remote monitoring of defoliation by the beech leaf-mining weevil *Rhynchaenus fagi* in northern Spain. *Forest Ecology and Management* 347:200-208. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.005>

Introducción

La defoliación provocada por insectos es una de las principales causas de perturbaciones que afectan a los ecosistemas forestales en todo el mundo, y como resultado de ello se producen pérdidas madereras y de carbono fijado (Fraser & Latifovic 2005) y una significativa reducción de la productividad forestal (Fleming & Volney 1995), incluso la mortalidad de árboles bajo ciertas condiciones. Es conocido que la gestión forestal requiere un seguimiento adecuado de dichas perturbaciones. El seguimiento de la defoliación en bosques se lleva a cabo normalmente mediante una evaluación visual, que está fuertemente limitada por la subjetividad e incluye una cobertura espacial limitada (Ferretti *et al.* 2014). Por ello, no es de extrañar que la investigación con Índices de Vegetación (IVs), destinados a la identificación espectral, detección y cuantificación de los daños forestales, ha estado en el corazón de las aplicaciones ecológicas de la teledetección (Cohen & Goward 2004).

Los bosques de haya (*Fagus sylvatica* L.) se encuentran entre los bosques caducifolios más extensos y emblemáticos de Europa. En la Cordillera Cantábrica, en el norte de España, estos bosques se encuentran en el extremo más meridional del área de distribución de su especie (Jump *et al.* 2006). Los hayedos cantábricos juegan un papel ecológico importante en el mantenimiento de la diversidad de la fauna, y la conservación de especies de aves emblemáticas y de mamíferos en peligro de extinción (Clevenger *et al.* 1992; Cárcamo *et al.* 2001; Storch *et al.* 2006; Blanco-Fontao *et al.* 2010). Los hayedos ofrecen refugio y alimento (Lienert 2004) a las aves silvestres, jabalíes, ciervos y roedores. Por lo tanto, los criterios de conservación son fundamentales para la gestión de calidad de los hayedos. Debido a su ubicación en el límite de distribución de la especie, los hayedos cantábricos son particularmente vulnerables al cambio climático. Un aumento esperado de la sequía estival, puede afectar en gran medida tanto el crecimiento (Rozas 2001; Jump *et al.* 2006) como la supervivencia de plántulas y árboles adultos (Gebler *et al.* 2007). Los brotes de insectos son capaces de empeorar este escenario, por ejemplo esto puede ocurrir con el minador foliar *Rhynchaenus fagi* L. (Coleoptera, Curculionidae) (Verkaik *et al.* 2009), el defoliador más frecuente y generalizado en los bosques europeos de haya. *Rhynchaenus fagi* está íntimamente asociado al haya europea, aunque los adultos son capaces de alimentarse de una variedad de plantas forestales, sus larvas se desarrollan exclusivamente en hojas de *F. sylvatica* (Day & Watt 1989; Bignucolo & Körner 2010). La alimentación y oviposición por los adultos comienza inmediatamente después del inicio del brote de las hojas de hayas,

a mediados de abril. El desarrollo larvario comienza dos semanas más tarde, y se lleva a cabo durante cinco semanas de alimentación dentro del parénquima de la hoja (para más detalles ver la Figura 3.2). Emergiendo, los nuevos adultos seguirán alimentándose del haya y otras plantas durante todo el verano, antes de pasar el invierno entre la hojarasca (Woodcock & Vanbergen 2008).

Los hayedos sur-cantábricos presentan estructuras caracterizadas por una alta presencia de rodales jóvenes (Gómez-Manzanedo *et al.* 2008). La defoliación por *R. fagi* puede retrasar considerablemente el crecimiento de *F. sylvatica* y puede reducir hasta un 50% las semillas en años muy productivos, afectando su regeneración natural y la reducción de alimentos para animales salvajes (Verkaik *et al.* 2009). A pesar de que la principal consecuencia de estos ataques hasta el momento actual han sido estas reducciones en el incremento anual y la producción de frutos, y que no se han detectado daños a largo plazo (Schwerdtfeger 1981), pueden surgir efectos imprevistos bajo nuevas condiciones climáticas. El aumento de las concentraciones de CO₂ tiene un efecto fertilizante en el crecimiento de *F. sylvatica*, pero éste puede ser contrarrestado por la defoliación y al mismo tiempo puede promover el crecimiento de las poblaciones de *R. fagi* a niveles epidémicos (Bignucolo & Körner 2010). Incluso si algunas predicciones sobre el cambio climático fuesen inciertas, es imperativo que los investigadores y los gestores forestales desarrollen e implementen estrategias de seguimiento y previsión de la salud para la gestión de estos bosques (Sturrok 2012).

En el norte de España, las poblaciones de *R. fagi* parecen oscilar entre los niveles endémicos y brotes moderados. Los Inventarios de Daños Forestales (IDF) basados en la toma de datos en campo, en el sur de la Cordillera Cantábrica desde 2002 a 2010 han puesto de relieve, en muchas de las parcelas estudiadas, la defoliación sostenida de los hayedos causada por *R. fagi* (CSFC 2010). La implementación de métodos de teledetección satelital, a fin de supervisar los daños en estas zonas de difícil acceso, se considera una opción muy conveniente y rentable económicamente. Con esto, como parte de los programas de manejo integrado de plagas la defoliación se puede evaluar en grandes áreas. Además, este parámetro puede servir como un indicador de la calidad del hábitat, ya que un denso follaje de hayedos es un refugio de verano para un gran número de especies, algunas de las cuales se consideran como bioindicadoras de hábitat.

Han sido variados los enfoques y sensores utilizados para el seguimiento remoto de la defoliación de bosques causada por insectos. El sensor multiespectral Landsat se ha

convertido en uno de los más ampliamente utilizados en el seguimiento de la salud forestal debido a su buena resolución espectral, compuesta por canales espectrales en el visible (VIS), el infrarrojo cercano (NIR) y el infrarrojo de onda corta (SWIR). La evaluación remota de daños por insectos con el sensor Landsat ya se ha llevado a cabo en bosques de coníferas (Goodwin *et al.* 2010; Meigs *et al.* 2011; Sangüesa-Barreda *et al.* 2014) y en bosques de frondosas (Somers *et al.* 2010; Babst *et al.* 2010; Paritsis *et al.* 2011; Townsend *et al.* 2012; Adelabu *et al.* 2012). Sin embargo, hay otros sensores remotos que se han utilizado para estudiar la defoliación forestal por insectos, por ejemplo: SPOT-VEGETATION, MODIS o ALS (Escáner Laser Aerotransportado) (Kharuk *et al.*, 2009; Solberg, 2010; Spruce *et al.*, 2011). La mayoría de estos estudios dieron lugar a evaluaciones dicotómicas de la defoliación. Se ha llegado en muy pocos casos a varias clases de defoliación, pero ofrecen menor precisión (Zhang *et al.* 2010).

El manejo de plagas forestales a menudo requiere la cuantificación de los daños, debido al hecho de que la clasificación del grado de daño es más relevante que su simple detección para apoyar la toma de decisiones. La complejidad inherente a este objetivo ha sido un reto en los estudios en teledetección forestal. Sin embargo, recientemente se han hecho notables progresos en la evaluación del grado del daño. En América del Norte, Townsend *et al.* (2012) han registrado de una manera continua las defoliaciones por *Lymantria dispar* L. en los bosques de roble. Finalmente, han presentado cinco clases de daño, aplicando un modelo sigmoideal de efectos fijos al cambio en el índice de vegetación relacionado con la defoliación, a escala de parcelas, y con el sensor Landsat (obteniendo un 0.84 R² de Nagelkerke). Estos autores han propuesto que su modelo general debe ser probado en otros sistemas forestales de frondosas afectados por insectos defoliadores.

El objetivo de nuestro trabajo está dirigido a desarrollar un método de seguimiento que ayude a mejorar la gestión integrada de los hayedos en el sur de la Cordillera Cantábrica, para ello se realizó un estudio en el que se aplicaron modelos de teledetección satelital en los índices de vegetación para estimar la defoliación causada por *R. fagi* en estos bosques.

Materiales y Métodos

Descripción del área de estudio

El área de estudio se extiende por el Parque Nacional Picos de Europa (la parte correspondiente a la provincia de León) y el Parque Regional Fuentes Carrionas y Fuente

Cobre (provincia de Palencia) en la Cordillera Cantábrica. Específicamente se encuentra entre las coordenadas UTM 30 Zona Norte X = 313117, Y = 4788209 and X = 388035, Y = 4337852 (Figura 3.1). Estos parques están incluidos en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Castilla y León, se trata de un conjunto de áreas de patrimonio natural que representan diferentes ecosistemas con altos niveles de biodiversidad (Fundación del Patrimonio Natural Castilla y León, <http://www.patrimonionatural.org>).

El área de estudio se incluye dentro de los climas tipo alpino-sur y montano-Mediterráneo (Metzger *et al.* 2005). El rango anual de precipitaciones va desde los 1200 a los 2000 mm y las temperaturas medias fluctúan entre 2.4 y 8 °C (ITACyL-AEMET 2013). Esta área cubre unos 2035 km² y está cubierta en gran medida de bosques con especies de frondosas, incluyendo abundantes e irregulares masas de *F. sylvatica* ubicados principalmente en zonas elevadas con pendientes moderadas a fuertes, en lugares de umbría, y sobre suelos principalmente ácidos (Sainz Ollero & Sánchez de Dios 2011). Estos hayedos se incluyen dentro de la región de procedencia de la Cordillera Cantábrica sur (Agúndez *et al.* 1995), y pertenecen a la ecoregión Galaico-Cantábrica (Elena Roselló 1997).

Los datos de campo se obtuvieron a partir de los inventarios de daños forestales (Nivel I) disponibles a nivel nacional (IDF) y en Castilla y León (IDF CyL), registrados durante los años 2003-2005 y 2007-2010. Estos inventarios están diseñados sobre una red cuadrangular con tamaño de cuadrícula específica de acuerdo con la extensión geográfica necesaria para ser muestreada de una manera estadísticamente significativa. El inventario nacional, que forma parte del Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y el Seguimiento de los Efectos de la Contaminación sobre los Bosques a gran escala, o IPC Bosques de Nivel I, se basa en una malla de 16 x 16 km, mientras que el inventario de Castilla y León está basado en una cuadrícula de 8 x 8 km. En ambos inventarios, las parcelas forestales de muestreo se establecen cuando cualquier nodo de la red se encuentra en una zona boscosa (MAGRAMA 2007). Cada parcela está formada por 24 árboles seleccionados, 6 en cada cuadrante, todo dentro de los 50 metros del centro de la parcela (nodo) (MAGRAMA 2005-2010).

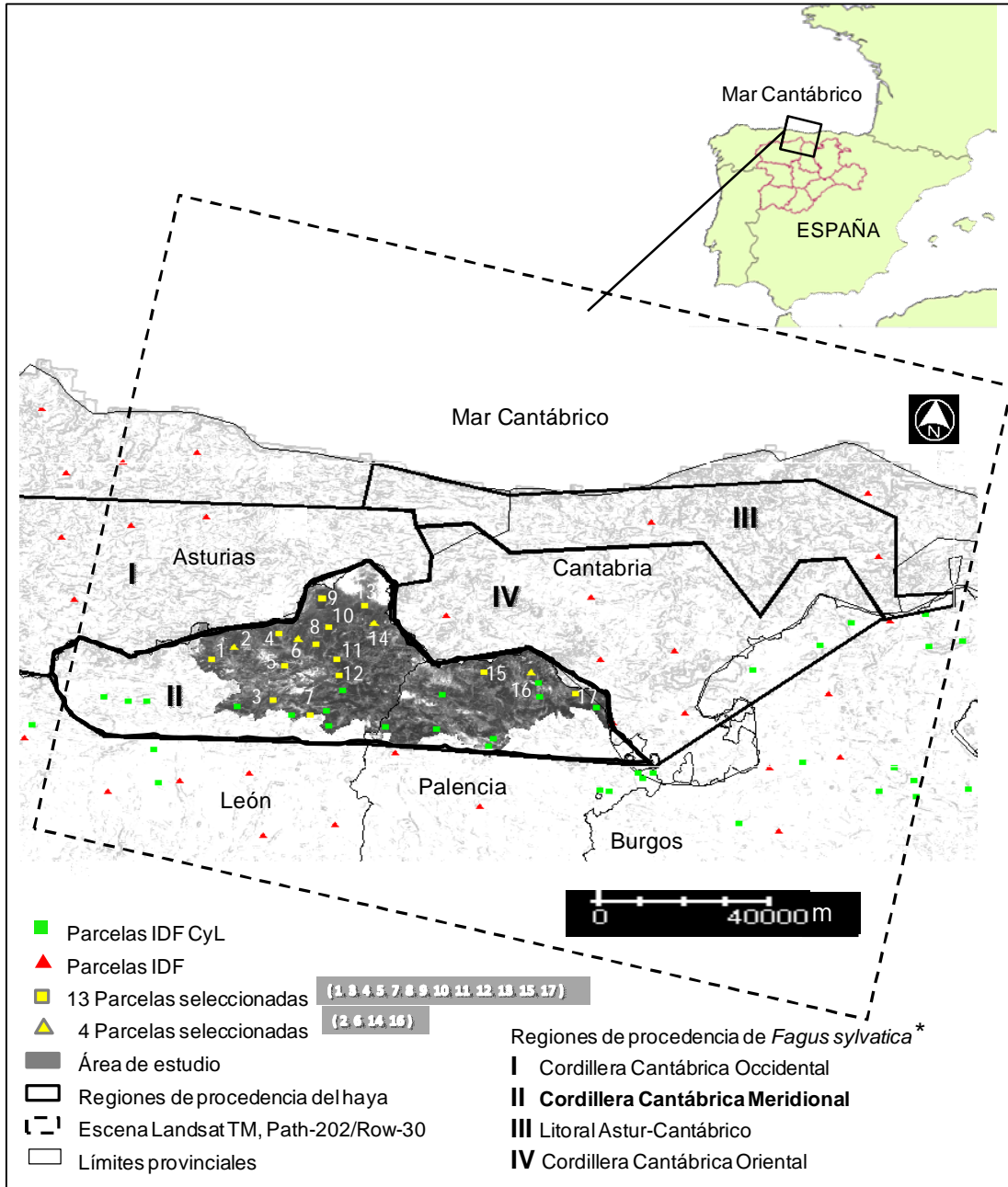


Figura 3.1. Parcelas de campo en el área de estudio. Modificado de Agúndez *et al.* (1995) y Gómez-Manzanedo *et al.* (2008). IDF-CyL=Inventario de Daños Forestales de Castilla y León; IDF= Inventario Nacional de Daños Forestales.

Datos de campo

La defoliación se puede definir como la pérdida no fenológica de hojas en la copa observable de un árbol. Técnicos bien entrenados estiman visualmente el grado de defoliación de la parcela mediante la comparación de cada uno de los árboles de la parcela contra un árbol de referencia cerca de la zona con las mejores características fenotípicas. La defoliación se registra en intervalos de 5%, que luego se agrupan en cinco

clases: 0 (0-10%, no defoliación), 1 (11-25%, defoliación ligera), 2 (26-60%, defoliación moderada), 3 (>60%, defoliación severa) and 4 (100%, árbol muerto) (MAGRAMA 2007). Estos inventarios generalmente se realizan en el verano (MAGRAMA 2005-2010), cuando la mayoría de los insectos defoliadores han consumido las hojas de sus hospederos.

Para este trabajo se seleccionaron 17 parcelas, 4 del IDF y 13 del IDF CyL (Tabla 3.1) que cumplen los siguientes criterios: parcelas homogéneas o puras de hayedos en áreas protegidas, defoliadas por *R. fagi* (se consideraron también parcelas no defoliadas), y ubicadas principalmente en la Cordillera Cantábrica meridional y dentro del área de cobertura de imágenes Landsat-5 (con sistema Worldwide Reference System 2: Path 202/Row 30) (Figura 3.1). Del total de 119 posibles datos para el estudio (17 parcelas x 7 años) se han eliminado 8 debido a: falta de fiabilidad (3 parcelas), agente causal no identificado (1 parcela), daño por otros insectos (3 parcelas), cobertura de nubes (1 parcela). En definitiva, se dispuso de 111 registros de campo con datos de defoliación que van de ligera a moderada.

Tabla 3.1. Localización topográfica de las parcelas de estudio

Parcela	UTM X	UTM Y	Aspecto ^a	Situación ^b
1	310684	4765330	N	11 – 35%
2	314740	4768940	SW	11 – 35%
3	324478	4755287	NW	11 – 35%
4	325920	4771363	SW	36 – 65%
5	327099	4763628	SE	11 – 35%
6	330599	4771245	W	11 – 35%
7	332880	4751750	W	36 – 65%
8	334303	4768714	W	11 – 35%
9	336954	4772960	NW	11 – 35%
10	336443	4781266	N	36 – 65%
11	338978	4765277	SE	36 – 65%
12	339495	4761361	N	36 – 65%
13	345073	4778337	N	>65%
14	347247	4774062	N	36 – 65%
15	371787	4761958	N	36 – 65%
16	381805	4762761	NW	36 – 65%
17	392353	4756943	NE	36 – 65%

^a Punto cardinal al que mira la ladera de la parcela; ^b grado de inclinación de la pendiente: porcentaje medio. Información extraída de un modelo digital de elevación (PNOA © Instituto Geográfico Nacional de España IGN, <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/catalogo.do>).

Adquisición y procesamiento de imágenes Landsat-5

El sensor Landsat proporcionó una amplia cobertura de imágenes del lugar de estudio a lo largo del período considerado, estas imágenes son de libre acceso. Los datos espectrales fueron obtenidos de siete imágenes Landsat-5 libres de nubes descargados de tres sitios diferentes (Tabla 3.2). La imagen requerida de verano para el año 2002 no estaba libre de nubes, y la del 2006 no estaba disponible. El uso de un sensor distinto al sensor TM (Landsat-5), tales como Landsat ETM + (Landsat-7), se descartó para minimizar las variaciones geométricas y radiométricas entre los productos espectrales tanto como fue posible (Cristóbal *et al.* 2004).

El objetivo inicial de este estudio fue caracterizar espectralmente el daño foliar realizado por el *R. fagi*, detectando las diferencia entre "antes" y "después" de su ataque folívoro. El daño por *R. fagi* se inicia inmediatamente después del inicio del brote del haya a mediados de abril. Debido a las característica de estas masas forestales de montaña y la alta nubosidad para la zona en ese periodo, no resultó posible disponer de imágenes de satélite cuando las hojas han brotado pero antes de producirse en ella los daños por plagas (período previo a la defoliación, Figura 3.2). Por otra parte, el período después del pico de la defoliación (finales de junio) en la bioventana (Ciesla 2000) se cubre razonablemente con las imágenes obtenidas (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Imágenes Landsat-5 usadas, Path 202 - Row 30

Fecha de adquisición de la imagen	Recurso gratuito ^a	Forma de adquisición de las imágenes
13 de Julio de 2003	USGS	Descargado de la página Web
31 de Julio de 2004	ESA	Por aceptación de una propuesta de proyecto
3 de Agosto de 2005	ESA	Por aceptación de una propuesta de proyecto
9 de Agosto de 2007	USGS	Descargado de la página Web
10 de Julio de 2008	ESA	Por aceptación de una propuesta de proyecto
29 de Julio de 2009	USGS	Descargado de la página Web
2 de Septiembre de 2010	PNT*	Suscripción de la Institución (Universidad de Valladolid)

^a USGS= United States Geology Survey (<http://glovis.usgs.gov>); PNT= Programa Nacional de Teledetección, España (<http://www.ign.es/PNT>); ESA= European Space Agency. * Remuestreado a un tamaño de grid de 30 m, con Esferoide y Datum de la USGS.

La eliminación de nubes requerida para algunas de las imágenes se realizó de forma manual mediante la aplicación de la función Área de interés (AOI, Area Of Interest) en el programa ERDAS IMAGINE®. Para obtener la reflectancia de superficie, antes de cualquier análisis de detección de cambio y uso de IVs, cada imagen se sometió a la cadena de preprocesamiento estándar para imágenes Landsat en el PNT (Hantson *et al.* 2011). Las imágenes se mantuvieron con la resolución del sensor Landsat de 30x30 m y fueron georreferenciadas con 74 puntos de control en tierra, con un RMSE final de 0.7 píxeles.

Siguiendo la cadena de preprocesamiento estándar, la corrección radiométrica fue hecha por conversión de números digitales a valores de reflectancia Top-of-Atmospher (TOA) para minimizar los efectos de dispersión de la atmósfera y luego se aplicó la corrección atmosférica mediante el método DOS (Dark Object Subtraction) (Chavez 1988, 1996) teniendo en cuenta la calibración previa de los parámetros indicados en los metadatos de la imagen (Chander *et al.* 2009).

El procesamiento de todos los datos espectrales se realizó utilizando el software ERDAS IMAGINE®.

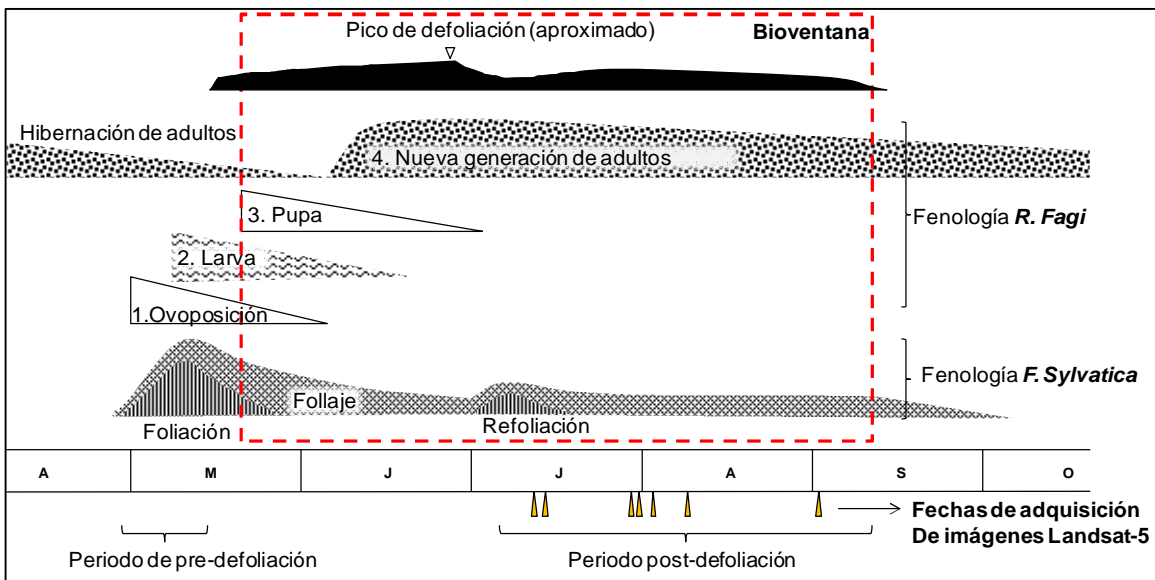


Figura 3.2. Fases del ciclo de vida (numeradas) del *Rhynchaenus fagi* y bioventana (rectángulo de guiones). Daño de defoliación acumulado en el haya (área de color negro) y pico de la defoliación adaptados aproximadamente para el área de estudio.

Análisis espectral de datos e índices de vegetación

Para reducir los errores de ubicación (Foody *et al.* 2001) y maximizar la adecuación entre la parcela de campo (32 m de diámetro, tamaño máximo) y las imágenes Landsat (píxeles de 30 m de resolución), se utilizaron ventanas de 3 x 3 píxeles construidas con la función AOI y centradas sobre cada parcela (Newcomer *et al.* 2010). En estas ventanas los píxeles afectados por los caminos forestales, las zonas no forestales vecinas, las nubes y sombras de las nubes se retiraron para evitar variaciones inesperadas cuando se calcularon las estadísticas espectrales extraídas de dichas ventanas.

Se probados diez IVs en las imágenes Landsat (Tabla 3.3). Estos índices se basan en relaciones entre los canales VIS, NIR y SWIR de datos Landsat que muestran un gran potencial para el seguimiento de daños forestales, incluyendo el cartografiado de la defoliación por insectos (de Beurs & Townsend 2008; Goodwin *et al.* 2010; Spruce *et al.* 2011; Townsend *et al.* 2012; Sangüesa-Barreda *et al.* 2014). Cada índice de Vegetación (IV) fue generado utilizando la herramienta del modelador espacial del programa ERDAS IMAGINE®.

Tabla 3.3. Índices de vegetación y las correspondientes relaciones multispectrales en relación con las bandas del sensor Landsat-5/7.

Índice de Vegetación	Acrónimo	Fórmula	Referencia
<i>Simple NIR/Red Ratio</i>	SVI	$b4 / b3$	Jordan 1969
<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	NDVI	$(b4 - b3) / (b4 + b3)$	Tucker 1979
<i>Normalized Difference Infrared Index (band 5)</i>	NDII5	$(b4 - b5) / (b4 + b5)$	Hardisky <i>et al.</i> 1983
<i>Middle Infrared Index</i>	MIR	$b5 / b7$	Elvidge & Lyon 1985
<i>Moisture Stress Index</i>	MSI	$b5 / b4$	Rock <i>et al.</i> 1986
<i>Soil Adjusted Vegetation Index</i>	SAVI	$1.5 * (b4 - b3) / (b4 + b3 + 0.5)$	Huete 1988
<i>Normalized Difference Infrared Index (band 7)</i>	NDII7	$(b4 - b7) / (b4 + b7)$	Hunt & Rock 1989
<i>Reflectance Absorption Index</i>	RA	$b4 / (b3 + b5)$	Arzani & King 1997
<i>Shortwave to Visible Ratio (band 5)</i>	SVR5	$3 * b5 / (b1 + b2 + b3)$	Wolter <i>et al.</i> 2008
<i>Shortwave to Visible Ratio (band 7)</i>	SVR7	$3 * b7 / (b1 + b2 + b3)$	Wolter <i>et al.</i> 2008

La estimación del daño espectral tuvo como finalidad comparar cada Índice de Vegetación de la Ventana (IVV) contra un referente nombrado Índice de Vegetación de los árboles más vigorosos o sanos de la masa de hayedos (IVS), ambos llamados así para efecto aquí de explicación. El Índice de Vegetación de la Ventana (IVV) representó el valor promedio de la ventana 3x3 píxeles que contiene la variación espectral de la parcela de *F. sylvatica* seleccionada, y el IVS representó la respuesta espectral del valor de los árboles más sanos dentro de la parcela (el 5% de los valores más altos). A pesar de que es sabido que el uso de índices de vegetación generados como cocientes de bandas espectrales pueden reducir el efecto topográfico en más de un 80% en áreas de bosque con dosel continuo (Holben & Justice 1981; Trotter & Brown 1999), que fue el caso para la mayoría de los hayedos en el área de estudio, las condiciones topográficas se tuvieron en cuenta a la hora de obtener el IVS. Fueron construidas para las 17 parcelas de muestreo, dos capas de información topográfica, una para la pendiente (%) y la otra para su orientación, basados en un Modelos Digitales de Elevación (MDE, con malla de 30 m) (ver Tabla 3.1). Ambas capas fueron sobrepuestas produciendo un área de intersección, logrando así una zona de interés en condiciones similares a la parcela correspondiente, llamada máscara de hayedos, y limitada a un radio de 2 km alrededor del centro de la parcela; de esta manera que se mantuvo una similar condición topográfica a la parcela. Esta área fue creada para maximizar la masa forestal de hayedo que contiene la parcela de muestreo excluyendo zonas de bosque adyacente con otras especies dominantes, por ejemplo, más heliófilas que *F. sylvatica*. El área generada posteriormente se utilizó para extraer el IVS correspondiente a cada parcela. Este IVS hizo las veces de referente usado en los muestreos de campo como el "mejor árbol cercano" no defoliado, utilizado en la metodología seguida por los técnicos de campo para evaluar la defoliación de la parcela. Para extraer el IVV, se comprobó la precisión de la localización de cada parcela usando ortofotos de alta resolución (0.25 m) y el Mapa Forestal Español (MFE, 1: 50.000; versión digital 1986-1997, <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informaciondisponible/mfe200.aspx>). El MDE y las ortofotos se obtuvieron de PNOA mediante el © Instituto Geográfico Nacional de España (IGN).

Por lo tanto, la estimación espectral del daño como valor de defoliación de cada parcela se obtuvo por el cambio anual en el valor del índice de vegetación (IV), establecido como la diferencia: $\Delta IV = IVS - IVV$. De este modo, el ΔIV aumenta si la defoliación aumenta. Los árboles sanos con pleno follaje verde tienen valores altos IV, y aquellos estresados o dañados tienen los más bajos. El índice MSI, uno de los 10 IVs

aquí probados, se comporta de la manera opuesta, ya que mide el estrés de la planta en lugar de su salud, por tanto aumenta con la disminución del vigor del árbol.

El método de detección de cambio basado en imágenes Landsat (Townsend *et al.* 2004, 2012; de Beurs & Townsend 2008) calcula la diferencia de un año no defoliado, llamado año base, y otro año de defoliación mediante la siguiente fórmula: $\Delta IV = IV$ (año base) – IV (año de defoliación). Sin embargo, el año base de referencia no pudo estimarse en la zona estudiada porque no se encontraron parcelas de *F. sylvatica* con menos del 10% de defoliación media. Por otro parte, si fuese usada una defoliación de referencia con una línea base en el 10%, significaría asumir que se produciría una defoliación permanente, y esto no representa las probables variaciones anuales del valor IVS. Es también interesante indicar que usar este IVS del mismo año que el IVV permite tener en cuenta cambios anuales debido a factores no deseados como el clima, retraso o adelantos de la fenología, cambios de fecha de las imágenes que puedan hacer cambiar el índice entre años sin que se deba a la plaga.

Análisis y evaluación estadística

Se ha aplicado un modelo sigmoïdal de efectos mixtos en los 10 diferentes IV Landsat (Tabla 3.3) para predecir el porcentaje de defoliación:

$$y_{ij} = \frac{100}{1 + \exp \left[-c - (d + u_i) \cdot \Delta IV_{ij} \right]} + \varepsilon_{ij}$$

donde y_{ij} es el porcentaje de defoliación para la parcela $j^{\text{ésima}}$ en el año $i^{\text{ésimo}}$, el ΔIV es la diferencia en el índice de vegetación seleccionado para la parcela $j^{\text{ésima}}$ entre el año base de referencia $i^{\text{ésimo}}$ y el año $i^{\text{ésimo}}$, los parámetros c y d son los efectos fijos, u_i es el efecto aleatorio (año) del parámetro d y ε_{ij} es el error residual para la parcela $j^{\text{ésima}}$ del año $i^{\text{ésimo}}$. Se asume que u_i son iid $N(0, \sigma_u^2)$, ε_{ij} son iid $N(0, \sigma_e^2)$ y ε_{ij} son independientes de u_i . El modelo supone la posibilidad de variación en función del año de muestreo.

Los modelos se probaron utilizando el coeficiente de determinación (R^2), la raíz del error medio cuadrático (RMSE), la estimación del error medio absoluto (EMA), el R^2 de Nagelkerke (Nagelkerke 1991). También se aplicó el Criterio de Información de Akaike con corrección (AICc), recomendado para pequeño número de muestras (Burnham &

Anderson 2002), y el Criterio de Información Bayesiano de Schwarz (BIC) (Schwarz 1978), ambos ampliamente utilizados para la selección de modelos estadísticos.

Una vez que se seleccionó el modelo que mejor se ajustó a los datos de campo de la defoliación de *F. sylvatica* por *R. fagi*, teniendo en cuenta el relativamente bajo número de parcelas de muestreo disponible, se usó un método de validación cruzada para medir su capacidad predictiva. Este método es menos sesgado como estimador del error de predicción que otros procedimientos de selección de modelos (Efron & Gong 1983). La evaluación del modelo se hizo en tres pasos (Townsend *et al.* 2012): primero, se puso a prueba que tan bien el modelo que incluye todos los años podía predecir cada año. En segundo, se comprobó también la exactitud de la predicción de un año no incluido en el modelo predictivo. Y en tercer lugar, se cuantificó qué tan bien el modelo que excluye un año, predijo el resto de los años. Se calcularon los siguientes parámetros para la validación cruzada: el RMSE, el MAE y el R^2 .

También fue probado un modelo de efectos fijos modificado de Townsend *et al.* (2012) sin la variable aleatoria conferida al año. A diferencia de Townsend *et al.* (2012), que estima la proporción de follaje restante, el modelo propuesto en este trabajo calcula directamente el porcentaje de defoliación desde 0 (sin defoliación) a 100 (completamente defoliada).

Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software SAS, v.6 (SAS Inc., NC, USA).

Resultados

El modelo MSI (Δ MSI) resultó ser el más sensible de todos los modelos mixtos probados para los 10 IV generados (N- R^2 de Nagelkerke 0.632), seguido por el modelo con el índice NDII7 (Δ NDII7, N- R^2 0.520) y el modelo para el índice NDVI (Δ NDVI, N- R^2 0.517) (Tabla 3.4). Por lo tanto el modelo Δ MSI ($c = -1.584$, $d = -5.960$, $\sigma_u^2 = 1.893$, y $\sigma_e^2 = 16.92$) mostró el mayor potencial para la detección de la defoliación producida por *R. fagi* en el bosque de hayedos de la zona de estudio. Este modelo también resultó mejor en los otros parámetros de evaluación, donde el MAE y el RMSE fueron más pequeñas. Así el RMSE fue un modesto 4.05, lo cual está por debajo de los niveles de 5% utilizados en la

estimación de campo de la defoliación y ambos criterios de información AICc / BIC (649.1 / 648.5) puntuaron más bajos para el modelo Δ MSI, señalando así su mejor desempeño.

Por otra parte, el modelo mixto Δ MSI también obtuvo mejores resultados que el modelo Δ MSI de efectos fijos al correlacionar las mediciones de campo de la defoliación por *R. fagi* (R^2 de 0.685 y 0.543 respectivamente). Entonces, el modelo mixto parece dar cuenta de una mayor variabilidad en el ajuste que el modelo de efectos fijos a través de los años.

Tabla 3.4. Diagnóstico para los modelos mixtos de los índices de vegetación.

Cambio del índice de vegetación	AICc	BIC	%MAE	%RMSE	R^2	N- R^2
Δ MSI	649.1	648.5	3.101	4.045	0.685	0.632
Δ NDII7	678.5	677.9	3.561	4.833	0.551	0.520
Δ NDVI	679.1	678.5	3.502	4.748	0.566	0.517
Δ NDII5	696.8	696.2	3.502	5.133	0.493	0.434
Δ SAVI	710.0	709.4	4.038	5.410	0.437	0.362
Δ SVR5	712.1	711.5	3.855	5.404	0.438	0.350
Δ RA	712.9	712.3	3.829	5.461	0.426	0.345
Δ MIR	714.1	713.5	4.058	5.408	0.437	0.338
Δ SVI	716.4	715.9	4.080	5.457	0.427	0.324
Δ SVR7	735.0	734.4	4.507	6.004	0.306	0.201

Ver el nombre de los índices en la tabla 3.3.

El modelo sigmoideo Δ MSI resultante muestra en la asíntota inferior una tendencia clara de aplanamiento alrededor del 10% de la defoliación (Figura 3.3, recuadro pequeño de la izquierda), que es también el límite superior de la clase sin defoliación en los inventarios de campo. La asíntota superior presenta una tendencia similar de aplanamiento alrededor del 80% de la defoliación, pero esto no pudo ser contrastado debido a la falta de casos graves de defoliación. Además, los datos de campo (en total 111) se encontraron dentro de la parte baja del rango del 50% de la defoliación (que va de 10-100%) y todos los valores del modelo Δ MSI fueron negativos y ocurrieron por debajo del punto de inflexión. De este modo, las tres cuartas partes de los registros, fueron agrupados entre el 16 y el 25% (defoliación ligera) y el resto fueron clasificados como defoliación moderada (Figura 3.3). Imágenes compuestas en falso color con las bandas del satélite u otras herramientas simples de mejora de la imagen no permiten la

detección visual de este grado de daño por defoliación. Sin embargo, la aplicación del status marginal del modelo Δ MSI sobre las máscaras de hayedos (Tabla 3.5) ha permitido asignar la defoliación por *R. fagi* en toda el área de estudio y durante el periodo estudiado de siete años.

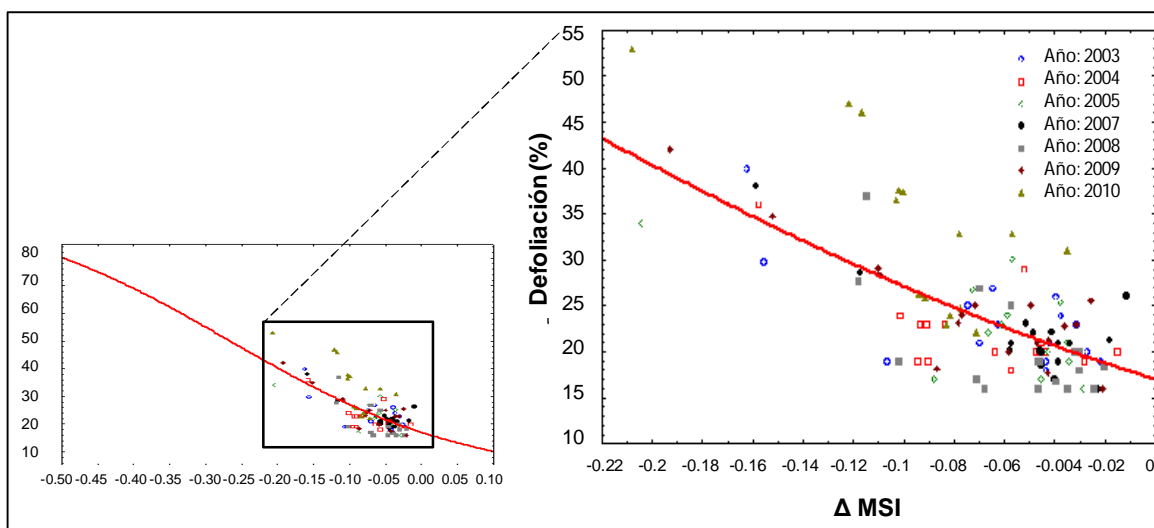


Figura 3.3. Curva de la función sigmoideal del modelo Δ MSI, de efecto marginal, ajustado entre la diferencia de datos espectrales del índice seleccionado y los datos de campo de las parcelas de los inventarios (gráfica expandida a la derecha).

Tabla 3.5. Parámetros estimados sobre el efecto marginal del modelo Δ MSI (para la no variación del efecto aleatorio ver la sección de métodos: *Análisis espectral de datos e índices de vegetación*)

Parámetro	Estimado	t	Valor-p	Intervalo de confianza 95%	
c	-1.584	-35.66	< 0.0001	-1.693	-1.476
d	-5.960	-8.10	0.0002	-7.760	-4.159

La Figura 3.4 puede ejemplificar la aplicación de este modelo al seguimiento de los hayedos. Es importante notar que en todo el período de estudio en esos bosques de hayas sólo se registró una defoliación ligera o moderada causada por *R. fagi*. Aunque la defoliación ligera fue la predominante durante los primeros cinco años, se detecta una tendencia al aumento hacia el nivel moderado entre los años 2003 a 2005. Sin embargo, durante los tres años siguientes (considerando que faltan los datos del 2006) se produjo una clara tendencia en la reducción de daños, la mayoría de las parcelas sólo sufren de defoliación ligera en 2007 y 2008. Por el contrario, los últimos dos años del estudio muestran un marcado aumento en daños, siendo predominante la defoliación moderada; esto sugiere un brote de *R. fagi* en particular durante 2010.

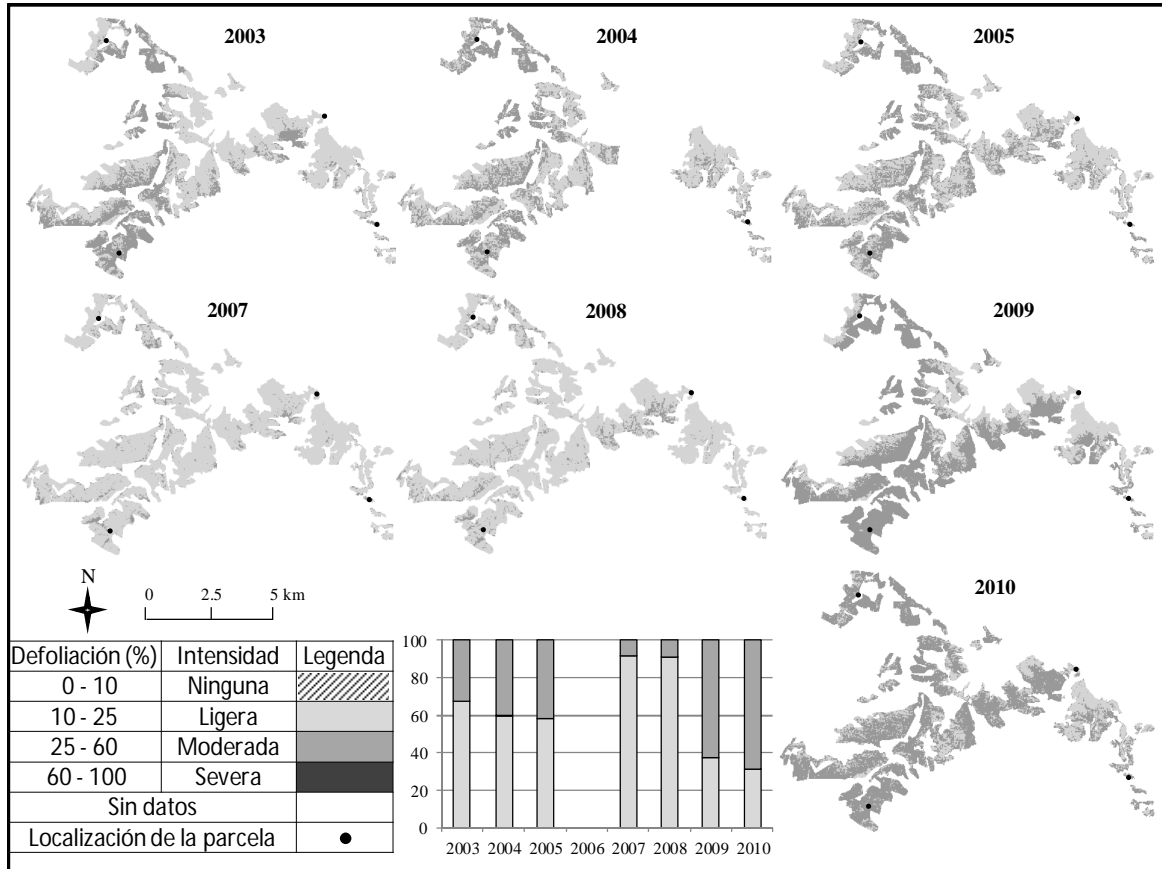


Figura 3.4. Mapeo temporal de clases de defoliación por *R. fagi* generado por el modelo Δ MSI de efectos marginales en la parcelas de hayedos correspondientes a cuatro (9, 10, 13, 14) de las 17 parcelas de inventario a través de los años del estudio. El gráfico de barras muestra el porcentaje anual de la defoliación ligera a moderada. (Una barra y su parcela asociada falta en 2006 debido a la cobertura de nubes).

La precisión de los años estimados por el modelo Δ MSI (Tabla 3.6) varió a lo largo de los años de estudio. El año con mejor ajuste fue 2007, con valores de error más bajos. Sin embargo, 2009 tuvo el mayor R^2 , mientras que 2007 fue el segundo. Por otra parte, 2010 fue el peor año de ajuste con los más altos errores, más del 5% de defoliación, y 2005 logró el R^2 más bajo aunque sus errores estuvieron por debajo del 5% de defoliación. En la Tabla 3.6 se muestran los resultados de las dos validaciones cruzadas por año. La precisión de las estimaciones del modelo se puede ver cuando los valores del modelo (MAE, RMSE y R^2) se comparan con los valores de la validación cruzada-1 calculados cuando se quitan los datos de un año en particular. En este caso, la similitud de los errores estimados señala una actuación no sesgada del modelo. Sin embargo, la representación gráfica de daños observados frente a predichos de las parcelas de los resultados de la validación cruzada-1 (Figura 3.5) permite ver que algunos registros del 2010 son los valores más alejados de la diagonal, lo que evidencia un cierto sesgo en el modelo.

Tabla 3.6. Modelo ajustado y validaciones cruzadas por año.

Año	Δ MSI (Modelo de efectos mixtos)			Validación cruzada-1			Validación cruzada-2		
	%MAE	%RMSE	R ²	%MAE	%RMSE	R ²	%MAE	%RMSE	R ²
2003	2.76	3.79	0.562	2.70	3.79	0.563	3.09	4.05	0.684
2004	2.39	3.52	0.452	2.20	3.50	0.457	3.22	4.12	0.673
2005	3.11	4.20	0.431	2.96	4.20	0.430	3.15	4.12	0.674
2007	2.14	2.97	0.680	2.14	2.97	0.679	3.10	4.04	0.685
2008	3.41	4.27	0.469	3.11	4.26	0.470	3.17	4.08	0.680
2009	2.31	3.25	0.759	2.31	3.25	0.759	3.11	4.04	0.685
2010	5.85	6.60	0.560	5.74	6.64	0.555	3.44	4.87	0.543
Promedio	3.14	4.09	0.559	3.02	4.09	0.559	3.18	4.19	0.661

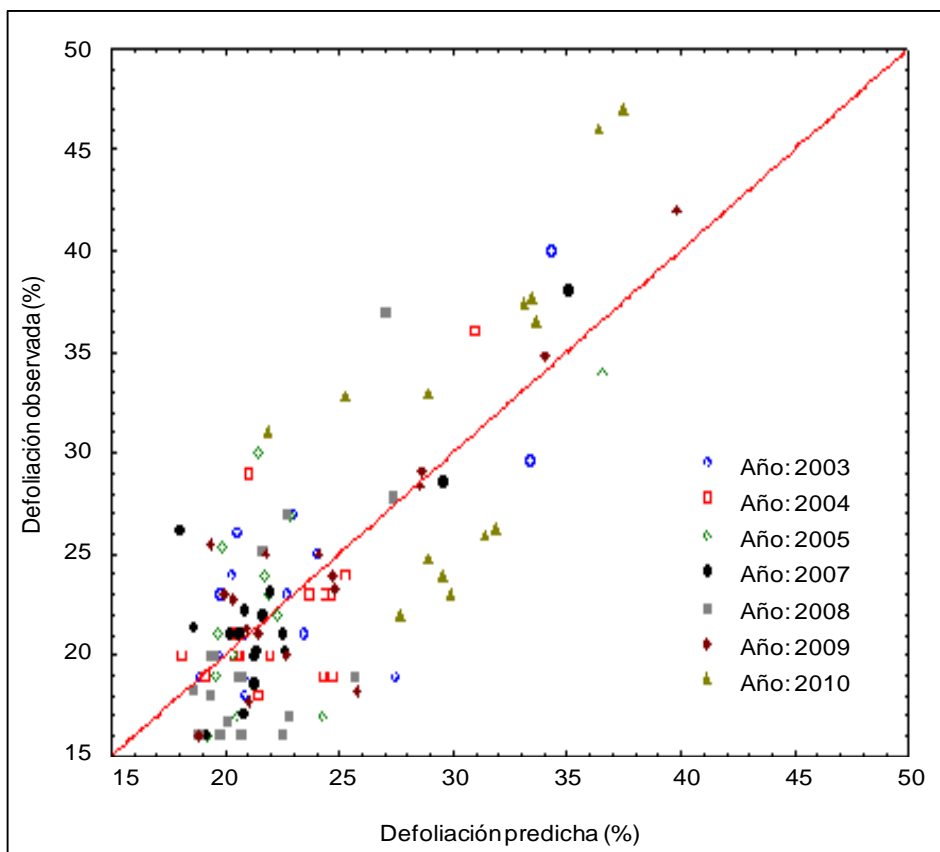


Figura 3.5. Parcelas observados frente predichos después de la validación cruzada-1 por años.

Por otra parte la prueba de validación cruzada-2, evalúa cómo se comporta el modelo construido sin un año determinado para hacer predicciones en todos los años de trabajo. No hubo diferencias importantes (p.ej. > 5%) entre los errores estimados de un

año a otro, los modelos muestran un funcionamiento uniforme por año, con valores próximos al valor de ajuste general del modelo Δ MSI (0.685 R^2), lo que significa que el modelo puede operar establemente a través de años en que los datos de campo (verdad terreno) no estén disponibles.

Discusión y conclusiones

Se ha modelado la defoliación forestal utilizando una versión modificada del modelo general propuesto por Townsend *et al.* (2012). En ambos estudios más allá del hecho de que el lugar, las especies hospederas y las plagas fueran diferentes, se utilizaron datos remotos equivalentes y estuvieron igualmente dirigidos a modelar la defoliación por insectos en árboles de hoja caduca y en zonas montañosas frías. Sin embargo, los resultados difirieron significativamente entre el modelo global de Townsend (N- R^2 0.844, MAE 9.7%, RMSE 13.5%) y nuestro modelo Δ MSI (N- R^2 0.632, MAE 3.1%, RMSE 4.1%, Tabla 3.6). Tales diferencias pueden explicarse por el hecho de que, mientras que la plaga (*L. dispar*) alcanza niveles de defoliación moderada a severa en el trabajo de Townsend, en nuestro caso el impacto de *R. fagi* fue solo de ligero a moderado, y la separación de la superposición de los intervalos de valores resultó más difícil (Lambert *et al.* 1995; Royle & Lathrop 2002; Pontius *et al.* 2008). En consecuencia, el modelo de defoliación que aquí se presenta, que potencialmente va desde 0 a 100%, fue realizado con los datos de campo que cubren sólo la primera mitad de ese rango. Por lo tanto, debido a la falta de datos para las clases extremas (sin defoliación y defoliación severa) la exactitud del presente modelo es limitada, que no fue el caso para el modelo de Townsend. Por otra parte, el rango más corto y mayor concentración de datos de campo pueden explicar la mejor robustez de nuestro modelo en la estimación de errores.

Para las parcelas de hayedos de la Cordillera Cantábrica dañadas por *R. fagi* se encontró una relación lineal significativa entre la defoliación evaluada en campo y los índices espectrales. Sin embargo, dicha relación lineal resultó conceptualmente incompatible con el comportamiento observado de defoliación ya que no se extiende indefinidamente en cualquier dirección y no converge a cero. Esto fue así porque todas las parcelas del estudio mostraron algún grado de defoliación pero ninguna sufrió defoliación completa. Townsend *et al.* (2012) encontraron una tendencia similar en los bosques de roble defoliados por la lagarta peluda (*L. dispar*) y en los bosques de álamo defoliados por la lagarta rayada (*Malacosoma disstria* Hubner). Como se mencionó anteriormente, ambos fueron modelados con éxito por un ajuste sigmoïdal en lugar de un

ajuste lineal, con la curva que se aproxima asintóticamente a los extremos (cero defoliación/más alto valor del índice; defoliación completa/más bajos valores del índice). Sin embargo, cuando se aplicó un modelo de defoliación de efectos fijos similar a aquel, la exactitud fue ligeramente mejorada en comparación con el modelo lineal (R^2 0.551 y RMSE 4.8% vs R^2 0.535 y RMSE 5%). Al final, hemos elegido un modelo mixto de defoliación ya que es razonable suponer que cierta variabilidad no explicada por el modelo general posiblemente pueda depender de las incertidumbres ambientales que ocurrieron entre los años. La supervivencia de *R. fagi* es fuertemente dependiente de la fenología de *F. sylvatica* (Woodcock & Vanberger 2008), y todavía no es seguro cuales de los factores ambientales (por ejemplo, bajas temperatura (heladas), fotoperiodo) puedan controlarlo (Vitasse & Basler 2012).

Hasta donde sabemos, ningún otro estudio de seguimiento remoto de la defoliación causada por *R. fagi* en *F. sylvatica* se ha llevado a cabo como para poder comparar con nuestro estudio. Sin embargo, Sangüesa-Barreda *et al.* (2014) demostraron, en España que el MSI es más sensible que el NDVI para detectar la defoliación por insectos forestales, usando imágenes Landsat. La defoliación del modelo Δ MSI elegido tuvo un desempeño robusto de estimación de defoliación dando MAE y RMSE por debajo del 5% y una R^2 moderada de 0.685. Este modelo funcionó bien en la caracterización de la defoliación de *Fagus sylvatica* causada por *Rhynchaenus fagi* y tuvo los mejores resultados de entre los nueve índices probados, tanto para modelos de efectos fijos como para el modelo lineal. Los mejores resultados de los índices basados en ratios de reflectancia SWIR/NIR (MSI, secundado por el NDII7, en nuestro caso) sobre ratios NIR/VIS, ha favorecido su uso para la caracterización multiespectral de la defoliación de frondosas por insectos forestales a gran escala (de Beurs & Townsend 2008) y mediana (Townsend *et al.* 2012). Sin embargo, a pesar que el ajuste del modelo Δ NDVI (tabla 3.4) fue ligeramente peor que el modelo Δ NDII7, su MAE y RMSE estimados fueron menores. Esto apoya la idea de que el modelo Δ NDVI podría ser adecuado, después de Δ MSI, para el seguimiento de la defoliación de frondosas en el área de estudio.

Como se mencionó anteriormente, los años peor ajustados fueron 2005 con la precisión más baja y 2010 con errores estimados más altos (ver Tabla 3.6). Las condiciones climáticas inusuales que ocurrieron en 2005 (sequía, heladas, nieve / hielo y vientos fuertes) (MAGRAMA 2005-2010) podrían haber afectado la precisión. Las diferencias entre la defoliación evaluada *in situ* y la señal de la defoliación capturada por el sensor aumentan con la rotura de ramas o troncos (King *et al.* 2005), las cuales

ocurrieron en las parcelas en ese y ello pudo haber causado la reducción en la precisión del ajuste del modelo. No obstante, los errores estimados para ese año fueron bajos, debido al corto rango de datos de defoliación en campo y la eliminación de aquellas parcelas que tenían mayor daño mecánico. Por otra parte, el modelo mostró una precisión media para el año 2010, pero con errores estimados altos. Esto puede ser debido a las puntuaciones moderadamente altas de defoliación que se produjeron solamente en ese año. En cualquier caso, MAE y RMSE ligeramente por encima del 5% pueden ser asumidas teniendo en cuenta la subjetividad inherente al método visual del ICP Forest y al hecho de que la defoliación se registra en intervalos de 5% (Ferretti *et al.* 2014).

Este modelo hizo posible una cartografía continua (más que categórica) de defoliación de los hayedos en los años de estudio. Por otra parte, es conveniente decir que cuando se escala un modelo sigmoïdal de efectos fijos (como se hizo en el modelo general de Townsend) a un modelo mixto sigmoïdal para mejorar la exactitud, su aplicación práctica es probable que se reduzca. También es conveniente mencionar que aunque al aplicar el modelo pudo observarse una tendencia de brotes un tanto oscilatoria durante los años y un patrón SE-NW de aumento de las defoliaciones (Figura 3.4), es necesario para afirmarlo un período de tiempo mucho más largo para asegurar cierta periodicidad en la dinámica poblacional de *R. fagi* (Day & Watt 1989). La defoliación por *R. fagi* mostró un aumento leve pero constante entre 2003 y 2005, y es probable que también que así fuese para el 2006, año que falta en el estudio, ya que el IDF reportó un incremento en la defoliación de *F. sylvatica* en la zona (MAGRAMA 2005-2010). Se observó un cambio de tendencia en los dos años siguientes, 2007 y 2008, que registraron los valores más escasos en la clase de defoliación moderada. Otro cambio en los valores de defoliación moderada fue su aumento que se produjo en 2009, probablemente asociado con la fuerte sequía y temperaturas cálidas que favorecen el crecimiento de la población de *R. fagi* (Schindler 1966). Incluso en 2010 se produjo aún mayor defoliación (cerca de 70% de las parcelas dentro de la clase moderada) que junto con el pulgón del haya (*Phyllaphis fagi* L.), los fuertes vientos y las heladas tardías se añadieron a los daños ocasionados por *R. fagi* (CSFC 2010).

La estructura actual de los bosques cantábricos meridionales de *F. sylvatica* es consecuencia no sólo de las condiciones ecológicas, sino también de su tradicional uso humano. Estos hayedos han sido durante mucho tiempo aprovechados principalmente para la madera de construcción, lo que ha llevado a estructuras forestales que se

caracterizan por la alta presencia de rodales jóvenes (Gómez-Manzanedo *et al.* 2008). Estos bosques, que crecen en el borde meridional del rango de distribución de esta especie, en las condiciones más xerófilas de la Cordillera Cantábrica y en suelos, en general, de alta pedregosidad, son particularmente vulnerables a los cambios y deterioro de las condiciones ecológicas. Heladas tardías, sequía estival, menor contenido de humedad del aire y los niveles más altos de radiación solar que se espera se produzcan (Gebler *et al.* 2007) limitarían la regeneración natural de *F. sylvatica* (Madrigal *et al.* 2008). En este contexto, se supone que el calentamiento climático puede afectar el crecimiento y la distribución natural de las poblaciones de hayas en su límite sur de distribución en Europa y por consiguiente en España (Jump *et al.* 2006).

Sumado a esta vulnerabilidad, es bien sabido que los bosques de hayas son un hábitat importante para las aves y los mamíferos en peligro de extinción, como el urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus* L.) o el oso pardo (*Ursus arctos* L.). La gestión actual de los bosques cantábricos meridionales de *F. sylvatica* está dirigida principalmente a la conservación de estos hábitats, en tanto que otras producciones de materias primas (madera, pastos, etc.) son más bien accesorias. Por lo tanto, la gestión de estos bosques se ocupa principalmente de la protección contra lo abiótico (p.e. cambio climático) y biótico (plagas y enfermedades), factores de daños que amenazan la supervivencia de los hayedos. Herramientas que permitan el seguimiento de la salud del árbol a escalas de paisaje, y en particular de parcelas, ayudarán a los gestores forestales a mejorar la conservación de estos valiosos bosques. Los resultados presentados aquí han demostrado la utilidad del seguimiento remoto de daños por insectos en grandes áreas de bosque de hayas que utilizan índices de vegetación a partir del sensor Landsat. La teledetección puede y debe desempeñar un papel clave en la conservación de estos hábitats emblemáticos y frágiles.

Agradecimientos

Nuestro sincero agradecimiento a Gema Pérez, (Centro de la Salud Forestal de Calabazanos, Gobierno de la Comunidad Autónoma de Castilla y León), a Gerardo Sánchez, Belén Torres y a Julio Martínez (Servicio de Salud Forestal, Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente de España) por su asistencia con los datos de campo (IDF). También, nuestro agradecimiento a Nuria Plaza y José Antonio Tejeiro (Programa Nacional de Teledetección-PNT) por su asistencia en la cadena de procesamiento de las imágenes Landsat. Los autores aprecian mucho y agradecen las escenas de imágenes

Landsat provistas por la Agencia Espacial Europea (ESA) en el contexto del proyecto C1P.16037.

Referencias

- Adelabu S., Mutanga O., Cho M., 2012. A review of remote sensing of insect defoliation and its implications for the detection and mapping of *Imbrasia belina* defoliation of Mopane Woodland. *The African Journal of Plant Science Biotechnology* 6(1):1-13.
- Agúndez Leal D., Martín Albertos S., De Miguel y Del Ángel J., Galera Peral R., Jiménez Sancho M., Díaz-Fernández P., (Eds), 1995. Las regiones de procedencia de *Fagus sylvatica* L. en España. ICONA, Madrid.
- Arzani H., King G.W. 1997. Application of remote sensing (Landsat TM data) for vegetation parameters measurement in western division of NSW. En: XVIII IGC (International Grassland Congress), Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Babst F., Esper J., Parlow E., 2010. Landsat TM/ETM+ and tree-ring based assessment of spatiotemporal patterns of the autumnal moth (*Epirrita autumnata*) in northernmost Fennoscandia. *Remote Sensing of Environment* 114:637-646.
- Bignucolo O., Körner Ch. 2010. Leaf miner activity and its effects on leaf chemistry in adult beech under elevated CO₂. *Basic and Applied Ecology* 11:251-256.
- Blanco-Fontao B., Fernández-Gil A., Obeso J., Quevedo M. 2010. Diet and habitat selection in Cantabrian Capercaillie (*Tetrao urogallus cantabricus*): ecological differentiation of a rear-edge population. *Journal of Ornithology* 151:269-277.
- Burnham K.P., Anderson D.R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference*. Springer-Verlag, New York.
- Cárcamo S., Garmendia A., Schwendtner O. 2001. Influencia de los tratamientos selvícolas en la capacidad de acogida de un hayedo atlántico para pito negro (*Dryocopus martius*) y pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*). En: III Congreso Forestal Español, SECF-EGMASA, Granada, Septiembre 25-28.
- Chander G., Markham B., Helder D. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment* 113:893-903.
- Chavez P. 1996. Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering Remote Sensing* 62(9):1025-1036.
- Ciesla W. 2000. Remote monitoring in forest health protection. USDA Forest Service.
- Clevenger A.P., Purroy F.J., Pelton M.R. 1992. Movement and activity patterns of a European brown bear in the Cantabrian Mountains, Spain. En: Eighth International Conference on Bear Research and Management, Victoria, British Columbia, Canada.
- Cohen W., Goward S., 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *BioScience* 54(6):535-545.

- Cristóbal J., Pons X., Serra P., 2004. Sobre el uso operativo de Landsat-7 TM+ en Europa. Revista de Teledetección 21:55-59.
- CSFC. 2010. Redes de seguimiento de daños en los bosques de Castilla y León. Informe fitosanitario regional. Resultados 2010. Centro de Sanidad Forestal de Calabazanos-Junta de Castilla y León, España. http://www.jcyl.es/web/jcyl/MedioAmbiente/es/Plantilla100/1284277645355/_/_/_[Acceso Diciembre 2012]
- Day K.R., Watt A.D. 1989. Population studies of the beech leaf minig weevil (*Rhynchaenus fagi*) in Ireland and Scotland. Ecological Entomology 14:23-30.
- De Beurs K., Townsend P. 2008. Estimating the effect of gypsy moth defoliation using MODIS. Remote Sensing of Environment 112:3983-3990.
- Efron B., Gong G. 1983. A Leisurely Look at the Bootstrap, the Jackknife, and Cross- Validation. The American Statistician 37(1):36-48.
- Elena Roselló R., 1997. Clasificación biogeoclimática de España peninsular y balear. MAPA. Madrid.
- Elvidge C.D., Lyon R. 1985. Estimation of the vegetation contribution to the 1.65/2.22 mm ratio in air-borne thematic-mapper imagery of the Virginia Range, Nevada. International Journal of Remote Sensing 6:75-88.
- Ferretti M., Nicolás M., Bacaro G., Brunialti G., Calderisi M., Croisé L., Frati L., Lanier M., Maccherini S., Santi E., Ulrich E. 2014. Plot-scale modelling to detect size, extent, and correlates of changes in tree defoliation in French high forests. Forest Ecology and Management 311:56-69.
- Fleming R., Volney W. 1995 Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. Water, Air, and Soil Pollution 8:445-454.
- Foody G., Cutler M., McMorrow J., Pelz D., Tangki H., Boyd D., Douglas I. 2001. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. Global Ecology and Biogeography 10:379-387.
- Fraser R., Latifovic R. 2005. Mapping insect-induced tree defoliation and mortality using coarse spatial resolution satellite imagery. International Journal of Remote Sensing 26:193-200.
- Gebler A., Keitel C., Kreuzwieser J., Matyssek R., Seiler W., Rennenberg H. 2007. Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. Trees 21:1-11.
- Goodwin N., Magnussen S., Coops N., Wulder M. 2010. Curving fitting of time series Landsat imagery for characterizing a mountain pine beetle infestation disturbance. International Journal of Remote Sensing 31(12):3263-3271.
- Gómez-Manzanedo M., Roig S., Reque J.A. 2008. Caracterización selvícola de los hayedos cantábricos: influencia de las condiciones de estación y los usos antrópicos. Forest Systems 17(2):155-167.

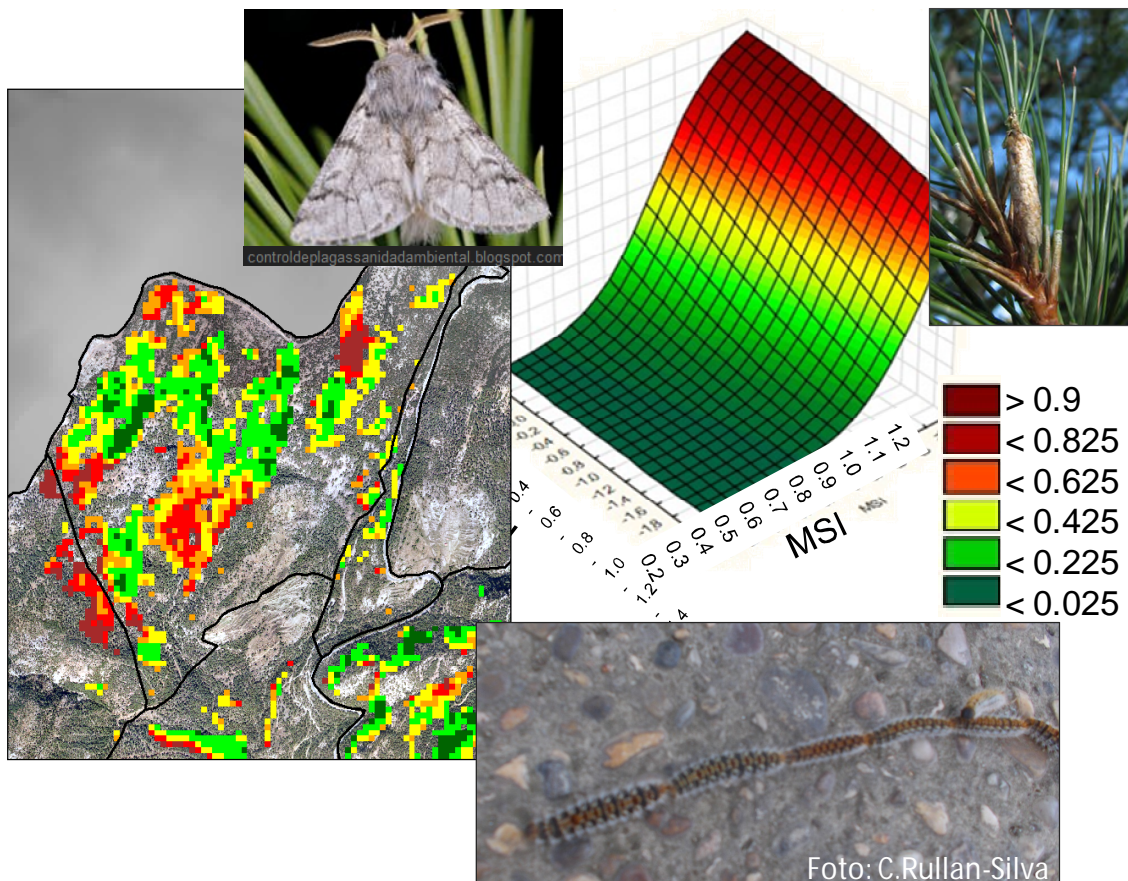
- Hantson S., Chuvieco E., Pons X., Domingo C., Cea C., Moré G., Cristobal J., Peces J.J., Tejeiro J.A. 2011. Cadena de preprocesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección (España). *Revista de Teledetección* 36:51–61.
- Hardisky M.A., Klemas V., Smart R.M. 1983. The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral reflectances of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering Remote Sensing* 49:77–83.
- Holben B.N., Justice C.O. 1981. An examination of spectral band ratioing to reduce the topographic effect on remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 2(2):115-133.
- Huete A. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25: 295–309.
- Hunt E.R., Rock B.N. 1989. Detection of changes in leaf water content using near and middle-infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment* 30:43–54.
- ITACYL-AEMET. 2013. Atlas Agroclimático de Castilla y León. Instituto Tecnológico Agrario Junta de Castilla y León- Agencia Estatal de Meteorología. <http://atlas.itacyl.es> [Acceso Mayo 2014]
- Jordan C.F. 1969. Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, 50:663–666.
- Jump A. S., Hunt J. M., Peñuelas J. 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12:2163-2174.
- Kharuk V, Ranson K, Im S. 2009. Siberian silkmoth outbreak pattern analysis based on SPOT VEGETATION data. *International Journal of Remote Sensing* 30(9):2377-2388.
- King D.J., Olthof I., Pellikka P.K.E., Seed E.D. Butson C. 2005. Modelling and mapping forest ice storm damage using remote sensing and environmental data. *Natural Hazards, Special Issue on Remote Sensing* 35:321–342.
- Lambert N., Ardo J., Rock B., Vogelmann J. 1995. Spectral characterization and regression-based classification of forest damage in Norway spruce stands in the Czech-Republic using Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing* 16:1261–1287
- Lienert J. 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant population – a review. *Journal of Nature Conservation* 12:53–72.
- Madrigal A., Calama R., Madrigal G., Aunós A., Reque J.A. 2008. Silvicultura de *Fagus sylvatica* L., En: Serrada R., Montero G., Reque-Kilchenman J.A. (Eds), *Compendio de Silvicultura Aplicada en España*, INIA, Madrid, pp. 155-185.
- MAGRAMA 2005-2010. Inventario UE-ECE de daños forestales (IDF) en España. Red Europea de Seguimiento de daños en los bosques. Nivel I. Resultados Anuales de los muestreos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España. http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/inventario-cartografia/redes-europeas-seguimiento-bosques/red_nivel_I_resultados.aspx [Acceso Diciembre 2012]

- MAGRAMA. 2007. Manual de Campo de la red de seguimiento de daños en los montes. Nivel I. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España.
- Meigs G., Kennedy R., Cohen W. 2011. A Landsat time series approach to characterize bark beetle and defoliator impacts on tree mortality and surface fuels in conifer forests. *Remote Sensing of Environment* 115:3707-3718.
- Metzger M., Bunce R., Jongman R., Múcher C., Watkins J. 2005. A climatic stratification of the environment of Europe. *Global Ecology and Biogeography* 14:549-563.
- Nagelkerke N.J.D. 1991. A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78:691-692.
- Newcomer M., Bird J., Sabatine S., Sady G., Stalzer A., Wheeler T., Schmidt C., Skiles J., 2010. Utilizing NASA satellite missions to identify Bark Beetle infestation in Sequoia National Park. En: ASPRS 2010 Annual Conference, San Diego- California, Abril 26-30.
- Paritsis J., Veblen T., Smith J., Holz A., 2011. Spatial prediction of caterpillar (*Ormiscodes*) defoliation in Patagonian *Nothofagus* forests. *Landscape Ecology* 26:791-803.
- Pontius J., Martin M., Plourde L., Hallet R., 2008. Ash decline assessment in emerald ash borer-infested regions: a test of tree-level hyperspectral technologies. *Remote Sensing of Environment* 112(5):2665-2676.
- Rock B.N., Vogelmann J.E., Williams D.L., Vogehmann A.F., Hoshizaki T. 1986. Remote detection of forest damage. *Bioscience* 36:439-445.
- Royle D., Lathrop R. 2002. Discriminating *Tsuga canadensis* hemlock forest defoliation using remote sensed change detection. *Journal of Nematology* 34(3):213-221.
- Rozas V. 2001. Detecting the impact of climate and disturbances on tree-rings of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in a lowland forest in Cantabria, Northern Spain. *Annals of Forest Science* 58:237-251.
- Sainz Ollero H., Sánchez de Dios R. 2011. Diversidad de paisajes españoles. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural* 9:109-155.
- Sangüesa-Barreda G., Camarero J.J., García-Martín A., Hernández R., de la Riva J. 2014. Remote-sensing and tree-ring based characterization of forest defoliation and growth loss due to the Mediterranean pine processionary moth. *Forest Ecology and Management* 320:171-181.
- Schindler U. 1966. Zum Massenwechsel des Buchenspringrüsslers. *Rhynchaenus fagi* L. . *Z. angew. Entomology* 58:182-186.
- Schwarz Gideon E. 1978. Estimating the dimension of a model. *The American Statistician* 6(2):461-464.
- Schwerdtfeger F. 1981. Die Waldkrankheiten. Ein Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes. Hamburg (4th ed. rev), En: FAO 2009 Global review of forest pests and diseases. FAO Forestry Paper 156. Roma.
- Solberg S. 2010. Mapping gap fraction, LAI and defoliation using various ALS penetration variables, *International Journal of Remote Sensing* 31(5):1227-1244.

- Somers B., Verbesselt J., Ampe E., Sims N., Verstraeten W., Coppin P. 2010. Spectral mixture analysis to monitor defoliation in mixed-aged *Eucalyptus globulus* Labill plantations in southern Australia using Landsat 5-TM and EO-1 Hyperion data. *International Journal Applied Earth Observation* 12:270-277.
- Spruce J., Sader S., Ryan R., Smoot J., Kuper P., Ross K., Prados D., Russell J., Gasser G., McKellip R., Hargrove W. 2011. Assessment of MODIS NDVI time series data products for detecting forest defoliation by gypsy moth outbreaks. *Remote Sensing of Environment* 115 :427-437.
- Storch I., Bañuelos M.L., Fernández-Gil A., Obeso J.R., Quevedo M., Rodríguez-Muñoz R. 2006. Subspecies Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* endangered according to IUCN criteria. *Journal of Ornithology* 147:653–655.
- Sturrok R.N. 2012. Climate change and forest diseases: using today’s knowledge to address future challenges. *Forest Systems* 21(2):329-336.
- Townsend P., Eshleman K., Welcker C. 2004. Remote sensing of gypsy moth defoliation to assess variations in stream nitrogen concentrations. *Ecological Applications* 14:504–516.
- Townsend P., Singh A., Foster J., Rehberg N., Kingdon C., Eshleman K., Seagle S., 2012. A general Landsat model to predict canopy defoliation in broadleaf deciduous forests. *Remote Sensing Environment* 119:255-265.
- Trotter C., Brown J. 1999. Monitory forest canopy condition by remote sensing. Dept. of Conservation, Technical series 14. Wellington, N.Z.
- Tucker C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing Environment* 8:127–150.
- Verkaik E., Moraal L., Nabuurs G. 2009. Potential impacts of climate change on Dutch forests, mapping the risks. Wageningen, Alterra-rapport. Netherlands.
- Vitasse Y., Basler D. 2012. What role for photoperiod in the bud burst phenology of European beech. *European Journal of Forest Research* 132:1-8.
- Wolter P.T., Townsend P.A., Kingdon C.C., Sturtevant B.R. 2008. Remote sensing of the distribution and abundance of host species for spruce budworm in northern Minnesota and Ontario. *Remote Sensing of Environment* 112:3971–3982.
- Woodcock B., Vanbergen A. 2008. Parasitism of the beech leaf-miner weevil in a woodland: patch size, edge effects and parasitoid species identity. *Insect Conservation and Diversity* 1(3):180-188.
- Zhang T., Zhang X., Liu H., Pei X. 2010. Application of remote sensing technology in monitoring forest diseases and pests. *Plant Diseases and Pests* 1(3):57-62.

Capítulo 4

Estimación espectral de la probabilidad del daño por defoliación causado por *Thaumetopoea pityocampa* en pinares de *Pinus nigra* en la Sierra de Gúdar, Teruel



Manuscrito en preparación para su envío a publicación.
Revista objetivo: / Forest - Biogeosciences and Forestry

Introducción

La teledetección satelital es una de las herramientas utilizadas desde hace ya algún tiempo para la detección, cuantificación y monitoreo de cambios en la cobertura forestal producidos por la defoliación por plagas de insectos y enfermedades forestales (Ciesla 2000; Hall *et al.* 2007; Solberg *et al.* 2007; Wang *et al.* 2010; Adelabu *et al.* 2011). Además, la Teledetección satelital permite complementar e incluso mejorar las estimaciones de daños en combinación con los datos de campo obtenidos a partir de los inventarios (Mattila 1998; Remmel *et al.* 2004; Haapanen & Tuominen 2008; Schroeder *et al.* 2014). De hecho, en términos generales, los inventarios de daños y el seguimiento remoto de las condiciones forestales comparten el mismo enfoque: extracción de datos de campo por muestreo para estimar parámetros de interés (por ejemplo, nivel de defoliación) y su cambio en el tiempo (Travaglini *et al.* 2013). Por otra parte, el análisis de masas forestales con imágenes satelitales de varios años aumenta el número de observaciones repetidas, permitiendo mejorar la detección de áreas infestadas (Hurley *et al.* 2004).

En ese sentido, y para mejorar las capacidades del seguimiento satelital de cambios en la cobertura forestal, como los causados por la defoliación de insectos, el satélite Landsat con más de 40 años de archivos de imágenes multiespectrales y repetición cada 16 días, se convierte en una excelente fuente de datos (Hansen & Loveland 2012) recolectados coherente y sistemáticamente (Wulder *et al.* 2008; Banskota *et al.* 2014). Por otra parte, existen nuevos productos, derivados de este conjunto de archivos históricos de imágenes, mejorados y estandarizados en su preprocesamiento geométrico y radiométrico, y transformados a datos biofísicos de reflectancia de superficie. Estos son conocidos como LEDAPS TM y ET+ y surgen a partir de trabajos llevados a cabo por la NASA cuyo objetivo general ha sido el mapeo de perturbaciones (Masek *et al.* 2006), primeramente en Norteamérica y luego al resto del mundo. Con las LEDAPS se logra una consistencia radiométrica que minimiza las diferencias debidas a variaciones en la condición atmosférica, el ángulo solar o el propio calibrado del sensor y permite asegurar que los cambios en la reflectancia espectral correspondan a significativos eventos fisiológicos en la vegetación (Goodwin *et al.* 2008), como por ejemplo los provocados por brotes de insectos forestales.

Por otra parte, a través del uso de diferentes sensores satelitales, se ha comprobado que los índices de vegetación del infrarrojo medio y cercano son los más

significativos para la detección de daño por defoliación. Así, cabe destacar los siguientes trabajos: con el sensor de baja resolución espacial SPOT VGT y el índice Infrared simple ratio (ISR: NIR / SWIR) en la detección de la defoliación por *Lambdina fiscellaria* (Guen.) en bosques de pináceas al este de Canadá (Fraser & Latifovic, 2005), o bien con el sensor MODIS y el sensor de media resolución Landsat TM y ETM+ y el índice NDII5 en defoliaciones producidas por *Lymantria dispar* L. sobre frondosas (robledales principalmente) en el este de los Estados Unidos (De Beurs & Townsend 2008; Townsend *et al.* 2012, respectivamente). En España, el índice MSI (SWIR / NIR) con el sensor Landsat TM y/o ETM+ ha probado ser el que mejor estima la defoliación por sequía en encinares del noroeste (Camarero *et al.* 2015), la defoliación por *Rhynchaenus fagi* L. en bosques de haya en el sur de la Cordillera cantábrica (Rullán-Silva *et al.* 2015), o la defoliación por *Thaumetopoea pityocampa* (Denis & Schiff.) en pinares del Sistema Ibérico (Sangüesa-Barreda *et al.* 2014). Pueden compararse los valores espectrales obtenidos a partir de estos índices de vegetación en modelos de regresión logística para obtener datos de predicción de susceptibilidad y vulnerabilidad a la defoliación (Franklin 2001). Estas estimaciones pueden proyectarse espacialmente mediante cartografía de probabilidad de brotes de plagas en bosques (Wulder *et al.* 2006); mostrando así que estos modelos permiten evaluar de manera espacial y continua el potencial de daño por plagas forestales (Paritsis *et al.* 2011).

Los bosques de *Pinus nigra* J.F. Arnold *salzmannii* (Dunal) Franco (en adelante *P. nigra*) están integrados en la lista de hábitats prioritarios de la Unión Europea que requieren medidas específicas de conservación debido a su importancia biológica, ecológica, social y económica (Tiscar & Linares 2011). Esta especie circunmediterránea, presenta en España una distribución fragmentada en zonas montañosas entre los 500 a los 2200 msnm (Roiron *et al.* 2013; Costa *et al.* 2001). Estas masas frecuentemente se ven afectadas por infestaciones de la procesionaria del pino *Thaumetopoea pityocampa*, una plaga forestal típica del sur de Europa muy conocida por los importantes daños ecológicos y sociales que causa (Hódar & Zamora 2009).

Una infestación por procesionaria puede llevar a la defoliación parcial o total de los árboles durante el otoño e invierno cuando las orugas se alimentan de las acículas. Cabe resaltar que las orugas no se alimentan de las yemas, por lo que no impiden la posterior brotación en la siguiente primavera, aunque reducen notablemente las reservas y el vigor del árbol. Como resultado, la defoliación reduce el crecimiento del árbol, lo debilita y deja más susceptible a la acción de estresores bióticos, como otras plagas o enfermedades, o

abióticos como el estrés hídrico causado por las frecuentes sequías típicas en el área mediterránea (Hódar & Zamora 2004; Arnaldo *et al.* 2010; Jacquet *et al.* 2012, 2013) y cuya frecuencia ha aumentado en las últimas décadas (Peñuelas *et al.* 2001; Candel-Pérez *et al.* 2012). En España, una de las áreas más afectadas por procesionaria se localiza en la Sierra de Gúdar (provincia de Teruel), donde el Laboratorio de Sanidad Forestal de Mora de Rubielos inició en 1970 un seguimiento del daño causado en las masas por *T. pityocampa*, evaluado a nivel de rodal mediante grados de infestación cuantificados según índices pre-establecidos de 0 (sin daño) a 5 (toda la masa completamente defoliada) (Cayuela *et al.* 2014). Sangüesa-Barreda *et al.* (2014) obtuvieron que el MSI resultara el mejor de entre nueve índices espectrales de vegetación, obtenidos a partir de imágenes Landsat, testados en dicha área y con registros del Laboratorio de Mora de Rubielos, para detectar áreas propensas a la defoliación por la procesionaria en los pinares de la zona.

En el presente trabajo se procedido a estimar la probabilidad del daño por defoliación causada por la procesionaria en masas de *P. nigra*, un pino por el que muestra preferencia (Hernández Alonso *et al.* 2005; Hódar *et al.* 2012), mediante un modelo de regresión logística.

Materiales y métodos

Área de estudio y datos de campo

El área de estudio se localiza en el Sistema Ibérico, específicamente en la Sierra de Gúdar (Teruel), entre UTM-30 Norte X= 683.414 Y= 4.473.972; y X = 698.370, Y = 4.458.386 (Figura 4.1), con una extensión de aproximadamente 130 km² y principalmente forestada con masas naturalizadas de *Pinus nigra* Arn. *salzmannii* (Dunal), *Pinus pinaster* Ait. y *Pinus sylvestris* L. (Cayuela *et al.* 2014). En esta región las alturas varían entre los 1000 y 1800 m s. n. m., con predominio de suelos básicos y calcáreos (Soil Survey Staff 2010), con clima frío continental sub-mediterráneo caracterizado por temperaturas medias anuales de 12°C y precipitaciones medias anuales de aproximadamente 519 mm (Sangüesa-Barreda *et al.* 2014). Como muchas otras regiones de España, este lugar ha sufrido importantes infestaciones por procesionaria, por lo que en 1970 se establecieron 92 rodales de seguimiento de *P. pinaster*, *P. sylvestris* y *P. nigra* con el fin de establecer bases para el control integrado de la procesionaria en rodales de pinos mediterráneos con diferentes condiciones climáticas y diferentes tipos de estructura forestal (Montoya & Hernández 1997). Para el estudio se seleccionaron inicialmente los 46 rodales en los que

el *P. nigra* es la especie de pino dominante, que fueron posteriormente reducidos a 31 después de eliminaciones debidas a cobertura de nubes, zonas de cultivo, relieve quebrado y, principalmente, a densidad forestal defectiva.

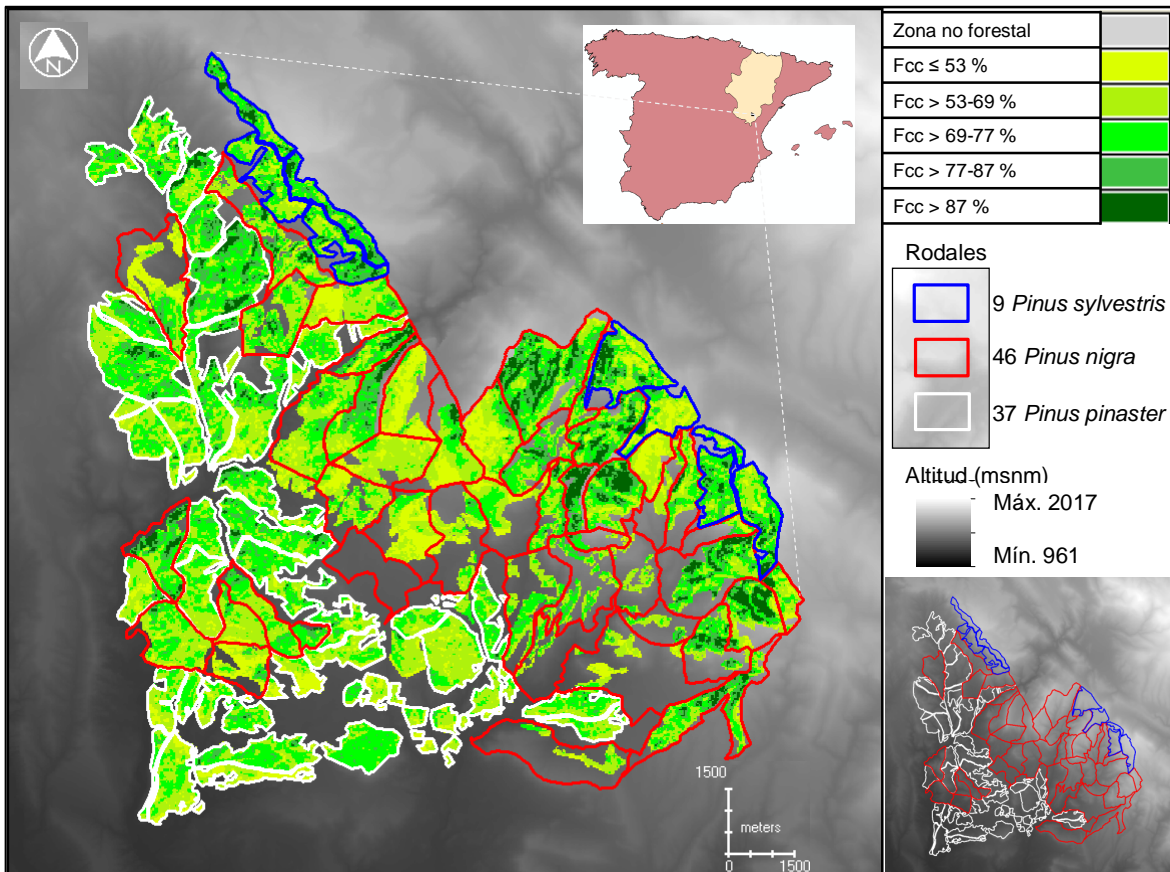


Figura 4.1. Área de estudio. Fondo de la imagen: Modelo digital de elevación. Fcc= Fracción de cabida cubierta. Mapa Fcc: ver abajo sección *Obtención de la máscara forestal*.

Los datos de daños en campo fueron obtenidos por el Laboratorio Forestal de Mora de Rubielos (Laboratorio de Salud Forestal del Gobierno de Aragón; Cayuela *et al.* 2014). El grado de infestación por procesionaria se evaluó anualmente a fines de invierno, desde 1970 hasta 2012, de acuerdo a seis índices de infestación: 0= no infestación, 1= defoliación escasa, bolsones dispersos, 2= defoliación y bolsones visibles en los bordes de la masa, 3= fuerte defoliación y numerosos bolsones en el borde de la masa, ligera de defoliación en el centro de la masa, 4= muy fuerte defoliación tanto en el borde como en el centro de la masa, y 5= defoliación masiva, casi todo follaje consumido (Cayuela *et al.* 2014). Puesto que estos índices fueron diseñados para describir los niveles poblacionales de la plaga y no directamente la defoliación causada (Cayuela *et al.* (2014), en el presente estudio éstos se han agrupado en sólo dos clases: no-defoliados (0) que reúne los anteriores índices de infestación 0, 1 y 2, y defoliados (1) que reúne los índices; 3, 4,

5 donde se aprecian defoliaciones en el interior del rodal. De los 31 rodales seleccionados, 11 fueron clasificados como no-defoliados (nunca sufrieron defoliación en el periodo de estudio) y 20 como defoliados (algún año durante el período sufrieron defoliación).

Adquisición y preprocesamiento de los datos espectrales

Con la finalidad de cubrir con información espectral el mayor periodo de tiempo abarcado por los datos de campo (1970 a 2011) se adquirieron 15 imágenes Landsat entre 1986 y 2011 (Tabla 4.1). Esta secuencia de imágenes satelitales para el área de estudio se ajustó hasta donde fue posible a una bioventana que considera tanto la fenología del daño por *T. pityocampa* como la fenología de brotación del *P. nigra* (Figura 4.2).

TABLA 4.1. Imágenes Landsat utilizadas (Path 199 – Row 32)

Fecha de adquisición	Sensor	Recurso gratuito ^a	Forma de adquisición
22 de mayo de 1986	TM	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web
09 de mayo de 1987	TM	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web
02 de abril de 1991	TM	ESA	Por aceptación de una propuesta de proyecto
20 de abril de 1992	TM	USGS	Descargada desde el sitio Web
28 de marzo de 1995	TM	ESA	Por aceptación de una propuesta de proyecto
01 de marzo de 2000	ETM+	USGS	Descargada desde el sitio Web
07 de mayo de 2001	ETM+	USGS	Descargada desde el sitio Web
24 de abril de 2002	ETM+	USGS	Descargada desde el sitio Web
10 de marzo de 2003	ETM+	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web
18 de mayo de 2005	ETM+	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web
05 de marzo 2007	ETM+	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web
24 de abril de 2008	ETM+	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web
10 de marzo de 2009	ETM+	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web
16 de mayo de 2010	TM	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web
12 de febrero 2011	ETM+	USGS_LEDAPS	Descargada desde el sitio Web

^a USGS= United States Geology Survey (<http://glovis.usgs.gov> o <http://earthexplorer.usgs.gov>); ESA= European Space Agency. LEDAPS: Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System, <http://earthexplorer.usgs.gov> (seleccionar Landsat CDR en la pestaña Data Sets)

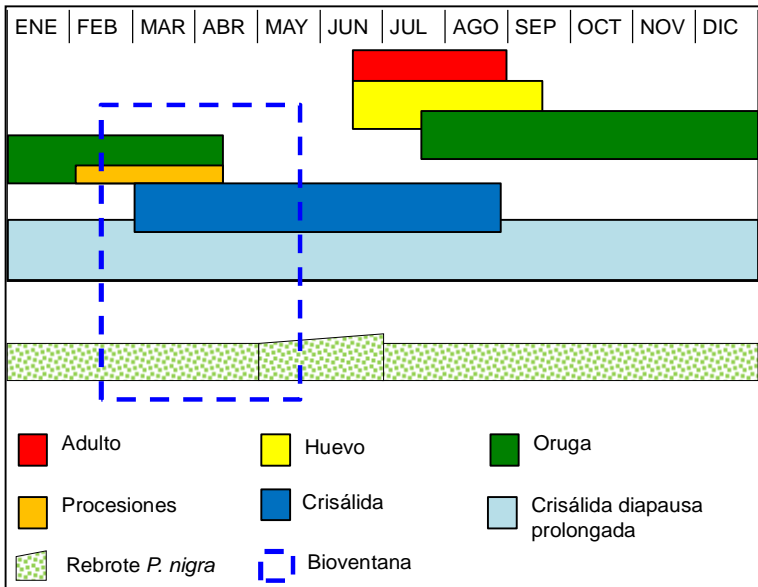


Figura 4.2. Fases del ciclo de vida de *Thaumetopoea pityocampa* (modificada de Montoya *et al.* 2005), fenología del *P. nigra* y bioventana a partir de la disponibilidad de imágenes satelitales Landsat (guiones azules).

Una eficaz detección de cambio requiere correcciones geométricas y radiométricas para, en primer lugar, transformar los valores digitales a valores biofísicos de reflectancia de superficie, y en segundo, asegurar la normalización entre las imágenes, particularmente cuando los datos no provienen de un único sensor. En el presente estudio se optó por que la secuencia temporal de imágenes la constituyeran mayoritariamente productos LEDAPS, previamente georreferenciados, con una absoluta calibración y corrección atmosférica (Masek *et al.* 2006), por ser ya imágenes transformadas a valores de reflectancia de superficie. Se pudieron adquirir 9 LEDAPS de la colección USGS Landsat CDR, mientras que el resto, hasta 15, fue completado con dos imágenes con corrección geométrica a nivel de procesado L1G de la colección USGS Landsat Archive, una sin corrección geométrica de la colección USGS Landsat Legacy y tres sin corrección geométrica del catálogo EOLI-SA de la ESA. La corrección geométrica de estas cuatro imágenes se realizó usando la función automatizada tie-points del ENVI 5.0 a partir del Image Registration Workflow (image to image) (Canty 2007), lográndose un RMSE final <0.8 píxel. Como imagen base para la corrección geométrica se utilizó la LEDAPS del año 1986. A continuación se eliminaron manualmente las zonas con cobertura nubosa mediante la aplicación de áreas de interés (AOI) del ERDAS IMAGINE® 8.7.

La secuencia temporal de imágenes se normalizó ajustando a la reflectancia de superficie de una imagen LEDAPS (imagen con corrección atmosférica) a aquellas seis

imágenes de la secuencia que no son LEDAPS. Para ello, se escogió como imagen corregida de referencia la LEDAPS de 1986, por no tener cobertura de nubes, por su calidad radiométrica y por su cercanía a los años donde los datos de campo mostraban las defoliaciones más importantes. Se aplicó para la normalización absoluta de las imágenes el algoritmo IR-MAD (Iteratively Reweighted Multivariate Alteration Detection) propuesto por Canty & Nielsen (2008) donde de manera automatizada el algoritmo en un primer paso localiza en la imagen a normalizar y en la imagen de referencia sus características pseudo-invariantes (FIP), es decir, aquellos píxeles de reflectancia estable en el tiempo (Schroeder *et al.* 2006); en un segundo paso hace una ordenación estadística (Canty *et al.* 2004) donde los píxeles FIP seleccionados fueron usados subsecuentemente para normalizar la imagen banda a banda a la imagen referencia (Schroeder *et al.* 2006), y así para cada imagen a transformar. Esta normalización se llevó a cabo con el programa ENVI® 5.0.

Obtención de la máscara forestal

Se obtuvo un mosaico forestal del área de estudio en formato image con proyección UTM, WGS84 y Datum 30 con dos mosaicos (0568 y 0591 de formato ECW y resolución 0.5m) de ortofotografías del PNOA de 2009 (Programa Nacional de Ortofotografía Aérea). A partir de este mosaico y utilizando la capa digital de las subzonas o rodales de estudio, el Mapa Forestal Español e imágenes del programa Google™ earth se construyó un mosaico forestal del área de estudio al poligonizar manualmente mediante AOI toda cobertura de *P. nigra* existente, eliminando áreas de cultivo, cuerpos de agua naturales o artificiales, medios de comunicación, estructuras agropecuarias, asentamientos humanos, relieves quebrados y sus sombras, y todo bosque o rodal de comunidades arbóreas sin dominancia del pino negral. El mosaico forestal se convirtió en el patrón con el que se recortó la imagen LEDAPS de 1986, y a la que se le aplicó el algoritmo TAC (Tasseled Cap Angle) (Powell *et al.* 2010), de forma que:

$$TCA = \arcsin \left(\frac{TCG}{TCB} \right)$$

Donde: Tasseled Cap Greenness (TCG) = $(-0.2848*B1) + (-0.2435*B2) + (-0.5436*B3) + (0.7243*B4) + (0.0840*B5) + (-0.1800*B7)$, y

Tasseled Cap Brightness (TCB) = $(0.3037*B1) + (0.2793*B2) + (0.4343*B3) + (0.7243*B4) + (0.5585*B5) + (0.1863*B7)$.

Con el TAC se logró una relación de la densidad de la cobertura forestal de la imagen LEDAPS, permitiendo discriminar con fidelidad las copas de los árboles del sotobosque y del suelo. Posteriormente, se aplicó una clasificación no supervisada con el

algoritmo ISODATA mediante ERDAS IMAGINE® generando 10 clases que se recodificaron en 5 mediante una clasificación supervisada apoyada en el mosaico forestal. En estas 5 clases se separaron las áreas de masas más densas, en el centro del arbolado, y cuatro entornos de éstas con distintas densidades que en total cubrían la superficie de la imagen forestal TCA. Sin embargo, dicha “densidad” no representa una medida cuantificable en la imagen, por lo que se trató de asignar a las áreas clasificadas una medida de la fracción de cabida cubierta (Fcc). Sobre la imagen clasificada TCA se aplicó un muestreo aleatorio estratificado mediante la prueba Accuracy Assessment con ERDAS IMAGINE® de 256 píxeles-muestra (Congalton 1991) repartidas en las cinco clases, con el fin de asignarles un rango de Fcc a cada clase (ver clases en Figura 4.1).

Paralelamente, sobre el mosaico forestal de 0.5m de resolución se aplicó una clasificación supervisada que discriminó con precisión las copas del sotobosque y del suelo, la imagen continua se transformó en temática y ésta se recodificó en una imagen binaria de dos clases de cubierta: forestal y no forestal. Utilizando la imagen digital del mosaico y el muestreo realizado se ha podido asignar un rango de Fcc para cada clase clasificada del TCA (cada píxel de la TCA corresponde a una ventana de 60x60 píxeles de mosaico). Así el Fcc de cada clase en la imagen forestal TCA de una manera aproximada (Figura 4.1). De la nueva imagen forestal Fcc se derivó una temática que finalmente produjo la máscara forestal binaria al reunificar la clase 5 ($F_{cc} > 87\%$) y la clase 4 ($77\% < F_{cc} \leq 87\%$), centro de la masa y contorno respectivamente, en una sola clase denominada masa forestal con valor 1 frente al resto con valor cero.

Considerando que la infestación por procesionaria se inicia en pies aislados y en los bordes y sólo cuando se producen en años de infestaciones fuertes se ve afectado el centro de la masa (Cayuela *et al.* 2014; Montoya & Hernández 1992; Régolini *et al.* 2014), y teniendo en cuenta que los niveles de infestación 4 y 5 han afectado el interior de la masa, se aplicó la máscara forestal sobre los 31 rodales aislando del resto las áreas que tuviesen una espesura completa de $F_{cc} > 87\%$ y cuyos contornos tuviesen una espesura incompleta de $F_{cc} > 78\%$ (Figura 4.1), de forma que se evitase en lo posible el ruido espectral de fondo debido al sotobosque y a la exposición del suelo que ocurre con coberturas de copas abiertas.

Modelo de regresión logística

Se utilizó un modelo de regresión logística para explorar la relación del daño por defoliación con las otras variables (Hosmer & Lemeshow 2000). Se construyeron modelos

logísticos de regresión con cinco índices, NDII5, NDII7, NDVI, MSI y SAVI, que fueron comparados. Similarmente que para el MSI, se generaron las imágenes SLT para los demás índices. Los modelos se construyeron utilizando la aplicación Spatial Modeler del programa ERDAS IMAGINE®. Los algoritmos de los índices de vegetación Landsat calculados para los modelos son: MSI (Banda 5 / Banda 4) (Rock *et al.* 1986); NDVI (Banda 4 – Banda 3) / (Banda 4 + Banda 3) (Tucker 1979); NDII5 (Banda 4 – Banda 5) / (Banda 4 + Banda 5) (Hardisky *et al.* 1983); y el NDII7 (Banda 4 – Banda 7) / (Banda 4 + Banda 7) (Hunt & Rock 1989).

Además de los índices de vegetación, se testaron otras variables abióticas que pudiesen ser explicativas del daño por defoliación, como la altitud, la pendiente y las orientaciones de solana y umbría, así como la influencia climática con el SPEI (Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index; Vicente-Serrano *et al.* 2010), el cual tiene en cuenta la influencia de la temperatura y de la precipitación en las sequías desde 1950, y permite valores acumulados con diferentes escalas temporales. Otras variables bióticas, como las dentro-dasométricas, no pudieron ser utilizadas al no estar disponibles. Se probó el índice SPEI, para el mes de mayo, como regresor del modelo en tres diferentes escalas temporales, 12, 20 y 24 meses, calculados a partir de los datos de su página web (<http://sac.csic.es/spei/index.html>). El SPEI a 24 meses (SPEI₂₄) resultó el más significativo ($p < 0.0001$) por lo que fue seleccionado como indicador del potencial estrés hídrico en la salud de los *P. nigra* en respuesta a los eventos de sequía continuados durante dos años. Se verificó mediante la no multicolinealidad entre MSI y SPEI₂₄ ($R < 0.7$, $P < 0.05$) (SAS v.6 Inc., NC, USA).

Análisis del modelo logístico de regresión seleccionado

Se realizó la regresión logística mediante forward stepwise (SAS v.6 Inc., NC, USA) incluyendo sólo variables con un p-valor < 0.05 para seleccionar el modelo más simple que mejor explicase la variabilidad del daño. Solamente resultaron significativos los índices MSI y SPEI₂₄, por lo que las restantes variables fueron descartadas. La variable dependiente (daño por defoliación) fue categorizada en 1 = presencia del daño y 0 = ausencia del daño.

Una vez ajustado el mejor modelo, se evaluó su umbral de probabilidad presencia-ausencia del daño por defoliación mediante el Análisis del área bajo la curva ROC (Receiver Operating Characteristic). Como se observa en la Figura 4.3, la curva total establece la capacidad de predicción correcta del modelo en función de sus valores de

probabilidad, de 0 al 1. En función de dicho rango, la capacidad (%) del modelo de predecir correctamente el evento de presencia del daño es su sensibilidad y la capacidad (%) de predecir correctamente la ausencia del daño es su especificidad. El punto de intersección de las curvas, punto de corte o umbral de probabilidad, es el valor entre las capacidades anteriores y a partir del cual establecer un umbral idóneo de predicción de la aparición del daño considerado (Hosmer & Lemeshow 2000).

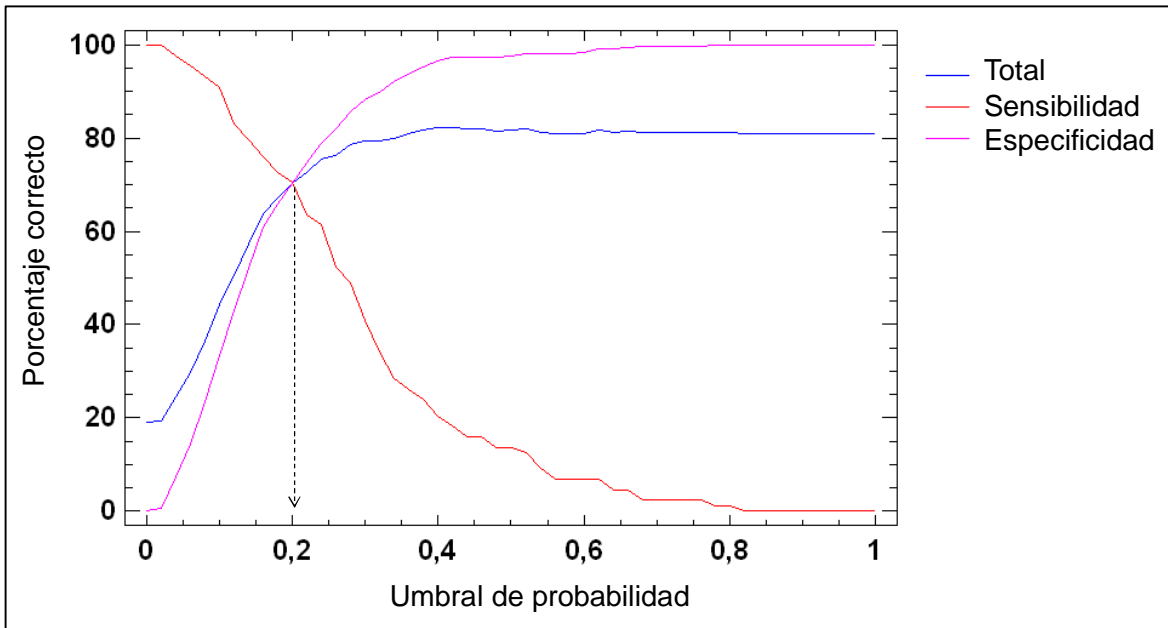


Figura 4.3 Obtención del umbral de probabilidad que maximiza la sensibilidad y especificidad del modelo (programa STATGRAPHICS Centurion XVI).

La ecuación del modelo de regresión logística es:

$$p_i = \frac{1}{1 + e^{-[\beta_0 + \beta_1 x_{1,i} + \dots + \beta_k x_{k,i}]}}$$

Dónde p_i es la probabilidad de éxito del i -ésimo evento; $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$ son los k -ésimos coeficientes de las k -ésimas variables predictivas X en cada i -ésimo evento. Los coeficientes β usualmente se convierten a *odds ratios* por exponenciación del coeficiente e^β que representa la tasa de cambio del evento de interés (daño por defoliación) por una unidad de cambio en la variable predictiva. El signo del coeficiente β establece cuando un aumento en la variable independiente significa un aumento o disminución en la probabilidad de un pixel de sufrir el daño.

El ajuste del modelo se evaluó mediante el test de Hosmer-Lemeshow. La significación de las variables dependientes se valoró mediante el estadístico Wald (p-

valor < 0.05). Se calculó en una tabla de contingencia los datos de referencia y predicción de los casos defoliados y no-defoliados, determinándose la exactitud del productor y sus correspondientes errores de omisión, así como la exactitud del usuario y sus correspondientes errores de comisión.

Comparación entre datos observados y resultados predichos

Posteriormente el modelo MSI-SPEI₂₄ se aplicó a una imagen STL-MSI conteniendo la totalidad de los 46 rodales de *P. nigra*. Se compararon, mediante mapas y en cuatro posibles escenarios distintos (dos años con defoliación y dos sin defoliación en condiciones de sequía y no sequía, respectivamente), las predicciones ofrecidas por el modelo sobre la presencia y ausencia del daño en dichas masas, con los datos observados de campo. Con el fin de realizar una comparación cuantitativa, para cada uno de los mapas predichos por el modelo se obtuvo a través de éste y mediante predicción inversa el valor medio MSI umbral (MSI-u) y sus intervalos de confianza al 95%. Este valor medio MSI-u en el mapa corresponde al valor del umbral de probabilidad del daño (0.21) del modelo mencionado y se consideró el valor predicho, y es comparable con el valor medio MSI del daño de la defoliación obtenido directamente en la imagen ese mismo año, que se consideró el valor observado.

Resultados

Modelo de regresión logística

La Tabla 4.2 muestra similares y altamente significativos p-valores de los cinco modelos de regresión logística ajustados para los índices de vegetación, así como los valores del Análisis ROC y de la Prueba Chi-cuadrada de Wald para su comparación. El modelo basado en el índice MSI mostró superioridad en estos criterios, por lo que fue seleccionado como el mejor y más sensible.

Se buscó además la significación de otras variables que pudieran ser también potenciales regresoras del modelo. No se halló correlación significativa con las variables topográficas (si bien la altitud se aproximó a una significación del 95%), mientras que el SPEI₂₄ presentó una relación positiva, altamente significativa. El nuevo modelo predictivo resultó entonces:

$$P = \frac{1}{1 + e^{-[6.6231 - 7.72453(\text{MSI}) - 0.777523(\text{SPEI}_{24})]}}$$

Tabla 4.2. Comparación de modelos logísticos de regresión en función de índices de vegetación del daño por defoliación causada por *T. pityocampa* en masas de *Pinus nigra*.

Modelo	Valor ROC	X ² de Wald	Valor-p
MSI	0.714	42.3	< 0.0001
NDII7	0.710	39.7	< 0.0001
NDII5	0.706	35.8	< 0.0001
NDVI	0.705	39.2	< 0.0001
SAVI	0.703	37.5	< 0.0001

Ver significado de siglas de los índices en la sección correspondiente de materiales y métodos.

La Tabla 4.3 muestra los parámetros y estadísticas de ajuste de este modelo logístico de regresión MSI-SPEI₂₄. La prueba Hosmer-Lemeshow indicó que el modelo ajustaba los datos por encima de un nivel de confianza del 95%, mientras que la prueba de Wald, donde el MSI y el SPEI₂₄ resultaron variables significativas, indicó que el primero (valor 42.3) tuvo un mayor impacto explicativo en la probabilidad de aparición del daño que el indicador climático (15.9).

Tabla 4.3. Parámetros y estadísticas de ajuste con 465 datos del modelo de regresión logística con los índices MSI y SPEI₂₄ como predictores del daño en *P. nigra* causado por *T. pityocampa*.

Parámetros del modelo		Prueba Wald		Prueba bondad del ajuste de Hosmer & Lemeshow	
Parámetros	Estimador	Wald	Sig.	Chi-cuadrada	Sig.
Intercepto	- 6.623	58.948	< 0.0001	5.564	0.6959
MSI	7.725	42.314	< 0.0001		
Odds ratio	$e^{\beta} = 353.99$				
SPEI ₂₄	0.778	15.9	< 0.0001		
Odds ratio	$e^{\beta} = 2.176$				

Análisis del modelo logístico de regresión seleccionado

En la Figura 4.4 se muestra la relación que guardan cada una de las dos variables predictivas (MSI y SPEI₂₄), por separado y fijando el valor de una de ellas al mismo tiempo, con la función de probabilidad del modelo (daño por defoliación) En los tres gráficos superiores se fijó el SPEI₂₄ en dos valores extremos y un valor intermedio, para analizar el comportamiento de los valores de probabilidad del modelo (de 0 a 1) en función del MSI. Puede observarse la existencia entre la presencia del daño y el MSI una

correlación fuerte y significativa, que permanece estable a lo largo de un amplio rango de valores MSI, a pesar de que las condiciones climáticas se desplacen desde una fuerte sequía (valor negativo), a una condición climática húmeda (valor positivo). En los tres gráficos inferiores se fijó similarmente el MSI en dos valores extremos y uno intermedio, resultando una correlación significativa entre la presencia del daño y la variable climática SPEI₂₄, que se hace mayor según el MSI aumenta.

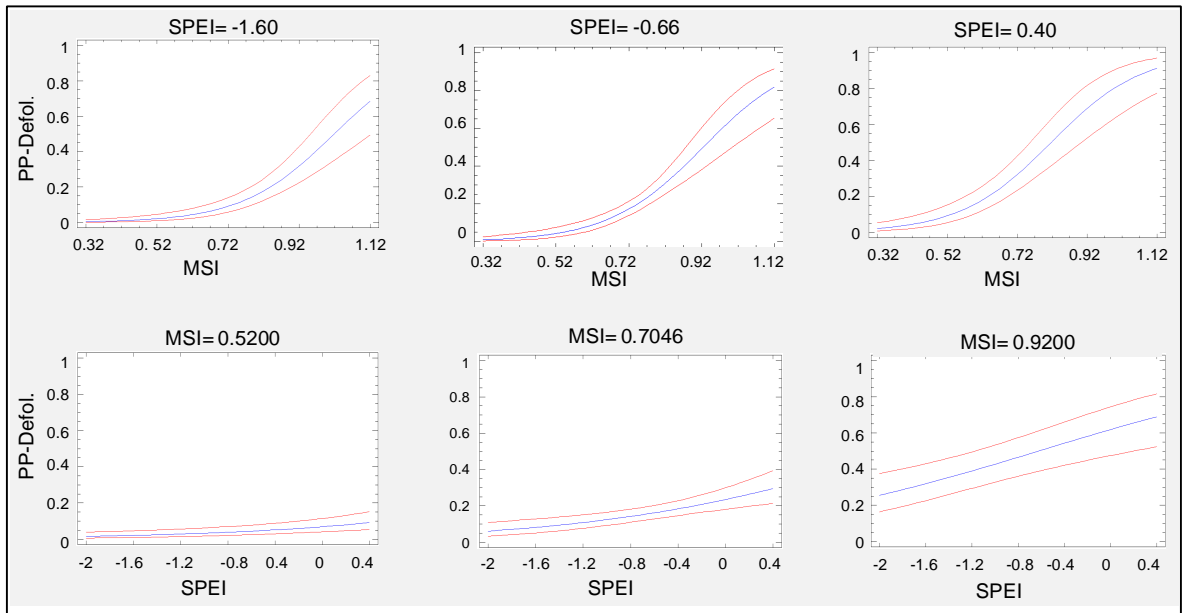


Figura 4.4. Análisis del modelo de regresión logística ante cada una de sus dos variables predictivas por separado y fijando en tres valores cada variable a la vez. PP= Procecionaria del pino; Defol.= defoliación. Clasificación SPEI: Normal ≤ 0.84 , Seco moderado < -0.84 , Seco severo < -1.28 , Seco extremo < -1.65 .

La Tabla 4.4 muestra que el modelo alcanzó una fiabilidad global de 71.6%, con un 65.9% de sensibilidad de predecir correctamente la aparición de la defoliación causada por *T. pityocampa* en masas de *P. nigra*, y una especificidad del 72.9% de predecir con acierto la no aparición del daño. Es decir, la exactitud (del cartógrafo) en el mapeo de la probabilidad del daño para asignar correctamente áreas de defoliación y áreas de no-defoliación es del 34.1 y del 27.1% respectivamente, debido a errores de omisión. A su vez, la confianza del usuario del mapa en la correcta asignación de aquellas áreas predichas de no-defoliación es del 90.2% y del 34% para aquellas otras áreas predichas como defoliadas. El modelo genera una cartografía con el 9.8% de errores de comisión o desaciertos en la asignación de áreas con ausencia del daño y con el 63.8% de desacierto en la asignación de áreas con presencia de defoliación.

Tabla 4.4. Resultados del modelo construido con los índices MSI y SPEI₂₄ como predictores del daño en *P. nigra* causado por *T. pityocampa*, usando un umbral de probabilidad del 0.21

Predictores: MSI y SPEI		Modelo			Exactitud Productor (%)	Error Omisión (%)
		No-defol.	Defol.	Total		
Referencia	No-defol.	275	102	377	72.9	27.1
	Defol.	30	58	88	65.9	34.1
Total		305	160	465		
Exactitud usuario (%)		90.2	36.3			
Error de comisión (%)		9.8	63.8			
					Fiabilidad global	
					71.6%	

Defol. = Defoliación

Comparación entre datos observados y resultados predichos

En la Figura 4.5 se representan en rojo las áreas de presencia del daño por defoliación y en verde las áreas con ausencia de daño. En cada imagen, el pequeño recuadro superior muestra lo observado en campo en los rodales y en la imagen detallada aparecen los valores predichos por el modelo. Los cuatro años mostrados representan diferentes escenarios posibles. En la fila superior se muestran dos años en los que se reportaron altos niveles de procesionaria, bajo condiciones climáticas normales (1991) y de sequía extrema (1995). En la fila inferior se representan dos años en los que se reportaron niveles de la plaga muy bajos, bajo condiciones climáticas de extrema sequía (2000) o normales (2003). En todos los casos se muestran los valores MSI de las áreas defoliadas (A) y no defoliadas (B), con su respectivo valor MSI-u y su intervalo de confianza al 95%, junto con los valores del índice SPEI₂₄.

Puede observarse que hay en general una buena correspondencia entre las representaciones basadas en estimaciones de campo (recuadros superiores izquierdos) y los mapas estimados por el modelo, tanto cuando existe mayor presencia de defoliación (áreas rojas) como con ausencia de ésta (áreas verdes). Sin embargo, para cada caso comparado puede observarse que:

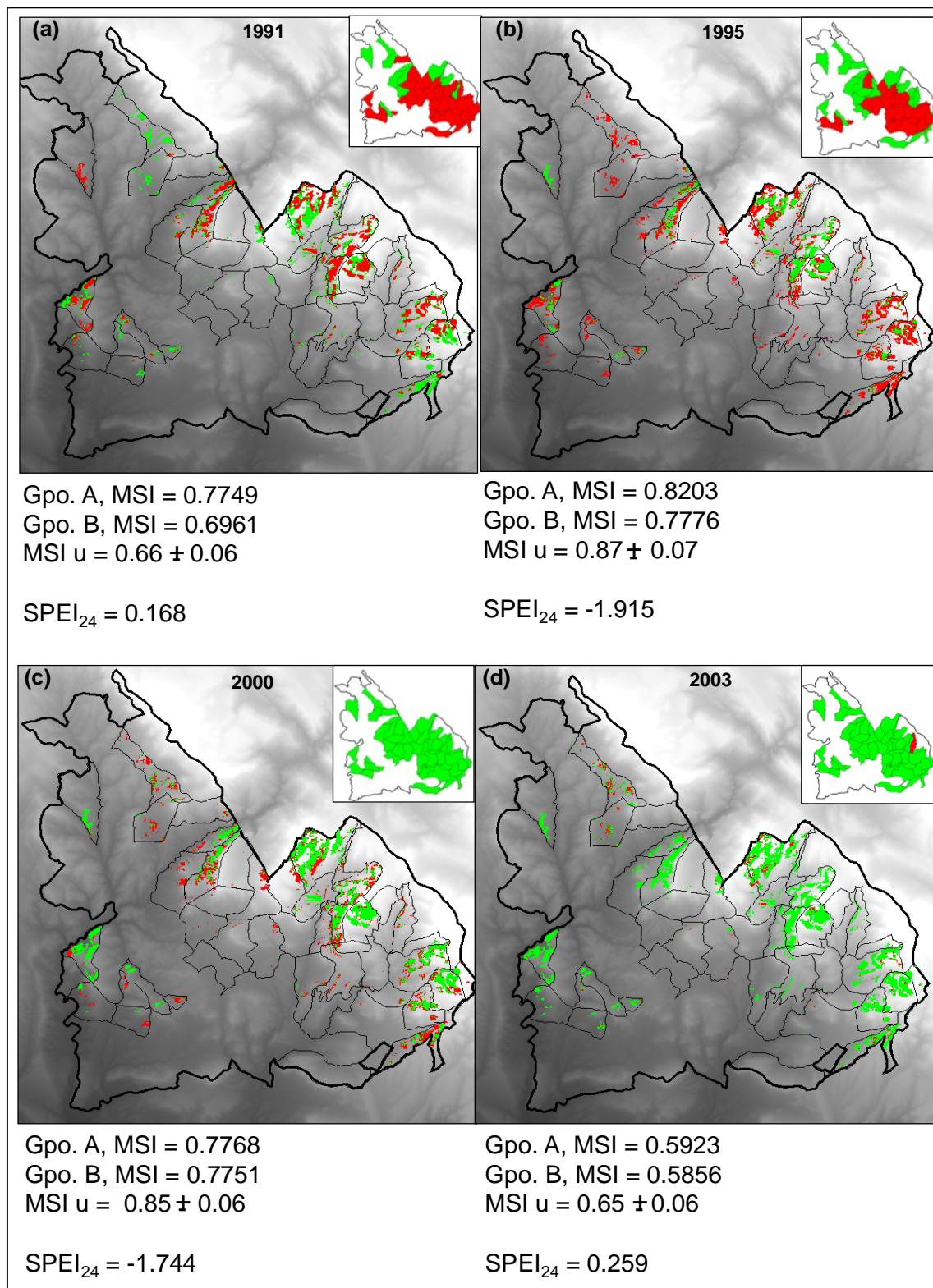


Figura 4.5. Mapas de los resultados del modelo (MSI-SPEI₂₄) comparados con esquemas de resultados de campo (recuadro pequeño) bajo diferentes escenarios de defoliación y condición de sequía.

El mapa del modelo para 1991 (a) parece tener más coincidencias con lo observado que el mapa para 1995 (b), pero comete más errores de omisión, mientras que en (b) se cometen más de comisión. Por otra parte, el mapa para 1991 (a), bajo una condición climática normal (valor $SPEI_{24}$ positivo), mostró para el arbolado del grupo B un valor medio de estrés MSI por encima del valor MSI-u, aunque dentro de su intervalo de confianza cercano al límite superior. Esto podría indicar que el modelo tiende a subestimar, u omitir, valores de estrés ligeramente altos más propios del grupo A, que podrían provenir de la defoliación por algún brote de procesionaria. El caso del mapa para 1995 (b) es diferente, ya que se trata del año con mayor déficit hídrico que presentó además fuertes defoliaciones por procesionaria, superiores al valor 0.8 de MSI. En este caso ambos grupos muestran valores MSI elevados, y el del grupo A (presencia de defoliaciones por procesionaria) escapa por debajo del intervalo del valor medio MSI-u de predicción. Esto podría interpretarse como que el modelo tiende a sobrestimar o a adjudicar valores MSI más altos, bajo una condición de elevado déficit hídrico.

En general, el mapa correspondiente al año 2000 (c) muestra menores coincidencias entre lo observado y lo predichos que el mapa para 2003 (d). En el primer caso se aprecia un elevado error de comisión pues el modelo asigna masas dañadas (áreas rojas), cuando los registros de campo (recuadro) muestran total ausencia de defoliación. El mapa para 2003 (d) muestra un buen acierto en la predicción de masas sin presencia del daño por procesionaria (verdes), sin bien se aprecian errores de comisión y en menor medida de omisión. Se observa que el mapa del 2000 (c) refleja la condición climática de sequía de ese año (valor negativo de $SPEI_{24}$), una de las peores en el área de estudio, tanto como en el año 1995. Si bien la escasa diferencia en los valores MSI entre los grupo A y B corrobora los registros de campo indicando ausencia de daños por procesionaria en ambas áreas, resulta que tanto el valor MSI del grupo A como del grupo B quedan por debajo del intervalo de confianza del valor medio de predicción del daño MSI-u del modelo, pudiendo significar que el modelo sobreestima y asigna valores de daño excesivos, debido a una situación de severa sequía. Por último, el mapa del año 2003 (d) muestra una ligera diferencia en los valores medios del MSI entre los grupos A y B, confirmando la escasa defoliación por la plaga reportada en campo. No obstante, el valor medio de MSI-u es ligeramente mayor, incluyendo el MSI del grupo A en su límite inferior, lo que podría apuntar a una tendencia a sobreestimar como daño ciertos valores bajos de este índice.

Otra aplicación del modelo

Se ha utilizado hasta ahora el modelo de regresión logística de forma dicotómica mediante un umbral de presencia/ausencia para la predicción del daño (Figura 4.6a), lo que supone una clara utilidad para el gestor forestal en la localización y control de potenciales brotes de *T. pityocampa* en pinares de *P. nigra*. No obstante, el modelo podría ser utilizado de modo continuo al generar una superficie de información sobre la probabilidad del daño (Figura 4.6b), que represente la intensidad gradual de su presencia, y por tanto provea al gestor forestal de una herramienta capaz de predecir la distribución espacio-temporal del riesgo ($0 \leq \text{probabilidad} \leq 1$) de aparición del ataque de la procesionaria.

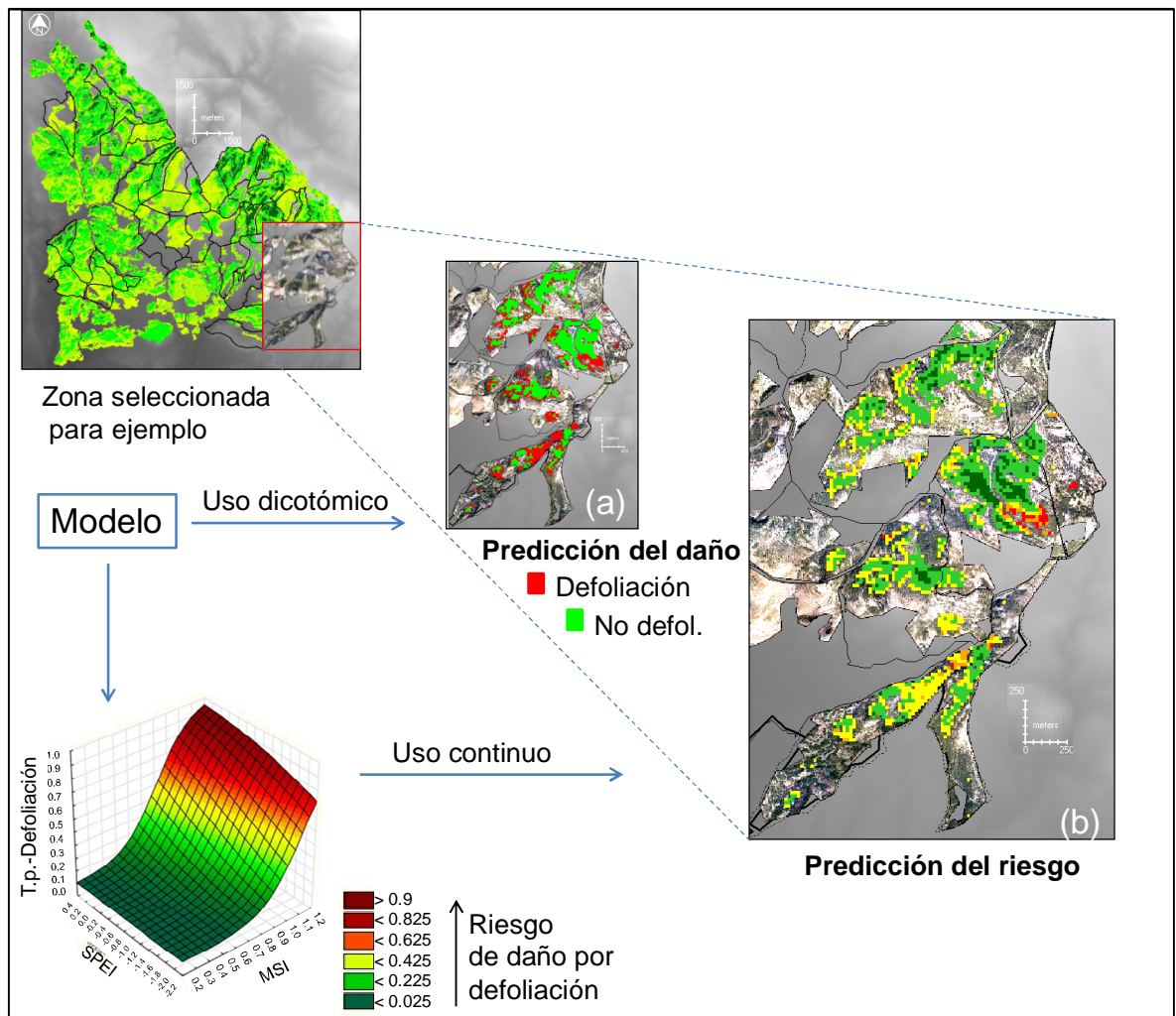


Figura 4.6. Representación de la aplicación del modelo probabilístico de forma dicotómica y continua generado para la predicción del daño por brotes de *T. pityocampa* en masas de *P. nigra*.

Discusión y conclusiones

Modelo de regresión logística

El valor del Análisis ROC para el modelo de regresión logística generado, 0.714, puede considerarse modesto, no obstante dentro del intervalo 0.7 y 0.8 que indica un modelo con aceptable discriminación (Hosmer & Lemeshow. 2000). Los tres modelos con índices basados en el infrarrojo medio y cercano (MSI, NDII7 y NDII5) fueron superiores al modelo NDVI, si bien la Chi-cuadrada de Wald mostró que el modelo NDVI fue el tercero más adecuado (Tabla 4.2). Los índices de vegetación con imágenes multiespectrales pueden compartirse uno o más canales e inclusive derivarse unos de otros. Esto podría hacer pensar que son poco discernibles en sus funciones o más o menos similares. Así como la reflectancia del rojo es sensible al contenido de clorofila y la del infrarrojo lo es a la estructura mesófila de la hoja, se ha demostrado que ninguna de ellas, solas o conformando un índice de vegetación, discrimina adecuadamente el contenido de agua de la hoja, aun cuando se asume que el estado de la vegetación y el contenido de clorofila son proporcionales a su contenido de agua, lo que no sucede en todas las especies vegetales (Ceccato *et al.* 2001). Por otro lado, tampoco la reflectancia del infrarrojo medio (SWIR) es capaz de medir el contenido de agua de la vegetación por sí sola, pues su variación depende tanto de la estructura interna como de la materia seca de la hoja, necesiándose su combinación con el infrarrojo cercano (NIR) (Ceccato *et al.* 2001). El índice MSI y los índices NDII5 y NDII7, entre otros, han sido diseñados para estimar la cantidad del agua presente en el follaje de la copa. Esta medida es importante porque se ha comprobado la relación entre los valores de estos índices y las condiciones de mejor salud o vigor de la vegetación (Ceccato *et al.* 2001). Contrariamente a los demás índices, el MSI, como su nombre indica, aumenta su valor cuando el vigor de la vegetación disminuye a causa de agentes estresores, ya sean bióticos o abióticos, que en este trabajo son la defoliación por procesionaria y el déficit hídrico por sequía respectivamente.

Análisis del modelo logístico de regresión seleccionado

La selección del umbral de probabilidad idóneo que logró la mejor fiabilidad de discriminación (71.6%) entre presencia o ausencia del evento predecible (daño por defoliación) se determinó maximizando la sensibilidad y la especificidad del modelo logístico de regresión (Hosmer & Lemeshow 2000), lo que sucedió para el valor 0.21, distante de valores alrededor de 0.5 encontrados para modelos de regresión logística

construidos a partir estudios experimentales (Wulder *et al.* 2006; Paritsis *et al.* 2011) que permiten seleccionar observaciones de presencia (1) y ausencia (0) del fenómeno a predecir. La conocida preferencia de la procesionaria por las masas de *P. nigra* de entre las tres especies dominantes de pinos existentes en el área de estudio (Hernández Alonso *et al.* 2005; Hódar *et al.* 2012), permitió encontrar suficientes episodios de daño por defoliación que hiciesen factible este estudio, si bien las observaciones de campo de presencia y ausencia del daño en estas masas guardan una proporción aproximada del 20 y el 80% respectivamente. En ese sentido, la menor cantidad de datos de presencia de daño para las otras especies de pinos del área, *P. pinaster* y *P. sylvestris*, impidió su inclusión en el estudio.

La sensibilidad o capacidad del presente modelo en predecir correctamente el ataque de la procesionaria en los bosques de *P. nigra* resultó ser de un 65.9%, y su especificidad o capacidad de predecir correctamente su no-ataque del 72.9%. Siendo su sensibilidad y especificidad menores del 75% el modelo no podría definirse como recomendable, no obstante para la gestión de la sanidad forestal sería un modelo que podría casi asegurar que un bosque de *P. nigra* no sufrirá el ataque de la procesionaria cuando así lo prediga, pero que poco podría hacer para asegurar predecir lo contrario, al producir bajos falsos negativos y elevados falsos positivos. Es decir, el modelo acertará su pronóstico de no-ataque en un 90.2% y de ataque por procesionaria sólo en el 36.3% de las veces.

Comparación entre datos observados y resultados predichos

El análisis de los mapas muestra explícitamente la tendencia del modelo a sobreestimar el daño y producir una mayor cantidad de falsos positivos como errores de comisión, lo que queda reflejado en tres de los cuatro mapas de la Figura 4.5 (b, c y d), en contraste con el mapa (a) que mostró más errores por omisión al subestimar el daño y producir más falsos negativos. Cabe señalar que una parte de dichos errores no es imputable al modelo debido a dos posibles razones: en primer lugar la propia naturaleza de los datos de campo, ya que los datos observados se refieren a niveles poblacionales de la procesionaria (niveles de infestación) y no directamente a los daños de defoliación por ésta causada. Por tanto, los niveles medidos en campo no reflejan fielmente la condición de defoliación o recuperación del rodal de un año a otro. Además, las áreas con presencia del brote de la plaga no fueron localizadas y mucho menos georreferenciadas, por lo que el daño observado en una parte se asignó a todo el rodal (R. Hernández, Laboratorio de Sanidad Forestal de Mora de Rubielos, comunicación

personal). En segundo lugar, los más numerosos errores de comisión podrían deberse tanto a factores abióticos (déficit hídrico) como a factores bióticos (procesionaria), lo que parece evidenciarse en los mapas de los años 1995 y 2000, dos años con sequía extrema según el SPEI₂₄, que apuntan a que tal variabilidad no está siendo explicada únicamente por las dos variables del modelo. El periodo 1993-1994 ha sido señalado como una importante sequía en la zona de estudio (Hernández *et al.* 2005), que el SPEI₂₄ recoge en 1995 con un valor de -1.92. Así mismo, el periodo de sequía de 2000-2001 (Hernández *et al.* 2005) lo indica con valores de -1.74 y -1.21 respectivamente.

Los resultados del presente estudio corroboran que el Moisture Stress Index (MSI) es el índice de vegetación más significativo en la detección de la defoliación causada por la *T. pityocampa* en comunidades dominadas por *P. nigra* en el sitio de estudio. Con el MSI y el índice SPEI se ajustó un modelo probabilístico *logit* del daño por defoliación causado por la mencionada plaga en dichos pinares. Tal modelado estableció con los referidos índices una relación muy significativa y positiva: con el MSI como resultado del aumento del estrés hídrico de la planta por pérdida del contenido de agua dada la defoliación, y con el SPEI al disminuir el déficit hídrico y mejorar las condiciones climáticas favoreciendo el daño por brotes de procesionaria.

Por otra parte, aunque el ajuste del modelo resultó con una aceptable discriminación, no fue posible validarlo por falta de más datos con la presencia del daño y por la naturaleza histórica y observacional de los mismos. Sin embargo, los resultados también muestran la potencial utilidad del modelado y mapeo probabilístico del daño por defoliación para el gestor forestal.

De este capítulo se deducen los siguientes dos aspectos importantes a destacar: primero, dado que la defoliación forestal tiene múltiples causas, como son los factores bióticos y abióticos, y la complejidad inherente a los ambientes mediterráneos en cuanto a la variabilidad espectral por sus suelos expuestos y bosques abiertos, es todo un desafío su teledetección, predicción y cartografiado, por lo que se requiere para su dominio una sostenida y decidida investigación multidisciplinaria. Y segundo, la imperiosa necesidad de que los datos forestales de referencia sean pertinentes para su mejor integración con las capacidades espectrales y espaciales de los sensores remotos lo que redundará en una eficaz aplicación de la teledetección en este ámbito.

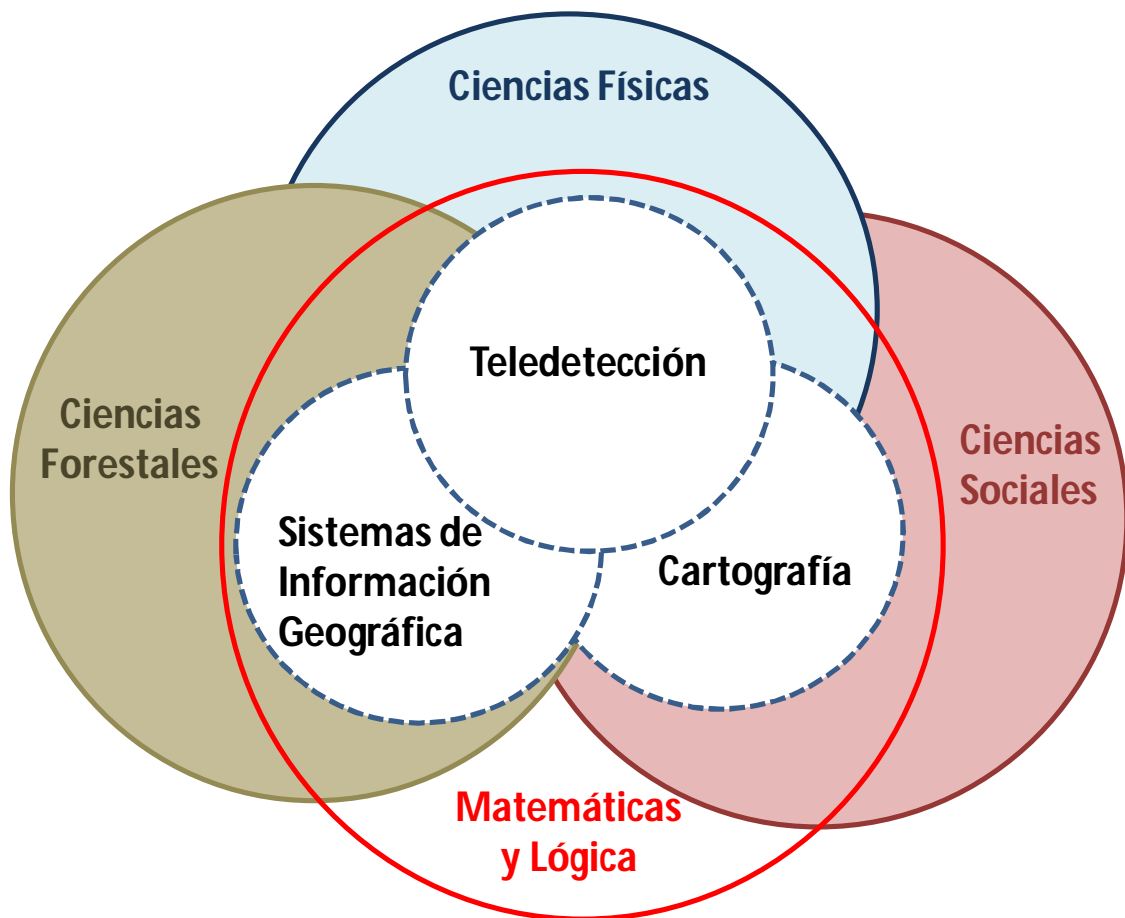
Referencias

- Adelabu S., Mutanga O., Cho M., 2012. A review of remote sensing of insect defoliation and its implications for the detection and mapping of *Imbrasia belina* defoliation of Mopane Woodland. *The African Journal of Plant Science Biotechnology* 6(1):1-13.
- Arnaldo P.S., Chacim S., Lopes D., 2010. Effects of defoliation by the pine processionary moth *Thaumetopoea pityocampa* on biomass growth of Young stands of *Pinus pinaster* in northern Portugal. *iForest – Biogeoscience and Forestry* 3:159-162.
- Banskota A., Kayastha N., Falkowski M., Wulder M., Froese R., White J. 2014. Forest monitoring using Landsat time-series data – A review. *Canadian Journal of Remote Sensing* 40(5):362-384.
- Camarero J., Franquesa M., Sangüesa-Barreda-Barreda G. 2015. Timing of drought triggers distinct growth responses in holm oak: implications to predict warming-induced forest defoliation and growth decline. *Forests* 6:1576-1597.
- Cayuela L., Hernández R., Hódar J.A., Sánchez G., Zamora R. 2014. Tree damage and population density relationships for the pine processionary moth: Prospects for ecological research and pest management. *Forest Ecology and Management* 328:319-325.
- Candel-Pérez D., Lucas-Borja M., Linares J. 2012. Predicciones del crecimiento en poblaciones de pino laricio (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) bajo diferentes escenarios futuros de cambio climático. *Ecosistemas* 21(3):41-49.
- Canty M., Nielsen A., Schmidt M. 2004. Automatic radiometric normalization of multitemporal satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 91(3-4):441-451.
- Canty M. 2007. Image analysis, classification and change detection in remote sensing whit algorithms for ENVI/IDL and Python. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Canty M., Nielsen A. 2008. Automatic radiometric normalization of multitemporal satellite imagery with iteratively re-weighted MAD transformation. *Remote Sensing of Environment* 112:1025-1036.
- Ceccato P., Flasse S., Tarantola S., Jacquemound S., Grégoire J. 2001. Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing of Environment* 77:22-33.
- Ciesla W. 2000. Remote monitoring in forest health protection. USDA Forest Service.
- Congalton R. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37(1):35-46.
- Costa M., Morla C., Sainz H. (eds.). 2001. Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Ed. Planeta, Barcelona.
- De Beurs K., Townsend P. 2008. Estimating the effect of gypsy moth defoliation using MODIS. *Remote Sensing of Environment* 112:3983-3990.
- Franklin S. 2001. Remote sensing for sustainable forest management. CRC Press, FL, USA.
- Fraser R., Latifovic R. 2005. Mapping insect-induced tree defoliation and mortality using coarse spatial resolution satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing* 26:193-200.
- Goodwin N., Coops N., Wulder M., Gillanders S., Schroeder T., Nelson T. 2008. Estimation of insect infestation dynamics using a temporal sequence of Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 112:3680-3689.
- Haapanen R., Tuominen S. 2008. Data combination and feature selection for multi-source forest inventory. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 74(7):869-880.
- Hall R., Skakun R., Arsenault E., 2007. Remotely sensed data in the mapping of insect defoliation. In: Wulder M., Franklin S. (Eds). *Understanding forest disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches*. Taylor & Francis Group. FL, USA. pp. 85-111.
- Hansen M., Loveland T. 2012. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 122:66-74.

- Hardisky M.A., Klemas V., Smart R.M. 1983. The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral reflectances of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering Remote Sensing* 49:77–83.
- Hernández Alonso R., Pérez Fortea V., Camarero J., Montoya Moreno R., Sánchez Peña G. 2005. Efectos de la defoliación inducida por procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) sobre el crecimiento y la supervivencia de *Pinus nigra* e interacciones con el clima durante el periodo 1992-2004. 4º Congreso Forestal Español, Zaragoza 26-30 septiembre.
- Hódar J., Zamora R., Cayuela L. 2012. Cambio climático y plagas: algo más que el clima. *Ecosistemas* 21(3):73-78.
- Hódar J., Zamora R. 2009. Influencia de los factores abióticos y bióticos en la defoliación por la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) en los pinares andaluces. 5º Congreso Forestal Español, Ávila, 21-25 de septiembre.
- Hódar J., Zamora R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking Caterpillar attacks a relict, boreal pin species. *Biodiversity and Conservation* 13:493-500.
- Hosmer D., Lemeshow S. Applied logistic regression. Wiley Series in Probability and Statistics 2nd Edition.
- Hunt E.R., Rock B.N. 1989. Detection of changes in leaf water content using near and middle-infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment* 30:43–54.
- Hurley A., Watts, D., Burke B., Richards C. 2004. Identifying gypsy moth defoliation in Ohio using Landsat data. *Environmental & Engineering Geoscience* 10(4):321–328.
- Jacquet, J.S., Orazio, C., Jactel, H., 2012. Defoliation by processionary moth significantly reduces tree growth: a quantitative review. *Annals of Forest Science* 69(8):857-866.
- Jacquet J.S., Bosc A., O'Grady A., Jactel H. 2013. Pine growth response to processionary moth defoliation across a 40 year chronosequence. *Forest Ecology and Management* 293:29-38.
- Masek J., Vermote E., Saleous N., Wolfe R., Hall F., Huemmrich K., Gao F., Kutler J., Lim T. 2006. A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990-2000. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 3(1):68-72.
- Mattila E. 1998. Use of satellite and field information in a forest damage survey of Eastern Finnish Lapland in 1993. *Silva Fennica* 32(2):141-162.
- Montoya R., Hernández R. 1992. La procesionaria del pino. En: Romanyk N., Cadahia D. (eds), *Plagas de insectos en las masas forestales españolas*. Primera edición, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, pp.59-73.
- Montoya R., Hernández R. 1997. El laboratorio de sanidad forestal de Mora de Rubielos. 2º Congreso Forestal Español - I Congreso Forestal Hispano Luso, Los montes del futuro: respuestas ante un mundo en cambio, Pamplona, Junio 23-27.
- Montoya R., Hernández R., Sánchez G., Pérez V. 2005. La procesionaria del pino. DVD Pyrene P.V. Gobierno de Aragón.
- Paritsis J., Veblen T., Smith J., Holz A. 2011. Spatial prediction of caterpillar (Ormiscodes) defoliation in Patagonian *Nothofagus* forests. *Landscape Ecology* 26:791-803.
- Peñuelas J., Lloret F., Montoya R. 2001. Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science* 47(2):214-218.
- Powell S., Cohen W., Healey S., Kennedy R., Moisen G., Pierce K., Ohmann J. 2010. Quantification of live aboveground biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. *Remote Sensing of Environment* 114:1053-1068.
- Régolini M., Castagnyrol B., Dulaurent A., Piou D., Samalens J., Jactel H. 2014. Effect of host tree density and apparency on the probability of attack by the pine processionary moth. *Forest Ecology and Management* 334:185-192.

- Rommel T., Csillag F., Mitchell S., Wulder M. Integration of forest inventory and satellite imagery: a Canadian status assessment and research issues. *Forest Ecology and Management* 207:405-428.
- Rock B.N., Vogelmann J.E., Williams D.L., Vogehmann A.F., Hoshizaki T. 1986. Remote detection of forest damage. *Bioscience* 36:439-445.
- Roiron P., Chabal L., Figueiral I., Terral J., Ali A. 2013. Paleobiogeography of *Pinus nigra* Arn. subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco in the northwestern Mediterranean basin: A review based on macroremains. *Journal Review of Palaeobotany and Palynology* 194:1-11.
- Rullán-Silva C., Olthoff A., Pando V., Pajares J., Delgado J. 2015. Remote monitoring of defoliation by the beech leaf-mining weevil *Rhynchaenus fagi* in northern Spain. *Forest Ecology and Management* 347:200-208.
- Sangüesa-Barreda G., Camarero J., García-Martín A., Hernández R., de la Riva J. 2014. Remote-sensing and tree-ring based characterization of forest defoliation and growth loss due to the Mediterranean pine processionary moth. *Forest Ecology and Management* 320: 171-181.
- Soil Survey Staff 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11 ed. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Washington, DC.
- Solberg S., Eklundh L., Gjertsen A., Johansson T., Joyce S., Lange H. et al., 2007. Testing remote sensing techniques for monitoring large scale insect defoliation. Conferencia Interancional ForestSat 2007 Hyperspectral & Advanced sensors, Montpellier (Francia), Noviembre 5-7.
- Schroeder T., Cohen W., Song C., Canty M., Yang Z. 2006. Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early sucesional forest patterns in western Oregon. *Remote Sensing of Environment* 103:16-26.
- Schroeder T., Healey S., Moisen G., Frescino T., Cohen W., Huang C., Kennedy R., Yang Z. 2014. Improving estimates of forest disturbance by combining observations from Landsat time series with U.S. Forest Service Forest Inventory and Analysis data. *Remote Sensing of Environment* 154:61-73.
- Tiscar P., Linares J. 2011. *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* forest from southeast Spain: using structure and process information to guide management. En: Frisiras C. (ed.) *Pine Forests: Types, Threats and Management*. Nova Science Publishers, Inc.
- Townsend P., Singh A., Foster J., Rehberg N., Kingdon C., Eshleman K., Seagle S., 2012. A general Landsat model to predict canopy defoliation in broadleaf deciduous forests. *Remote Sensing Environment* 119:255-265.
- Travaglini D., Chirici G., Botalico F., Ferretti M., Corona P., Barbati A., Fattorini L. 2013. Large-scale Pan-European fores monitoring network: a statistical perspective for designing and combining country estimates. Example for defoliation. *Developments in Environmental Science* 12. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-098222-9.00007-8>.
- Tucker C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing Environment* 8:127-150.
- Vicente-Serrano S., Beguería S., López-Moreno J. 2010. A multiscalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate* 23:1696-1718.
- Wang J, Sammis T, Gutschick V, Gebremichael M, Dennis S, Harrison R, 2010. Review of satellite remote sensing use in forest health studies. *Open Geography Journal* 3:28-42.
- Wulder M., White J., Bentz B., Alvarez M., Coops N. 2006. Estimating the probability of mountain pine beetle red-attack damage. *Remote Sensing of Environment* 101:150-166.
- Wulder M., White J., Goward S., Masek J., Irons J., Herold M., Cohen W., Loveland T., Woodcock C. 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. *Remote Sensing of Environment* 112:955-969.

Síntesis



Adaptado de Jensen (2005)

Síntesis

Contribuciones y tendencias de la teledetección satelital en el seguimiento de la defoliación por insectos forestales

Son abundantes las aplicaciones de la teledetección en los recursos naturales, incluidos los recursos forestales. El enfoque de la aplicación, de la teledetección para el seguimiento de la salud forestal en la presente Tesis se refiere al uso de imágenes ópticas de satélites multispectrales diseñados para la observación de la Tierra, dejando aparte la fotografía aérea analógica, los radares de apertura sintética, o el escáner laser aerotransportado. Estos métodos, no obstante son mencionados por su importancia en la revisión general del tema (Capítulo 2).

En muchos ecosistemas forestales la defoliación por insectos ha sido la principal causa de perturbaciones que conducen a pérdidas importantes de madera y carbono (Fraser & Latifovic 2005). Los insectos defoliadores son en muchas ocasiones el principal factor responsable de las pérdidas anuales en el rendimiento de los bosques (Fleming & Volney 1995), y frecuentemente aumentan la susceptibilidad del arbolado hospedante a plagas secundarias, generando cambios directos en la dinámica de las masas forestales (Wulder & Franklin 2007).

La copa del árbol es el principal componente a ser observado para estimar condiciones de salud forestal mediante la evaluación de su defoliación. Esta estimación es realizada habitualmente de manera visual por personal entrenado desde el terreno, oblicuamente al daño, que no evita subjetividades. Por el contrario, una observación superior, ortogonal, sistemática y automatizada que evita el error humano es asequible y rentable a la teledetección satelital (TS), que puede superar las limitaciones orográficas de accesibilidad de las masas forestales. Además, la naturaleza gráfica de los datos que se obtienen de la observación por satélite permite la caracterización coherente de la cubierta forestal en el espacio y en el tiempo (Cohen *et al.* 2003; Hansen *et al.* 2010).

Por otra parte, es importante destacar los nuevos fenómenos que afectan actualmente a la sanidad forestal, como los cambios de uso de suelo, el calentamiento global y el mayor volumen, velocidad y frecuencia del comercio mundial que facilita el intercambio de

organismos entre regiones y aumentan grandemente la probabilidad de que potenciales plagas exóticas puedan introducirse a los ecosistemas locales (MacLeod *et al.* 2002; Martínez Fernández 2006; Vanhanen *et al.* 2007). Y por otra parte, la conocida dificultad de los árboles a adaptarse rápidamente a los cambios ambientales añade una vulnerabilidad especial a cualquier ecosistema forestal frente al actual cambio climático, y vuelve a algunas especies más susceptibles a los ataques de plagas (Fleming & Volney 1995; Hódar *et al.* 2003; Hódar & Zamora 2004; Jump *et al.* 2006; Verkaik *et al.* 2009; García-López & Allué-Camacho 2010). La gestión forestal sostenible deberá pues buscar nuevos enfoques, recursos y técnicas interdisciplinarias para enfrentarse a estos retos, como por ejemplo las estrategias de seguimiento remoto basado en modelos predictivos capaces de integrar los datos disponibles de los inventarios de daño (Fleming & Volney 1995; Sturrok 2012; Schroeder *et al.* 2014).

A pesar de sus notables ventajas, la TS no deja de tener ciertas limitaciones y dificultades. La limitación más importante es inherente a los sensores ópticos que dependen estrictamente de la buena condición atmosférica sin cobertura de nubes para la obtención de datos. En segundo lugar, la teledetección de la defoliación es una tarea compleja y multifactorial, dependiente de condiciones tales como las fisiográficas o de las fenologías del hospedero y la plaga, que deben definirse mediante una bioventana lo más precisa posible.

La TS ha venido incrementando su uso en el seguimiento de la defoliación por insectos, particularmente en el ámbito del seguimiento del daño forestal como complemento a su evaluación mediante inventarios de campo. De manera simple, determinar el estado de salud de un bosque es el objeto principal del inventario de daños forestales a cualquier escala. Para ello se requiere aplicar un conjunto de procedimientos, entre los cuales la TS ya es una herramienta utilizada para la detección, cuantificación y seguimiento de cambios producidos en la cobertura forestal, como ocurre con la defoliación por plagas y enfermedades forestales (Czaplewski 1999; Ciesla 2000; Franklin 2001; Solberg *et al.* 2007; Adelabu *et al.* 2011), y que permite mejorar las estimaciones de daño en combinación con los datos de los inventarios (Mattila 1998; Remmel *et al.* 2004; Haapanen & Tuominen 2008; Schroeder *et al.* 2014).

El uso de la TS como herramienta utilizada para la Salud Forestal, sin embargo, no está aun ampliamente difundido, bien porque no se haya implementado aún o porque no ha

probado utilidad suficiente y/o por razones de coste, particularmente esto último en la cobertura de parcelas o rodales con costosos satélites de alta y muy alta resolución espacial o espectral (hiperespectral), que requieran además de un elevado entrenamiento.

Dos de las principales ventajas que la TS tiene sobre la teledetección aérea son su rentabilidad y su mayor cobertura, en especial cuando se aplican productos gratuitos de resolución espacial moderada (250m pixel) y media (30m pixel), como los provenientes del sensor MODIS y del sensor Landsat respectivamente. Aquí se ha elegido el segundo para los dos casos de estudio en esta Tesis, por su mayor detalle, por tratarse en el primero de un estudio a escala de parcela con superficie de moderada extensión, y en el segundo, a nivel de rodal con una superficie pequeña.

Dos casos de aplicación de la teledetección satelital en el seguimiento de la defoliación por insectos forestales mediante la integración de datos de inventario

Por todo lo anterior, en esta memoria se ha pretendido probar, mediante dos casos de estudio (Capítulos 3 y 4) a diferentes escalas y con el sistema Landsat, las capacidades de la TS en la detección, mapeo y predicción de la defoliación causada por dos insectos con distintos hospedantes, en frondosas y coníferas, que se encuentran en ambientes montañosos del país, una zona septentrional en el primer caso y una zona mediterránea en el segundo. La selección de los defoliadores (*Rhynchaenus fagi* L. y *Thaumetopoea pityocampa* (Denis & Schiff.)) y de sus hospederos (*Fagus sylvatica* L. y *Pinus nigra* J.F.Arnold *salzmannii* (Dunal) Franco) fue el resultado de una exploración en toda España de las parcelas del Inventario Nacional de Daños Forestales (IDF; 1987-2012).

Por otra parte, la elección de los modelos dependió de las características de los datos de campo. Para el estudio del *R. fagi* se contó con los datos del IDF y del Inventario de Daños Forestales de Castilla y León (IDF-CyL), en bosque se complementaron aportando una detallada información en parcelas georreferenciadas, con datos dendro-dasométricos, con observaciones detalladas de los niveles del daño por defoliación y sus agentes. Esta calidad de datos permitió generar un modelo generalista robusto de predicción continua del grado de defoliación en bosques monoespecíficos en espesura completa. En el trabajo con *T. pityocampa* se dispuso de datos no georreferenciados, sin información dendro-dasométrica, y con el daño referido a nivel de infestación de la plaga (densidad poblacional)

y no directamente a la defoliación, lo que se corrigió reclasificándolo en dos clases de árboles defoliados y no-defoliados, por lo que fue más adecuado ajustar a dichos datos dicotómicos un modelo probabilístico del daño por defoliación.

Fue posible correlacionar significativamente los daños por defoliación recabados en campo con sus correspondientes datos espectrales de detección por cambios del índice de vegetación Moisture Stress Index (MSI), eliminando las nubes y aplicando previamente a las imágenes obtenidas Landsat-TM las exigencias de corrección geométrica y radiométrica sugeridas por la cadena de preprocesamiento estándar del Programa Nacional de Teledetección (Hantson *et al.* 2011) y usadas en el primer caso de estudio. Así mismo, para el segundo caso, fue posible una significativa correlación de los datos utilizando una serie temporal de imágenes en reflectancia de superficie, conocidos como LEDAPS del Sistema Landsat, completadas y apiladas junto a imágenes convencionales Landsat TM y ETM+. Estas imágenes, previamente eliminadas las nubes, se georreferenciaron y fueron transformadas a reflectancia de superficie de una LEDAPS de referencia mediante la técnica de normalización absoluta por el algoritmo IR-MAD de Canty & Nielsen (2008).

En ambos casos de estudio se logró integrar, de manera significativa, en distintos modelos predictivos los datos disponibles de los inventarios de campo y su detección correspondiente con datos espectrales Landsat derivados del índice de vegetación seleccionado, según :

Caso 1 (defoliación en frondosas, Capítulo 3): se desarrolló un modelo sigmoideal de efectos mixtos en función del cambio en el índice de vegetación ΔMSI para predecir la defoliación por *R. fagi* en parcelas de haya basado en un modelo general de Landsat (Townsend *et al.* 2012). El modelo ΔMSI tuvo un MAE y un RMSE inferior al 5% y un R^2 de 0.685. Se elaboró una cartografía continua de defoliación de hayedos como ejemplo de aplicación del modelo, con la que pudo observarse una cierta tendencia de brotes oscilatoria durante los años y un patrón SE-NW de aumento de las defoliaciones. Su confirmación, no obstante requerirá un período de tiempo mucho más largo de observación de la dinámica poblacional de *R. fagi* (Day & Watt 1989). Hasta donde se sabe, ningún otro estudio de seguimiento remoto de la defoliación causada por el minador foliar del haya ha sido llevado a cabo, al menos en la zona de estudio.

Caso 2 (defoliación en coníferas, Capítulo 4): mediante el mejor ajuste con un índice de vegetación, que resultó ser el MSI, se construyó un modelo de regresión logística de defoliación por *T. pityocampa* en los rodales de *Pinus nigra* en la Sierra de Gúdar (Teruel). Se confirmó que el MSI como el índice más significativo, al igual que Sangüesa-Barreda *et al.* (2014) para la misma área de estudio y mismo daño. El modelo obtuvo un valor de Análisis ROC de 0.71, dentro del intervalo de discriminación aceptable de Hosmer & Lemeshow (2000). El umbral de probabilidad idóneo que logró la mejor fiabilidad de discriminación del modelo (71.6%) entre presencia o ausencia del daño por defoliación fue 0.21. Este umbral indica que los datos de presencia y ausencia del daño en estas masas guardan una proporción aproximada del 20 y el 80% respectivamente. La sensibilidad o capacidad del modelo de predecir correctamente el ataque de la procesionaria en los bosques de *P. nigra* resultó ser de un 65.9%, y su especificidad o capacidad de predecir correctamente su no-ataque del 72.9%. Puesto que la sensibilidad y especificidad resultaron menores del 75%, el modelo no podría definirse como recomendable en otros ámbitos, si bien para la gestión de la sanidad forestal tendría la utilidad de casi asegurar que un bosque de *P. nigra* no sufrirá el ataque de la procesionaria cuando así lo prediga, aunque poco podría asegurar al predecir lo contrario. Por otro lado, si bien el ajuste resultó con aceptable discriminación, no fue posible validar el modelo por falta de más datos con la presencia del daño y por la naturaleza histórica de éstos.

Posibilidad de aplicación de la teledetección satelital en el seguimiento de la defoliación por insectos forestales mediante la integración de datos de inventario

El caso1 muestra un modelo robusto como herramienta de potencial utilidad en el seguimiento remoto de daños por defoliación sobre los hayedos, localizados en el límite meridional de distribución de la especie. Conviene resaltar que estos bosques son hábitats de especies protegidas, incluso en peligro de extinción, como el urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus* L.), el pájaro carpintero de espalda blanca (*Dendrocopos leucotos* Bechstein) o el oso pardo (*Ursus arctos* L.). Es importante mencionar que para escalar este modelo a un nivel operativo es necesaria su validación en otros bosques de hayedos con similares o más severas defoliaciones.

En el caso 2, los resultados del modelo probabilístico muestran también una potencial utilidad del modelo y del mapeo del daño por defoliación para el gestor forestal. Se requieren, no obstante, datos de campo pertinentes que pudiesen primeramente llegar a validarlo, y después, ya como modelo para el seguimiento remoto de daños por defoliación, se necesitarían seguramente más variables explicativas que contemplen la particular complejidad de la actividad defoliadora de la procesionaria del pino, referidas a las condiciones del clima, heterogeneidad de especies y estructura de las masas mediterráneas.

En general, no puede afirmarse categóricamente que la TS aplicada al seguimiento remoto de daños por defoliación pueda aplicarse con éxito por igual a todos los diversos ámbitos forestales en España, ya que la defoliación del bosque, por las causas que puedan darse, incluidos los insectos folívoros, no supone un simple cambio en la condición del follaje, por lo que cada caso debe ser tratado como único, probando diferentes sensores y la combinación de diferentes técnicas que conduzcan a los mejores resultados. Es por tanto necesario, para mejorar las perspectivas de aplicar la TS al seguimiento de la defoliación por insectos, continuar profundizando en esta línea de investigación, pues no debe olvidarse que la teledetección es una tecnología dinámica de permanente mejora, de sus sensores, métodos, productos y disponibilidad, que irá perfeccionándose, capaz de proveer a la gestión forestal de un desarrollo sinóptico y multidisciplinar ante las complejas amenazas actuales y futuras de las plagas forestales.

Referencias

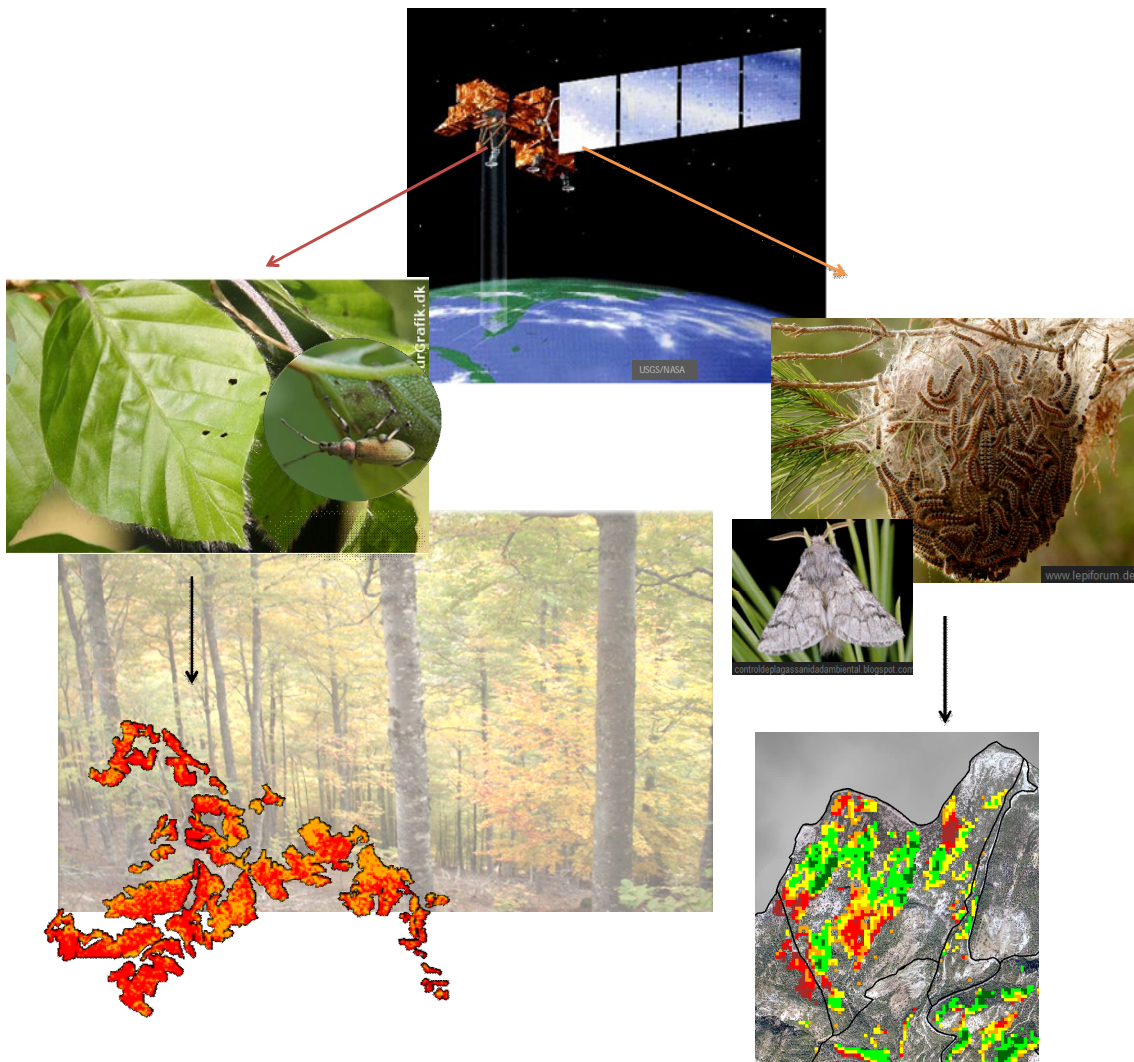
- Adelabu S., Mutanga O., Cho M., 2012. A review of remote sensing of insect defoliation and its implications for the detection and mapping of *Imbrasia belina* defoliation of Mopane Woodland. *The African Journal of Plant Science Biotechnology* 6(1): 1-13.
- Ciesla W. 2000. Remote monitoring in forest health protection. USDA Forest Service.
- Cohen W., Spies T., Alig R., Oetter D., Maiersperger T., Fiorella M. 2003. Characterizing 23 years (1972–1995) of stand replacement disturbance in western Oregon forests with Landsat imagery. *Ecosystems* 5:122–137.
- Czaplewski R., 1999. Toward an Annual National Inventory. *Journal of Forestry*, 44-48.
- Day K.R., Watt A.D. 1989. Population studies of the beech leaf minig weevil (*Rhynchaenus fagi*) in Ireland and Scotland. *Ecological Entomology* 14:23-30.
- Fleming R., Volney W. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water, Air, & Soil Pollution* 8:445-454.
- Franklin S. 2001. Remote sensing for sustainable forest management. CRC Press, FL, USA.
- Fraser R., Latifovic R. 2005. Mapping insect-induced tree defoliation and mortality using coarse spatial resolution satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing* 26:193-200.

- García-López J., Allué-Camacho C. 2010. Effects of climate change on the distribution of *Pinus sylvestris* L. stands in Spain. A phytoclimatic approach to defining management alternatives. *Forest System* 19(3):329-339.
- Haapanen R., Tuominen S. 2008. Data combination and feature selection for multi-source forest inventory. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 74(7):869-880.
- Hansen MC., Stehman SV., Potapov PV. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:8650–8655.
- Hantson S., Chuvieco E., Pons X., Domingo C., Cea C., Moré G., Cristobal J., Peces J.J., Tejeiro J.A. 2011. Cadena de preprocesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección (España). *Revista de Teledetección* 36:51–61.
- Hódar J., Castro J., Zamora R. 2003. Pine processionary Caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological conservation* 110:123-129.
- Hódar J., Zamora R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreakign caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13:493-500.
- Hosmer D., Lemeshow S. *Applied logistic regression*. Wiley Series in Probability and Statistics 2nd Edition.
- Jump A. S., Hunt J. M., Peñuelas J. 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12:2163-2174.
- Lambert N., Ardo J., Rock B., Vogelmann J. 1995. Spectral characterization and regression-based classification of forest damage in Norway spruce stands in the Czech-Republic using Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing* 16:1261–1287.
- MacLeod A., Evans H.F., Baker R.H.A. 2002. An analysis of pest risk from an Asian longhorn beetle (*Anoplophora glabripennis*) to hardwood trees in the European Community. *Crop Protection* 21: 635–645.
- Mattila E. 1998. Use of satellite and field information in a forest damage survey of Eastern Finnish Lapland in 1993. *Silva Fennica* 32(2):141-162.
- Martínez Fernández J. 2006. Cambios en la cubierta vegetal y recursos hídricos: un análisis de la interceptación en la Cuenca del Duero. En: Memoria del Congreso Homenaje al Duero y sus ríos: Memoria, cultura y porvenir. Disponible online <http://www.unizar.es/fnca/duero/index2.php?idioma=es&pagina=04>.
- Paritsis J., Veblen T., Smith J., Holz A. 2011. Spatial prediction of caterpillar (Ormiscodes) defoliation in Patagonian *Nothofagus* forests. *Landscape Ecology* 26:791-803.
- Pontius J, Martín M, Plourde L, Hallet R. 2008. Ash decline assessment in emerald ash borer-infested regions: A test of tree-level hyperspectral technologies. *Remote Sensing of Environment* 112(5): 2665-2676.
- Rommel T., Csillag F., Mitchell S., Wulder M. Integration of forest inventory and satellite imagery: a Canadian status assessment and research issues. *Forest Ecology and Management* 207:405-428.
- Royle D., Lathrop R. 2002. Discriminating *Tsuga canadensis* hemlock forest defoliation using remote sensed change detection. *Journal of Nematology* 34(3):213-221.
- Sangüesa-Barreda G., Camarero J., García-Martín A., Hernández R., de la Riva J. 2014. Remote-sensing and tree-ring based characterization of forest defoliation and growth loss due to the Mediterranean pine processionary moth. *Forest Ecology and Management* 320: 171-181.

- Solberg S., Eklundh L., Gjertsen A., Johansson T., Joyce S., Lange H. et al., 2007. Testing remote sensing techniques for monitoring large scale insect defoliation. Conferencia Interacional ForestSat 2007 on Hyperspectral & Advanced sensors, Montpellier (France), November, 5 pp.
- Shroeder T., Healey S., Moisen G., Frescino T., Cohen W., Huang C., Kennedy R., Yang Z. 2014. Improving estimates of forest disturbance by combining observations from Landsat time series with U.S. Forest Service Forest Inventory and Analysis data. *Remote Sensing of Environment* 154: 61-73.
- Sturrok R.N. 2012. Climate change and forest diseases: using today's knowledge to address future challenges. *Forest Systems* 21(2):329-336.
- Townsend P., Singh A., Foster J., Rehberg N., Kingdon C., Eshleman K., Seagle S. 2012. A general Landsat model to predict canopy defoliation in broadleaf deciduous forests. *Remote Sensing of Environment* 119:255-265.
- Vanhanen H., Veteli T., Päivinen S., Kellomäki S., Niemelä P. 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: Gypsy moth and Nun moth – a model study. *Silva Fennica* 41(4):621-638.
- Verkaik E., Moraal L., Nabuurs G. 2009. Potential impacts of climate change on Dutch forests, mapping the risks. Wageningen, Alterra-rapport. Netherlands.
- Wulder M., White J., Bentz B., Alvarez M., Coops N. 2006. Estimating the probability of mountain pine beetle red-attack damage. *Remote Sensing of Environment* 101:150-166.
- Wulder M., Franklin S. 2007. Understanding forest disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches. Taylor & Francis Group. FL, USA.

Capítulo 6

Conclusiones



Conclusiones

1. Se realizó una revisión mundial del estado, tendencias y potencial de la teledetección en la detección y seguimiento de la defoliación forestal por insectos durante 6 años (2007 - 2012). Se halló que en España la investigación del seguimiento remoto de la defoliación forestal por insectos es escasa y a nivel mundial está en su etapa temprana. Es necesario su impulso y desarrollo de forma multidisciplinar ante las amenazas actuales y futuras de las plagas forestales.
2. Para la teledetección representan un desafío la detección del grado de defoliación, el mejoramiento de la detección temprana de brotes, el desarrollo de modelos más generalistas, el incremento de la robustez del procesamiento de datos y métodos de análisis, y la extensión de resultados a bosques más heterogéneos y complejos como sucede en el ámbito mediterráneo.
3. El MSI (Moisture Stress Index: banda 5 /banda 4 del sensor Landsat) probó ser el índice de vegetación que mejor ajustó los dos distintos modelos de predicción de la defoliación por insectos (*Rhynchaenus fagi* y *Thaumetopoea pityocampa*), desarrollados en esta Tesis Doctoral.
4. En el caso del estudio de la defoliación de *Fagus sylvatica* por el insecto *Rhynchaenus fagi*. Tanto el Inventario Nacional de Daños Forestales (IDF) como el de Castilla y León (IDF-CyL), ambos a escala árbol y parcela, probaron contener suficiente calidad y detalle en la variable de daño, para permitir integrar de una manera significativa los datos de campo de 17 parcelas a sus correspondientes variables remotas de detección (imágenes del satélite Landsat) durante 7 años, en un modelo predictivo continuo de la defoliación en función del índice espectral de vegetación MSI.
5. Se desarrolló un modelo sigmoideal de efectos mixtos en función del cambio en el MSI para predecir la defoliación por *Rhynchaenus fagi* en rodales de *Fagus sylvatica* con una precisión significativa de 0.685 R² ($p < 0.0001$) y con errores estimados MAE y RMSE por debajo del 5%. Para escalar el modelo desarrollado a un nivel operativo es necesaria su validación en otros bosques de hayedos con similares o más severas defoliaciones.
6. El seguimiento de la defoliación mediante teledetección satelital es relevante y puede ser rentable para la gestión integral del *Fagus sylvatica*, en particular en los hayedos del

norte de España, por encontrarse en su rango de distribución más meridional y por hallarse en zonas montañosas de difícil acceso.

7. Contrario a la idoneidad en la mejor integración de los datos de campo y los datos espectrales del primer caso de estudio, en el segundo estudio sobre la defoliación de *Pinus nigra* por la procesionaria del pino, *Thaumetopoea pityocampa*, se comprobó cierta dificultad al integrar los datos debido a la falta de idoneidad entre los mismos, ya que la medida de campo se asigna a áreas extensas o “rodales” y no se expresa directamente la variable de interés en defoliación sino en niveles de infestación. En consecuencia, se trabajó con datos espectrales medios del rodal y se tradujo la medida de infestación en campo a un valor dicotómico de defoliación/no-defoliación. Estadísticamente se observó que es significativa la dependencia del MSI medio del rodal con dicho valor dicotómico. Ambos datos pudieron ser finalmente integrados en un modelo probabilístico de defoliación, que no fue posible validar por falta de datos de defoliación en campo debido a la calidad observacional e histórica de éstos.

8. Se ajustó un modelo probabilístico *logit* del daño por defoliación causada por *Thaumetopoea pityocampa* en rodales de *Pinus nigra* en función del MSI y el índice de sequía SPEI₂₄ (Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index, de mayo, acumulado a 24 meses), resultando con fiabilidad global de 71.6%, especificidad de 72.9% y sensibilidad de 65.9%, y con falsos negativos de 9.8% y falsos positivos de 63.8%. Los numerosos errores de comisión, reflejados en el último porcentaje, podrían deberse tanto a factores abióticos (déficit hídrico por sequía) como a factores bióticos (defoliación por procesionaria), que apuntan a que tal variabilidad no está siendo explicada únicamente por las variables del modelo.

9. Dada la imposibilidad de validar el modelo probabilístico *logit* por falta de más datos con presencia del daño, y la naturaleza histórica de los mismos, el modelo podrá ser probado y mejorado al incorporar, mediante futuros estudios experimentales, más datos de defoliación y variables mejor controladas.

10. Los resultados presentados aquí han mostrado la potencialidad del seguimiento remoto de la defoliación forestal por insectos, tanto en frondosas como en pinos, y en zonas septentrionales como mediterráneas de España, a partir de una detección rentable y disponible del sistema de productos Landsat y del uso de modelos generalistas en función de índices espectrales de vegetación.

11. Como continuidad a este trabajo es recomendable que también se explore la utilidad de técnicas como el análisis de mezclas espectrales y el análisis de series temporales. Pues ambos en sus capacidades potencian los datos multiespectrales, uno mejora la detección mediante el reconocimiento sub-píxel de los mismos y el otro minimiza el obstáculo de la cobertura nubosa, permitiendo continuidad en la predicción y el posible seguimiento operativo de la defoliación, con miras a un rentable sistema de alerta temprana.

12. Las previsiones sobre el cambio climático y sus efectos pueden tener una cuota de incertidumbre, por lo que en general la teledetección satelital como herramienta sinóptica que permita el seguimiento de la salud del árbol a escalas de paisaje, y en particular de parcelas, basada en modelos predictivos capaces de integrar los datos disponibles de los inventarios de daño, ayudarán a la gestión forestal sostenible a mejorar la conservación de los bosques haciendo con ello acopio y búsqueda de nuevos enfoques, recursos y técnicas para implementar un trabajo más interdisciplinario.

