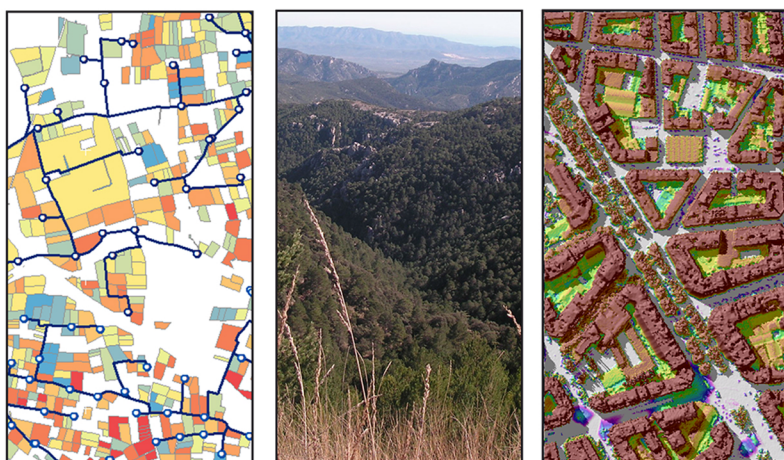


Modelos Cartográficos en Agricultura y Medio Ambiente.

Métodos de Cálculo de Cobertura Arbórea,
Modelo de Distribución de Especies y
Modelo de Pronóstico de Calidad de Aire.



Tesis doctoral
Esther López Pérez

Directores:
Guillermo Palau Salvador
Herminio Boira Tortajada
Alvaro Royuela Tomas

Valencia, Enero 2016

Agroingeniería



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

Universitat Politècnica de València

Programa de Agroingeniería



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

TESIS DOCTORAL

MODELOS CARTOGRÁFICOS EN AGRICULTURA Y MEDIO AMBIENTE

Métodos de Cálculo de Cobertura Arbórea, Modelo de Distribución de Especies y Modelo de Pronóstico de Calidad de Aire.

Esther López Pérez

Valencia, Enero 2016

Directores:

Dr. Álvaro Royuela Tomás.

*Centro Valenciano de Estudios sobre el Riego, (CVER)
Universidad Politécnica de Valencia*

Dr. Guillermo Palau Salvador.

*Dpto. de Ingeniería Rural y Agroalimentaria (DIRA)
Universidad Politécnica de Valencia*

Dr. Herminio Boira Tortajada.

*Instituto Agroforestal Mediterráneo (IAM)
Universidad Politécnica de Valencia*

-A mi madre-

Si guardas en tu puesto la cabeza tranquila,
cuando todo a tu lado es cabeza perdida.
Si tienes en ti mismo una fe que te niegan
y no desprecias nunca las dudas que ellos tengan.
Si esperas en tu puesto, sin fatiga en la espera.
Si engañado, no engañas.
Si no buscas más odio, que el odio que te tengan.
Si eres bueno, y no finges ser mejor de lo que eres.
Si al hablar no exageras, lo que sabes y quieres.

Si sueñas y los sueños no te hacen su esclavo.
Si piensas y rechazas lo que piensas en vano.
Si alcanzas el Triunfo o llega tu Derrota,
y a los dos impostores les tratas de igual forma.
Si logras que se sepa la verdad que has hablado,
a pesar del sofisma del Orbe encanallado.
Si vuelves al comienzo de la obra perdida,
aunque esta obra sea la de toda tu vida.

Si arriesgas de un golpe y lleno de alegría,
tus ganancias de siempre a la suerte de un día,
y pierdes, y te lanzas de nuevo a la pelea,
sin decir nada a nadie lo que eres, ni lo que eras.
Si logras que los nervios y el corazón te asistan,
aún después de su fuga, en tu cuerpo en fatiga,
y se agarren contigo, cuando no quede nada,
porque tú lo deseas, lo quieres y mandas.

Si hablas con el pueblo, y guardas la virtud.
Si marchas junto a Reyes, con tu paso y tu luz.
Si nadie que te hiera, llega a hacerte la herida.
Si todos te reclaman, y ninguno te precisa.
Si llenas el minuto inolvidable y cierto,
de sesenta segundos, que te llevan al cielo.
Todo lo de esta Tierra será de tu dominio,
y mucho más, entonces, serás hombre hijo mío.

Rudyard Kipling, (1896)

Agradecimientos

En primer lugar agradecer a mis directores de tesis Guillermo, Herminio y Álvaro, por la ayuda y confianza depositada en mí y, cuya experiencia y conocimientos han sido esenciales al carácter multidisciplinar que presenta esta investigación. Destacar las largas conversaciones y consejos tan valiosos por parte de Herminio y, los continuos ánimos y confianza siempre por parte de Guillermo. También agradecer la colaboración de compañeros como Miguel A. Jiménez, Txomin Hermosilla y Víctor Olaya cuyo aporte y asesoramiento han hecho posible que este trabajo tenga el rigor extra merecido.

Al Centro Valenciano de estudios sobre el Riego (CVER) y a la empresa CEGIVAL, entidades que subvencionaron partes del trabajo que se incluye en esta tesis, financiación sin la cual no hubiese sido posible la realización de la misma. A todos los compañeros y amigos que he tenido a mi lado durante la realización de la tesis que además de estar siempre dispuestos a ayudarme, sus conversaciones me han aportado directa o indirectamente conocimientos para la realización de la misma: Ignacio Moncho, Mar Violeta, Lorena Tudela, Corentin Girard, Vicent Sales, Virginia Palau, Juan Manzano, Diego Intrigliolo, Jordi Martínez, Pablo González, Fátima Castaño, Ana Martínez y Mar Riera.

Agradecer también el trabajo de Joan Busquet, técnico forestal de Sant Mateu, por su contribución y dedicación, por guiarnos y llevarnos a las áreas de inventario forestales más escondidas y de difícil acceso, sin él no hubiera sido posible su delimitación.

A todos mis amigos y compañeros que estuvieron a mi lado en mi estancia en Ecuador durante este último año, más en particular a Vero Sigüero, Alberto Ruiz, Carles Rubiés, David González y Gabriel Orellana, que me brindaron la gran oportunidad de colaborar y aprender con ellos del fascinante mundo de la edafología. Agradecer su confianza en mí, sus palabras de ánimo y apoyo para la finalización de esta tesis y, sobre todo, junto con todo el equipo, por hacerme pasar un año inolvidable.

Por supuesto de forma muy especial, a mi original y numerosa familia, que por ser tantos no voy a nombrar, por confiar en mí y estar siempre apoyándome, destacar entre ellos a Elisa Hernández y a mi hermana Beatriz, por su participación y su apoyo incondicional en todas las etapas de la tesis.

Por último, sin olvidarme del resto de mis amigos que en mayor o menor medida han estado escuchándome cuando lo necesitaba, y cómo no, a mi fiel amigo Pancho.

Resumen

Esta tesis tiene como objetivo establecer técnicas de análisis espacial para el desarrollo de métodos dirigidos a mejorar las técnicas de producción agraria, la conservación de la biodiversidad y evaluar el pronóstico de calidad de aire. Se proponen diversas metodologías para incorporar la componente geográfica a los datos y métodos, ofreciendo una solución práctica, transferible e integrada, a la creciente necesidad del estudio del medio que nos rodea, a escalas más amplias.

El primer lugar, se propone una metodología basada en la clasificación de imágenes para automatizar la determinación de la cobertura arbórea de un cultivo en las parcelas de una comunidad de regantes. El cálculo de los índices de calidad en la gestión de riego requiere tener un conocimiento preciso de los consumos efectuados y de las necesidades de los cultivos en cada parcela. La determinación de la fracción promedio de suelo cubierto por la vegetación en grandes extensiones, como el caso de una comunidad de regantes, hace necesaria la utilización de sistemas que aporten un aspecto espacial, de manera que faciliten y hagan más preciso el cálculo de la misma. En el presente estudio, se propone un método para determinar la cobertura arbórea en cada parcela a través de una clasificación de imágenes cedidas por el Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT), que permite implementarlo de forma sencilla en sistemas para la gestión del riego.

A continuación, se expone una metodología para la obtención de un modelo de distribución de vegetación, (en un Parque Natural de gran valor paisajístico), a partir de datos de la presencia de vegetación forestal y variables ambientales obtenidas de diversas fuentes (modelos digitales de elevación y fotografía aéreas). La información cuantitativa extraída de cada variable es extraída a escala de pixel y consiste en: (1) descriptores espaciales del relieve y de la radiación, obtenidos de modelos digitales de elevación, (2) características texturales extraídas de imágenes aéreas, y (3) índices de vegetación que informan de sus características. Se aplica un método clásico multivariante al que se le incorpora la componente espacial a través de la superposición de capas en un SIG. Los resultados son cotejados con muestras independientes y evidencian la potencialidad del método para construir mapas de vegetación con el objetivo de servir de orientación para la restauración del ecosistema forestal.

Por último, se presenta una metodología para el pronóstico de la contaminación del aire relacionada con el tráfico rodado en áreas urbanas. El método se basa principalmente en medidas de tres factores: (1) las condiciones meteorológicas, (2) la intensidad de tráfico

vehicular y (3) la geometría de la vía. Para determinar las emisiones de la actual flota de vehículos, se aplica la modelización inversa a dos modelos matemáticos de dispersión de contaminante. Se utilizan herramientas de información geográfica que integran, a través de un modelo cartográfico, información de diversas fuentes (medidas de concentración de CO, datos catastrales y datos LIDAR). Los resultados de los factores de emisión han sido comparados con los resultados obtenidos en otros estudios desarrollados con la misma metodología. Finalmente se estima la distribución espacial de concentración de CO en algunas vías urbanas del centro de la ciudad de Valencia.

La incorporación de la componente espacial a métodos tradicionales sirve de base para predecir y conocer cómo funcionan los fenómenos en la naturaleza, a la vez que permite la creación de una cartografía de los elementos utilizados para el análisis, la investigación y la divulgación de los resultados. Estos sistemas presentan la ventaja de responder a la necesidad de la combinación de varias disciplinas, donde la atmósfera y el medio natural pueden integrarse a través de la escala, de espacio y tiempo, para entender e investigar las diferentes interacciones.

La realización de esta Tesis abre varias líneas de investigación cuyo desarrollo puede mejorar el conocimiento en la agricultura, el medio natural y la calidad de aire. Se propone, para una futura investigación, incluir una fusión de metodologías, para entender e investigar, la influencia de la cobertura de vegetación en la calidad de aire, con fines de mejora en el pronóstico de contaminación urbana causada por las emisiones de tráfico vehicular.

Abstract

The aim of this Thesis is to establish methodologies to improve agricultural production techniques, biodiversity conservation, and forecast of air quality, through the analytical capacity of Geographic Information Systems. Several methodologies are proposed to integrate both the geographic component of data and methods, in order to provide a practical, transferable, and integrated solution to the increasing need for environmental studies at larger scales.

Initially, a plot-based approach to detect fraction of tree cover from high spatial resolution images in an Irrigation Community is proposed. The calculation of quality rates for the management of Irrigation Communities is important, and requires accurate and up-to-date knowledge of water requirements of each specific crop. The computation of the shadow fraction of vegetation cover on large areas needs of systems to able to integrate the spatial component and enable accurate results. This study presents a shadow fraction approach based on classification of high spatial resolution orthoimages acquired within the Spanish National Plan of Survey of the Territory (PNOT). The results of the classification are subsequently used in a Geographic Information System for irrigation management.

Secondly, methodology for the integration of geospatial data from different sources is presented. This method aims to predict actual vegetation models, on a forested Natural Park. The quantitative spatial information is used to characterize a 25 x 25 m grid, includes: (1) topographic descriptors and the solar irradiation metrics, (2) texture features computed from aerial photography, and (3) vegetation indices informing about the vegetation status. A multivariate method is proposed by overlapping layers in a GIS. The results, are tested using independent samples, and point out to the potential of these techniques to provide and to estimate actual vegetation maps as guide in the restoration of forest ecosystems.

The last study, is a forecast and evaluation of air pollution related to transport systems in urban areas. The method relies on three different geospatial data sources: meteorology conditions, traffic emissions, and street geometry. An inverse model calculation of dispersion of pollutants to determinate emissions of the actual car feet to provide factor emission the methodology uses. A cartographical model is defined in to integrate the geospatial data sets (i.e. measured CO concentrations, Cadastral data, and LIDAR data) with mathematical applied.

The results of factor emissions have been tested in other cities. The defined model is used to estimate spatial distribution air pollutant in streets of Valencia city center and the results are represented via maps.

The integration of spatial components to traditional methods allows to predict and to describe as working the phenomena in the nature. Additionally, the production of maps of phenomena improves the potential of the analysis, enable to reach more meaningful results. In order to understand and research interactions on them, these systems enable to combine different analysis disciplines and methods. For example, the atmosphere and the environment can be integrated throughout scale in space and time.

This Thesis opens up various lines of research to improve our knowledge on agriculture, natural environment, and air quality. Future research may combination and fusion of methodologies to better understand the influence of vegetation cover on air quality, in order to improving the forecast of urban pollution caused by car traffic emissions.

Resum

Aquesta tesi té per objectiu establir tècniques d'anàlisi espacial per al desenvolupament de mètodes dirigits a millorar les tècniques de producció agrària, la conservació de la biodiversitat i per avaluar el pronòstic de la qualitat de l'aire, mitjançant la capacitat analítica dels Sistemes d'Informació Geogràfica. Es proposen diferents metodologies per tal d'incorporar la component geogràfica a les dades i mètodes, oferint una solució pràctica, transferible i integrada a la necessitat creixent de l'estudi del medi que ens envolta, a escales més amplies.

Primerament, es proposa una metodologia basada en la classificació d'imatges per tal d'automatitzar la determinació de la cobertura arbòria d'un cultiu a les parcel·les d'una comunitat de regants. El càlcul del índex de qualitat de la gestió del reg requereix tindre un coneixement precís del consum efectuat i de les necessitats dels cultius en cada parcel·la. La determinació de la fracció mitjana de sol cobert per la vegetació en grans extensions, com és el cas d'una comunitat de regants, fa necessària la utilització de sistemes que aporten l'aspecte espacial, de manera que faciliten i augmenten la precisió del càlcul d'aquesta fracció. Al present estudi, es proposa un mètode per determinar la cobertura arbòria a cada parcel·la mitjançant una classificació de les imatges cedides pel Pla Nacional d'Observació del Territori (PNOT), que permet la implementació senzilla del mètode en un Sistema d'Informació Geogràfica per a la gestió del reg.

Seguidament, s'exposa una metodologia per a l'obtenció d'un model de distribució de vegetació, en un Parc Natural de gran valor paisatgístic, a partir de dades sobre la presència de la vegetació forestal i variables ambientals obtingudes de diferents fonts (models digitals d'elevació i fotografies aèries). La informació quantitativa extreta de cada variable és referida a escala de píxel de 25x25 m i consisteix en: (1) descriptors espacials del relleu i de la radiació, obtinguda de models digitals d'elevació, (2) característiques texturals extretes d'imatges aèries, i (3) índexs de vegetació multivariant que informen de les característiques d'aquesta. A més a més, s'utilitza un mètode clàssic multivariant al que s'incorpora la component espacial mitjançant la superposició de capes en un Sistema d'Informació Geogràfica. Els resultats són comparats amb mostres independents i evidencien el potencial del mètode per construir mapes de vegetació amb l'objectiu de servir d'orientació per a la restauració de l'ecosistema forestal.

Per acabar, es presenta una metodologia per al pronòstic de la contaminació de l'aire en relació al tràfic rodat en àrees urbanes. El mètode es basa principalment en les mesures de tres factors: (1) les condicions meteorològiques, (2) la intensitat del tràfic vehicular, i

(3) la geometria de la via i l'aplicació de dos models de dispersió de contaminant mitjançant la modelització inversa, amb l'objectiu de determinar les emissions de la flota de vehicles actual. A més a més, s'utilitzen ferramentes d'informació geogràfica que integren, per mitjà d'un model cartogràfic, informació de diverses fonts (mesures de concentració de CO, dades cadastrals i dades LIDAR) i l'ús de diferents models matemàtics. Finalment, els resultats dels factors d'emissió es comparen amb els resultats d'altres estudis desenvolupats amb la mateixa metodologia. Després d'una validació, s'empren dos models de dispersió per estimar la distribució del contaminant en algunes vies del centre de la ciutat de València.

La incorporació de la component espacial als mètodes tradicionals serveix de base per a predir i conèixer com funcionen els fenòmens de la natura i permet, al mateix temps, la creació d'una cartografia dels elements utilitzats per a l'anàlisi, la investigació i la divulgació dels resultats. Aquests sistemes presenten l'important avantatge de respondre a la necessitat de combinar disciplines diverses, on l'atmosfera i el medi natural poden integrar-se a través de l'escala, d'espai i temps, per comprendre i investigar les interaccions entre investigar les diferents interaccions.

La realització d'aquesta Tesi obri diverses línies de recerca el desenvolupament de les quals pot contribuir a millorar el coneixement de l'agricultura, el medi natural i la qualitat de l'aire. Es proposa, per a treballs futurs, incloure una fusió de metodologies per entendre i investigar la influència de la cobertura de la vegetació en la qualitat de l'aire, amb el fi de millorar el pronòstic de la contaminació urbana causada per les emissions de tràfic vehicular.



INDICE

Índice de contenido

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	29
1.1. Contexto y justificación de la investigación.....	31
1.2. La integración de la tecnología en la agricultura.....	33
1.3. La tecnología en el manejo de los bosques.....	35
1.4. La tecnología y la calidad de aire.....	36
1.5. Objetivos de la investigación.....	37
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES.....	39
2. Antecedentes.....	41
2.1. Modelo de cobertura arbórea.....	41
2.2. Modelo de distribución de especies: los bosques.....	43
2.3. Modelo de pronóstico de calidad de aire.....	46
CAPÍTULO 3. MATERIAL Y MÉTODOS	51
3. Material y métodos.....	53
3.1. Base teórica de modelos cartográficos.....	53
3.1.1. Conceptos y definiciones.....	53
3.1.2. Fases de diseño de un modelo cartográfico.....	55
3.1.2.1. Diseño del modelo de datos.....	55
3.1.2.2. Fase de diseño conceptual.....	56
3.1.2.3. Fase de diseño lógico: modelo de representación.....	56
3.1.2.4. Fase de diseño físico: modelo de almacenamiento.....	58
3.1.2.5. Diseño digital: procesos.....	59
3.1.2.6. Control de calidad del proceso cartográfico.....	61
3.1.3. Autocorrelación espacial.....	62
3.2. Formulación del modelo de cobertura arbórea (GC).....	63
3.2.1. Situación y justificación agronómica del estudio.....	63
3.2.2. Información base.....	65
3.2.3. Toma y tipo de muestras: área sombreada.....	65

3.2.4.	Métodos analíticos de cálculo de cobertura vegetal	67
3.3.	Formulación del modelo de distribución de especies.....	71
3.3.1.	Situación y descripción de hábitats de los bosques.....	71
3.3.1.1.	Quejigares de <i>Quercus faginea</i> Lam. subsp. <i>faginea</i>	74
3.3.1.2.	Encinares mesomediterráneos de <i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ballota</i> (Desf.) Sam.....	75
3.3.1.3.	Pinares de <i>Pinus nigra</i> Arn. subsp. <i>salzmannii</i>	75
3.3.2.	Datos y definición de variables.....	76
3.3.2.1.	Información base.....	76
3.3.2.2.	Toma de muestras: datos de presencia.....	77
3.3.2.3.	Variables descriptivas del hábitat de los bosques.....	78
3.3.3.	Métodos analíticos.....	82
3.4.	Formulación del modelo de calidad de aire.....	85
3.4.1.	Situación y justificación del estudio.....	85
3.4.2.	Datos y definición de variables.....	88
3.4.2.1.	Información base.....	88
3.4.2.2.	Toma y tipo de muestras: monóxido de carbono (CO).....	91
3.4.2.3.	Descriptorios geométricos.....	92
3.4.3.	Metodología de análisis.....	100
3.4.3.1.	Modelo STREET-SRI.....	100
3.4.3.2.	Modelo OSPM.....	103
3.4.3.3.	Emisiones y factores de emisión. Modelización inversa.....	104
3.5.	Aplicaciones informáticas empleadas.....	106
CAPÍTULO 4. RESULTADOS		107
4.	Resultados.....	109
4.1.	Resultados de la cobertura arbórea de los cultivos.....	109
4.1.1.	Cálculo de la superficie de cobertura.....	109
4.1.2.	Validación del método a partir de un DSS de riego.....	112
4.1.3.	Resultados del modelo cartográfico.....	113
4.1.4.	Conclusión del modelo.....	114
4.2.	Resultado de la predicción de distribución de especies.....	115
4.2.1.	Resultados de los datos de presencia de especies.....	115
4.2.2.	Resultados de las variables ambientales y espectrales.....	116
4.2.3.	Resultados de la definición de hábitats.....	118

4.2.4.	Resultados del mapa de distribución de especies.....	121
4.2.5.	Conclusión del modelo.	124
4.3.	Resultados del pronóstico de calidad de aire.....	125
4.3.1.	Resultados geométricos y meteorológicos.....	125
4.3.2.	Resultados de medidas de concentración de CO.	127
4.3.3.	Relación de las variables y la concentración de CO.....	127
4.3.4.	Resultados de la modelización inversa. Factores de emisión.....	129
4.3.5.	Resultados de pronóstico de concentración de CO.....	131
4.3.6.	Conclusión del modelo.	137

CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN GENERAL139

CAPÍTULO 6. CONCLUSIÓN Y RECOMENDACIONES147

6.1.	Conclusión.....	149
6.2.	Recomendaciones y líneas futuras de investigación.....	150

Referencias bibliográficas153

ANEJOS:

<i>ANEJO 1.</i>	<i>Plan nacional de observación del territorio (PNOT).....</i>	<i>177</i>
<i>ANEJO 2.</i>	<i>Situación de aforos de intensidad de tráfico.....</i>	<i>179</i>
<i>ANEJO 3.</i>	<i>Medidas horarias de concentración de CO en las calles experimentales (ppm).....</i>	<i>180</i>
<i>ANEJO 4.</i>	<i>Ponencias y congresos.....</i>	<i>182</i>

Índice de figuras

Figura 1.	Distribución de las parcelas agrícolas que pertenecen a la CR.....	63
Figura 2.	Imagen de malla para el cálculo del área sombreada por árbol.....	66
Figura 3.	Clases definidas en función del grado de desarrollo de GC.....	68
Figura 4.	Localización y elementos característicos que conforman el área de estudio.....	71
Figura 5.	Perspectiva del paisaje que conforma la Tinença de Benifassà.....	73
Figura 6.	Quejigares en primavera (izquierda) y Quejigares en invierno (derecha).....	74
Figura 7.	Encinares de <i>Quercus ilex</i>	75
Figura 8.	Imagen RGB (izquierda) e Infrarrojo cercano IRC (derecha).....	77
Figura 9.	Vista aérea del área de estudio (tonalidad marcada en un bosque de <i>Quercus faginea</i>) (izquierda) e imagen fotográfica del mismo bosque de <i>Quercus faginea</i> (derecha).....	77
Figura 10.	Divisiones de las parcelas de campo para los inventarios.....	78
Figura 11.	Esquema de flujo de trabajo del modelo de distribución de especies.....	83
Figura 12.	Mapa de situación del centro urbano de la ciudad de Valencia.....	85
Figura 13.	Estaciones fijas de Control de Calidad de Aire en la ciudad de Valencia.....	88
Figura 14.	Promedio de concentración de CO _f	89
Figura 15.	Promedio de medidas horarias de velocidad y dirección del viento.....	90
Figura 16.	Medidor Serinus 30. Ecotech.....	91
Figura 17.	Suministro de energía (izquierda), y equipo de medida de la estación de monitoreo móvil (derecha).....	91
Figura 18.	Descriptores geométricos de un cañón urbano.....	93
Figura 19.	Ejemplo gráfico de la dirección de flujo en cañones urbanos calculados por un modelo k-E (Sorensen, 1995), a) $W/H = 2$, b) $W/H = 1$ y c) $W/H = 0,5$	93
Figura 20.	Situación de los cañones urbanos de medida y de pronóstico de CO.....	94

Figura 21. Pasos seguidos para segmentar los cañones urbanos pertenecientes a la red vial: (a) simplificación de los polígonos del parcelario; (b) extracción de los polígonos del viario como complementarios a los polígonos del parcelario; (c) triangulación de los polígonos del viario; (d) identificación de triángulos dentro de cruces, calculo de sus centroides y delimitación de los bordes del cruce (en rojo); (e) fusión de los triángulos; (f) resultado de los cañones segmentados. Fuente: (Hermosilla et al. 2014).....	95
Figura 22. Vista de los polígonos UBRSA resultado de la segmentación.	96
Figura 23. Representación del MDSn (m) de una sección del área de estudio.....	97
Figura 24. Pasos seguidos para extraer la altura de los bloques de edificios que delimitan el cañón urbano: (a) segmentación del cañón, (b) delimitación de las fachadas de los edificios y (c) extracción de la altura máxima de las fachadas.	97
Figura 25. Esquema gráfico de la representación del ángulo de los cañones urbanos.....	98
Figura 26. Esquema gráfico de la posición del receptor respecto a sotavento y barlovento (Venegas et al., 2014).	99
Figura 27. Esquema de flujo y condiciones de dispersión en cañones urbanos (Dabberdt et al., 1973).	101
Figura 28. Esquema de los principios básicos del modelo OSPM. (Berkowicz, 2000).	103
Figura 29. Esquema de modelización a la inversa de los dos modelos de dispersión STREET y OSPM.....	106
Figura 30. (a) Mapa clasificado con las siete categorías asignadas y (b) fracción de suelo cubierto por el cultivo.	110
Figura 31. Porcentaje de cobertura arbórea por parcela de la CR.	111
Figura 32. Error cometido para el cálculo de las Necesidades reales (NRr %) al asumir una cobertura arbórea de 40 % para todas las parcelas del caso de estudio.	113
Figura 33. Modelo cartográfico de cobertura arbórea para un cultivo.	114
Figura 34. Mapa de teselas de vegetación.	115

Figura 35. MDE y sus variables ambientales derivadas: (a) modelo digital de elevación (b) mapa de orientaciones, (c) mapa de pendientes y (d) mapa de radiación solar.....	116
Figura 36. Variables espectrales: índice de vegetación NDVI (izquierda) y variable textural del contraste de la imagen (derecha).....	117
Figura 37. Gráfica de funciones discriminantes para los tres tipos de bosques.....	118
Figura 38. Modelo cartográfico base del modelo de distribución de especies.....	121
Figura 39. Distribución actual de especies de vegetación: bosques.....	122
Figura 40. Rosa de los vientos del mes de octubre para la ciudad de Valencia.....	126
Figura 41. Relación de medidas de concentración de CO respecto: (a) intensidad de tráfico, (b) velocidad del viento y (c) Ratio de aspecto (W/H).....	128
Figura 42. Evaluación de los resultados estimados de concentración de CO obtenidos por los modelos STREET y OSPM respecto a las medidas observadas, en función de la posición de un cañón urbano.....	131
Figura 43. Modelo cartográfico de pronóstico de contaminación de CO en calles urbanas de la ciudad de Valencia.....	133
Figura 44. Pronóstico de concentración de CO (ppm) obtenido de la aplicación de los modelos de dispersión STREET y OSPM en vías céntricas de la ciudad de Valencia, para el mes de Octubre de 2013.....	135
Figura 45. Pronóstico de concentración de CO (ppm) obtenido de la aplicación de los modelos de dispersión STREET y OSPM en vías céntricas de la ciudad de Valencia, para el mes de Octubre de 2014.....	136
Figura 46. Concentración de pronóstico de contaminante CO resultado de aplicar los modelos de dispersión, STREET y OSPM, para los años 2013 y 2014 en toda el área de estudio.....	137

Índice de tablas

Tabla 1.-	Coeficiente del cultivo (kc).....	64
Tabla 2.-	Valores asignados en función del porcentaje de área sombreada.....	66
Tabla 3.-	Superficie de área sombreada (m ²), resultado de la clasificación de imagen, correspondiente a los árboles medidos en <i>in situ</i>	69
Tabla 4.-	Altura y distancia de la estación móvil en las vías urbanas.....	92
Tabla 5.-	Resultados de As obtenidas tras la aplicación de máxima probabilidad a imágenes RGB (GC) y muestreos de los mismos individuos <i>in situ</i> (As).....	111
Tabla 6.-	Valor promedio y desviación estándar de las variables ambientales.....	117
Tabla 7.-	Resultados del promedio y desviación estándar de las variables espectrales.....	117
Tabla 8.-	Resultados estadísticos de la aplicación del método discriminante.....	119
Tabla 9.-	Bondad del ajuste de clasificación tras la aplicación del análisis discriminante.....	120
Tabla 10.-	Validación cruzada de datos observados y predichos.....	123
Tabla 11.-	Resultados geométricos de los cañones urbanos experimentales.....	125
Tabla 12.-	Dirección y velocidad del viento en los cañones de medida.....	126
Tabla 13.-	Rango de valores de CO (ppm) en los ejes experimentales.....	127
Tabla 14.-	Emisión y Factores de emisión resultado de la modelización inversa.....	129
Tabla 15.-	Comparación de factores de emisión obtenidos en esta y otras investigaciones.....	129
Tabla 16.-	Concentración de CO (gr m ⁻³) estimado frente a las medidas observadas.....	130
Tabla 17.-	Parámetros meteorológicos y atmosféricos para el mes de Octubre.....	132
Tabla 18.-	Parámetros de intensidad de tráfico y geométricos del área de estudio.....	132

Listado de acrónimos

3IFN	Tercer Inventario Nacional Forestal
AEMA	Agencia Europea del Medio Ambiente
AP	Agricultura de Precisión
CR	Comunidad de Regantes
DSS	Sistemas de Soporte a la Toma de Decisiones
EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
FAO	Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
fc	Fracción de cabida cubierta
GC	Ground Cover (Cobertura arbórea)
MAGRAMA	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
NHr	Necesidades Hídricas Reales
NHn	Necesidades Hídricas Netas
NRn	Necesidades Reales netas hídricas de los cultivos
NRr	Necesidades Reales hídricas de los cultivos
OSM	Organización Mundial de la Salud
PNOA	Plan Nacional de Ortografía Aérea
SIG	Sistema de Información Geográfica
TIC	Tecnología de la Información y Comunicación

Algo he aprendido en mi larga vida;
que toda nuestra ciencia,
contrastada con la realidad,
es primitiva y pueril;
y, sin embargo, es lo más valioso que tenemos.
Albert Einstein



CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1. Introducción.

En este capítulo se comentan los conceptos y aspectos esenciales para establecer el contexto en el cual y por el cual se desarrolla este trabajo. Se plantea la importancia de la integración de la tecnología en la agricultura bajo el concepto de agricultura de precisión, junto a la importancia de su aplicación en la conservación de los bosques y la utilidad que tienen en el control de la calidad del aire. Finalmente, se enumeran y definen los objetivos de la investigación.

1.1. Contexto y justificación de la investigación.

El uso de herramientas de información geográfica tiene una especial importancia en su aplicación a técnicas agroforestales. Su capacidad analítica nos proporciona herramientas capaces de aplicar métodos que combinan y analizan datos de diversas fuentes. Además, estas herramientas son de gran utilidad ya que nos permiten desarrollar modelos propios dirigidos a un problema específico.

En la actualidad existe un amplio desarrollo de herramientas diseñadas para facilitar el conocimiento a escala local y global de los recursos naturales y su funcionamiento. Estas herramientas nos permiten aplicar técnicas capaces de resolver cuestiones que nos ayudan a tomar decisiones más precisas y eficaces. La posibilidad de tomar decisiones más adecuadas conlleva una mejora tanto en la producción agrícola como en el manejo y control del medio ambiente, y, en consecuencia, una mayor y mejor conservación de la naturaleza. En definitiva, este tipo de tecnología nos proporciona herramientas capaces de modelar mejor y con más precisión los procesos agroambientales.

Con el avance de la tecnología se ha incrementado la facilidad de transmitir conocimientos científicos a escalas más amplias, lo que ha facilitado la adhesión de la componente geográfica a los análisis. Es en este marco donde los Sistemas de Información Geográfica (SIG) toman su protagonismo. Su definición ha ido variando conforme ha ido aumentando su ámbito de aplicación y desarrollo. En la literatura actual existen multitud de definiciones que se citarán, algunas de ellas, en apartados posteriores. Para situarnos en el contexto de la investigación y a modo introductorio, se aporta una definición citada reiteradas veces en la literatura, que los define como 'un poderoso grupo de herramientas de captura, almacenamiento, recuperación, transformación y representación de datos espaciales del mundo real' (Burrough y McDonnell, 1986).

La elevada expansión de la información geográfica, junto al creciente desarrollo de aplicaciones que se llevan a cabo mediante herramientas SIG, hace cada vez más necesario

crear técnicas que ayuden a comprender mejor la manera de integrar la componente geográfica en los datos y análisis.

La presente investigación se centra exclusivamente en los aspectos metodológicos del proceso de análisis científico, creando un nexo de unión entre los análisis clásicos y los análisis con componente espacial. La formulación de modelos cartográficos a los diferentes escenarios planteados en la investigación evidencia cómo la incorporación de la componente geográfica a los datos y métodos tradicionales permite actuar en un amplio campo de acción y nos da el soporte necesario para la implementación de estas metodologías.

El modelo cartográfico presenta una metodología general para el análisis y síntesis de datos geográficos que utiliza operaciones de álgebra. En este tipo de modelos, la representación cartográfica de un factor es tratada como una variable que puede ser manipulada de forma flexible utilizando un pequeño, pero altamente integrado, grupo de funciones cartográficas (Tomlin, 1980). Se trata entonces de un proceso analítico que lleva incorporada una componente geográfica, está construido con sistemas de información geográfica y permite simular y analizar datos o fenómenos que ocurren en la naturaleza facilitando el manejo y la gestión de la misma.

Con la finalidad de evaluar los modelos cartográficos formulados a través de la capacidad analítica de los SIG, se han aplicado tres técnicas a diferentes escenarios. Cada una de ellas busca una solución particular y todas ellas comparten la integración de la componente espacial a estudios y métodos tradicionales. En primer lugar, se ha optado por un modelo de análisis de cobertura arbórea en un ambiente agrícola, con el objetivo de precisar el cálculo de necesidades hídricas de los cultivos y optimizar la gestión del riego en las parcelas de una Comunidad de Regantes (CR), situada en un municipio cercano a la ciudad de Valencia.

A continuación, se formula un modelo de distribución de especies en un ambiente forestal, capaz de predecir una distribución óptima de la vegetación en base a variables ambientales y espectrales, con fines de restauración y conservación en un parque natural de la provincia de Castellón.

Por último, se formula un modelo de calidad de aire, basado en las emisiones del parque automovilístico, con la finalidad de pronosticar la concentración de CO en el centro urbano de la ciudad de Valencia.

Esta investigación pretende reforzar el nexo de unión de la tecnología SIG con un sector especializado en la exploración de la agricultura y el medio ambiente. Trata de dar una forma alternativa de transmitir metodologías científicas con un enfoque geográfico espacial. No pretende dar una metodología específica de diseño de modelos cartográficos: bien es sabido que a cada cuestión o situación le corresponden distintos análisis para una solución determinada.

Este tipo de investigación implica datos de diversos campos de estudios, cada uno de los cuales es único en forma y formato. Más allá del tratamiento y la clasificación de los datos espaciales y no espaciales, son necesarias buenas relaciones para integrarlos. Este enfoque integrador sintoniza con la investigación multidisciplinar entre las distintas disciplinas con la cartografía. La utilización de una sola disciplina limitaría ofrecer la información necesaria sobre teorías, conceptos y métodos de la tecnología SIG, ya que éstos requieren una perspectiva más amplia con el fin de romper su complejidad y ofrecer soluciones. Por lo tanto, es esencial para la investigación en SIG transcender los límites de varias disciplinas, ofreciendo diferentes supuestos, y contribuir de forma eficiente al cuerpo de conocimientos (Blaschke y Merschdorf, 2014). Además, una colaboración interrelacionar puede dar lugar a nuevos conceptos híbridos, siendo tal colaboración una condición esencial para la investigación impulsada por una solución creativa y eficaz (Pohl, 2005).

1.2. La integración de la tecnología en la agricultura.

A pesar de la importancia económica que tiene la producción agrícola en la economía global y su diferencia respecto al crecimiento de la población, en los últimos años el avance de la producción agraria se ha visto rezagado. En un estudio realizado por la FAO (2011) sobre la situación de la agricultura en los países desarrollados y su integración en la economía mundial, se señala que la mayoría de ellos disponen de un considerable potencial agrícola no explotado. Ello se debe a que estos países están dotados de suficientes factores de producción y posibilidades de disponer de recursos humanos. Destaca además, las grandes posibilidades que tienen estos países de utilizar de manera más eficaz sus recursos agrícolas y aumentar así su productividad agraria, yendo esto unido a una mejora del empleo –hasta ahora limitado- y del favorecimiento del aumento de la población en las zonas rurales.

También es importante destacar que existe una preocupación por el hecho de que la extensión e intensificación de la agricultura pueda causar la degradación de los recursos naturales (suelos, agua, vegetación y diversidad biológica). Sin embargo, la intensificación agrícola de por sí no debería representar una amenaza, ya que la causa más grave de

la degradación del medio ambiente no es la intensificación agrícola, sino la falta de prácticas de ordenación idóneas y de fácil acceso a tecnologías e insumos apropiados para la agricultura (FAO, 2011). Para combatir estos problemas se debe aumentar nuestra comprensión del mundo físico, con la ayuda de una creciente variedad de herramientas para la exploración del medio que nos rodea. Muchas de estas herramientas pueden ser consideradas bajo la denominada Tecnología de la Información (TI) que, por definición, tiene que ver con la adquisición, registro y comunicación de la información (Cox, 2002).

En la actualidad el Banco Mundial, en colaboración con la Comunidad e-Agricultura y la FAO, están llevando a cabo un estudio donde se recoge el modo en los que las tecnologías de información y comunicación (TIC) pueden ser empleadas para apoyar a la agricultura. El objetivo es buscar un aumento de productividad sustentable, fortalecer la resiliencia de los productores, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y aumentar el secuestro del carbono; al mismo tiempo que se fortalece la seguridad alimentaria y se aseguran beneficios para el medio ambiente (World Bank, 2011).

Llegados a este punto cabe entonces mencionar el término Agricultura de Precisión (AP), el cuál reorganiza todo el sistema de la agricultura hacia un sistema de bajos insumos, alta eficiencia y el desarrollo de una agricultura sostenible (Shibusawa, 1998). Se trata pues de un concepto de gestión de parcelas agrarias basado en el estudio de la variabilidad en el campo, donde se busca responder a tal variabilidad a un nivel de escala más preciso (Whelan et al., 1997). Este cambio es posible con el uso de varias tecnologías: (1) el Sistema de Posicionamiento Global (GPS), (2) imágenes procedentes de sensores remotos, (3) Sistemas de Información Geográfica (SIG), (4) la tecnología móvil y (5) las telecomunicaciones (Gibbons, 2000).

La AP es, por tanto, un concepto de manejo de cultivo que debe ser implementado como las operaciones de campo relacionadas para el crecimiento óptimo del cultivo. Los procedimientos para la integración del volumen de datos espaciales deben ser generados tanto para la creación de mapas de tratamiento, como para el apoyo de toma de decisiones de la gestión agraria (Stafford, 2000).

El ritmo de adopción e incorporación de estas nuevas tecnologías ha sido variable según las regiones que a nivel mundial se han estudiado, pero en cualquier caso con tasas muy bajas. Ello se debe, además del costo de adquisición la falta de percepción del beneficio y el conservadurismo entre los agricultores, a que el principal obstáculo está siendo la forma de entregar y transferir esta tecnología. La entrega de tecnologías requiere cono-

cimientos y habilidades que la mayoría de técnicos que asesoran a los agricultores actualmente no poseen. El éxito de estas nuevas tecnologías tendrá que ser medido por las ganancias económicas y ambientales que se obtengan de emplearlas (Zhang et al., 2002).

Desde un punto de vista más específico, como es el caso del riego de precisión, el cálculo de índices de calidad en la gestión del riego en las comunidades de regantes, requiere tener un conocimiento preciso de los consumos efectuados y de las necesidades hídricas de los cultivos en cada parcela, derivando a una reducción de consumo energético y a un beneficio económico y ambiental.

1.3. La tecnología en el manejo de los bosques.

Los bosques, los árboles en las explotaciones agrícolas y los sistemas agroforestales desempeñan un papel decisivo para los medios de vida de la población rural de todo el mundo al proporcionarle empleo, energía, alimentos nutritivos y una vasta gama de otros bienes y servicios ecosistémicos. De ese modo, los bosques poseen un enorme potencial para contribuir al desarrollo sostenible y a una economía más verde. Es conocido que los bosques son el repositorio de diversidad biológica terrestre más grande del mundo. Desempeñan un papel fundamental en la mitigación del cambio climático mundial y contribuyen a la conservación del suelo y el agua en muchos ecosistemas (FAO, 2014). Por esta razón, es de gran interés su conservación y restauración.

Sin embargo los planes dedicados a la gestión de recursos forestales son muy escasos en el terreno forestal valenciano, tanto en montes privados como públicos, y tampoco existe por parte de la administración pública una incentivación para mejorar la planificación forestal, que se realiza mayoritariamente con poco criterio técnico, provocando una pérdida de biodiversidad y sobreexplotación de los recursos naturales (Delgado, 2015).

Una empresa u organismo forestal que no dispone de información precisa y actualizada sobre sus bosques no está en condiciones de adoptar decisiones estratégicas eficaces. Es necesario conocer los límites de los bosques, su calidad, su edad, su topografía y sus suelos. Desde una visión estratégica cada vez se da más importancia a la información sobre los recursos no madereros, como a sus posibilidades de esparcimiento y la situación del hábitat de la vida silvestre. De ese modo, es de importancia crucial realizar continuamente inventarios de la riqueza forestal, elaborando modelos computacionales que permitan realizar proyecciones sobre su crecimiento y su conservación en el futuro, para poder ensayar distintas alternativas (Dykstra, 1997). Los SIG se presentan como una importante y eficaz herramienta para la planificación forestal y ordenación del territorio.

La capacidad analítica de los SIG permite realizar rápidos análisis de situaciones complejas, que nos ayudan a tomar decisiones adecuadas en la conservación y la restauración de los bosques.

1.4. La tecnología y la calidad de aire.

Según la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA), la contaminación del aire proviene de diferentes orígenes, como son: fuentes fijas (fábricas, plantas de energía, fundiciones, tintorerías y operaciones de desengrasado, etc.), fuentes móviles (automoción y desplazamiento) y fuentes de origen natural (polvo arrastrado por el viento, y las erupciones volcánicas). La Ley de Aire Limpio (LAL) proporciona el marco principal para proteger la calidad del aire a nivel nacional, estatal y local. En virtud de esta ley, la Oficina de Planificación y Normas de Calidad del Aire (OAQPS) es responsable de establecer las normas (también conocidas como las normas de calidad del aire ambiental nacionales (NAAQS)) de las sustancias contaminantes que se consideran perjudiciales para las personas y el medio ambiente.

Una buena calidad de aire es necesaria para mantener la vida en el planeta, no sólo para los seres humanos, sino para el resto de los ecosistemas naturales. Para conseguir el control y manejo de la calidad de aire, con la aplicación de estas normas, existen en la actualidad muchas redes y aplicaciones de monitoreo de gases contaminantes en muchas ciudades de Europa y del resto del mundo. El seguimiento de contaminantes gaseosos se lleva a cabo por diversas técnicas de medición; cada una de ellas presentan ventajas e inconvenientes que las hacen validas o no para una aplicación específica.

Las nuevas tecnologías son de gran utilidad en el estudio y análisis de la calidad de aire. Permiten la integración, manejo, análisis y simulación de datos espaciales y temporales de la concentración de contaminantes, a la vez que permiten calcular condiciones pasadas, presentes y futuras combinando información de tráfico y emisiones (Puliafito et al., 2003). En concreto, los SIG, por su capacidad de análisis, gestión de datos y visualización, han sido utilizados de manera muy significativa para el análisis y pronóstico de calidad de aire en los últimos años.

1.5. Objetivos de la investigación.

El objetivo general de la investigación es ilustrar la utilidad y potencialidad de las nuevas tecnologías, a través de la interpretación de la capacidad analítica de los SIG, con el fin de estimar, predecir y pronosticar diferentes escenarios en el campo agrícola y ambiental.

Para alcanzar este objetivo, la investigación persigue los siguientes objetivos específicos:

1. Formulación y aplicación de un modelo descriptivo, a partir de imágenes de alta resolución, capaz de determinar la cobertura arbórea de un cultivo. Determinar con ello las necesidades hídricas de los cultivos y validar la fiabilidad del método con la aplicación práctica, en un sistema de gestión de riego en una CR.
2. Formulación y aplicación de un modelo de predicción de distribución actual de vegetación, a partir de la incorporación de la componente geográfica a un método estadístico tradicional. Evaluar la probabilidad de error que se produce con la aplicación de este tipo de modelos.
3. Determinar un factor de emisión uniforme e independiente de inventarios automovilísticos para la ciudad de Valencia. Formulación y aplicación, a partir de las emisiones de los vehículos, de un modelo de pronóstico de calidad de aire en entornos urbanos.

El trabajo desarrollado con estas metodologías está centrado en un contexto donde la investigación de carácter agrícola y medio ambiental es objetivo prioritario para sentar las bases en la formulación de los modelos, dejando atrás aspectos técnicos informáticos necesarios para el desarrollo de los mismos.

El cumplimiento de estos objetivos conlleva una labor de investigación en la que los aportes del trabajo responden a las siguientes cuestiones:

- ¿El uso de técnicas espaciales aporta una mejora de eficiencia económica y ambiental en el escenario agrícola?
- ¿Los datos de las variables y parámetros empleados son fácilmente accesibles para la formulación de los modelos presentados?
- ¿Son idóneas las herramientas de análisis espacial para modelar casos empíricos tradicionales?
- ¿Qué ventajas y limitaciones tiene la formulación de modelos cartográficos?
- ¿Tienen aplicación directa los resultados?



CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES

2. Antecedentes.

En este capítulo se hace una revisión de los trabajos cuyas técnicas han servido de soporte para los desarrollos y propuestas que se realizan en las páginas siguientes.

2.1. Modelo de cobertura arbórea.

El riego en la agricultura tiene una notable importancia con más de 45% de costes de producción agraria en el mundo (Molden, 2007). En los últimos años la demanda del consumo de agua se ha incrementado, pronosticándose que en un futuro la escasez de agua será un gran problema en muchas áreas del planeta (Fereres et al., 2009).

Dada la escasez del recurso agua y el incremento en los costes de fertilizantes y energéticos, se requiere tener un conocimiento preciso de los consumos efectuados y de las necesidades de agua en la agricultura. La transformación del riego por inundación que se ha llevado a cabo tradicionalmente en cultivos intensivos en la Comunidad Valenciana, ha supuesto un gran avance en relación al manejo eficiente del agua, pero eso no significa que se haya conseguido totalmente, ya que se podría ajustar más la dosis de riego a emplear a las necesidades reales del cultivo. Esto puede determinarse con la recopilación de los datos necesarios para llevar a cabo un completo estudio agronómico de las necesidades reales y para determinar las dosis y frecuencia del riego ideal para el cultivo.

Conocida la importancia que tiene una correcta gestión de las Comunidades de Regantes, el grupo del Centro Valenciano de Estudios sobre el Riego (CVER), desde el año 2012, analiza el funcionamiento de diversas CC.RR., que recientemente han acometido el proceso de modernización de sus infraestructuras con el cambio de riego por inundación a riego localizado, con el objetivo de conocer la situación en la que se encuentra la gestión de las nuevas infraestructuras de riego en nuestras Comunidades y su posibilidad de mejora.

En concreto, la investigación se centra en la gestión técnica, es decir, en analizar las condicionantes hidráulicas de las redes de riego tanto a nivel de dotaciones de riego, como de su distribución en la red, buscando el objetivo de optimizar la distribución de caudales y presiones para obtener mayor eficiencia energética y, por tanto, disminuir el coste de funcionamiento.

A día de hoy, existen varios modelos ya desarrollados capaces de determinar la cantidad de riego necesaria para los cultivos y que requieren como input la cobertura vegetal para

su cálculo. Tal es el caso de CropSyst (Stockle y Nelson, 1998), desarrollado para simular el crecimiento de los cultivos leñosos y la dinámica del agua y el nitrógeno en el sistema suelo-planta-atmósfera. Otro ejemplo, el modelo desarrollado específicamente para la gestión de las Comunidades de Regantes con implantación de riego localizado y que utiliza la cobertura vegetal para el cálculo de las necesidades hídricas, HuraGIS (Jiménez Bello, 2007).

Para medir específicamente el área proyectada en el suelo a escala de planta, existen numerosos estudios que aplican métodos relacionados, por ejemplo, con la intercepción de la luz o con la medición in situ del área foliar; en otros casos se plantean técnicas sencillas y de fácil aplicación en campo usando mallas de muestreo (Wünsche et al., 1995); otras emplean sensores lumínicos (Giuliani et al., 2000) o herramientas de modelado tridimensional asistidas por computadora (Stephan et al., 2008). Todas estas metodologías suelen requerir tiempos de muestreo o análisis elevados. Para grandes extensiones, como las gestionadas por una Comunidad de Regantes, la determinación de la cobertura arbórea ocupada por los cultivos se puede realizar mediante mallas de muestreo, pero no deja de ser una tarea compleja y costosa de llevar a cabo.

Del mismo modo, se producen errores al estimar dicha área y aplicar un valor promedio para todas las parcelas, debido a que no todas las parcelas tienen la misma clase de densidad y, por tanto, la misma edad y tamaño de cobertura arbórea.

Diversos estudios utilizan técnicas de clasificación de imágenes a nivel de pixel para distinguir distintos tipos de coberturas. Normalmente estas técnicas de análisis están basadas en imágenes provenientes de sensores remotos. Las técnicas empleadas para clasificación de cobertura arbórea en cultivos se basan en diversas metodologías, desde un método clásico de máxima probabilidad (MLC, Maximum Likelihood Classification), a métodos de agrupamiento *k-medias* y la aplicación de redes neuronales, siendo MLC el método más ampliamente utilizado (Srivastava et al., 2012). Un ejemplo de ello es un estudio a nivel regional llevado a cabo en Yatta (Kenya) con el uso de imágenes satelitales Landsat¹ de varios periodos de tiempo, con el objetivo de observar a través de la técnica MLC cómo los cultivos tradicionales se adaptan mejor que los cultivos introducidos (Agesa, 2014).

Sin embargo, con el rápido crecimiento de las imágenes aéreas y satelitales, se evidencia en la literatura que no solo los datos espectrales son adecuados para extraer la información de las imágenes. Además, existen diversas técnicas capaces de mejorar la precisión del método MLC, por ejemplo, mejorando el algoritmo de probabilidad o asignando

pesos de probabilidad. Tal es el caso del estudio que desarrolla una metodología capaz de distinguir diferentes coberturas en Chiang Mai (Tailandia), donde se combinan datos espectrales con diversos datos contenidos en un SIG y donde adicionalmente se aplican probabilidades condicionales (Abkar et al., 2000). Otro ejemplo podemos encontrarlo en un estudio realizado en los bosques de Suecia donde se aplica la misma técnica de clasificación para tipificar diferentes tipos de cobertura arbórea. Los resultados se muestran más cercanos a los datos de inventario cuando la metodología es calibrada con la asignación de pesos (Hagner y Reese, 2007).

Recientemente se ha desarrollado a nivel de parcela una metodología que clasifica de forma automática la cobertura de los árboles. Esta metodología se basa en una clasificación no supervisada a través de un método de agrupamiento de k-medias, donde cada clase es agrupada por proximidad mediante un método iterativo (Recio et al., 2013).

Estudios actuales y con gran aceptación en la tecnología SIG plantean una nueva clasificación de imágenes basada en objetos (GEOBIA) que integra los datos e información contenidos en un SIG y los procesos de análisis de imágenes obtenidas por teledetección: se generan hipótesis en base a la forma desde un SIG y se evalúan las hipótesis de forma y parámetros proporcionadas por las imágenes (Blaschke et al., 2014).

2.2. Modelo de distribución de especies: los bosques.

La elaboración de cartografía de vegetación a través de la aplicación de modelos de distribución de especies vegetales en áreas naturales es cada vez más importante para una amplia variedad de propósitos de gestión: gestión de biodiversidad, protección de especies, control de malas hierbas, gestión forestal, afección de cambio climático, (entre otras), donde se requiere información detallada de la distribución de la vegetación y las relaciones con sus variables ambientales. Las herramientas SIG son importantes para el manejo y tratamiento de variables predictivas de hábitats de especies vegetales y extrapolar dicha información a través de los modelos de distribución de especies.

Un modelo de distribución de especies se define como la predicción de la composición de la vegetación en un paisaje a través de variables ambientales asignadas (Franklin, 1995). En la literatura especializada podemos encontrar diferentes denominaciones, por ejemplo, modelos de nicho, modelos de idoneidad, o modelos predictivos de hábitat. En los últimos años se están unificando criterios y el término más frecuentemente utilizado es “modelo de distribución de especies”, que son representados cartográficamente en un mapa de idoneidad de hábitat o de hábitat potencial (Mateo et al., 2011).

Otros autores definen los modelos de distribución de especies como representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la presencia de una especie en función de las variables empleadas para generar dicha representación. La idoneidad no es más que la relación matemática o estadística entre la distribución real conocida y un conjunto de variables independientes, que se usan como indicadores (Guisan y Zimmermann, 2000).

La elaboración de un mapa de especies siempre empieza con el desarrollo de un modelo, seguido de la aplicación del modelo a los datos geográficos. La capacidad de desarrollar mapas digitales de topografía y las variables que intervienen en el desarrollo de la ecología de la planta, como el suelo y clima, junto a un abundante y cada vez más específico software para la manipulación de los datos, ha permitido el desarrollo de modelos de mapas predictivos de vegetación (Franklin, 1995).

Desde el punto de vista de las variables que los modelos emplean para predecir el hábitat, éstas se pueden agrupar en: variables bióticas (seres vivos que interrelacionan para el desarrollo del ecosistema) y variables abióticas (fenómenos físicos y químicos que hacen posible el funcionamiento de un ecosistema). Tanto las variables abióticas como las variables ambientales (entendiendo éstas como un subgrupo de las variables abióticas), a día de hoy pueden obtenerse fácilmente de diversas fuentes y son ampliamente utilizados en la predicción de distribución de especies.

Desde que se dispone de las primeras imágenes del satélite Landsat, muchos geógrafos, junto a otros investigadores, demostraron que no era posible cartografiar comunidades de vegetación a escala de especie con sólo el uso de imágenes multispectrales: es en este momento cuando se empieza a incluir otras variables ambientales en forma de mapas digitales (topografía, geología). Las variables derivadas de modelos digitales de terreno que se distribuyen de forma continua, comenzaron a ser incluidas como variables independientes en diversos estudios con técnicas de clasificación supervisada y aplicando métodos multivariantes, con el objetivo de identificar distintos tipos de vegetación a través de modelos predictivos, demostrándose la utilidad de éstos métodos como técnica predictiva para la clasificación de nuevos datos (Franklin, 1995).

Los modelos de distribución de especies pueden llevarse a cabo con cualquier clasificador estadístico adecuado al tipo de variable modelizada. A día de hoy, existe una amplia gama de modelos desarrollados. En la literatura pueden encontrarse varios resúmenes donde se agrupan los métodos existentes y su aplicación en función del tipo de variables analizadas (Guisan y Zimmermann 2000; Seane y Bustamante, 2001; Mateo et al., 2011).

Algunos de ellos los agrupan atendiendo a su funcionamiento: rango de tolerancia ecológica, modelos de tipo correlativo y ordenación multivariante, y redes neuronales artificiales (Seane y Bustamante, 2001). Otros los agrupan en función de la estadística empleada, como puede ser: regresión múltiple, técnicas de clasificación, envueltas ambientales, técnicas de ordenación, estadística bayesiana, redes neuronales y otras como modelos desarrollados con superposición de capas en un SIG, como es el caso las funciones discriminantes (Guisan y Zimmermann, 2000). También los hay que los agrupan en función de las técnicas utilizadas: técnicas descriptivas, técnicas discriminantes y técnicas mixtas (descriptivas y discriminantes) (Mateo et al., 2011).

En una evaluación comparativa, la más completa hasta la fecha, se destacan los grupos de métodos y modelos desarrollados con diferentes niveles de éxito predictivo: los métodos **BRT** -Boosted Regression Trees- (Friedman, 2001; Elith et al., 2008), **GDM** -Generalised Dissimilarity Model- (Ferrier et al., 2007) y **MAXENT**, -Máxima Entropía (Phillips et al., 2006) son considerados como los mejores; a éstos les siguen los modelos **MARS** -Multivariate Adaptive Regression Splines- (Friedman, 1991), **GLM** -Generalized Linear Models- (McCullagh y Nelder, 1989), **GAM** -Generalized Additive Models- (Hastie y Tibshirani, 1986), y la nueva versión de **GARP** (OM-GARP, Elith et al., 2006). Por contraposición, los métodos **GARP** (Stockwell, 1999), **LIVES** (distancias de Mahalanobis), **BIOCLIM** -envueltas ambientales- (Busby 1986, 1991) y **DOMAIN** -basado en distancias matemáticas- (Walker y Cocks, 1991), los destacan como los menos satisfactorios (Austin, 2007).

En la literatura especializada existen diversos estudios basados en técnicas multivariantes aplicadas a vegetación natural y asociadas a variables ambientales como son: tipo de suelo, historial de incendios, distancias, elevación, precipitación, orientación y datos espectrales (Franklin, 1995). Este tipo de técnicas han sido validadas por diversas investigaciones. Por ejemplo para la predicción de vegetación potencial con fines de reforestación tras un incendio en la Sierra de Cazorla (Jaén) (Siles et al., 2005).

Otros estudios, basados en datos de mapas de vegetación natural de la serie Rivas Martínez (1987), son asociados a variables bio-climáticas para todo el territorio nacional (España). Los resultados muestran el poder de predicción de métodos discriminantes y su utilidad para visualizar diferentes escenarios climáticos en base a tipos generales de vegetación (Lobo y González-Rebollar, 2010).

Estudios más recientes emplean esta misma técnica para conocer la relación entre la composición química y biogeográfica de la vegetación y sus relaciones con parámetros

climáticos y de suelo distribuidos en seis localidades: Bosnia-Herzegovina (Konjic, Borci), España (Mallorca, Ibiza, Valencia) e Italia (Marettimo y Sicilia) (Llorens et al., 2014).

Como se ha visto, hay muchas técnicas de modelado disponibles para estudiar la correlación entre la presencia de una especie y un conjunto de variables empleadas para predecir su distribución, pero existe la posibilidad de que la capacidad de las técnicas pueda diferir. El rendimiento de un modelo también puede estar sometido a los objetivos, hipótesis y datos utilizados para un análisis particular. Algunos autores recomiendan cautela en la aplicación de los modelos a problemas de conservación, llegando a sugerir que la distribución de las especies podría ser impredecible (Fielding y Haworth 1995).

2.3. Modelo de pronóstico de calidad de aire.

El tráfico rodado es una fuente dominante de la contaminación ambiental, por lo que es necesario proporcionar un sistema que ayude a integrar y analizar los datos de manera rápida, a partir de la emisión de los contaminantes generados por el tráfico vehicular y de una forma fácilmente comprensible. Para lograr este objetivo, se ha integrado el cálculo de emisiones con una interfaz gráfica con herramientas SIG. Su aplicación es una oportunidad para mejorar los niveles de contaminación urbana.

Modelos de calidad de aire.

En la literatura especializada sobre modelos de contaminación urbana encontramos diversas metodologías, que van desde modelos integrados en sistemas de soporte a la toma de decisiones SSDS, a modelos desarrollados a partir de sus propias metodologías de calidad de aire e integradas en Sistemas de Información Geográfica. Todas estas metodologías utilizan modelos de emisión y dispersión de contaminante, para simular la forma en que un contaminante es emitido y dispersado a la atmósfera.

En general, las metodologías utilizan, como datos de referencia, inventarios de emisiones, modelos de dispersión de contaminantes, mapas de calidad de aire e informes de índices de impacto para su aplicación en el desarrollo de estrategias en diseño urbano. Se pueden citar distintas aplicaciones de sistemas de soporte de decisión usados en ciudades europeas como Milán, Berlín, París, etc: concretamente ejemplos de modelos utilizados en Suecia, AirViro (SMAHI, 2009) y el EnviMan (Tarodo, 2003); en Austria destaca el modelo AirWare (Freda y Haurie, 1999) y en Noruega encontramos el AirQUIS (Bohler et al., 2002).

En la actualidad, son varias las metodologías llevadas a cabo para modelar la contaminación urbana. Éstas pueden agruparse en función del método empleado: (i) en base a proximidad, (ii) interpolación estadística, (iii) modelos de regresión, (iv) modelos de dispersión lineales, (v) modelos integrados con emisiones meteorológicas y (vi) modelos híbridos. Sin embargo, no todas las técnicas que incluyen el modelado espacial son siempre apropiadas. Por ejemplo, los modelos de proximidad utilizan un pequeño número de covariantes que pueden confundir las relaciones entre las variables. Además, los modelos de interpolación requieren un gran número de sitios de muestreo. Los modelos de dispersión, a escala regional y local, se consideran los modelos más fiables, pero más costosos de implementar porque requieren una cantidad de datos sobre emisiones y meteorología, herramientas de gestión, software y equipos informáticos (Jerrett et al., 2005).

La Agencia Ambiental Interregional Belga (IRCEL) desarrolló un modelo de interpolación, llamado RIO, que incorpora aspectos regionales y locales de los fenómenos de contaminación del aire. El modelo RIO elimina los valores de muestreo de carácter local antes de realizar la interpolación y, posteriormente los reincorpora en un mapa final en lugares donde no se dispone de datos (Janssen et al., 2008).

Recientemente se han realizado estudios integrados para modelar y estudiar la distribución espacial de las emisiones de tráfico urbano y calidad de aire, mediante un paquete llamado TEMMS. El paquete integra un modelo de asignación al tráfico llamado Saturno y modelos de dispersión de contaminantes Airviro y ADMS (Namdeo et al., 2002).

Modelos de dispersión.

Los modelos de dispersión de contaminantes son ampliamente utilizados y existe una amplia gama de metodologías desarrolladas especialmente para utilizarlos en cañones urbanos como: **CALINEA4** (Benson, 1984), **TNO and CAR** (Eerens et al., 1993), **STREET-SRI** (Johnson et al., 1973), **CPBM** (Yamartino y Wiegand, 1986), **OSPM** (Hertel y Berkowicz, 1989) and **AEOLIUS** (Buckland, 1998), modelos receptores, modelos **CFD** (Gosman, 1999). Aunque todavía no hay una clara distinción entre las diferentes categorías de los modelos, pueden clasificarse dentro de grupos de acuerdo a sus principios físicos y matemáticos; escala reducida (método de caja, Gaussianos y CFD) y su nivel de complejidad (proyección, semi-empíricos y numéricos) (Vardoulakis et al., 2003).

A nivel internacional encontramos los últimos modelos de dispersión recomendados por la EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos) para estudios de con-

taminación de aire a escala local como son: AERMOD y CAL-INE 4. Para la aplicación de estos modelos se requiere información sobre los niveles de emisión, la altura de la fuente, datos meteorológicos, datos de tráfico y tipología de la calle. Estos modelos de dispersión se basan en supuestos de dispersión de Gauss, que son generalmente poco realistas (Jerrett et al., 2005).

A diferencia de otras investigaciones, que utilizan software comercial por su capacidad de análisis, gestión de datos y visualización, los sistemas de información geográfica han sido utilizados de manera significativa para el análisis de calidad de aire en los últimos años. En Florencia (Italia) se construyó un modelo para la evaluación en la contaminación del aire causada por el tráfico rodado en áreas urbanas, en el que se incluyó como submodelo el algoritmo semi-empírico de STREET-SRI y fue todo integrado en un SIG (Gualtieri y Tartaglia, 1998). Otros estudios integraron un software ya existente que calculaba la emisión de los contaminantes con una interfaz gráfica para estimar la contaminación causada por el tráfico (Rebolj y Sturm, 1999). En Copenhague (Dinamarca) se aplicó el modelo de dispersión OSPM junto con herramientas SIG para mejorar los impactos de la contaminación en la salud de la población (Berkowicz et al., 2008).

Los modelos de dispersión STREET (Johnson et al., 1973) y OSPM (Berkowicz, 2000) calculan concentraciones de componentes pasivos como el monóxido de carbono, (CO) y son los más comúnmente utilizados para determinar la dispersión del contaminante en cañones urbanos. Estos modelos han sido validados en distintas ciudades Europeas como por ejemplo en Dublín (Irlanda), donde se aplicaron ambos modelos para calcular concentraciones de CO con resultados que los hacían satisfactorios como predictores de contaminación, y señalaban al modelo STREET como el adecuado para sentar las bases y determinar si es o no requerido un modelo más detallado (Ganguly y Broderick, 2010). Otro estudio aplica el modelo STREET para el cálculo de dispersión de varios contaminantes de dos calles en París (Francia); los resultados confirmaban la fuente automovilística como principal fuente de concentración de CO, y además confirmaron que los mayores valores de contaminación se producían en el lado de barlovento de la calle (Vardoulakis et al., 2002).

Además, existe un amplio número de metodologías y modelos para determinar los factores de emisión de la flota de vehículos. Autores como Vardoulakis et al. (2003) recomiendan un modelo patrocinado por La Comisión Europea llamado COPERT (Ntziachristos y Samaras, 1997, 2000). A nivel internacional, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de EEUU ha desarrollado y revisado con regularidad un modelo llamado MOBILE.

Modelización inversa.

Los factores de emisión representan una de las más importantes fuentes de incertidumbre en el modelado de la contaminación porque requieren de inventarios automovilísticos de los que no disponen muchas ciudades. Para ello, la Directiva de Calidad del Aire de la Comisión Europea, en la guía técnica de referencia (ISSN 1725-2237), propone la aplicación de **modelización inversa**, donde los modelos de calidad del aire están acoplados a concentraciones medidas para fortalecer el cálculo de la emisión (EEA 2011).

Esto es de aplicación en casos donde es sabido que sólo un tipo de fuente está contribuyendo a la emisión y la posición de la fuente es bien conocida. En la literatura se pueden encontrar diversos estudios aplicados en varias ciudades sobre el cálculo de factores de emisión a través de modelización inversa, como el caso de Copenhague (Dinamarca) donde se obtuvieron medidas durante cuatro años con la aplicación del modelo OSPM (Palmgren et al., 1999). En Bogotá (Colombia), se aplicó al modelo STREET para estimar los factores de emisión del tráfico (Zarate et al., 2007). En Córdoba (Argentina) la misma metodología fue aplicada para calcular los factores de emisión de los vehículos en dos calles de la ciudad (Olcese et al., 2001).



CAPÍTULO 3. MATERIAL Y MÉTODOS

3. Material y métodos.

Este capítulo comienza por una descripción sintética de los elementos esenciales para realizar operaciones de análisis espacial; va seguido de una descripción más detallada de los métodos empíricos empleados para formular los análisis recogidos en los modelos cartográficos de los diferentes escenarios que plantea la investigación.

3.1. Base teórica de modelos cartográficos.

3.1.1. Conceptos y definiciones.

A día de hoy, la *cartografía analítica* sirve como elemento unificador dentro de la investigación de la ciencia SIG, cubriendo el vínculo esencial entre la teoría geográfica, por un lado, y el análisis computacional, por otro. Se define por tanto la cartografía analítica como una subdisciplina matemática de la cartografía y las ciencias de datos espaciales (Moellering et al., 2000).

Con el avance de la tecnología se ha incrementado la facilidad de transmitir conocimientos científicos a escalas más amplias; esto ha facilitado la incorporación de la componente espacial a los análisis. Es en este marco donde la informática y la geografía se unen a través de los *Sistemas de Información Geográfica* (SIG). Su definición, ha ido variando conforme ha ido aumentando su ámbito de aplicación y desarrollo.

Si partimos de una definición tradicional de SIG como un elemento que permite analizar, presentar e interpretar hechos relativos a la superficie terrestre, a través de un conjunto de software y hardware diseñados específicamente para la adquisición, mantenimiento y uso de datos cartográficos (Tomlin, 2012). Definiciones más recientes lo fundamentan en el concepto de sistema como elemento integrador que engloba a un conjunto de componentes interrelacionados (datos, procesos, visualización, tecnología y factor organizativo), y en el que cada uno de los elementos desempeña una función particular (Olaya, 2012).

Las definiciones anteriores ponen de manifiesto, en términos espaciales, la relación que tienen los datos geográficos con la informática. Cabe entonces definir la *geomática* (geotierra, mática-informática), como la ciencia que engloba en un único termino la información geoespacial, geográfica o tecnología geoespacial (Paradis, 1981).

Paralelo a todo este conjunto de terminologías que pretenden definir bajo un concepto único todos los aspectos de la información geográfica, autores como Goodchild (2004b) se refieren a los SIG como una ciencia en sí misma, por su dependencia de leyes y principios científicos. Este argumento se apoya en la función científica que tienen los SIG, como enfoque teórico y de conocimiento empírico; y en su papel pragmático, como una fuente de principios que pueden guiar el desarrollo de la tecnología. En contraste con muchas otras ciencias, los SIG no estudian el medio tal cual, pero representan estudios del medio desde la información geográfica considerando procesos que involucran la recolección, manejo, análisis y visualización de la información y en simbiosis con otras disciplinas (Reistsma, 2013). Mientras los científicos se ponen de acuerdo de si el SIG es o no una ciencia, en esta investigación se considera el SIG como una herramienta capaz de crear técnicas y modelar aspectos del mundo real a escalas más amplias, a partir de la adhesión de las coordenadas geográficas a los análisis.

Atendiendo a definiciones dadas por la literatura especializada, se refiere el *modelo cartográfico* como una metodología general de análisis y síntesis de datos geográficos, basado en operaciones de álgebra, en el que una variable puede ser manipulada de forma flexible utilizando un integrado grupo de funciones cartográficas (Tomlin, 1980). Si, adicionalmente, consideramos que un modelo es una expresión formal de relaciones entre entidades definidas en términos matemáticos o físicos (Jeffers, 1991) y, además, partimos de que todo método analítico conlleva la desmembración de un todo, descomponiendo sus partes o elementos para observar las causas, la naturaleza y sus efectos (Ruiz, 2006), se concreta así una definición más completa y actualizada de modelo cartográfico: “un método analítico de datos geográficos, que representa el conjunto de métodos, variables y operaciones espaciales, que permiten simular y analizar, a través de métodos empíricos, datos o fenómenos que ocurren en la naturaleza y son construidos con herramientas SIG, que hacen posible visualizar los procesos y resultados que permiten entender de manera más eficaz las variables que influyen en un fenómeno de la naturaleza”.

Los modelos cartográficos se pueden clasificar en función de los resultados obtenidos en tres tipos de modelos: descriptivos, de simulación y predictivos. Su estructura describe de forma gráfica el flujo de trabajo que, a través de una serie de comandos y modelos complejos, recogen todas las relaciones y procesos que se llevan a cabo en los análisis. Su funcionamiento se basa en encadenar secuencias de herramientas de análisis espacial, pues las salidas de una herramienta se incluyen como entrada en otra herramienta. El modelo está constituido por tres elementos: procesos, variables y las relaciones entre ellos.

Dadas las capacidades del modelo cartográfico, se puede desarrollar una amplia variedad de procesos, que permiten su combinación y adaptación a las necesidades requeridas de una aplicación específica. La mayor parte de la tecnología que trabaja con información geográfica usa modelos cartográficos para recoger y, posteriormente, automatizar los análisis espaciales llevados a cabo en un estudio SIG.

3.1.2. Fases de diseño de un modelo cartográfico.

El modelo cartográfico puede almacenar datos de forma explícita e implícita sobre cualquier hecho relativo a un área de estudio a través de las relaciones que los datos tienen con sus atributos, aunque también puede existir información adicional que no es explícitamente almacenada. Esto da lugar a la principal regla del modelo cartográfico de convertir información implícita en forma explícita (Tomlin, 2012).

Con la finalidad de establecer un marco general y estructurado se definen las fases para el diseño de un modelo cartográfico. Esta estructura no dicta la manera específica en la cual los datos son almacenados, se trata de un esquema general que define cómo los datos son organizados y qué procesos pueden llevarse a cabo desde una perspectiva conceptual. De ese modo, las fases en la que se desarrolla un modelo cartográfico, pueden resumirse en dos: (1) diseño del modelo de datos y (2) diseño digital: procesos.

3.1.2.1. Diseño del modelo de datos.

Los fenómenos ocurridos en la naturaleza, y la naturaleza en sí, no están constituidos por objetos lógicos y no se comportan de manera discreta, por lo que deben ser abstraídos para su representación espacial a través de un proceso de discretización; es lo que se define como modelo de datos. Antes de proceder a diseñar un modelo de datos es importante distinguir entre lo que son datos e información. Se definen como datos las observaciones (medidas) de la realidad, y como información se entiende lo que los datos nos dicen sobre el contexto al que los aplicamos.

La elección del modelo de datos es un punto crítico cuando se trabaja con datos espaciales. La percepción de la variación espacial y la elección del modelo de datos para la construcción de la estructura o el sistema de base de datos, es la guía para muchos de los objetivos finales (Egenhofer y Andrew, 1991), y requiere un alto grado de entendimiento de la naturaleza del fenómeno geográfico que se va a representar y los procesos que se dan en él (Frank y Goodchild, 1990). Los modelos de datos que definen un fenómeno geográfico son, por tanto, el resultado de formalizar ideas conceptuales a través de una representación espacial. Los modelos de datos, en función de su nivel de abstracción,

pasan por diferentes fases de diseño: diseño conceptual, diseño lógico y diseño físico (Moolenaar, 1998).

3.1.2.2. Fase de diseño conceptual.

Especificar qué datos van a ser usados y cómo usarlos es una tarea primordial a la hora de diseñar un estudio cartográfico. La conceptualización del modelo direcciona el proceso, y sin ella el producto final puede llegar a ser deficiente. En esta fase de diseño, se extraen las variables implicadas y se diferencian los elementos o entidades que van a formar parte de los procesos.

Las variables son las que definen los fenómenos que ocurren en la realidad, y las entidades son los comúnmente llamados objetos (término heredado de su uso informático en el diseño de la estructura de datos orientado a objetos). Las entidades son las que integran la componente espacial. Esta componente espacial, a su vez, contiene diferente información en forma de atributos, como por ejemplo: identificador, posición, propiedades espaciales, propiedades no espaciales y relaciones del entorno.

La definición de las variables es una parte crucial y muy importante porque, dependiendo de qué datos dispongamos, es posible que se tengan que cambiar los objetivos o metodología de la investigación. Por tanto, es en esta fase donde se analizan los datos en función de sus propiedades y la información que se tenga de partida.

3.1.2.3. Fase de diseño lógico: modelo de representación.

Esta fase responde a la forma de representar los objetos para llevar a cabo las operaciones entre ellos. Esta fase de diseño también es referida como la ‘estructura de datos’, la cual es definida por varias características, como son: formatos, relaciones, escala y resolución.

1. Formatos:

Los formatos son, en términos computacionales, la forma en que las entidades se representan. Esta forma de representación viene recogida en dos principales formatos: vector y raster. Algún software SIG sólo utiliza uno de estos modelos, mientras otros operan con los dos tipos de formatos, pudiendo hacer transformaciones entre ellos.

El dato vectorial es un conjunto de unidades discretas, con sus correspondientes coordenadas cartesianas. Para la representación de las entidades a nivel computacional, se clasifican, en función de su forma o dimensiones, en: objetos puntuales, de dimensión

cero (se representan a partir de sus coordenadas (x,y)); objetos lineales, de dimensión uno (se representan por un conjunto de puntos denominados vértices); objetos poligonales, de dimensiones $2d$ (se representan como el conjunto de varias líneas cerradas).

El dato raster es un conjunto de celdas regulares definidas como una malla en el que cada celda o pixel de dimensiones i,j representa un valor en la superficie y tiene asociada su localización en el espacio. Es utilizado para representar variables continuas en el espacio (temperatura, precipitación, elevación, etc.). El sistema almacena los datos en forma de bits, por ejemplo 8 bits supone que cada celda de la malla puede tomar uno de entre 256 valores posibles (2^8). Cuantos más bits son usados, más información puede ser incorporada y más datos tendrán que ser manejados por el sistema. La elección de un modelo de datos u otro vendrá en función de si lo que queremos representar se trata de entidades discretas o bien superficies continuas.

2. Relaciones:

Las relaciones se pueden distinguir de acuerdo a la manera de expresar las relaciones entre posición (qué) y condición (dónde). De ese modo, en la estructura de datos raster la información está basada en la posición y en la estructura de datos vectorial la posición está basada en una condición (Tomlin, 1991). Se definen entonces las relaciones espaciales como una descripción de una o más formas en que la posición o forma de un objeto se relaciona con la posición o forma de otro objeto. A su vez, las relaciones se comportan de diferente manera si el formato es vectorial, una malla de celdas o se trata de información tabular. En el caso de un formato vectorial existen tres tipos de relaciones que pueden llevarse a cabo con los objetos (Blake 2007):

- (1) Comparando las medidas de geometría de cada objeto o capa de información.
- (2) Considerando las medidas entre las posiciones de dos o más objetos y capas.
- (3) Considerando como un objeto toca, interseca, contiene, o conecta con otro tipo de objeto, también conocidas como relaciones topológicas.

Las relaciones espaciales entre las entidades geográficas nos permiten hacer formulaciones a través de preguntas espaciales a dichas entidades. Por ello, cabe señalar la importancia de la relación espacial cuando se discretizan las entidades que modelan la realidad.

En muchos casos las entidades son generalizaciones o aproximaciones pobremente definidas, como es el ejemplo de la muestra de un tipo de suelo que cubre un área. Estas entidades están formadas por un grupo de objetos que no se solapan entre sí; es por ello que los bordes en un mapa de suelos no están bien definidos y el tipo de suelo es sola-

mente una aproximación homogénea de cada área que lo define (Andrew, 1991). A diferencia de la multitud de posibilidades de relacionar los datos vectoriales, no ocurre lo mismo con el modelo de datos raster, donde la relación o relaciones con otros raster o capas sólo son posibles en la misma posición de cada celda.

3. La escala:

La escala se define como la relación que existe entre la medida de los objetos representados y la medida real de los objetos en la superficie de la tierra. La escala de representación vendrá dada por la escala de la fuente de datos. Cada modelado cartográfico se realiza a una determinada escala y los resultados se valoran considerando la escala de análisis adoptada.

4. Resolución:

La resolución de los datos digitales es referida a la extensión del área de estudio y su extensión a través del tiempo; así se consideran dos tipos: resolución espacial y temporal. En el caso de la estructura de datos raster, la resolución siempre está explícita en la talla de las celdas del raster. La resolución es más difícil de definir cuándo es una estructura de datos vectorial; sólo se justificaría en el caso de que se tengan puntos espaciados regularmente. La distancia entre ellos sería su resolución, pero poca información sobre medidas (mínimo, máximo, o media) puede aportarnos sobre la distancia a sus objetos vecinos más cercanos (Goodchild, 2011).

3.1.2.4. Fase de diseño físico: modelo de almacenamiento.

Esta fase corresponde a la implantación física de los datos; engloba el software y el almacenamiento de datos y forma la colección de operadores o reglas y restricciones que describen el modelo de la base de datos.

El manejo de sistema de bases de datos (DBMSs) juega un papel importante en un sistema de información geográfica. Los DBMSs almacenan datos de forma que pueden ser utilizados y mantenidos por múltiples usuarios. Ejemplos de tipos de sistemas de bases de datos son: el jerárquico (Tsichritzis y Lochovsky, 1976), de redes (Codasyl, 1971), el relacional (Codd, 1982), y el orientado a objetos.

En los últimos años los sistemas de bases de datos relacionales han sido los más utilizados, pero fallan cuando son aplicados a datos de estructuras complejas, como el caso de los SIG, donde se integran datos de varias fuentes y se incluyen diferentes geometrías con diferentes resoluciones. Por esta razón, se empiezan a utilizar las bases de datos orientados a objetos (ODBMS, object database management system). Éste tipo de sis-

temas es uno de los más actuales, derivado de la programación orientada a objetos donde se amplía la capacidad de las bases de datos relacionales, de modo que ésta puedan contener objetos (Egenhofer y Frank, 1991).

3.1.2.5. Diseño digital: procesos.

Para incluir y buscar soluciones a diferentes problemas, las entidades espaciales derivan en nueva información aplicando un amplio número de metodologías lógicas y matemáticas, pudiendo de esa manera hacer multitud de análisis. Se describe a continuación, de forma general, las operaciones derivadas del análisis espacial y las operaciones llevadas a cabo en la clasificación de imágenes.

1. Operaciones de análisis espacial.

Las operaciones que se pueden llevar a cabo con datos espaciales se pueden clasificar en función de dónde se llevan a cabo dichas operaciones, es decir: si las operaciones son llevadas a cabo en los atributos de una misma entidad, si las operaciones se llevan a cabo entre entidades discretas o si las operaciones son realizadas entre entidades representadas de forma continua en el espacio.

Las operaciones que pueden realizarse en los atributos de una misma entidad pueden ser operaciones que obtienen nuevos atributos o que generan nuevas entidades y pueden ser: operaciones lógicas, operaciones aritméticas, trigonométricas, transformación del tipo de datos, operaciones de disolución en una misma entidad, operaciones estadísticas, y operaciones multivariantes. Las operaciones que se pueden llevar a cabo cuando trabajamos con entidades representadas de forma discreta son operaciones que incluyen atributos de dos o más entidades. Este tipo de operaciones pueden agruparse en función de si ocupan total o parcialmente una cobertura espacial, operaciones de distancia y operaciones que dependen de la conectividad de sus entidades (Burrough y McDonnell, 1998).

Las operaciones llevadas a cabo sobre superficies representadas de forma continua son comúnmente denominadas algebra de mapas y se clasifican en función de su localización: locales (medidas, búsquedas, reclasificación y operaciones de cruce de capas), zonales (utilizan una capa de entrada, otra que utiliza como máscara y otra capa de destino), focales (se operan los valores de la propia capa y de su entorno) e híbridas (zonales-focales) (Tomlin, 2012).

Por otro lado, cabe distinguir un grupo de operaciones matemáticas que han derivado de modelos empíricos llamadas funciones de transferencia, que relacionan variables de

difícil determinación con otro grupo de variables de más fácil y simple medida. Ejemplos de estas funciones pueden verse en disciplinas como la ciencia del suelo y evaluación de la tierra o funciones matemáticas más complejas que representan un proceso físico, como el crecimiento de un cultivo, la calidad de aire, el movimiento de aguas subterráneas, la lixiviación de pesticidas, entre otros (Burrough, 1998).

2. Métodos de análisis de imagen.

El análisis de imagen es parte de un campo más amplio, conocido como el procesamiento de la imagen, donde la principal idea es analizar la información de una imagen para extraer información útil. El análisis digital de imagen se inició en los años 60 en el campo de la ciencia informática para llevar a cabo estudios de teledetección y relacionados con tareas médicas. Desde sus inicios, el análisis de imágenes, con sus bandas grises o RGB, se centra en la búsqueda de los diferentes tipos de objetos que están presentes en las imágenes y en proporcionar una buena descripción de sus superficies.

La metodología básica realizada en este tipo de análisis de imagen es a través de segmentación y reconocimiento de patrones estadísticos. La segmentación de la imagen intenta distinguir los diferentes objetos presentes en la imagen (Prats-Montalbán, 2011).

A través de la energía electromagnética reflejada por los objetos y en función de las bandas espectrales, la información que pueden contener las imágenes pueden ser: valores únicos (imágenes en gris), valores relacionados al color de la imagen (imágenes RGB) y de pocos o muchos canales espectrales (multiespectral e hiperespectral imágenes). Hoy en día se puede obtener información a través de imagen sobre: cobertura de la tierra, tipos de vegetación, usos de suelo, estimación de biomasa, cambios en la fisionomía de un cultivo o distinción de grados de madurez del fruto (Kruse et al., 2014).

Las imágenes son clasificadas a través de áreas o píxeles con características espectrales similares y asignando clases que definen cada tipo de característica que se quiere representar. Esta técnica de clasificación de imagen parte de la base de que dos objetos o entidades pertenecerán al mismo grupo si son similares. Además, los objetos de una imagen no sólo pueden ser separados, sino que pueden ser asignados a clases o tipologías previamente conocidas.

Cuando existe información previa sobre las clases u objetos en una imagen, pueden aplicarse técnicas de clasificación estadísticas basadas en patrones conocidos; es la técnica que comúnmente se denomina clasificación supervisada. En ausencia de esta información, la clasificación se basa en buscar clases suficientemente diferentes espectral-

mente para separar unos objetos de otros; es el caso de la clasificación no supervisada (Chuvieco, 2002).

Existen diversos métodos que se emplean en clasificación de imágenes; a modo general, se pueden agrupar en función de la técnica empleada, como por ejemplo: métodos no estadísticos (mínima distancia, paralelepípedos), métodos estadísticos (métodos multivariantes: máxima probabilidad, análisis discriminante lineal (LAD), mínima diferencia significativa (LSD-DA), modelos de regresión), algoritmos basados en inteligencia artificial (lógica difusa y redes neuronales), y métodos de predicción geoestadísticos (co-kriging). Estos métodos pueden aplicarse de forma híbrida junto a otros métodos estadísticos clásicos.

3.1.2.6. Control de calidad del proceso cartográfico.

La calidad de los resultados en un análisis espacial viene en función de la calidad de sus datos y de los métodos analíticos empleados. Los productos obtenidos tras el modelado cartográfico contienen errores inevitables, sólo por el hecho de que ciertos tipos de error no pueden ser completamente eliminados; esto es debido a que los métodos de análisis empleados en el modelamiento llevan implícito un margen de error en los resultados.

Es importante distinguir entre exactitud y precisión. Por exactitud se entiende la medida en que los valores medidos corresponden con la realidad. Es decir, una distancia medida de 170 m con un error de ± 2 m. La precisión hace referencia al nivel de detalle. Por ejemplo, es más precisa una distancia de 170,33 m que una distancia de 170 m.

La calidad del dato espacial viene determinando por las componentes de la exactitud posicional, exactitud en los atributos, consistencia lógica y topológica, completitud, calidad temporal y procedencia (Oort, 2005). Los errores de concepto y modelo son la principal fuente de error cuando se trabaja con datos espaciales. Estos errores pueden derivar de diversas fuentes: modelo de dato espacial no adecuado a lo que queremos representar, errores en las fuentes primarias, errores en los procesos de creación de la capa y errores en los procesos de análisis. Cuando los datos contienen errores, serán heredados a los resultados de las operaciones realizadas con ellos. Estos errores se propagarán al utilizar estos resultados como entrada a nuevos procesos (Olaya, 2012).

Con el objetivo de mejorar el entendimiento y uso de la información geográfica, la Organización Internacional de Estandarización (ISO) ha desarrollado una normativa ISP/TC 211 que recoge los estándares internacionales para la calidad de la información

geográfica con la finalidad de incrementar el desarrollo, acceso, integración y forma de los datos geográficos, a la vez que aseguran la eficiencia y efectividad.

Existen diferentes formas de medir los errores, pudiendo ser de forma visual (gráficamente, revisando los atributos de las capas de información), o de forma analítica (con procedimientos y metodologías diseñados para la detección de valores erróneos, definidos éstos como *outliers* espaciales) (Shekhar et al., 2003). Otras formas de medir el error cuando las variables no posicionales son de tipo cuantitativo son: error medio cuadrático, error medio, error medio absoluto o error máximo. Cuando las variables son cualitativas se utiliza la matriz de confusión, que determina el número de valores coincidentes.

3.1.3. Autocorrelación espacial.

Llegados hasta aquí, es importante citar la primera ley de la Geografía o ley de Tobler que dice: “todos los objetos están relacionados con todo lo demás, pero los objetos que están cerca están más relacionados que los objetos distantes” (Tobler, 1970).

Esta forma que tienen los objetos de relacionarse ha sido explicada por diversos autores en la literatura científica, como por ejemplo, los dos principios empíricos referidos a la dependencia espacial y la heterogeneidad espacial de los datos. Estos principios dan respuesta a la pregunta tan recurrente en la literatura de: ¿qué hay de especial en el dato espacial? (Anselin, 1990).

Se define entonces la dependencia espacial como la relación de los objetos con sus vecinos y está directamente relacionada con la autocorrelación espacial, la cual es definida como la expresión computacional del concepto de dependencia espacial (Bacao et al., 2005). La heterogeneidad espacial se refiere a la naturaleza única de cada lugar, lo que indica que los datos espaciales presentan características no estacionarias (Anselin, 1990).

La aplicación de métodos tradicionales a datos geográficos no tienen en cuenta la autocorrelación espacial y aunque existen métodos como el índice de Moran (Moran, 1950), que permiten conocer el grado de la relación, y métodos de interpolación geoestadísticos como el *kriging* (Krige, 1960), que incorporan al análisis la autocorrelación espacial de los datos, no son suficientes para llevar a cabo determinados estudios (Miller, 2007). Es por esto que algunos autores afirman que los argumentos dados a la citada cuestión son ciertos en el caso de aplicar métodos tradicionales para realizar análisis espaciales y plantean que lo realmente especial de los datos geográficos, es en sí el análisis espacial (Bacao et al., 2005).

3.2. Formulación del modelo de cobertura arbórea (GC).

3.2.1. Situación y justificación agronómica del estudio.

El área objeto de estudio para el cálculo de cobertura arbórea es la Comunidad de Regantes “Sector XI”, localizada en los términos municipales de Picassent y Alcàsser (Comarca de L’Horta, provincia de Valencia). Tiene una extensión de 340 ha fragmentadas en 846 parcelas dedicadas en su mayoría a la citricultura (Figura 1).

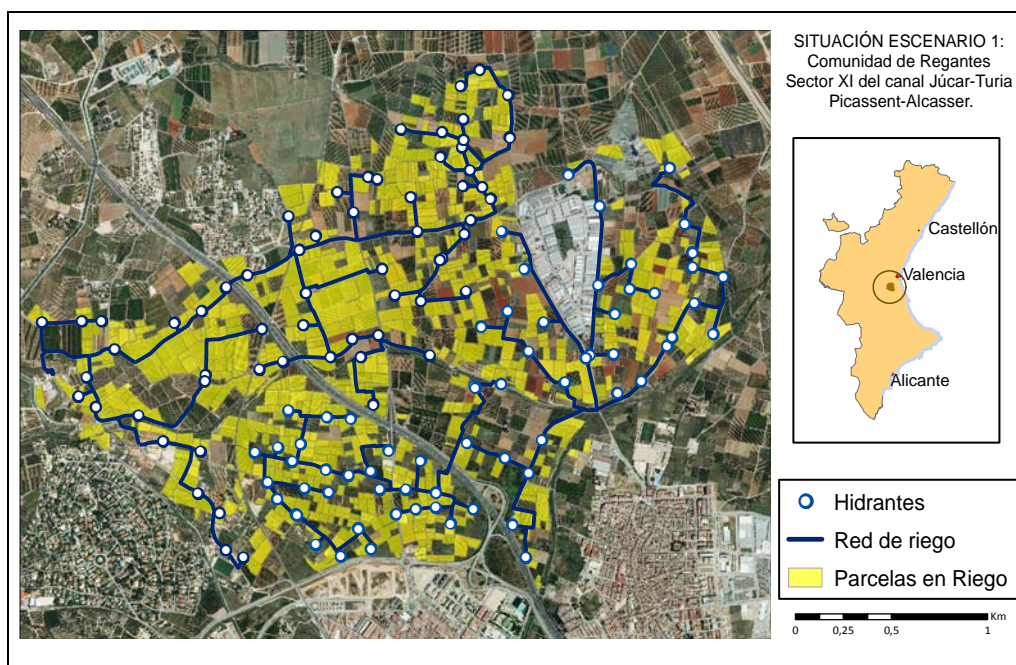


Figura 1. Distribución de las parcelas agrícolas que pertenecen a la CR.

Las comunidades de regantes son corporaciones de derecho público, adscritas a los organismos de cuenca -confederaciones hidrográficas-, que se encargan de organizar los aprovechamientos colectivos de aguas públicas y subterráneas que le son comunes. Se trata de organizaciones sin ánimo de lucro destinadas a la distribución, administración y control de las aguas concedidas por el Estado. Las entidades mantienen y mejoran las infraestructuras propias de riego, establecen los dispositivos de manejo del recurso y llevan a término su distribución, para posteriormente facturar los costes de estos servicios y los de obtención del recurso a todos sus miembros (Sanchis et al., 2015).

Aunque de manera puntual, algunos campos ya han introducido el riego localizado, algunos siguen manteniendo el tradicional riego por inundación.

El método más utilizado para conocer las necesidades de agua en los cultivos para ajustar la dosis de riego efectuado a los mismos, viene dado por la FAO (Allen et al., 1998). Esta metodología se basa en variables e índices bioclimáticos:

- ETo la evapotranspiración de referencia general.
- ETc la evapotranspiración específica en función de la especie de cultivo.

Las necesidades reales netas (NRn) o, lo que es lo mismo, la necesidad real de riego en un cultivo, está en función del coeficiente de cultivo (kc), la evapotranspiración del cultivo (ETc) y la Precipitación efectiva (Pe). La evapotranspiración del cultivo (ETc) es la suma de la transpiración de la planta y la evaporación del suelo y se calcula a partir de ETo y kc.

$$NRn = ETc - Pe = kc * ETo - Pe \quad (1)$$

Siendo ETo la evaporación del agua a partir del suelo y calculada en función de variables climáticas por la metodología de Penman-Monteith (1992) (FAO-56). La otra variable utilizada para el cálculo de ETc está en función del coeficiente de cultivo (kc), que toma valores diferentes para cada cultivo, desde un cultivo de referencia (Allen et al., 1998).

En el caso de los cítricos, Castell (2000) obtuvo una metodología para el cálculo de kc basada en el área sombreada del cultivo (As), que se resume en la Tabla 1.

Tabla 1.- Coeficiente del cultivo (kc).

k_{cmedio}		
As (%)	Cítricos	Frutales
<20	$K_{cmedio} = 0,021 + As * 0.0174$	$K_{cmedio} = K_{c70} (0,0267 * As - 0.0002 * As^2)$
20<As<70	$K_{cmedio} = 0,274 + As * 0,005$	
>70	$K_{cmedio} = K_{c70} (0,647)$	$K_{cmedio} = K_{c70} (0,647)$

**También es posible adoptar kc a factores de corrección mensuales.*

El riego está condicionado, además de por el clima en general, por la temperatura (T^a) y por la precipitación (P). La precipitación efectiva (Pef) es el agua que queda a partir de la precipitación total disponible para la planta (2) y (3), y está en función de la pendiente, de la naturaleza del suelo, etc. (FAO, 92).

Teniendo en cuenta que en sistemas de riego a goteo toda la proyección de la copa del cultivo no es colonizada por las plantas, el riego debe aportarse dentro de esta zona, siendo la formulación general para su cálculo:

$$P_{ef} = 0,6 * Pt - 10 \quad \text{para } Pt < 75mm \quad (2)$$

$$P_{ef} = 0,8 * Pt - 25 \quad \text{para } Pt < 75mm \quad (3)$$

El Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, IVIA (FAO, 1978) con el fin de obtener la P_{ef} de forma más precisa utiliza un factor empírico que relaciona la precipitación efectiva con el área sombreada del cultivo y propone la siguiente fórmula empírica para el cálculo de la P_{ef} diaria:

$$P_{ef} = \frac{125 * PAS}{10000} * Pd \quad (4)$$

Donde,

PAS : Porcentaje de área sombreada en (%).

Pd : Precipitación diaria.

De lo expuesto anteriormente se deduce que para un manejo óptimo de riego es crucial determinar el área sombreada por la planta, o lo que es lo mismo, la fracción real de cobertura de la superficie del suelo observada verticalmente por encima de la vegetación.

3.2.2. Información base.

La extracción de la información espectral para la clasificación de las imágenes de alta resolución fue tomada de fotografías aéreas del Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT) (Anejo1), realizadas en Septiembre de 2008.

Las imágenes tienen una resolución espacial de 0,5 m y cuentan con tres bandas referidas al espectro electromagnético en la región visible (300-700 nm). Para la identificación de las parcelas se utilizó el plano catastral, cedido por la Dirección General del Catastro.

3.2.3. Toma y tipo de muestras: área sombreada.

Las muestras recogidas para el análisis fueron obtenidas en dos parcelas del área de estudio que incluían la superficie sombreada de 10 árboles. Los valores de superficie sombreada se obtuvieron a partir de medidas de campo con una malla formada por una cuadrícula dispuesta en 0,35 x 0,35 cm en la base del árbol (Figura 2), y con un intervalo horario entre 14:00 – 15:00, durante el mes de Agosto (De Fez, 2009).

Los valores totales de cobertura se obtuvieron a partir de la sombra proyectada en la cuadrícula, asignándoles un valor a cada cuadro según el porcentaje del mismo (Tabla 2).

Tabla 2.- Valores asignados en función del porcentaje de área sombreada.

Valor Asignado	Cobertura del Cuadro
0 (Blanco)	No muestra sombra
0,25	Una cuarta parte cubierta
0,50	La mitad del cuadro está cubierta
0,75	Tres cuartas partes cubiertas
1,00	La totalidad del cuadro está cubierta



Figura 2. Imagen de malla para el cálculo del área sombreada por árbol.

En la parcela 1 las medidas fueron tomadas a las 14:00, correspondiendo a un Zenith de $66,59^\circ$ y un Acimut de $176,08^\circ$. En la parcela 2 las medidas fueron tomadas a las 14:45 h correspondiendo a un Zenith de $64,06^\circ$ y un Azimut de $203,31^\circ$.

3.2.4. Métodos analíticos de cálculo de cobertura vegetal.

La superficie sombreada por la planta se asocia de forma directa con la cantidad de radiación solar que es interceptada por las mismas y que puede ser convertida potencialmente en evapotranspiración y está en función de:

- Cobertura o la fracción real de la superficie del suelo observada verticalmente por encima de la vegetación. (f_c).
- Índice de área foliar (Leaf Area Index-LAI-), que se define como el promedio de la suma del área total de las hojas (por un solo lado), por unidad de área de superficie de suelo (Ritchie, 1972).
- En ocasiones y ante la ausencia de otros valores, se puede emplear la fracción efectiva de la superficie del suelo cubierto por la vegetación o área sombreada (f_{ceff}).

$$f_{ceff} = \frac{f_c}{\sin(\alpha)} \quad (5)$$

**Siendo α el ángulo de inclinación solar*

El grado de cobertura a nivel de parcela se ha calculado a través de la intensidad de la radiación de ciertas bandas del espectro electromagnético que componen las fotografías aéreas, de forma relativamente sencilla de implementar en las herramientas de gestión del riego. Se trata de un método sencillo y eficaz para determinar la fracción promedio de suelo cubierto por los cultivos (f_c), determinando la fracción de área sombreada en cada una de las parcelas de la CR.

La metodología desarrollada en esta investigación utiliza como base fotografías aéreas con valores correspondientes al espectro visible RGB. A estas imágenes se le ha aplicado el método de estimación de máxima probabilidad o también llamado máxima verosimilitud por pixel. El método consiste en que a través de un análisis visual con muestras conocidas, se definen diferentes clases en la imagen, llamadas áreas de entrenamiento y son utilizadas por el algoritmo de clasificación como referencia para clasificar el resto de píxeles en la imagen.

La idea fundamental de este método consiste en tomar el valor de obtener la máxima probabilidad de pertenencia a la muestra observada y tomarlo como estimación del parámetro analizado. El resultado es la probabilidad de asignar el valor a una determinada muestra en función del estimador planteado. La probabilidad estadística para asignar el valor a cada muestra viene en función del valor medio y la matriz de covarianza. Se trata de un clasificador estable y robusto con alta precisión y exactitud (Aldrich 1997).

Las áreas de entrenamiento o clases corresponden a zonas que representan cada una de las características a determinar. En nuestro caso, se han creado un total de 237 áreas de entrenamiento distribuidas por las parcelas que ocupan la CR. Las áreas de entrenamiento fueron divididas en función del grado de desarrollo de los árboles y de los diferentes estado de uso del suelo en 7 clases (Figura 3).



Figura 3. Clases definidas en función del grado de desarrollo de GC.

Para asignar las categorías, previamente determinadas, a todos los píxeles de la imagen y formar grupos consistentes, el método define una función de similitud entre ellos y desarrolla un modelo de distribución de probabilidad, donde se asume que los datos siguen una distribución normal. Finalmente, se asigna la probabilidad de que un píxel cualquiera pertenezca a cada una de las clases definidas, de este modo, el píxel queda asignado a la clase a la que tenga más probabilidad de pertenecer.

Una vez los píxeles quedan clasificados, el porcentaje de área que es ocupada por la fracción de suelo cubierto por el cultivo en cada una de las parcelas, se determina a partir de la expresión (6),

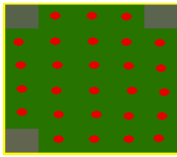
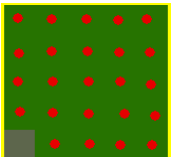
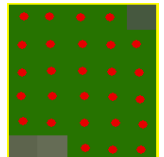
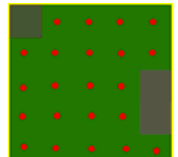
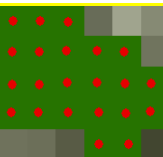
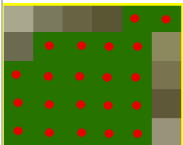
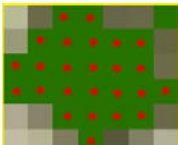
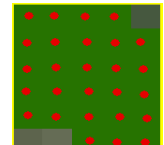

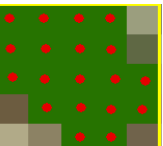
$$GCi(\%) = \frac{As_i}{S_{parcela}} = \frac{\sum n^{\circ} \text{píxeles} * S_{píxel}}{\text{area parcela}} * 100 \quad (6)$$

*Donde $S_{píxel}$ es la superficie de píxel ($0,25 \text{ m}^2$).

El siguiente paso fue la validación del método a través de la digitalización manual de los píxeles que corresponden a los árboles medidos en las dos parcelas de la toma de muestras. La forma de proceder es calculando el área sombreada de acuerdo a la expresión (7) para cada árbol medido como muestra la Tabla 3.

$$As = n^{\circ} \text{píxeles} * S_{píxel} \quad (7)$$

Tabla 3.- Superficie de área sombreada (m²), resultado de la clasificación de imagen, correspondiente a los árboles medidos en *in situ*.

Parcela 1						
	Árbol 1 Nº píxeles= 27 As = 6,75	Árbol 2 Nº píxeles= 24 As = 6,00	Árbol 3 Nº píxeles= 27 As = 6,75	Árbol 4 Nº píxeles= 22 As = 5,5	Árbol 5 Nº píxeles= 22 As = 5,5	
	Parcela 2					
		Árbol 1 Nº píxeles= 21 As = 5,25	Árbol 2 Nº píxeles= 25 As = 6,25	Árbol 3 Nº píxeles= 33 As = 8,25	Árbol 4 Nº píxeles= 33 As = 8,25	Árbol 5 Nº píxeles= 19 As = 4,75

3.3. Formulación del modelo de distribución de especies.

3.3.1. Situación y descripción de hábitats de los bosques.

El área de estudio del presente escenario se halla en la parte Norte de la provincia de Castellón, cuenta con una superficie de 13.059 ha. Parte de la superficie pertenece al Parque Natural de La Tinença de Benifassà, clasificado como ‘pequeña comarca de enorme valor paisajístico’. El área pertenece a los municipios de Vallibona, Castell de Cabres, Morella y la Puebla de Benifassà.

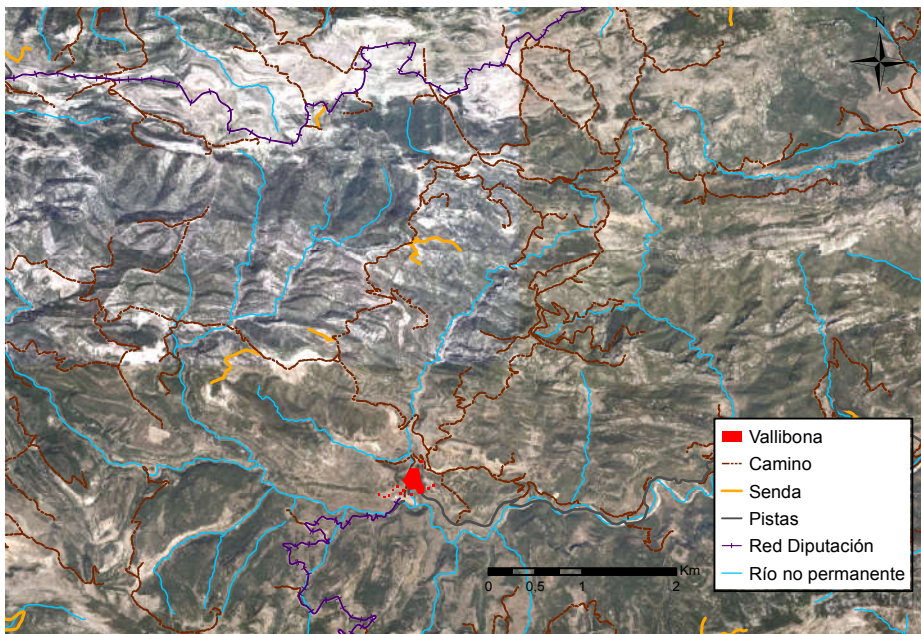
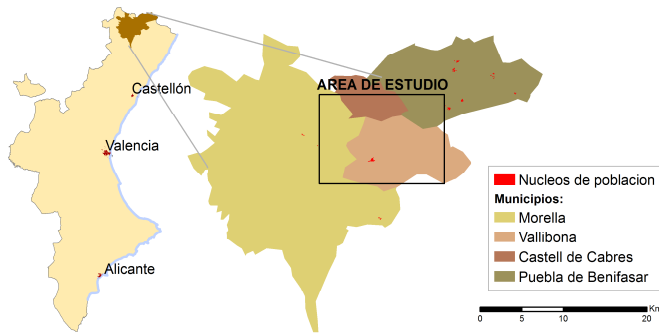


Figura 4. Localización y elementos característicos que conforman el área de estudio.

La mayor parte del área corresponde al municipio de Castell de Cabres, situado a 1134 m sobre el nivel del mar, con una altitud media de 930 m, una máxima de 1250 m y una mínima de 450 m (Figura 4).

Geología y suelos.

Los principales sistemas montañosos corresponden a formaciones calizas y dolomíticas de finales del jurásico y sobre todo principios del cretácico (cocoetácico y neocretácico). Los suelos son por lo general pardo calizos sobre materiales consolidados, con horizontes de humus poco consolidados.

Clima.

El clima es típicamente mesomediterráneo menos seco, con cortas sequías estivales y tendencia a la continentalidad en ciertos enclaves. El régimen hídrico es típico mediterráneo, con precipitaciones de distribución desigual a lo largo del año, máximos equinocciales y una gran irregularidad interanual. Especial importancia adquieren las criptoprecipitaciones o precipitaciones ocultas (niebla y rocío) debido a la incidencia de masas de aire húmedo proveniente del mediterráneo.

Vegetación.

A parte de sus destacadas formas del relieve, la zona de estudio tiene en sus recursos forestales y en su vegetación natural uno de los valores más destacados. La cubierta vegetal está constituida principalmente por bosques de encinares y quejigares y sus correspondientes etapas seriales, con pinares en las etapas de sustitución.

La vegetación predominante está constituida por coníferas (*Pinus nigra* Arnold, *Pinus sylvestris* L. y *Pinus halepensis* Mill. en cotas inferiores), esclerófilas (*Quercus faginea* Lam y *Quercus ilex* L. subsp. *rotundifolia*), tejos (*Taxus baccata* L.) y acebos (*Ilex aquifolium* L.). Es frecuente la presencia de núcleos de caducifolios como los arces (*Acer opalus* Mill.), los robles (*Quercus pyrenaica* Willd.) o la vegetación rupícola (chopos, sauces, etc.).



Figura 5. Perspectiva del paisaje que conforma la Tinença de Benifassà.

Bajo estos condicionantes se desarrollan dos tipos de formaciones climácicas (Rivas Martínez, 1987):

1. Los quejigares meso-supramediterráneos maestrencs basófilos del quejigo. Con *Quercus faginea* L. subsp. *faginea* como especie arbórea caducifolia dominante acompañada de otros fanerófitos caducifolios como las especies *Acer opalus* Mill., *Fraxinus ornus* que aportan un bajo porcentaje de cobertura.
2. Encinares supramediterráneos maestrazgo-manchegos, basófilos, con la especie perennifolia *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Sam. como dominante en cobertura.

Estos bosques están, en la mayoría de la superficie estudiada, alterados debido a la acción del hombre a lo largo de la historia. La presencia dominante de la especie *Pinus nigra* se debe a la introducción por parte del hombre para su explotación y aprovechamiento maderero. Sus requerimientos ecológicos son similares a la especie *Quercus faginea*, a la que sustituye en gran parte del área estudiada, en especial sobre suelos más erosionados.

Para el análisis de distribución de especies, es indispensable la caracterización ecológica de las mismas. Si es importante desarrollar métodos de análisis espacial, con el objetivo de disponer del conocimiento sobre la distribución actual y potencial de la vegetación, lo es más aún dar un sentido ecológico a estos análisis.

Cada serie o macroserie de vocación boscosa se ha denominado con la especie arbórea dominante en el ecosistema vegetal maduro. Desde un punto de vista ecológico y pro-

teccionista, la especie dominante es la más adecuada a conservar (Rivas Martínez, 1987).

Se detallan a continuación, las principales características que definen las especies arbóreas dominantes. Los nombres de las especies a partir del presente apartado podrán verse escritos de forma abreviada o con su nombre vulgar con el objetivo de facilitar la lectura.

3.3.1.1. Quejigares de *Quercus faginea* Lam. subsp. *faginea*.

Este bosque ocupa una posición intermedia entre la vegetación perennifolia mediterránea y la caducifolia eurosiberiana, ya que su principal elemento integrante es el Quejigo o *Quercus faginea* subsp *faginea*. Es un árbol de actitud marcescente, de tamaño medio, por lo general de menos de 20 metros de altura. El tronco es derecho y sostiene una copa amplia, subsférica y no excesivamente densa, (Figura 6).

El área que ocupa el Quejigo en la actualidad es debida a que ha sido uno de los árboles más perjudicados por la acción deforestadora llevada a cabo por el hombre, siendo el gran beneficiado la especie *Pinus nigra*.



Figura 6. Quejigares en primavera (izquierda) y Quejigares en invierno (derecha).

3.3.1.2. Encinares mesomediterráneos de *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Sam.



Figura 7. Encinares de *Quercus ilex*.

Es la formación vegetal más extendida en toda el área (Figura 7), ocupa un territorio bajo clima supamediterráneo seco y continental. Su estructura es bastante simple, su estrato arbóreo lo ocupa la carrasca (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*) de aproximadamente entre 5 y 10 m de altura. El estrato arbustivo lo componen enebros (*Juniperus communis* y *Juniperus oxycedrus*) y sabina (*Juniperus phoenicea*). Los encinares presentan tonos verde grisáceo y mate, con un carácter persistente en la hoja, por lo que el aspecto de estos bosques varía poco a lo largo del año. Esta monotonía de paisaje que producen estos bosques se ve rota en primavera, cuando aparece un reflejo amarillento debido a la proliferación de flores masculinas organizadas en amentos, a veces muy abundantes.

3.3.1.3. Pinares de *Pinus nigra* Arn. subsp. *salzmannii*.

La mayoría de los bosques de pino negral o *Pinus nigra* se establecen en un clima submediterráneo frío y continental, generalmente sobre sustratos calcáreo-dolomíticos. Bajo estas condiciones se favorece un crecimiento mayor de *Pinus nigra* sobre otras especies como *Quercus faginea* al que sustituyen. Así mismo, los procesos dinámicos geomorfológicos, característicos de los relieves de origen kárstico de estos macizos montañosos mesozoicos, favorecen la entrada de la especie *Pinus nigra* en fondos de valle ocupados por el quejigar. Los derrubios dolomíticos son colonizados y se constituyen bosques mixtos relativamente estables, donde los pinos definen un estrato arbóreo superior bajo el cual se desarrolla un dosel más o menos denso de quejigares y arces (Blanco, 1998).

Estos bosques son fuente de vida natural, dando estabilidad a los ecosistemas colonizados por esta especie debido a su longevidad que sobrevive a dos o más generaciones de otras especies, como el quejigo, pudiendo colonizar los claros que se producen tras la muerte de los individuos de quejigares. La importancia de estos bosques radica en su aportación activa en la dinámica natural de la vegetación, y en sus aprovechamientos (madera, resina, líquenes asociados) (Alejano et al., 2003). Los demás pinares que encontramos en la zona de estudio son en su mayoría producto de las repoblaciones como el pino albar o *Pinus sylvestris*.

3.3.2. Datos y definición de variables.

3.3.2.1. Información base.

La información base fue derivada de mapas topográficos pertenecientes a la cartografía digital a escala 1/10.000 de la Generalitat Valenciana e imágenes aéreas del PNOA, con bandas referidas al espectro visible RGB e Infrarrojo Cercano IRC. Las bandas son de 50 cm de resolución espacial, un Sistema Geodésico de Referencia ETRS89 y fueron realizadas en Septiembre de 2008 (IGN, 2011) (Figura 8).

De forma conjunta se utilizaron imágenes tomadas en diciembre y cedidas por la Oficina Comarcal de Medio Ambiente de Sant Mateu-Castellón (OCMA), con el sistema de geodésico de referencia ED50, y a escala 1:50.000, estas imágenes permitieron fotointerpretar la especie *Quercus faginea* a partir de la variabilidad de tonos (Figura 9).

Otras fuentes de datos provienen de los mapas de Series de Vegetación de España a escala 1:400000 (Rivas Martínez, 1941). Estos datos fueron utilizados para la descripción biogeográfica y ecológica de la zona. Así mismo, los datos procedentes del tercer inventario nacional forestal (3IFN), obtenidos en el banco de datos de la biodiversidad a escala 1:50000, han servido de base de cartográfica temática para la delimitación in situ de las áreas boscosas de interés.



Figura 8. Imagen RGB (izquierda) e Infrarrojo cercano IRC (derecha).



Figura 9. Vista aérea del área de estudio (tonalidad marcada en un bosque de *Quercus faginea*) (izquierda) e imagen fotográfica del mismo bosque de *Quercus faginea* (derecha).

3.3.2.2. Toma de muestras: datos de presencia.

De los estudios publicados sobre distribución de especies, normalmente se dispone de datos de presencia de las especies, datos de ausencia y datos de abundancia. En el presente trabajo, se han obtenido sólo datos de presencia de las tres especies. Para ello, como trabajo de entrenamiento previo al muestreo, se fusionó la información topográfica y se llevó a cabo un reconocimiento a través de una fotointerpretación (análisis visual de la imagen) de imágenes aéreas y el apoyo tercer Inventario Nacional Forestal (3IFN). Se zonificó el área de estudio en tres zonas principales, y éstas se dividieron a su vez en pequeñas parcelas delimitadas por la presencia de las especies según las fuentes utilizadas (Figura 10).



Figura 10. Divisiones de las parcelas de campo para los inventarios.

Una vez en terreno, la delimitación de los bosques se llevó a cabo recorriendo a pie, pistas y senderos forestales. Se seleccionaron puntos de muestreo mediante GPS con las coordenadas de los entornos que delimitaban áreas, denominadas teselas. Se define el término tesela como cada una de las piezas con homogeneidad interna y dominadas por las formaciones vegetales que definen los bosques primarios (quejigares de *Q. faginea* y encinares de *Q. ilex*) y el bosque secundario (*P. nigra*). Estas teselas marcan los límites para la extracción de los patrones que definen el hábitat de dichas especies forestales.

3.3.2.3. Variables descriptivas del hábitat de los bosques.

Parámetros topográficos. MDT y derivados.

A través de los modelos de digitales de terreno (MDT) pueden medirse variables cuantificables del terreno. Un MDT es una estructura en forma de malla numérica que contiene datos del terreno y representa la distribución espacial de una variable cuantitativa y continua. A través del MDT se obtienen componentes como el modelo digital de elevaciones (MDE) y modelos derivados (pendiente, orientación, etc.).

Estos datos son de gran alcance para la evaluación de las características eco-geomorfológicas (Felicísimo, 1994).

En muchos casos, el principal requisito previo para el modelado espacial es el modelo digital de elevación, MDE. Constituye la base para generar nuevos mapas de variables ambientales y determina la resolución espacial de todos los mapas derivados (Guisan y

Zimmermann, 2000). Los factores como la pendiente, orientación y elevación alteran las condiciones de un microclima y afectan directa e indirectamente al crecimiento y distribución de la cobertura vegetal. Se han llevado numerosos estudios en regiones de montaña demostrando la relación de las variables derivadas como: pendiente, orientación, temperatura y radiación, con la distribución de especies.

La metodología llevada a cabo para elaborar el MDE se basó en el método de triangulación de Delaunary o Triangulated Irregular Network (TIN), a partir de los mapas topográficos. En el modelo TIN los puntos son conectados mediante líneas que forman triángulos, siendo su altitud el valor de cada nodo del triángulo. La distancia entre las cotas es calculada por interpolación lineal, calculándose el valor de la altitud en cualquier posición dentro del área del triángulo. La interpolación lineal toma los triángulos como planos y se obtiene como resultado una malla de celdas donde el valor de cada celda es asignado al valor de la altura dependiendo en la posición de la celda dentro del triángulo.

Pendiente.

La pendiente refleja la variación de la inclinación del suelo y se define como el ángulo que forma el gradiente con el eje vertical, siendo el gradiente el vector perpendicular a la superficie topográfica en un punto. Su definición vectorial se fundamenta en el cálculo de las derivadas parciales, las cuales determinan la variación que sufre la altitud en esa dirección (Pardo, 2006). En el caso de una malla existen multitud de formas de calcular la pendiente. En este trabajo el algoritmo empleado mide para cada celda la pendiente resultado de medir la tasa máxima de cambio de valor de elevación de esa celda a sus ocho vecinas, mediante la técnica del promedio medio máximo (Burrough y McDonell, 1998).

Orientación.

La orientación se calcula a partir del gradiente. La orientación se define como el ángulo existente entre el vector que señala al norte y la proyección horizontal del vector gradiente (Pardo, 2006). Se considera por convención que el Norte marca la orientación cero, aumentando los valores en sentido horario. Para el caso de una malla de celdas, la orientación identifica la dirección de la pendiente. Se mide en el sentido de las agujas del reloj en grados de 0-360°N, formando un círculo completo.

Radiación solar.

La radiación solar que llega a la superficie está relacionada con las características del terreno y factores atmosféricos; es un factor determinante junto a la elevación, pendiente y la latitud geográfica para la distribución espacial de la vegetación, debido a que puede afectar a la cobertura de la vegetación directa e indirectamente por su influencia con la temperatura y humedad del suelo (Bennie et al., 2008). Las características de la topografía en la radiación solar influyen indirectamente en los microclimas y, como consecuencia, en el crecimiento y distribución de la vegetación (Zhao et al., 2010).

Su cálculo ha sido basado en el método de transmitancia atmosférica global, algoritmo definido por Hottel (1976) y calculado a través del módulo SExtAnTe, de gvSIG. Este método nos permite calcular la cantidad de energía que llega a la parte superior de la atmósfera, bajo unas condiciones determinadas. Debido a la ausencia de datos de nubosidad, se ha procedido a calcular la radiación global recibida, tomando sólo valores de la radiación directa. La metodología se llevó a cabo calculando la energía proveniente de la radiación solar que llega a cada píxel del MDE.

Análisis del Índice de Vegetación.

Los índices de vegetación (IV) son parámetros diseñados en el ámbito de la teledetección para establecer una relación entre las medidas efectuadas por la teledetección y los parámetros biofísicos que caracterizan una cubierta vegetal. Revisiones basadas en estudios pioneros como los realizados por Jackson et al. (1983), definen a los índices como metodologías de cálculo a partir de los valores de la reflectividad a distintas longitudes de onda, que pretenden extraer de los mismos, la información relacionada con la vegetación, minimizando la influencia de perturbaciones como las debidas al suelo y las condiciones atmosféricas (Gilbert et al., 1997). Los mismos autores clasifican los IV según sean de aplicación en imágenes de baja o alta resolución espectral. Los IV de baja resolución espectral utilizan valores de reflectividad de bandas anchas, como es el caso del índice de vegetación de diferencia normalizada (Normalized Difference Vegetation Index -NDVI) (Rouse et al., 1974). Otros estudios han validado que el NDVI está relacionado directamente con la capacidad fotosintética y, por tanto, con la absorción de energía por la cobertura arbórea (Sellers, 1985). La reflectividad en la banda del infrarrojo es muy alta debida a la escasa absorción de energía por parte de las plantas en esa banda.

Las variables espectrales empleadas en la investigación fueron dos de las cuatro bandas (tres en la región visible y una en el infrarrojo cercano) obtenidas a partir de las imágenes del PNOA y correspondiendo éstas con las bandas que representan la energía refle-

jada del visible y del infrarrojo cercano. La metodología llevada a cabo para el cálculo del NDVI es a través de la diferencia normalizada de las dos bandas cuyo rango de variación debe estar entre -1 y +1, y viene definida por la expresión siguiente (Rouse et al., 1974).

$$NDVI = \frac{IR - R}{IR + R} \quad (8)$$

La signatura espectral correspondiente a la vegetación sana muestra un fuerte contraste entre la baja reflectividad del rojo (R) y la alta reflectividad en el infrarrojo (IR) de longitud de onda mayor. Los pigmentos de la hoja absorben más energía en la región visible del espectro que en el IR. Por lo tanto, se produce un notable contraste espectral entre la baja reflectividad de la banda R del espectro y la del IR, lo que permite separar la vegetación de otras cubiertas. Esta diferencia es mayor cuanto mayor es la densidad de la vegetación y mejor su estado sanitario (Chuvieco, 2002).

Análisis de textura.

La textura es una característica que ha recibido una gran atención en el procesamiento de imágenes. Revela información importante acerca de la estructura de los objetos en la imagen y su relación con el medio ambiente: el análisis de textura ofrece importantes características discriminantes relacionadas con patrones de variabilidad de las clases de cubierta (Olmo y Hernández, 2000).

El análisis de texturas se realiza empleando métodos estadísticos aplicados a la intensidad de los niveles de un histograma, pudiendo ser de primer orden (media, mediana, varianza, asimetría, curtosis, etc.). El inconveniente de estas estadísticas es que no extraen información acerca de la posición relativa de los píxeles, por lo que no se correlacionan las intensidades. Cuando se tiene que caracterizar una distribución espacial no aleatoria, las estadísticas de segundo orden son más adecuadas (Montalbán et al., 2011).

El método más utilizado para el conjunto de estadísticas de segundo orden es la matriz de co-ocurrencias de niveles de gris (MCNG) (Haralick et al., 1973). Este método representa el cambio de distribución de intensidades, es decir las frecuencias con las que dos píxeles con niveles de gris se dan en la imagen, separados una distancia d , y en una cierta dirección.

Para la aplicación de la metodología descrita se estableció una distancia de un píxel, un tamaño de vecindario de 13x13 y se calcularon 7 descriptores de texturas, basadas en:

- *Homogeneidad*: mide la homogeneidad textural de una imagen.
- *Entropía*: es la aleatoriedad, complejidad o desorden en la distribución de intensidades de una imagen.
- *Contraste*: variaciones locales en los niveles de gris de la imagen.
- *Media*: brillo global de la imagen.
- *Varianza*: heterogeneidad de la imagen.
- *Disimilitud*: similar al contraste, es alta cuando la región presenta un contraste alto.
- *Segundo Momento Angular*: homogeneidad local.

Este método presenta la desventaja de que los píxeles de las zonas periféricas, debido al efecto frontera, pueden quedar distorsionados al presentar valores fuera del rango definido. Para solucionar esto y teniendo en cuenta que la resolución de las imágenes es de 50 cm, se ha disminuido el área de los bosques en 4 m, para asegurar que los valores fuera de los límites no interfirieran en el análisis.

3.3.3. Métodos analíticos.

Dada la naturaleza discreta de las variables dependientes y la naturaleza continua de las variables independientes, se emplea el análisis discriminante como método estadístico para la predicción de distribución de las especies analizadas. Además, el método permite conocer la relación numérica entre especies y la importancia relativa de los parámetros estudiados para cada grupo.

El método consiste en que la variable categórica es el mapa de presencia y el grupo de parámetros ambientales y espectrales se comportan como variables independientes. Se describen los diferentes casos observados matemáticamente y se separan los datos en tres grupos. De ese modo, se obtienen las funciones discriminantes que describen los límites de cada grupo y la probabilidad de pertenecer a uno de ellos a partir de los valores de las variables cuantitativas analizadas para, finalmente, clasificar nuevas observaciones como pertenencia a uno o varios grupos.

La metodología llevada a cabo para formular el modelo, en un área de aproximadamente 13.000 ha y una resolución espacial de 25 x 25 m, se desarrolla en cinco fases (Figura 11):

- (i) A partir de las teselas de cobertura de presencia de especies se extraen las características de las variables ambientales y espectrales procedentes del análisis de la información topográfica e imágenes aéreas.

(ii) Se diseña una matriz de correlaciones pareadas de Pearson entre variables, para determinar el peso de cada variable, excluyendo del análisis las variables correlacionadas, a fin de no incluir en los análisis aquellas variables irrelevantes y/o redundantes.

(iii) Se aplica un método multivariante a partir de funciones discriminantes, para determinar la probabilidad de que las especies pertenezcan a un determinado grupo a partir de las variables de distribución conocidas.

(iv) Se integran los clasificadores y las reglas de clasificación al modelo (asignación del valor donde la verosimilitud de las observaciones es grande) y se extrapola al resto del área a través de la superposición de capas en un SIG.

(v) Por último, se procede a la validación del modelo.

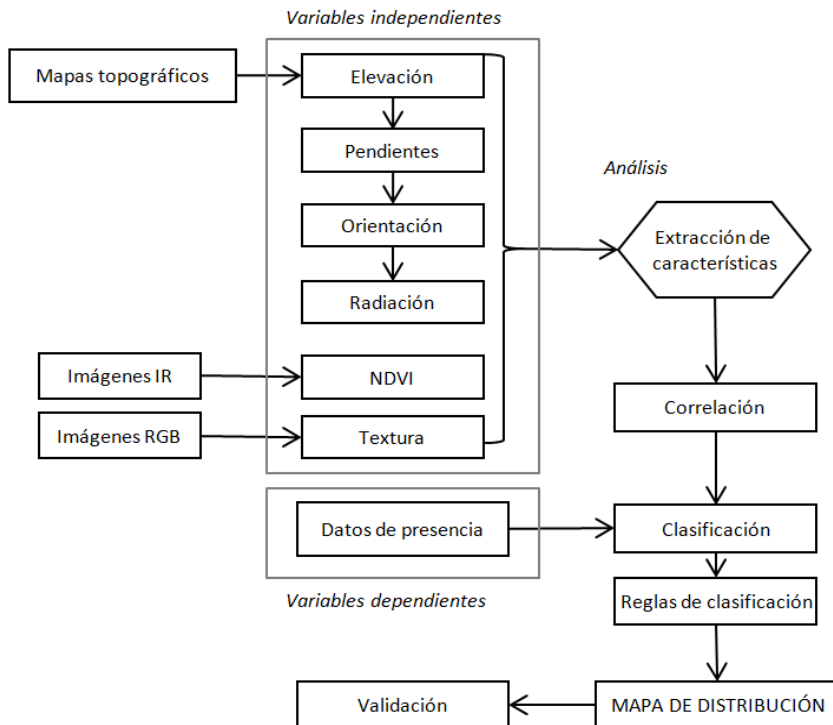


Figura 11. Esquema de flujo de trabajo del modelo de distribución de especies.

3.4. Formulación del modelo de calidad de aire.

3.4.1. Situación y justificación del estudio.

Este escenario se ha centrado en parte de la red vial del centro urbano de la ciudad de Valencia (Figura 12). La ciudad cuenta con un parque automovilístico de aproximadamente 498.000 vehículos y una Red Viaria Principal de 300 km de longitud. El estudio se desarrolla en el centro urbano de la ciudad, con una intensidad de tráfico alta comparada con el resto de zonas de la ciudad por ser una zona turística y comercial.



Figura 12. Mapa de situación del centro urbano de la ciudad de Valencia.

Existe una gran evidencia de que la contaminación atmosférica incide en la aparición y agravamiento de enfermedades de tipo respiratorio, así como otras asociadas, como las cardiovasculares y los cánceres. Los procesos físico-químicos que se producen en la atmósfera, la meteorología y la orografía condicionan los procesos de dispersión y transporte de los contaminantes. Dentro de esta dinámica atmosférica, los aportes son producidos por emisiones primarias, que son aquellas que se emiten directamente a la atmósfera, bien desde fuentes naturales (erupciones volcánicas, actividades sísmicas, actividades geotérmicas e incendios, aerosoles marinos o partículas naturales transporta-

das por fuertes vientos procedentes de regiones áridas) o bien desde fuentes antropogénicas. Los contaminantes secundarios se forman como consecuencia de las reacciones químicas y transformaciones que experimentan los contaminantes primarios una vez que se encuentran en el aire (Ballester y Boldo, 2010).

La Organización Mundial para la Salud (OMS) informa que en 2012 unos 7 millones de personas murieron como consecuencia de la exposición a la contaminación atmosférica. Esta conclusión duplica con creces estimaciones de años anteriores y confirma que la contaminación atmosférica constituye en la actualidad, por sí sola, el riesgo ambiental para la salud más importante del mundo. Destacan que los residentes de las ciudades donde hay niveles elevados de contaminación atmosférica padecen más enfermedades cardíacas, problemas respiratorios y cánceres de pulmón que quienes viven en zonas urbanas donde el aire es más limpio. Si se redujera la contaminación atmosférica podrían salvarse millones de vidas (OMS, 2014).

Cada año, Ecologistas en Acción realiza el informe sobre la calidad del aire en el territorio Español, basado en informes anuales de las CCAA. En dicho informe destacan que las causas más relevantes de la mala calidad del aire que respiramos son debidas al tráfico motorizado y la contaminación industrial (Ecologistas en Acción, 2014). La Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA), calcula que por esta causa fallecieron en 2011 en la Unión Europea casi 450.000 personas. En el mismo año, en España se produjeron 26.818 muertes prematuras relacionadas con la contaminación atmosférica, (OMS, 2014).

Los contaminantes primarios emitidos por el transporte son los óxidos de nitrógeno (NO_x), Dióxido de Azufre (SO_2), Compuestos Orgánicos Volátiles (COV), Monóxido de Carbono (CO) y las partículas en suspensión. Además, se incluyen los gases de efecto invernadero, que aunque no afectan a la salud, influyen sobre el clima como es el CO_2 . Los contaminantes secundarios son ozono (O_3), sulfatos, nitratos, aldehídos, cetonas, ácidos, H_2O_2 y radicales libres (Miralles, 2014).

Organismos de agencias y comunidades internacionales destacan como componentes de mayor peligro para la salud las partículas en suspensión de (PM_{10} , y $\text{PM}_{2.5}$), el dióxido de nitrógeno (NO_2), el ozono troposférico (O_3), el dióxido de azufre (SO_2) y el benzopireno (BaP) (Observatorio DKV, 2012).

Actualmente, la contaminación atmosférica que existe en las ciudades procede en su mayoría de los vehículos, el alto crecimiento en número y potencia de motor han con-

trarrestado las importantes mejoras tecnológicas aplicadas en los combustibles y la eficiencia de los motores en las últimas décadas (Ecologistas en Acción, 2014).

La forma en que el monóxido de carbono se produce es a través de la combustión incompleta del combustible y ocurre cuando las proporciones entre aire y combustible son bajas. Estas condiciones se producen al arrancar el vehículo, cuando el suministro de aire está restringido (“ahogado”), cuando los automóviles no están afinados apropiadamente y a cierta altitud, donde se reduce la cantidad de oxígeno disponible para la combustión (EPA, 1993).

Desde 1990 existe un significativo acuerdo en todas las ciudades Europeas en reducir las emisiones de muchos de los contaminantes gaseosos emitidos por el sector transporte. Según un informe de la AEMA, las emisiones han disminuido entre los años 1990 y 2012: NO_x (33%), PM_{2.5} (23%), 75% SO_x (26%), CO y NMVOCs (81%) (AEMA, 2014).

En Europa existen planes de manejo de calidad de aire a escala local y regional. Los diferentes mecanismos legales para la gestión de la calidad del aire relacionados con el tráfico, establecen valores límite a las concentraciones: límites a las emisiones totales (por ejemplo, los totales nacionales) y la regulación de las emisiones del sector del tráfico, ya sea mediante el establecimiento de normas de emisiones (como EURO 1-6) o mediante el establecimiento de requisitos de calidad de los contaminantes.

A día de hoy, existe un Real Decreto 102/2011, de 26 de enero, relativo a la mejora de la calidad de aire, que establece un valor límite de 10 mg/m³ de contaminante CO para la protección de la salud, (volumen referido a una temperatura de 293°K y a una presión de 101,3 kPa) (BOE, 2011).

En la ciudad de Valencia, la gestión de la calidad de aire es llevada a cabo por la administración a través de siete estaciones fijas situadas en varios puntos distribuidos por la ciudad. Estas estaciones presentan el inconveniente, como ocurre en muchas otras ciudades, de que la mayoría de estas estaciones se encuentran localizadas a las fueras de la ciudad o en parques abiertos, haciéndolas no representativas del nivel de contaminación en zonas de gran intensidad de tráfico y, por tanto, de la concentración de contaminantes que respira la población (Figura 13).

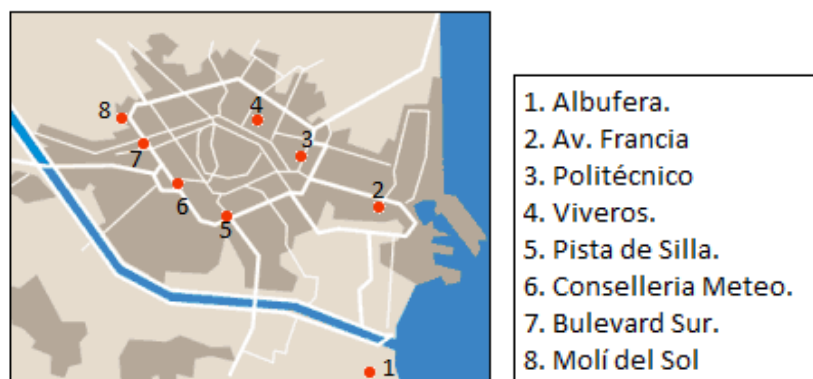


Figura 13. Estaciones fijas de Control de Calidad de Aire en la ciudad de Valencia.

3.4.2. Datos y definición de variables.

Los modelos de dispersión, diseñados para conocer y pronosticar la situación espacial de un contaminante, dependen de variables como la meteorología, la geometría de la calle, localización del receptor, intensidad de tráfico y la emisión de los vehículos.

Estas variables han sido obtenidas por adquisición y pre-procesado de datos de diversas fuentes como: el parcelario procedente de datos catastrales, la altitud derivada de datos LIDAR, vehículos por unidad de tiempo, velocidad y dirección del viento, datos atmosféricos procedentes de estaciones fijas de medida, y medidas propias de concentración de CO.

3.4.2.1. Información base.

Datos catastrales y de altitud.

Para el estudio de la geometría de las calles se adopta el parcelario urbano en formato vectorial extraído de la cartografía catastral a escala 1:1.000, y producido por la Dirección General del Catastro Nacional.

Los datos referidos a la altitud son extraídos de datos LIDAR. La técnica lidar obtiene una nube de puntos recogidos por un sensor activo aerotransportado que emite luz a láser y permite barrer el terreno transversalmente. El sensor mide el tiempo que tardan los pulsos en ser reflejados por la superficie terrestre y volver, traduciéndolo a una medida de distancia entre el punto de la toma y del terreno. Esta nube de puntos permite generar Modelos Digitales de Elevación (MDE) y muy diversas aplicaciones han demos-

trado su capacidad (Mas y Romero, 1999).

Los datos LIDAR son obtenidos del Plan Nacional de Ortografía Aérea (PNOA) elaborado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN), el cual proporciona ortoimágenes de alta resolución espacial (10, 25, o 50 cm/píxel) de todo el territorio español. Los datos utilizados fueron adquiridos en Septiembre de 2009 utilizando un RIEGL LMSQ68 0 escáner láser con una frecuencia de barrido de 46 Hz, 70 kHz de tasa de repetición de pulso y un ángulo de barrido de 60°. La altura de vuelo promedio fue de 1300 m, una densidad nominal de 0,5 puntos/m² y un valor de densidad de puntos de 0,7 puntos/m², (Ministerio de Fomento 2013).

Datos atmosféricos y meteorológicos.

Los datos atmosféricos son referidos a la concentración de contaminación de fondo. Se denomina la concentración de fondo (Cf) a la concentración de contaminantes que no es emitida por los vehículos, es decir, es la concentración de contaminantes que transportados por el viento entran a la calle y se mezclan con la concentración de contaminantes emitidos por los vehículos. La medida de Cf debe ser medida en varios puntos distribuidos por la ciudad (Ott y Eliassen, 1973).

Las variables meteorológicas son referidas a la velocidad y dirección del viento a nivel de techo de los edificios. Tanto las variables atmosféricas como meteorológicas fueron obtenidas de la Red de vigilancia de Calidad del Aire, 2013.

A partir de la información disponible en las estaciones fijas de medida se ha obtenido un promedio de concentraciones de CO_f de cuatro estaciones: Pista de Silla, Vivers, Moli del Sol y Av. De Francia (Figura 14).

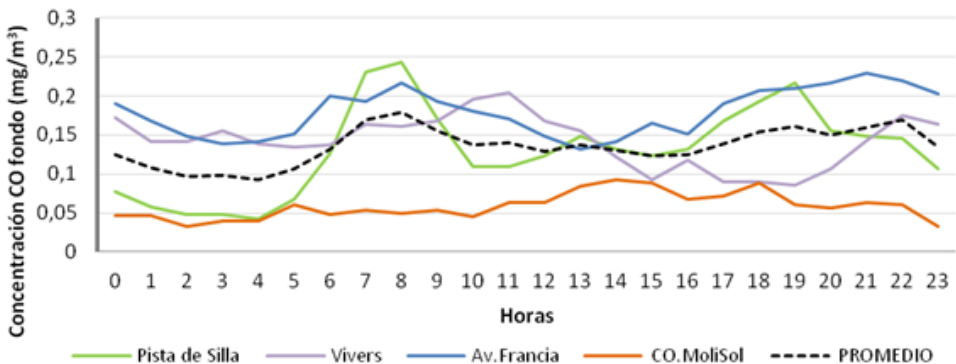


Figura 14. Promedio de concentración de CO_f.

Las variables meteorológicas determinan la forma en que el contaminante es dispersado a la atmósfera. Su medida se ha obtenido de promediar los valores de tres estaciones fijas que contenían datos para el mes de medida: Conselleria, Pista de Silla y Avd. De Francia (Figura 15).

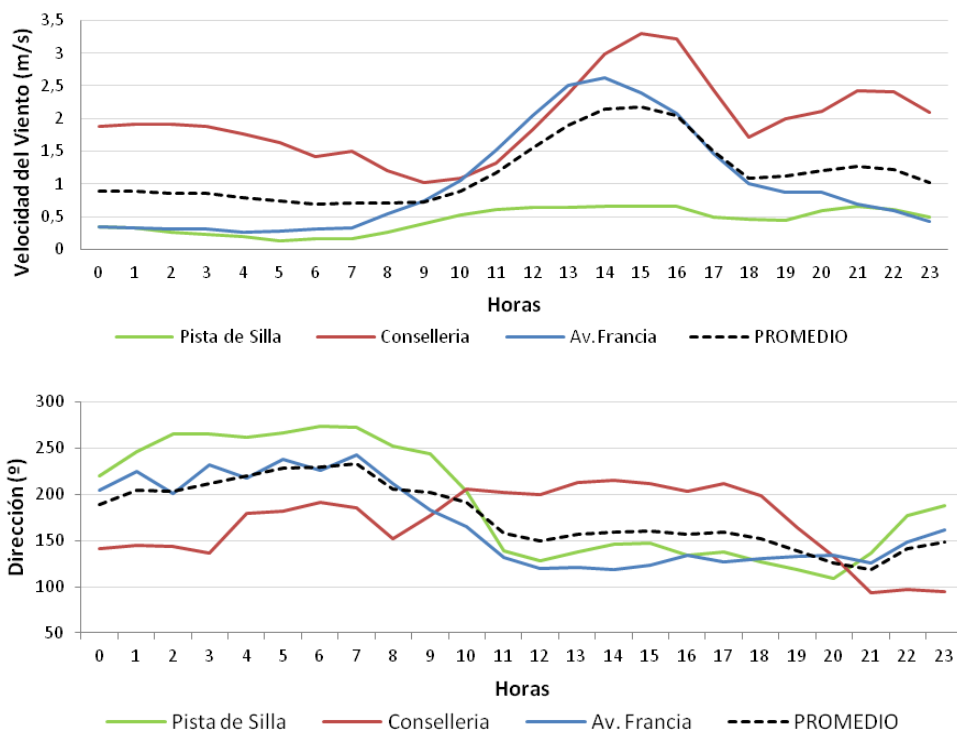


Figura 15. Promedio de medidas horarias de velocidad y dirección del viento.

Datos de intensidad de tráfico.

Se define como intensidad de tráfico el número de vehículos que circula en la vía pública por unidad de tiempo, siendo la unidad vehículos hora⁻¹ (intensidad horaria) o vehículos día⁻¹ (intensidad diaria). El Ayuntamiento de Valencia dispone de un centro de gestión de tráfico donde a través de un sistema centralizado de Control del Tráfico regula el estado de tráfico en la red viaria. El sistema lo forman dispositivos desplegados por toda la ciudad llamados aforos, que miden la intensidad de tráfico horaria y que pueden ser consultados en su página web. Tras un procesado de la información, se obtiene un archivo con cada uno de los aforos que intervienen en el análisis de las vías experimentales y en toda el área de estudio (Anejo 2).

3.4.2.2. Toma y tipo de muestras: monóxido de carbono (CO).

El presente estudio ha centrado sus esfuerzos en el análisis de la concentración del gas de monóxido de carbono (CO), que es emitido por el tubo de escape de los vehículos. Este contaminante es producido por la combustión incompleta que provoca la falta de oxígeno, haciendo que ésta no se produzca completamente y se forme monóxido de carbono en lugar de dióxido de carbono.



Figura 16. Medidor Serinus 30. Ecotech.

Estación de monitoreo. Analizador.

El equipo de la estación está formado por un equipo de medida de monóxido de carbono (CO), una batería externa, y un inversor de corriente. El analizador de la serie Serinus 30 (2012) tiene 17,8 kg de peso, utiliza la tecnología de filtro de gas NDIR para medir CO ambiental y dispone de memoria interna para almacenar datos en rango de 0-200 ppm y con tiempo de medida en minutos.

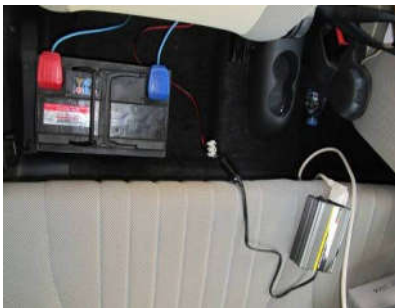


Figura 17. Suministro de energía (izquierda), y equipo de medida de la estación de monitoreo móvil (derecha).

El funcionamiento de suministro eléctrico se basa en conectar el analizador a una batería mediante un inversor de energía, el cual transforma la energía a una corriente alterna para finalmente conectarse al analizador de contaminante (Figura 16). La captación de contaminante se realiza por medio de una fina y extensible goma, la cual hace de vínculo entre el sensor del aparato y el ambiente. La concentración de CO es conducida hacia el sensor del aparato de medida; el medidor va almacenando los datos en ppm y minuto. La posición de la altura del medidor se realiza por medio de una fina varilla.

Las medidas fueron tomadas durante 22 días (8-31) del mes de Octubre de 2013, y en horarios de más afluencia de tráfico (8-20h). El analizador, situado en la estación de monitoreo, tenía una duración de 4 horas diarias útiles. El muestreo se realizó a horarios diferentes a lo largo de la campaña de muestreo, lo que conlleva una variación del volumen de intensidad de tráfico y condiciones atmosféricas, recogiendo la máxima variabilidad posible de la concentración de contaminantes presentes en las vías urbanas. Las estaciones de medida se ubicaron a una altura (z) y una distancia (x) de la pared de la vía (Tabla 4). La localización de los puntos de monitoreo equivale al punto de receptor en el modelo matemático de dispersión STREET (Johnson et al., 1973).

Tabla 4.- Altura y distancia de la estación móvil en las vías urbanas.

NOMBRE DE LA VÍA	z(m)	x(m)
COLÓN 1	2	6,4
COLÓN 2	2,15	5,6
GUILLEM DE CASTRO	2,15	4,8
POETA QUEROL 1	2,13	6,26
POETA QUEROL 2	2	6

3.4.2.3. Descriptores geométricos.

Existen numerosos estudios relacionados con la influencia de los edificios y otras estructuras urbanas en patrones donde se evidencia la influencia de la geometría del cañón en la forma de dispersión del contaminante (Vardoulakis et al., 2003). El cañón urbano, idealmente, está constituido por edificios dispuestos de forma lineal a ambos lados del cañón (Nicholson, 1975) y su definición corresponde a la configuración típica de una vía urbana.

Los parámetros que definen la estructura de un cañón urbano son: longitud (L), anchura (W), altura (H) y la orientación (θ), definiéndose ésta última como el ángulo de la vía en grados respecto al eje Norte-Sur (Figura 18).

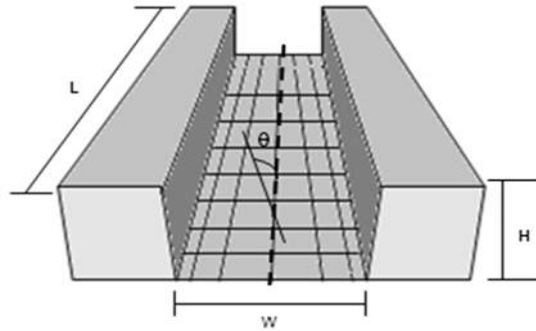


Figura 18. Descriptores geométricos de un cañón urbano.

Las dimensiones de un cañón urbano generalmente vienen expresadas por su ratio de aspecto (W/H). La forma en que el contaminante es dispersado a la atmósfera está relacionada con la forma en que el viento entra en el cañón. Independientemente de la relación W/H , existe un rotor que domina con un núcleo en el centro del cañón. El centro del rotor se desplaza siempre hacia el lado del barlovento de la calle cuando el ratio es simétrico ($W/H \approx 1$), mientras que se desplaza hacia el lado superior en el caso de una calle estrecha ($W/H \approx 0.5$) o hacia el lado inferior en una calle más ancha ($W/H \approx 2$) (Berkowicz et al., 1997) (Figura 19).

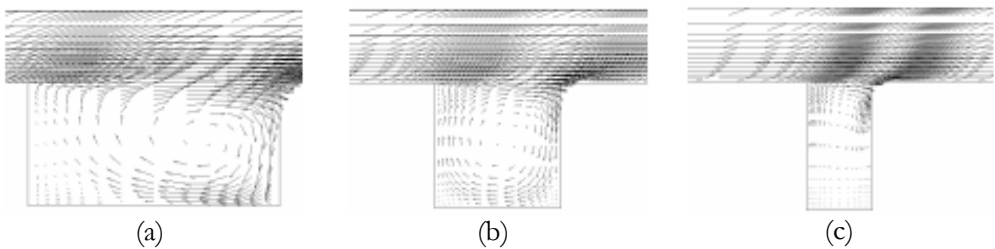


Figura 19. Ejemplo gráfico de la dirección de flujo en cañones urbanos calculados por un modelo k-E (Sorensen, 1995), a) $W/H = 2$, b) $W/H = 1$ y c) $W/H = 0,5$.

Con el fin de hacer una evaluación de los dos modelos, en el presente estudio se analizan cañones urbanos con una simetría óptima para la aplicación de ambos modelos, debiendo cumplir:

1. El cañón debe estar constituido por edificios de similar altura a ambos lados, de manera que los límites que configuran el cañón permitan un volumen de contaminante y haga posible modelar el efecto de las variables que afectan a su dispersión.
2. Las dimensiones de los cañones adecuadas para incluirlas en el experimento deben de cumplir con un ratio de aspecto entre valores de 0,6 y 1,5.

Con lo expuesto anteriormente y partiendo de un total de 660 cañones en la zona centro de la ciudad, se han clasificado y seleccionado 107 cañones que responden a las características descritas. Una vez identificados los cañones objeto de estudio, se procede a seleccionar las vías destinadas a llevar a cabo las medidas de concentración de CO. Estas vías, además de las anteriores características, debían de cumplir ser zonas habilitadas con un espacio que facilitase el estacionamiento de la estación temporal de monitoreo, y cumplieran a su vez con la seguridad de la estación. De ese modo, se seleccionaron 5 cañones urbanos correspondientes a 3 vías urbanas, respondiendo a zonas altamente comerciales, con alta intensidad de tráfico y por las que pasa un parque automovilístico representativo de la ciudad: Av. Guillen de Castro, C. Poeta Querol y C. Colón (Figura 20).

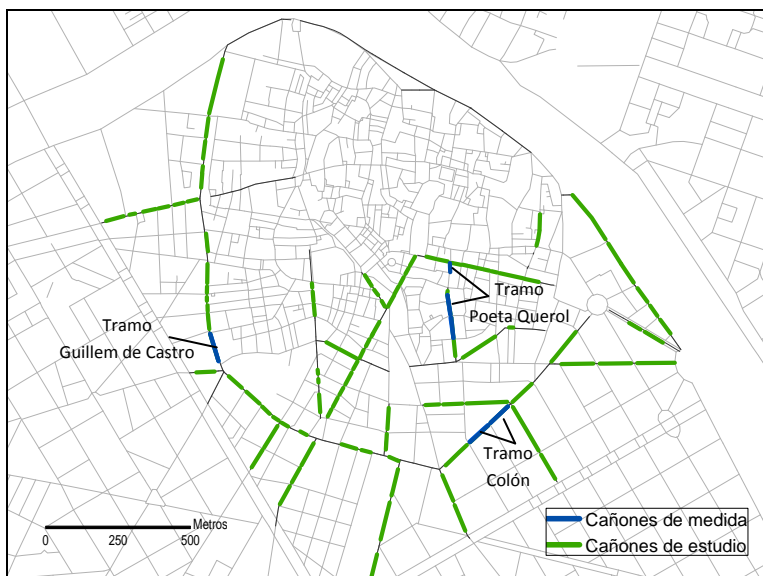


Figura 20. Situación de los cañones urbanos de medida y de pronóstico de CO.

De los cañones seleccionados para la toma de muestras y con el objetivo de proceder a la validación de los resultados del cálculo de los factores de emisión de la flota de vehículos que circulan por la ciudad, las medidas correspondientes a la C. Colón fueron retiradas del análisis.

Altura del cañón.

La forma de proceder para el cálculo de la altura de los cañones urbanos, se ha desarrollado una metodología a partir de los límites de los bloques de los edificios que delimitan los cañones urbanos. Estos bloques se presentan en formato vectorial y son extraídos de la cartografía catastral a escala 1:1.000.

La extracción de los bloques o polígonos que delimitan cada cañón urbano (Urban block related street área, UBRSA) fue mediante la aplicación de la metodología desarrollada por Hermosilla et al. (2014). Esta metodología se basa en definir espacialmente los polígonos mediante métodos de triangulación, se detecta las intersecciones de la calle, y se obtienen segmentos que a través de una fusión de los mismos se crean los polígonos UBRSA.

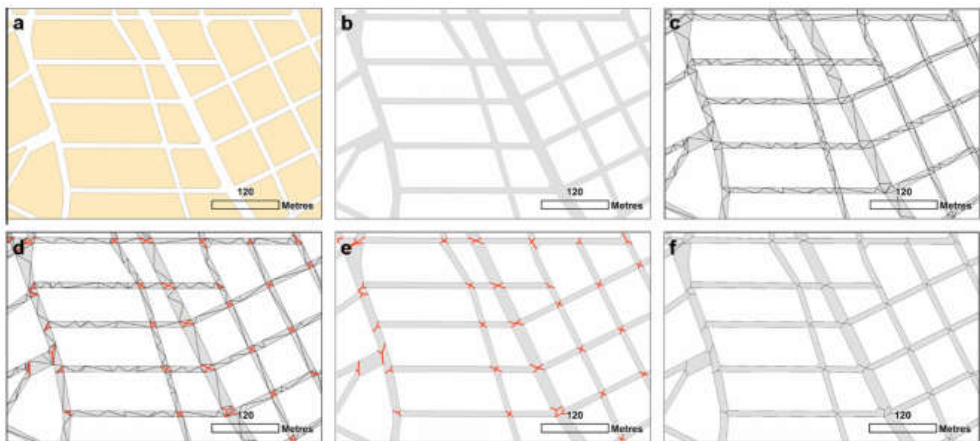


Figura 21. Pasos seguidos para segmentar los cañones urbanos pertenecientes a la red vial: (a) simplificación de los polígonos del parcelario; (b) extracción de los polígonos del viario como complementarios a los polígonos del parcelario; (c) triangulación de los polígonos del viario; (d) identificación de triángulos dentro de cruces, cálculo de sus centroides y delimitación de los bordes del cruce (en rojo); (e) fusión de los triángulos; (f) resultado de los cañones segmentados. Fuente: (Hermosilla et al. 2014).

Para ello, los polígonos del parcelario se simplifican utilizando el algoritmo de Douglas y Peucker (1973) (Figura 21a). A continuación, se extraen los polígonos que conforma cada cañón urbano como el área complementaria a los polígonos catastrales que conforma el parcelario (bloques de edificios) (Figura 21b). El siguiente paso, por procesos de triangulación (Fowler y Little, 1979), se divide en segmentos los polígonos de los cañones urbanos: como resultado los polígonos quedan delimitados por los bordes de cruce de las calles (Figura 21c). El paso siguiente es detectar los cruces, la metodología es basada en la condición de que ningún borde de los triángulos que forman la segmentación de las calles debe tener ningún borde en común con bordes del parcelario (Figura 21d). Una vez detectados los cruces, se fusionan los triángulos que lo forman, obteniendo así un polígono (Figura 21e). De los polígonos se calcula el centroide y se dibuja una línea del centroide a cada uno de los vértices que conforman el cruce. Finalmente, los triángulos son unidos manteniendo el borde de la calle y como resultado se obtiene la división de los polígonos de la calle en segmentos (Figura 21f y 22).



Figura 22. Vista de los polígonos UBRSA resultado de la segmentación.

Estos polígonos se utilizan de capa base para la extracción de las alturas de los edificios de los cañones urbanos. El cálculo de la altura de los cañones urbanos se lleva a cabo con la aplicación de herramientas espaciales y uso de los datos LIDAR. Estos datos son proporcionados por una nube de puntos (.LAS) que a través de clasificadores como son el suelo, vegetación y edificios se aplica un proceso de normalización de dichos datos.

La metodología consiste en que a partir de los valores del suelo se crea un modelo digital de terreno (MDT) y a partir de los valores de elevación se crea un modelo digital de superficies (MDS). A continuación, se obtiene el modelo digital de superficies normalizado (MDSn), que responde a la diferencia entre el MDT y el MDS. El resultado lo forma una malla regular con las alturas físicas de los elementos presentes en las vías urbanas (Figura 23).



Figura 23. Representación del MDSn (m) de una sección del área de estudio.

Una vez obtenidas las alturas físicas de todos los elementos, el siguiente paso consiste en definir la altura correspondiente a los edificios de cada bloque urbano. Para ello, se ha elaborado una metodología a partir de los datos de elevación obtenidos del modelo digital de superficies normalizado (MDSn).

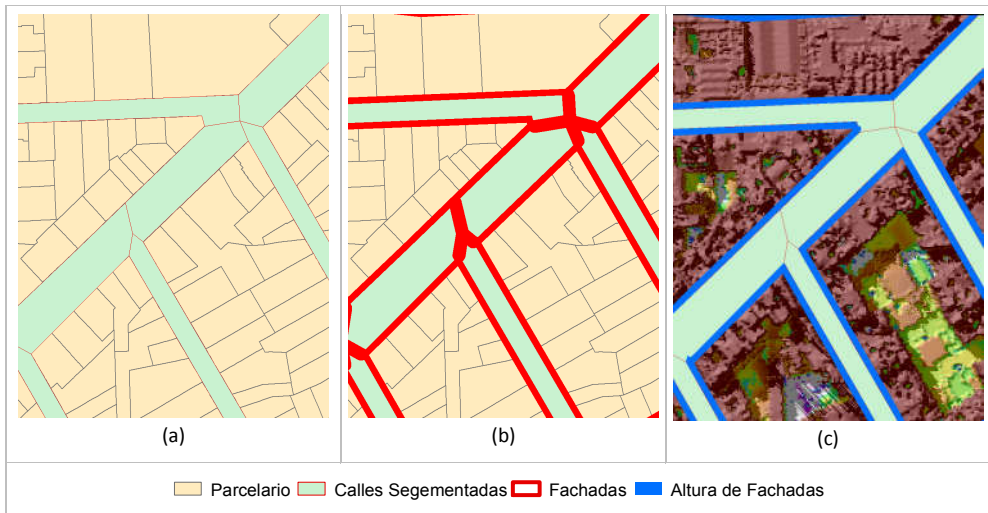


Figura 24. Pasos seguidos para extraer la altura de los bloques de edificios que delimitan el cañón urbano: (a) segmentación del cañón, (b) delimitación de las fachadas de los edificios y (c) extracción de la altura máxima de las fachadas.

Como dato base, se utilizan los polígonos generados a partir de la segmentación de los cañones urbanos (Figura 24a); sobre ellos se aplica un análisis de distancias de 4 metros del borde de los edificios hacia su interior (Figura 24b). Una vez definidas y delimitadas estas áreas, se procede a cruzarlas con la información del parcelario correspondiente a los bloques urbanos, a través de superposición de capas, con el objetivo de extraer la altitud de las fachadas de los edificios que conforman los cañones urbanos (Figura 24c).

Coordenadas, longitud y ancho.

Las coordenadas del punto inicial y final de cada tramo, así como la longitud son obtenidas automáticamente con el uso de herramientas espaciales. La anchura que ocupan los cañones urbanos ha sido calculada por herramientas de medida y fotointerpretación a partir de la información parcelaria catastral y fotografías aéreas.

Ángulo del cañón

La metodología llevada a cabo para el cálculo del ángulo de los cañones urbanos es a través del cálculo del azimut que forma el trazado de la vía respecto al norte en sentido horario y definido por sus cuatro cuadrantes, a través de la siguiente formulación:

$$\theta = \arctan\left(\frac{xb - xa}{yb - ya}\right) * 360 / 2\pi \quad (9)$$

(xa, ya) ; coordenadas UTM de latitud, y longitud del punto inicial del cañón.

(xb, yb) ; coordenadas UTM de latitud, y longitud del punto final del cañón.

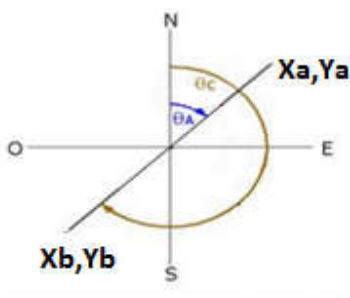


Figura 25. Esquema gráfico de la representación del ángulo de los cañones urbanos.

Posición del receptor.

La aplicación de los modelo de dispersión, requiere conocer la situación en la que se encuentra el receptor dentro del cañón. Los resultados de su aplicación vienen determinados por la posición que ocupa el receptor respecto a la orientación del cañón y el ángulo que forma con la dirección del viento. De ese modo, el modelo propone diferentes formas de cálculo dependiendo de si el receptor se encuentra en barlovento, sotavento o una posición intermedia dentro del cañón urbano. Se define barlovento, como la dirección desde la que sopla el viento, y la de sotavento como la parte opuesta, es decir la parte hacia donde se dirige el viento.

Por tanto, conociendo la posición del receptor, el ángulo del cañón (A_i, B_i) y la dirección del viento, se procede a calcular su posición respecto la dirección del viento mediante las ecuaciones (10) y (11) (Figura 26).

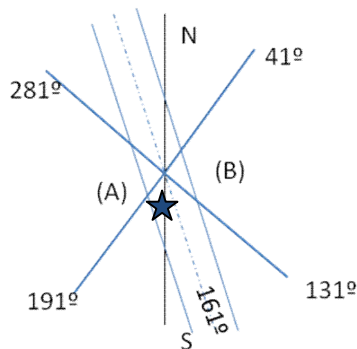


Figura 26. Esquema gráfico de la posición del receptor respecto a sotavento y barlovento (Venegas et al., 2014).

$$A = x_i + 45 - S_{xi} + 90 \quad (10)$$

$$B = y_i + 45 - B_{xi} + 90 \quad (11)$$

Siendo;

A : Posición de sotavento

B : Posición de barlovento

(A, B) : Ángulo del cañón.

3.4.3. Metodología de análisis.

Se desarrollan a continuación las ecuaciones matemáticas requeridas para conocer cómo el contaminante es dispersado a la atmósfera a través de la aplicación de los modelos de dispersión STREET-SRI y OSPM.

3.4.3.1. Modelo STREET-SRI.

El modelo STREET o SRI (Stanford Research Institute) fue diseñado para simular la difusión del monóxido de carbono en una calle San José (California), en función de la meteorología y los datos geométricos. El modelo resulta de aplicar un modelo de caja con algunos supuestos simplificados, junto a la turbulencia inducida de un coche. El modelo formó parte de un modelo de difusión urbana de usos múltiples para contaminación inerte (APRAC) (Johnson et al., 1973). La expresión original fue revisada por Dabberdt et al. (1973), tomando en cuenta la disminución vertical de concentraciones debidas al arrastre de aire a través de la parte superior del cañón. Desde los inicios, en las formulaciones para su cálculo y las simplificaciones hechas a posterior, se obtiene que la contribución de la concentración debida al tráfico de la calle es proporcional a la emisión e inversamente proporcional a la velocidad del viento a nivel de techo (Berkowicz et al., 1997).

El modelo asume que la concentración de contaminantes en el interior del cañón urbano debida a la contribución del tráfico está compuesta por la contaminación “local” originada por las emisiones de los vehículos que circulan por la calle (C_s) y por la contaminación a nivel de suelo llamada de “fondo” (C_b) lo cual se expresa en la siguiente ecuación (Olcese et al., 2001; Berkowicz et al., 1997; Vardoulakis et al., 2003).

$$C_{TOTAL} = c_b + c_s \quad (12)$$

Para obtener la concentración local, el modelo STREET-SRI está integrado por diferentes formas de cálculo, basado en la dirección del viento que circula sobre los edificios, (Figura 27).

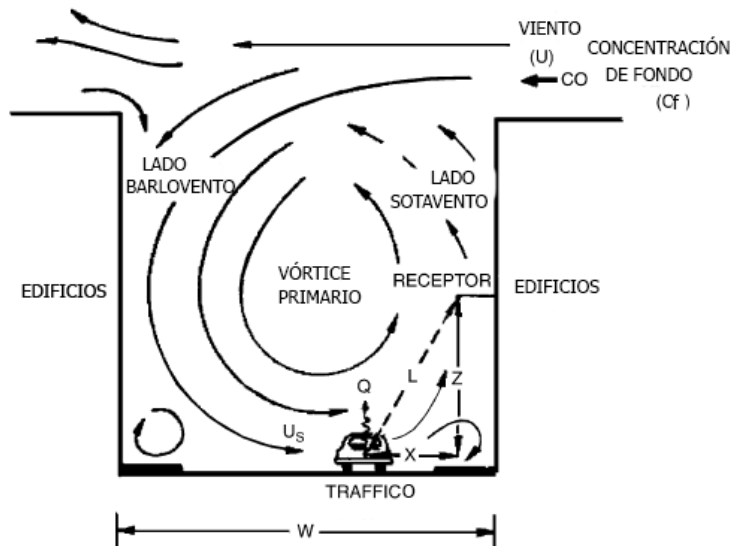


Figura 27. Esquema de flujo y condiciones de dispersión en cañones urbanos (Dabberdt et al., 1973).

La condición de flujo provoca que los contaminantes emitidos por el tráfico en la calle tengan una mayor concentración en el lado de sotavento que los edificios adyacentes, mientras que los edificios en el lado de barlovento están expuestos a la contaminación de fondo y a la contaminación generada por la circulación de aire dentro del cañón. Cuando la velocidad del viento es cercana a cero o la dirección del viento es paralela al eje de la calle, las concentraciones en ambos lados del cañón son iguales (Vardoulakis et al., 2003). El modelo STREET predice que la concentración en el lado de barlovento de la calle es más baja que en el lado de sotavento, de ahí sus diferentes formas de cálculo. Las ecuaciones formuladas para cálculo se pueden agrupar en los siguientes casos:

CASO 1. Dirección de viento a nivel de techo considerando ángulos mayores de 60° a ambos lados del eje perpendicular al cañón urbano.

Primera ecuación.

Para receptores ubicados a SOTAVENTO, se supone que la concentración local C_s es inversamente proporcional a la distancia entre la fuente línea y el receptor y se calcula mediante la siguiente ecuación (Johnson, 1973):

$$C_s = \frac{k}{u + u_s} \sum_{k=i} \frac{Q_i}{(x^2 + z^2)^{1/2} + h_0} \quad (13)$$

Segunda ecuación.

Para receptores ubicados a BARLOVENTO la expresión fue adaptada por Dabberdt et al. (1973) para tener en cuenta la disminución vertical de la concentración dentro del cañón debida a la mezcla del aire contaminado existente en el interior del cañón con aire menos contaminado, que ingresa por la parte alta del cañón urbano.

$$C_b = \frac{k}{u + u_s} \frac{H - z}{H} \sum_{k=i} \frac{Q_i}{W} \quad (14)$$

Donde,

K: es una constante empírica $K = 7$

u_s : es el movimiento de aire inducido causado por el viento, $u_s = 0.5$

u : es la velocidad del viento determinada encima de los edificios (o viento ambiental)

Q : es el caudal de emisión de contaminantes por unidad de longitud

x y z : es la distancia horizontal y vertical entre la fuente de emisión y el receptor

h_0 : es un parámetro representativo de la escala de longitud del volumen inicial de mezcla de los contaminantes $h_0 = 2m$.

H y W es la altura y anchura del cañón, respectivamente.

CASO 2. Dirección de viento a nivel de techo considerando ángulo menores de 30° a ambos lados del eje perpendicular al cañón urbano.

Este caso corresponde a condiciones de viento ambiental paralelo a la dirección de la calle. La concentración 'local' de contaminantes en aire es calculada promediando los valores obtenidos para SOTAVENTO y BARLOVENTO,

$$C_i = 0,5 * (C_s + C_b) \quad (15)$$

El modelo asume una dispersión lineal de contaminantes y emisiones de tráfico homogéneas a través del STREET cañón.

3.4.3.2. Modelo OSPM.

Un nuevo enfoque al modelo STREET es dado por el modelo Operational Street Pollution Model (OSPM) (Berkowicz, 1989a), donde las concentraciones se calculan con la combinación de un modelo de pluma por el impacto directo de los contaminantes emitidos por los vehículos (contribución directa) y un modelo de caja que permite el cálculo del impacto adicional debido a los contaminantes recirculados en la calle (Berkowicz et al., 1997) (Figura 28).

$$C_{ST} = C_d + C_r \quad (16)$$

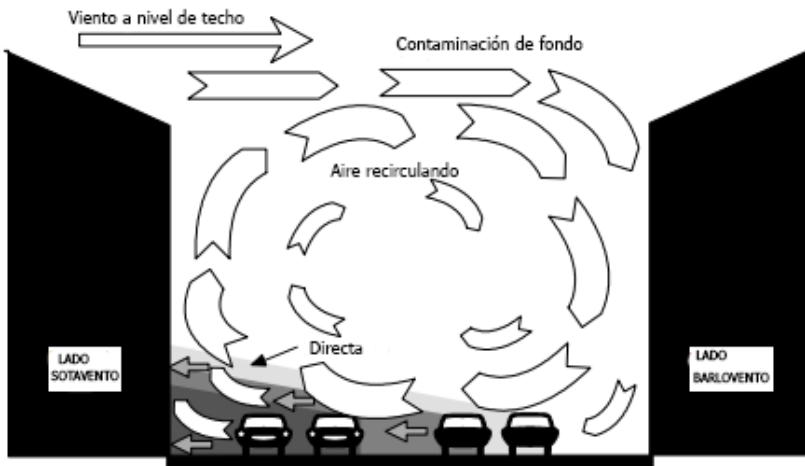


Figura 28. Esquema de los principios básicos del modelo OSPM. (Berkowicz, 2000).

El modelo considera que se forma un vórtice cada vez que existe un componente del viento perpendicular al eje de la calle. La longitud del vórtice es 2 veces la altura del edificio contra el viento. Para las velocidades del viento por debajo del nivel de techo de 2 m / s , la longitud del remolino disminuye gradualmente con la velocidad del viento. En este modelo los edificios a lo largo de la calle pueden tener diferentes alturas y, debido a que las concentraciones más altas por lo general ocurren en situaciones de viento tranquilas, modelar adecuadamente estas condiciones es crucial (Ketznel et al., 1999). Las ecuaciones formuladas para cálculo se pueden agrupar en los siguientes casos:

CASO 1. El receptor de la dirección del viento (barlovento) recibe principalmente contribuciones del componente recirculado. Las concentraciones en la parte de recirculación se calculan suponiendo que son iguales el flujo entrante y la contaminación saliente. El flujo entrante se establece igual a la emisión del tráfico, mientras que el flujo saliente

El flujo entrante se establece igual a la emisión del tráfico, mientras que el flujo saliente se rige por la turbulencia en la parte superior de la calle (Berkowicz, 2000). Si el vórtice ocupa toda la calle, dándose en situaciones donde la relación $H/W \leq 1$, las emisiones del tráfico de fuera de la zona de recirculación, es decir, la contribución directa (C_d) es cero, por lo que el cálculo se simplifica a la ecuación (17) (Berkowicz, 1997).

$$C_{ST} = C_r = \frac{Q}{\sigma_{WT} * W} \quad (17)$$

CASO 2. El receptor contra el viento (sotavento) recibe la contribución de las emisiones del tráfico dentro de la zona ocupada por la zona de recirculación, y una parte de las emisiones desde fuera. La contribución directa desde dentro de la zona de recirculación se calcula con un modelo de pluma suponiendo una dispersión lineal de contaminantes con la distancia. El modelo supone que las emisiones de tráfico se distribuyen de forma homogénea en toda la calle (Berkowicz, 2000).

$$C_{ST} = C_d + C_r = \sqrt{\frac{2}{\pi}} * \frac{1}{U_b} * \sum_i \frac{Q_i}{(h_o + (\frac{\sigma_w}{U_b}) * x_i)} * \frac{Q}{\sigma_{WT} * W} \quad (18)$$

CASO 3. A medida que la velocidad del viento se aproxima a cero o es paralela a la calle, las concentraciones de ambos lados de la calle se hacen iguales.

$$C_{ST} = 0,5 * (C_d + C_r) \quad (19)$$

Una característica importante de OSPM es el modelado de la turbulencia en la calle. La turbulencia en la calle se supone que está compuesta de dos partes: una parte que depende de la velocidad del viento (turbulencia ambiente) y una parte debida a la turbulencia tráfico inducido. La última domina cuando la velocidad del viento es baja (Berkowicz, 2000).

3.4.3.3. Emisiones y factores de emisión. Modelización inversa.

Todos los modelos desarrollados para cañones urbanos requieren como variable la emisión de contaminantes que es generada por el escape de vehículos a motor, como motocicletas, vehículos de pasajeros, camiones y autobuses. La actividad diaria de la conducción de cualquier tipo de vehículo en la ciudad es la fuente más contaminante que un ciudadano común realiza.

Las emisiones de contaminantes (Q), en un tramo y en un periodo de tiempo, es igual al producto del factor de emisión (q), por el número de vehículos que circulan por el tramo (N_i) (Palmgren et al., 1999).

$$Q \left[g m^{-1} s^{-1} \right] = q \left[g veh^{-1} m^{-1} \right] x N_i \left[veh s^{-1} \right] \quad (20)$$

Los factores de emisión son valores medios de los datos disponibles y normalmente se asume que son representativos a largo plazo para todas las actividades clasificables dentro de una categoría específica de vehículos, con la asunción de que existe una relación lineal entre las emisiones y el nivel de actividad asociada.

Cabe destacar que los factores de emisión tienen que ser actualizados regularmente para reflejar cambios en nuevas tecnologías desarrolladas en los motores de los vehículos o en la composición del parque automovilístico (Stedman et al., 2001). Es generalmente reconocido que los factores de emisión representan una de las más importantes fuentes de incertidumbre en el modelado de la contaminación del tráfico (Kühlwein y Friedrich, 2000).

Estas incertidumbres en los inventarios de emisiones utilizados en el modelado de calidad de aire, son debidas en su mayoría a la falta de información sobre las tasas de actividad o la mala determinación de factores de emisión. En tales casos, se deben hacer esfuerzos para cuantificar estas fuentes con más precisión.

Debido a la falta de inventarios actuales en la ciudad de Valencia y la dificultad de su determinación por cuenta propia, se ha hecho imposible la utilización de cualquiera de los modelos desarrollados de estimación directa del factor de emisión anteriormente citados. De ese modo, para el cálculo de la emisión y obtener así un valor promedio de factores de emisión que incluyese todas las categorías de vehículos se ha recurrido a la aplicación de la **modelización inversa**, y que propone la Directiva de Calidad del Aire de la Comisión Europea en la guía técnica de referencia (ISSN 1725-2237) (EEA 2011).

Una vez los contaminantes son emitidos a la atmósfera, la dispersión de los mismos en el aire puede obtenerse mediante la aplicación de un modelo de dispersión. Para el desarrollo de la aplicación de modelamiento inverso se ha procedido a utilizar las mediciones realizadas durante la campaña de monitoreo y se han aplicado las relaciones matemáticas que presentan los dos modelos de dispersión a la inversa, STREET y OSPM, a través de las variables requeridas para su cálculo, como son la geometría, parámetros meteorológicos y atmosféricos e intensidad de tráfico (Figura 29).

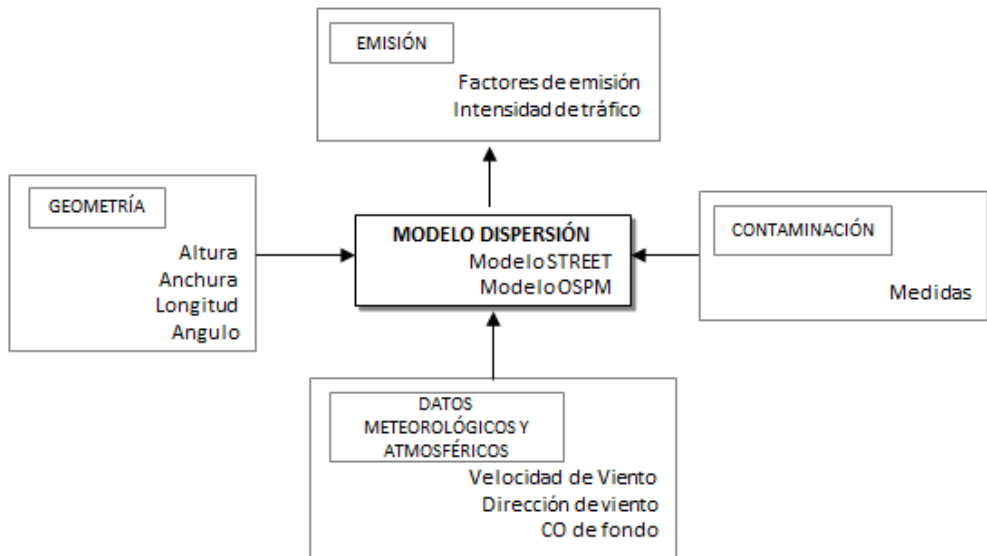


Figura 29. Esquema de modelización a la inversa de los dos modelos de dispersión STREET y OSPM.

3.5. Aplicaciones informáticas empleadas.

Los tres casos de estudio se han llevado a cabo con herramientas de Arc/info desarrollado por la empresa ESRI e incorporadas en el software ArcGIS 10.1, un descendiente de la ampliamente utilizada ArcInfo, en el que se puede gestionar datos espaciales, en formatos shape, coberturas y geodatabases.

La modelización ha sido diseñada a través de la personalización de los objetos de Arc-GIS. Los modelos cartográficos son diseñados en base a un modelo de datos relacional orientado a objetos. Están contruidos con el modelo “model builder”, donde se almacena la información geográfica y es procesada por herramientas del software y de elaboración propia en función de las necesidades del estudio.

El análisis de textura de la imagen se ha llevado a cabo con el software ENVI, software que permite el procesamiento y análisis de imágenes geoespaciales. Parámetros como la radiación se ha obtenido con el módulo SeXTaNtE de gvSIG, software libre de información geográfica. Los análisis estadísticos han sido desarrollados por el software estadístico Statgraphics versión 5.01.



CAPÍTULO 4. RESULTADOS

4. Resultados.

En este capítulo se presentan y analizan los resultados del procesamiento y análisis de la información en cada escenario de estudio. El desarrollo del capítulo inicia con los resultados obtenidos de la fracción de cabida cubierta por el cultivo o cobertura arbórea, junto a una interpretación de las necesidades hídricas con la aplicación de la metodología descrita en cada una de las parcelas de la Comunidad de Regantes Sector XI de Picassent.

En segundo lugar, se describen los resultados obtenidos de la formulación de las funciones discriminantes que definen el hábitat de los tres tipos de bosques analizados (encinar, quejigar y pinar). Se analiza el patrón de las variables a las que se encuentra asociada la distribución de las especies y se ilustra la predicción de localizaciones óptimas de la vegetación en el área de estudio.

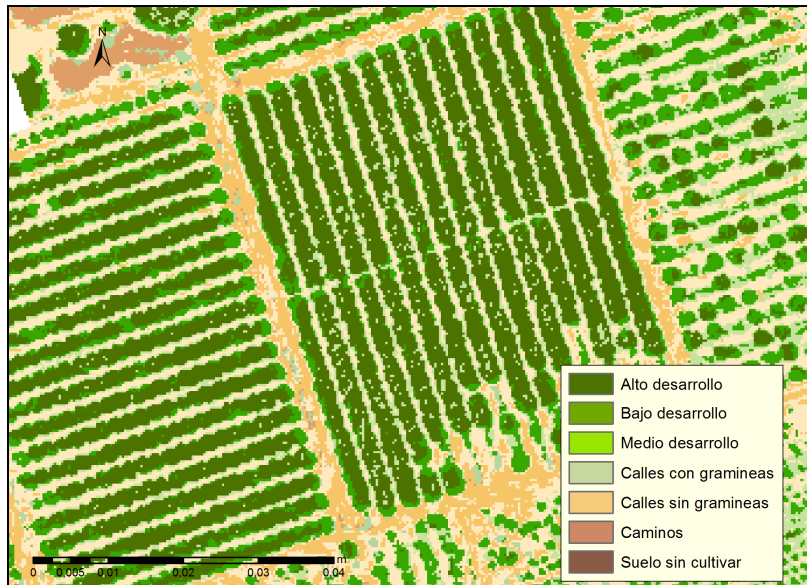
Por último, el capítulo presenta los resultados de las variables y los factores de emisión para la ciudad de Valencia. Se presentan y evalúan los resultados de concentración de contaminante de CO de varios modelos numéricos (STREET y OSPM). Se obtiene finalmente el pronóstico de contaminación para varios periodos de tiempo en vías céntricas de la ciudad.

4.1. Resultados de la cobertura arbórea de los cultivos.

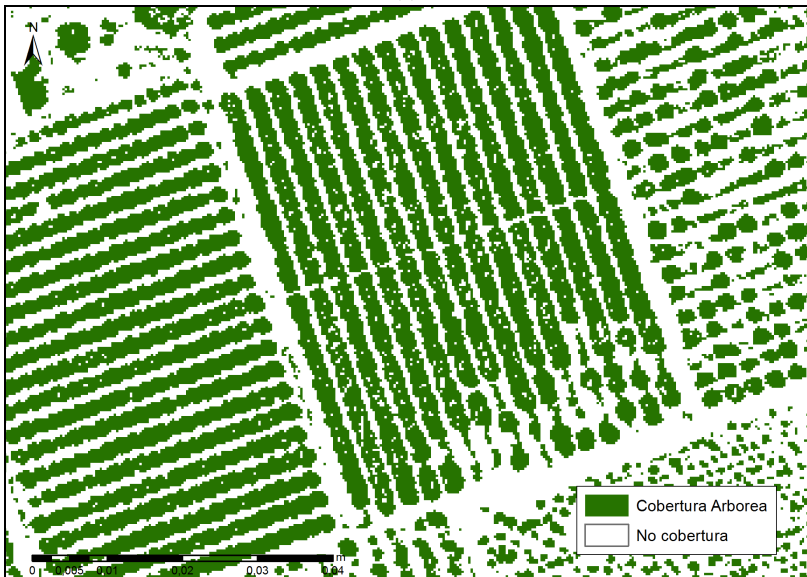
4.1.1. Cálculo de la superficie de cobertura.

A partir de la metodología descrita del método de máxima probabilidad para la clasificación de imagen, se obtiene como resultado una malla de celdas clasificada por pixel, de acuerdo a las siete categorías de cobertura definidas. A partir de estos resultados, se extrae únicamente la superficie arbórea que es ocupada por las plantas, es decir, los pixels pertenecientes a la fracción de vegetación cubierta por el cultivo o cobertura arbórea (cultivos de alto, medio y bajo desarrollo), descartando el resto de clases (Figura 30).

Una vez extraídos los pixels que delimitan la cobertura arbórea, se procede a una fusión con la información de las parcelas catastrales y se calcula el porcentaje de suelo cubierto por el cultivo por parcela a partir de la expresión (2) (Figura 31).



(a)



(b)

Figura 30. (a) Mapa clasificado con las siete categorías asignadas y (b) fracción de suelo cubierto por el cultivo.

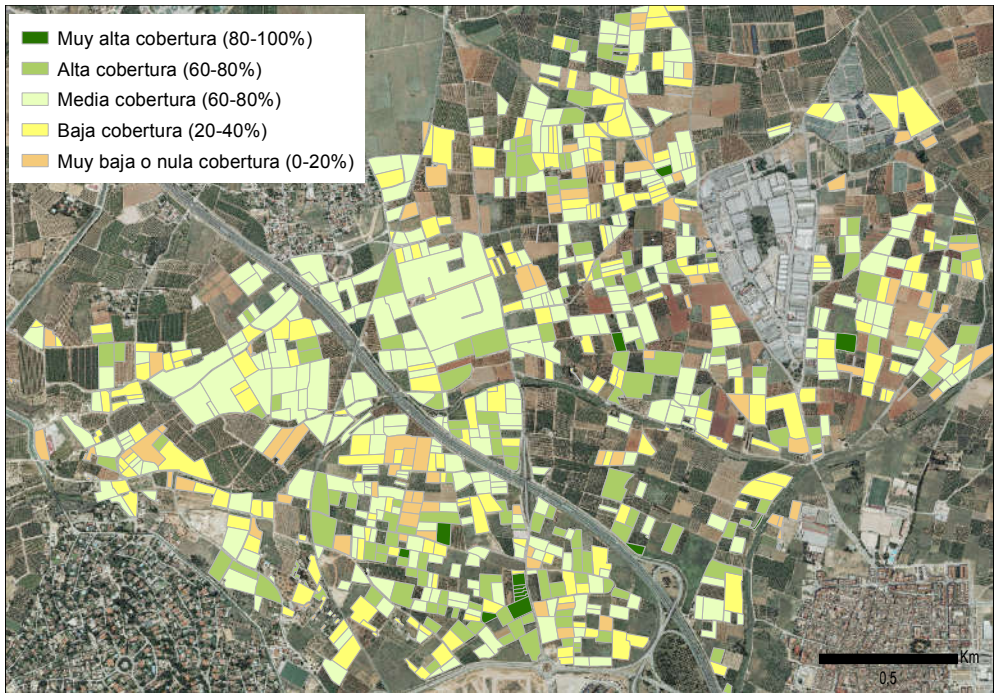


Figura 31. Porcentaje de cobertura arbórea por parcela de la CR.

Con el objetivo de conocer la fiabilidad del método, se ha procedido a realizar un estudio estadístico mediante la diferencia entre muestras pareadas (d) (Tabla 5). Se han comparado los resultados de grado de cobertura arbórea por el método de clasificación de las imágenes RGB (GC) y los resultados del área sombreada obtenidos de las medidas en las parcelas de muestreo (As).

Tabla 5.- Resultados de As obtenidas tras la aplicación de máxima probabilidad a imágenes RGB (GC) y muestreos de los mismos individuos *in situ* (As).

Parcela	P1					P2				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Árbol										
GC (m ²)	6,75	6,00	6,75	5,5	5,5	5,25	6,25	8,25	8,25	4,75
As (m ²)	7,53	6,49	6,03	5,11	5,48	6,8	7,72	7,35	7,69	6,52
d (m ²)	-0,78	-0,49	0,72	0,39	0,02	-1,55	-1,47	0,9	0,56	-1,77
					t-Student = Estadístico t= -0,726					
					P-valor = 0,238 ($\alpha = 0.05$)					

La diferencia entre ambos métodos propuestos sigue una distribución t-Student, con resultados estadísticamente no significativos, lo que permite concluir que ambos procedimientos son equivalentes, es decir, no existen diferencias entre dichos métodos para la obtención de este parámetro. Los desaciertos que se producen en los resultados obtenidos en la clasificación de imagen se deben, sobre todo, a la mezcla de variabilidad espectral entre algunas clases en la imagen. Esto puede ser explicado por:

- (a) La variabilidad espectral de las clases ocupadas por la vegetación arvense no tiene grandes diferencias significativas con la cobertura ocupada por el cultivo.
- (b) El algoritmo empleado en la metodología de clasificación basada en muestras de entrenamiento no está basado en clases que cumplan con una distribución normal.
- (c) Puede existir una falta de sincronización entre el periodo de toma de la imagen y el estado fenológico de los cultivos.

4.1.2. Validación del método a partir de un DSS de riego.

Los resultados obtenidos pueden ser implementados en cualquier sistema de soporte de toma de decisiones (SDSS) para la gestión del riego. De esta manera, se puede actualizar de forma automática la superficie ocupada por los cultivos para cada una de las parcelas de la comunidad de regantes, con el objetivo de determinar de forma más precisa, a partir de las NRn y los consumos hídricos efectuados en cada parcela, las necesidades reales de los cultivos (NRr) y establecer así una programación de riego con mayor precisión.

De ese modo y para evaluar de forma práctica la metodología descrita se ha procedido a calcular las NRr en el sector XI del Canal Júcar Turia, con la aplicación del DSS HuraGIS (Jiménez-Bello, 2007). Este DSS calcula las necesidades reales de los cultivos por la metodología descrita por Castell (2000). Para ello se han identificado e incorporado los datos necesarios para realizar y evaluar la gestión agronómica e hidráulica del riego (datos catastrales, agroclimáticos, agronómicos, edafológicos, elementos de regulación y red de distribución). A continuación, se procede a la depuración y calibración del modelo hidráulico, para finalmente, implementar las estrategias que permiten optimizar el consumo de agua y energía.

Una vez los datos son implementados en HuraGIS, se procede a calcular las NR para la campaña 2009 en dos escenarios de riego:

- (a) Se toma como GC la calculada por la metodología de clasificación de imágenes desarrollada y descrita en apartados anteriores.
- (b) Se asumió que todas las parcelas del caso de estudio tenían cultivos del mismo tamaño un diámetro de copa de 3,5 m, que se correspondía con el diámetro medio calculado con la metodología de supervisión clasificada ($fc=40\%$ para una marco de plantación de $6 \times 4 \text{ m}^2$).

La Figura 32 muestra el error cometido en la estimación por parcela en el cálculo de la NR según la GC, siendo éste por exceso para parcelas con un fc menor del 40% y por defecto para parcelas con un fc mayor del 40% .

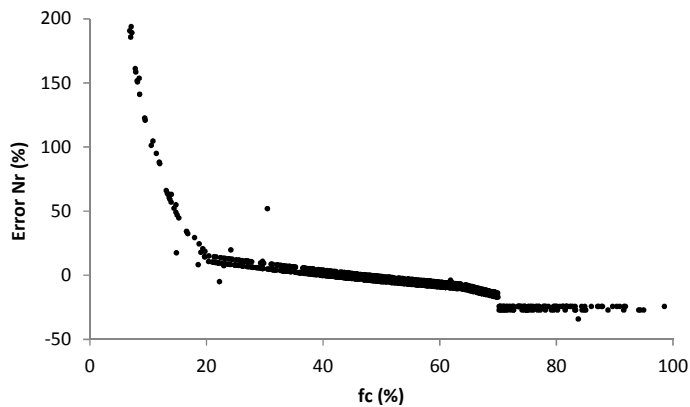


Figura 32. Error cometido para el cálculo de las Necesidades reales (NRr %) al asumir una cobertura arbórea de 40% para todas las parcelas del caso de estudio.

Las NRr estimadas para la totalidad de las parcelas en el escenario (a) fue de $1,085.148 \text{ m}^3$ y en el escenario (b), de $1,088.505 \text{ m}^3$ por lo que el error es despreciable. Sin embargo, comparando parcela a parcela el error medio cuadrático fue del $33,06\%$ y una desviación estándar del $126,67\%$.

4.1.3. Resultados del modelo cartográfico.

Como resultado de los procesos y análisis que se han llevado a cabo para la clasificación de imágenes, se obtiene un modelo digital cartográfico que recoge los datos y métodos empleados en el estudio. El modelo está formulado a partir de los datos de los píxeles de la imagen y las siete muestras de entrenamiento. Se crean las firmas espectrales y se utiliza esta información como entrada para clasificar el resto de píxeles de toda la imagen a través del cálculo de máxima probabilidad de ocurrencia.

Una vez los pixeles son clasificados, el modelo extrae las coberturas arbóreas de los cultivos en los diferentes grados de desarrollo del cultivo, excluyendo el resto de coberturas de forma automática. Finalmente, se crean unas estadísticas zonales a partir del parcelario catastral y la imagen de coberturas arbóreas de toda el área de estudio, obteniéndose la superficie arbórea ocupada por los cultivos a nivel de parcela (Figura 33).

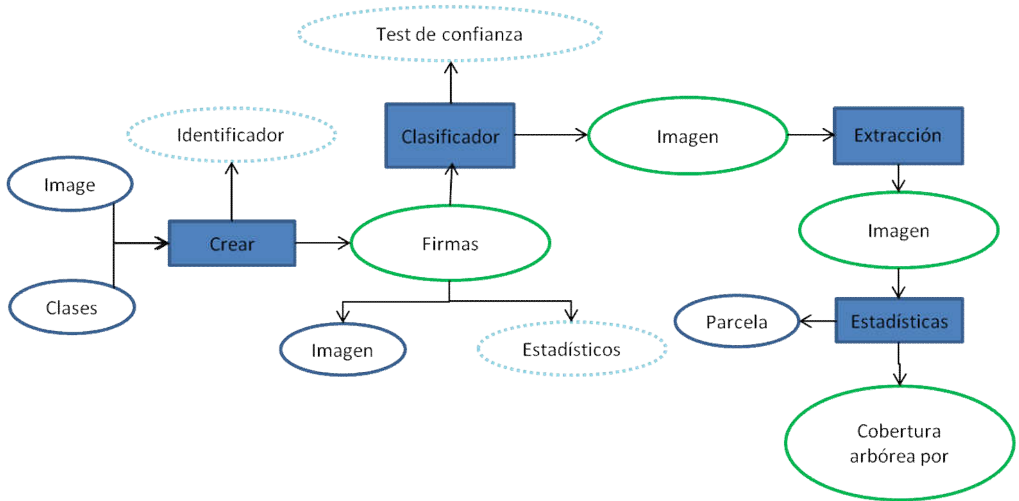


Figura 33. Modelo cartográfico de cobertura arbórea para un cultivo.

4.1.4. Conclusión del modelo.

El método propuesto para la automatización del cálculo de cobertura arbórea a través de imágenes de alta resolución, donde los pixeles no clasificados son asignados a las clases definidas, es simple, rápido y sencillo de implementar. El error cometido en el cálculo de necesidades hídricas a nivel de parcela en la comunidad de regantes, presenta una alta eficiencia de aplicación para la optimización y precisión en el cálculo de necesidades hídricas de riego, si se aplica la metodología descrita frente a la técnica empleada hasta la fecha, es decir, asumiendo que las parcelas tienen el mismo tamaño de copa.

La metodología presenta un gran potencial para ser incorporada en modelos que requieran el cálculo de cobertura arbórea de los cultivos que modelan el sistema de funcionamiento de los cultivos, como es el caso del modelo CropSystem (Stockle y Nelson, 1998), al igual que en otros modelos más específicos, como se ha demostrado en el presente trabajo, para llevar a cabo una correcta gestión en las CR como el caso de HuraGIS (Jiménez-Bello, 2007).

4.2. Resultado de la predicción de distribución de especies.

En este apartado se presentan los resultados de los datos de presencia de especies, así como la descripción de las variables ambientales. Se detallan, a continuación, los resultados de la formulación de las funciones discriminantes y, finalmente, se presenta el modelo de distribución de especies desarrollado a través de superposición de capas en un SIG, junto a la validación del modelo.

4.2.1. Resultados de los datos de presencia de especies.

El resultado de los inventarios está formado por un total de 365 teselas de vegetación. Estas teselas, también denominadas nichos ecológicos, marcan los límites de las condiciones ambientales que definen el crecimiento óptimo de las especies para que puedan desarrollarse y vivir en su estado natural (Figura 34).

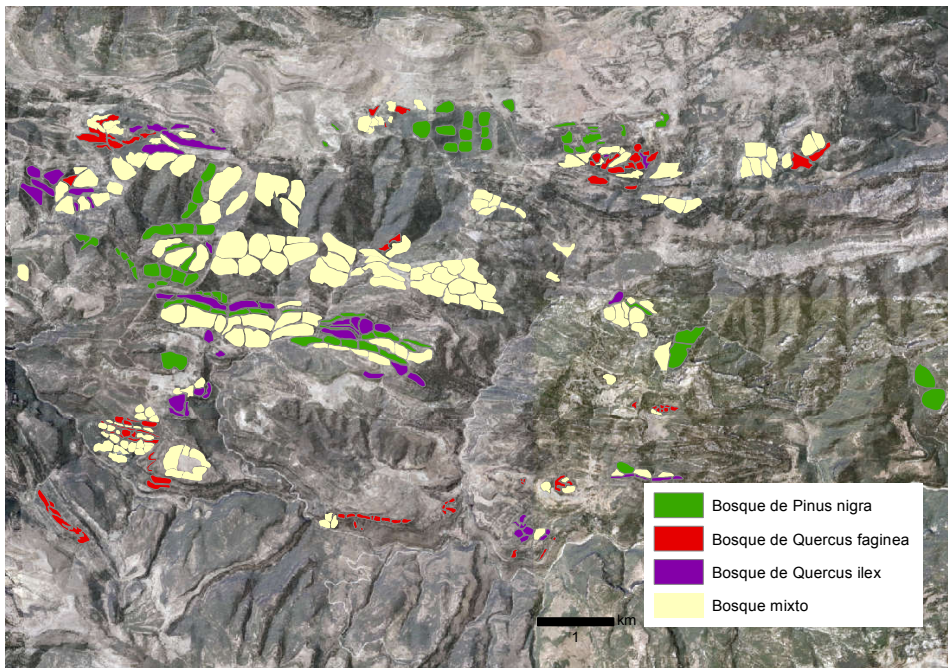


Figura 34. Mapa de teselas de vegetación.

Las teselas la constituyen bosques puros o homogéneos y bosques mixtos, estos últimos formados por vegetación irregular o fuertemente mezclada entre sí. Los bosques puros están formados únicamente por teselas correspondientes a bosques homogéneos de encinares (*Quercus ilex*), quejigares (*Quercus faginea*) y pinares (*Pinus nigra*).

Como resultado se obtienen 198 teselas de vegetación correspondientes a muestras observadas de presencia de especies distribuidos por toda el área de estudio. De ese modo, el grupo de teselas que intervienen en el análisis son: 72 de *Pinus nigra*, 67 de *Quercus faginea* y 49 de *Quercus ilex*, de las cuales 15 muestras correspondientes a cada grupo se han aislado del análisis para la validación del modelo.

4.2.2. Resultados de las variables ambientales y espectrales.

En este apartado se presentan a modo gráfico los resultados del modelo digital de elevación obtenido tras el procesado de las curvas de nivel, con dimensiones de pixel de 10 x 10 m y las variables ambientales derivadas, a partir del análisis del mismo (Figura 35).

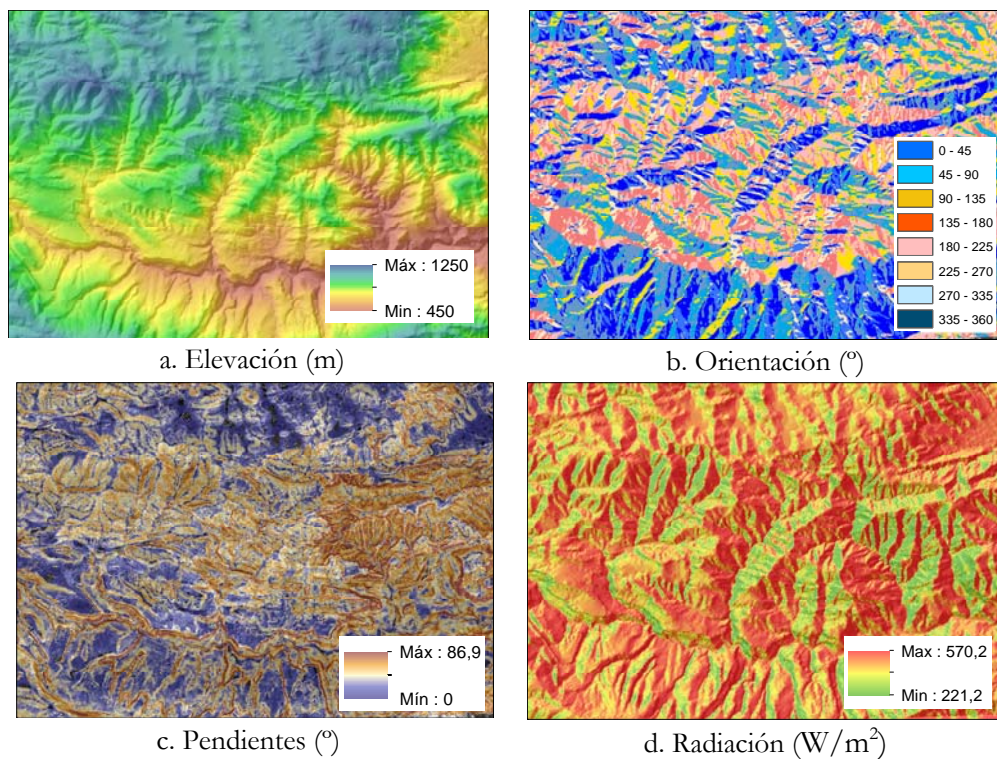


Figura 35. MDE y sus variables ambientales derivadas: (a) modelo digital de elevación (b) mapa de orientaciones, (c) mapa de pendientes y (d) mapa de radiación solar.

A continuación, se presentan algunos de los resultados del análisis de las variables espectrales, obtenidas tras el cálculo del índice de vegetación y la variable textural del contraste la imagen RGB (Figura 36).

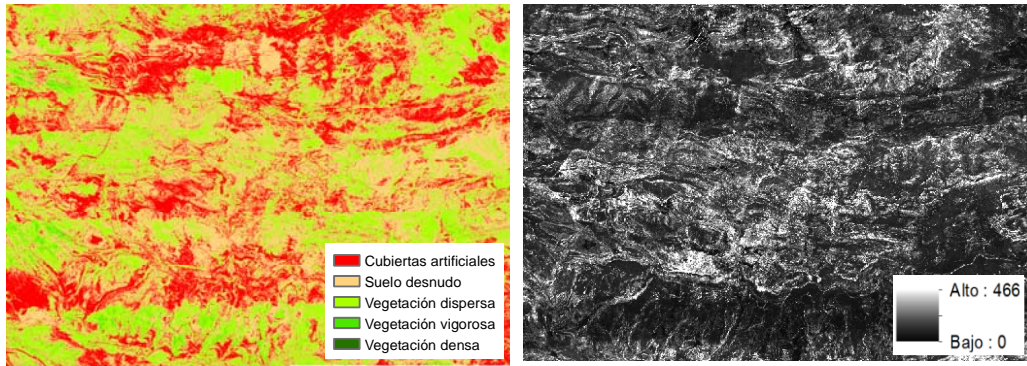


Figura 36. Variables espectrales: índice de vegetación NDVI (izquierda) y variable textural del contraste de la imagen (derecha).

El valor promedio de cada variable que quedan definidas por las teselas de vegetación, es el empleado en el cálculo estadístico de las funciones discriminantes. De los resultados, se observa la variabilidad entre las variables de medida y la dispersión cuantitativa que se produce en las medidas de cada una de las especies. Dispersión que ha permitido la separación de unas especies de otras (Tabla 6 y 7).

Tabla 6.- Valor promedio y desviación estándar de las variables ambientales.

	ORIENTAC.	σ	PENDIEN.	σ	RADIACIÓN	σ	ELEVAC.	σ
<i>P. nigra</i>	186.74	115.60	17.87	8.50	512.26	33.52	1024.82	41.61
<i>Q. faginea</i>	162.37	67.65	19.38	5.47	525.99	28.81	932.79	30.37
<i>Q. ilex</i>	157.74	101.04	18.14	4.38	530.40	27.70	956.47	214.54

Tabla 7.- Resultados del promedio y desviación estándar de las variables espectrales.

	NDVI	σ	VARIANZA*	σ	ENTROPIA	σ	DISSIMILITUD	σ
<i>P. nigra</i>	0.15	0.080	31.05	5.631	4.60	0.069	3.13	0.233
<i>Q. faginea</i>	0.14	0.101	24.46	7.286	4.49	0.077	3.10	0.223
<i>Q. ilex</i>	0.12	0.076	36.90	7.752	4.59	0.137	3.50	0.269

	CONTRASTE	σ	SECONDM	σ	HOMOGENIDAD	σ	MEDIA*	σ
<i>P. nigra</i>	17.60	2.401	0.012	0.001	0.28	0.021	17.70	1.452
<i>Q. faginea</i>	17.86	3.071	0.014	0.001	0.29	0.012	20.95	3.041
<i>Q. ilex</i>	23.53	2.853	0.012	0.002	0.27	0.018	22.10	2.642

*VARIANZA; medida textural de la imagen (heterogeneidad de la imagen)

*MEDIA; medida textural de la imagen (brillo de la imagen)

4.2.3. Resultados de la definición de hábitats.

Del análisis de correlación entre las variables independientes, se obtuvo la matriz de correlaciones pareadas de Pearson y una reducción de las variables continuas a fin de no incluir en los análisis aquellas variables irrelevantes.

La matriz de correlaciones de variables es un procedimiento útil para estudiar las relaciones entre las variables dos a dos. El modelo se ha simplificado prescindiendo de aquellas variables que no tienen aportación significativa, siendo las variables derivadas del análisis espectral las que más correlación presentan. Se seleccionan finalmente un total de 8 variables independientes: Elevación (E), Orientación (O), Pendiente (Pe), Radiación (Ra), NDVI (NDVI), Media (M), Contraste (C) y Segundo Momento Angular (SMA).

Las funciones discriminantes (21) y (22), formuladas tras la aplicación del método de análisis discriminante, dan una aproximación descriptiva y determinan el peso relativo que las variables tienen para separar unos grupos de otros. Se muestra gráficamente la separación entre los grupos (Figura 37).

$F1 =$

$$-0.17 \times E + 0.08 \times NDVI + 0.04 \times O - 0.015 \times Pe + 0.03 \times Ra + 0.75 \times M + 0.68 \times SMA + 0.83 \times C \quad (21)$$

$F2 =$

$$0.35 \times E - 0.0009 \times NDVI - 0.17 \times O - 0.23 \times Pe + 0.31 \times Ra - 0.09 \times M + 0.19 \times SMA + 0.73 \times C \quad (22)$$

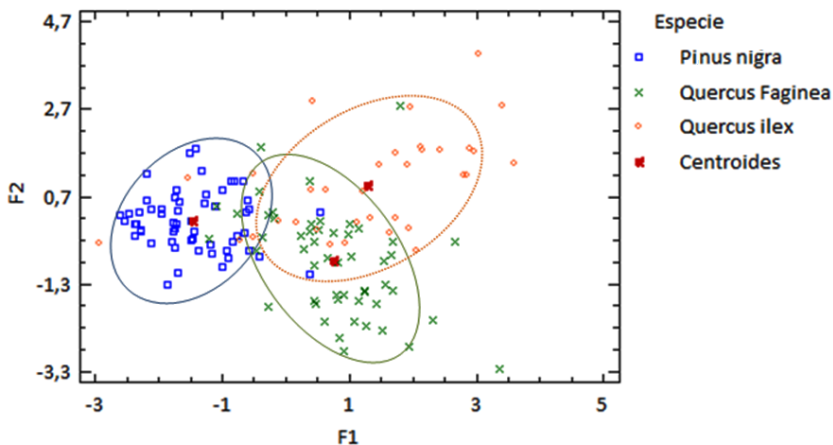


Figura 37. Gráfica de funciones discriminantes para los tres tipos de bosques.

En estas funciones lineales los coeficientes de las ocho variables responden a las distribuciones de cada variable. Como podemos observar en el gráfico, el grupo que pertenece a la especie *Pinus nigra* presenta diferencias más significativas que el resto de especies por pertenecer a un grupo claramente definido. La especie *Quercus ilex* es una planta xerófila, puede crecer con poco suelo y en condiciones degradadas. Es por esta razón, que la podemos encontrar mezclada con el resto de bosques no llegando a formar bosques ecológicamente puros. Como vemos en la gráfica, está muy dispersa y sin tener límites definidos; podemos encontrar esta especie mezclada con la especie *Quercus faginea* presentándose algún punto en el grupo de la especie *Pinus nigra*.

La zona analizada, a pesar de su valor paisajístico y natural, no alberga la vegetación en su estado prístino. La especie *Pinus nigra* ha sido introducida a lo largo de la historia por el hombre por ser más tolerante y por su aprovechamiento maderero. De ese modo la manera en que hoy en día esta especie se distribuye no es su estado natural; donde hoy encontramos bosques de *Pinus nigra* es posible que sea el hábitat de cualquier otra especie como *Quercus faginea*, desplazada de su hábitat natural a lo largo de los años por el hombre.

Los resultados muestran como las dos funciones discriminantes con valores-p menores que 0,05 son estadísticamente significativos con un nivel de confianza del 95,0%. El valor Lambda de Wilks muestra como las funciones logran diferenciar entre los grupos, siendo la primera función la más significativa (Tabla 8).

Tabla 8.- Resultados estadísticos de la aplicación del método discriminante.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	
1	1,47	76,07	0,77	
2	0,46	23,93	0,56	

Funciones derivadas	Lambda de Wilks	Chi-Cuadrado	DF	P-Value
1	0,27	175,87	16	0,0000
2	0,68	52,07	7	0,0000

Las funciones de clasificación (23, 24 y 25) obtenidas del análisis nos dan una aproximación predictiva, con el objetivo encontrar una regla para clasificar nuevas observaciones lo más correctamente posible.

$$\begin{aligned} Pinus\ nigra = & 258,719 + 0,066 * E + 128,522 * NDVI \\ & 0,525 * O - 0,727 * Pe + 1,203 * Ra + 3,586 * M + 1,835 * C + 11843,0 * SMA \end{aligned} \quad (23)$$

$$\begin{aligned} Quercus\ faginea = & -560,2 + 0,060 * E + 130,755 * NDVI + \\ & 0,526 * O - 0,711 * Pe + 1,212 * Ra + 4,303 * M + 1,993 * C + 12965,6 * SMA \end{aligned} \quad (24)$$

$$\begin{aligned} Quercus\ ilex = & -564,76 + 0,065 * E + 131,314 * NDVI + \\ & 0,522 * O - 0,638 * Pe + 1,198 * Ra + 4,401 * M + 2,308 * C + 13025,7 * SMA \end{aligned} \quad (25)$$

La bondad del ajuste de la clasificación de las funciones de clasificación (Tabla 9) representa en filas el grupo a la que pertenece la observación y en columnas, el grupo al que se le asigna la observación tras realizar el análisis.

Los resultados muestran que los 57 bosques pertenecientes a *Pinus nigra* resultan un 94,74% bien clasificados. Para los 52 bosques de *Quercus faginea*, el 75 % se clasifican correctamente y de los 34 bosques de *Quercus ilex*, un 64,71% responden a una clasificación satisfactoria.

Tabla 9.- Bondad del ajuste de clasificación tras la aplicación del análisis discriminante.

Especie actual	Número	Especies predichas		
		<i>Pinus nigra</i>	<i>Quercus faginea</i>	<i>Quercus ilex</i>
<i>Pinus nigra</i>	57	54 (94,74%)	2 (3,51%)	1 (1,75%)
<i>Quercus faginea</i>	52	9 (17,31%)	39 (75,00%)	4 (7,69%)
<i>Quercus ilex</i>	34	5 (14,71%)	7 (20,59%)	22 (64,71%)

La fiabilidad global del método, obtenida por el porcentaje de casos correctamente clasificados, es de 80,42%. La especie *Pinus nigra* es el grupo mejor clasificado respecto a las otras dos especies. Las especies *Quercus faginea* y *Quercus ilex* presentan un grado de fiabilidad menor, como ya se ha comentado en líneas anteriores es debido a que son dos especies que pueden encontrarse de manera simultánea, por lo que no presentan grandes rasgos diferenciales.

4.2.4. Resultados del mapa de distribución de especies.

Con el objetivo de predecir la distribución óptima de las especies analizadas y sentar unas bases cartográficas que facilite la integración de nuevos datos y nuevos análisis al modelo, se procede a la formulación de un modelo cartográfico. El modelo está formulado a partir de los factores de probabilidad de separación entre los grupos de especies y las características ambientales extraídas de las teselas de vegetación (Figura 38).

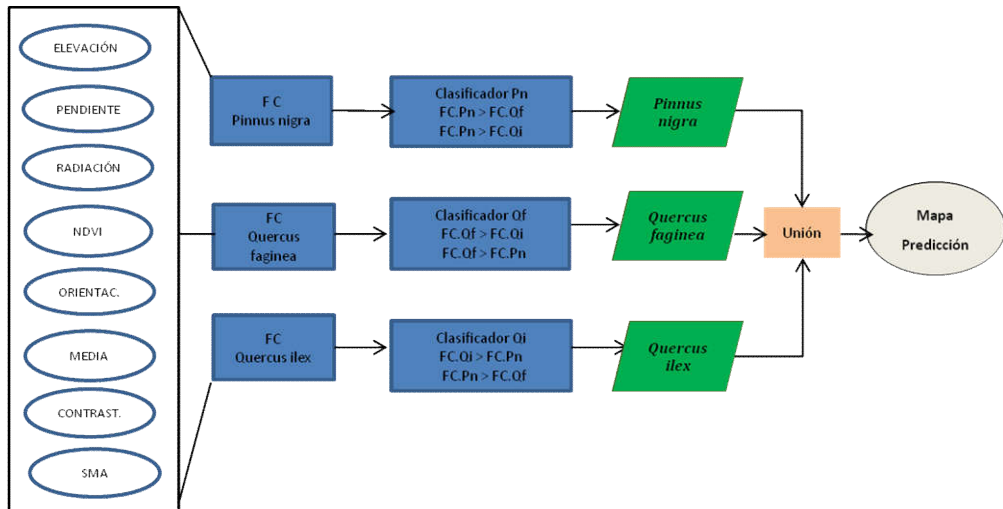


Figura 38. Modelo cartográfico base del modelo de distribución de especies.

El conjunto de las variables ambientales y espectrales integradas en las funciones de clasificación (FC) para cada especie sirve de entrada a nuevos análisis, donde se aplican las reglas de clasificación (26, 27 y 28). A partir de $FC(x_i)$ (valor que toma la función lineal discriminante F para la nueva observación x_i), se asigna las nuevas observaciones x_i a los grupos analizados:

$$x_i \in Pinus nigra : F1 > F2 \text{ y } F1 > F3 \quad (26)$$

$$x_i \in Quercus faginea : F2 > F3 \text{ y } F2 > F1 \quad (27)$$

$$x_i \in Quercus ilex : F3 > F1 \text{ y } F3 > F2 \quad (28)$$

El modelo se basa en una representación de celdas y las operaciones se realizan a través de álgebra de mapas. El modelo aplica las reglas de clasificación definidas a través de lógica booleana y, finalmente, hace una unión de las salidas correspondientes a la clasificación de los tres tipos de coberturas de bosques.

El resultado es una malla raster de dimensión de píxel de 25 x 25 m, que representa la distribución espacial de hábitat de los bosques dominados por las tres especies analizadas (Figura 39).

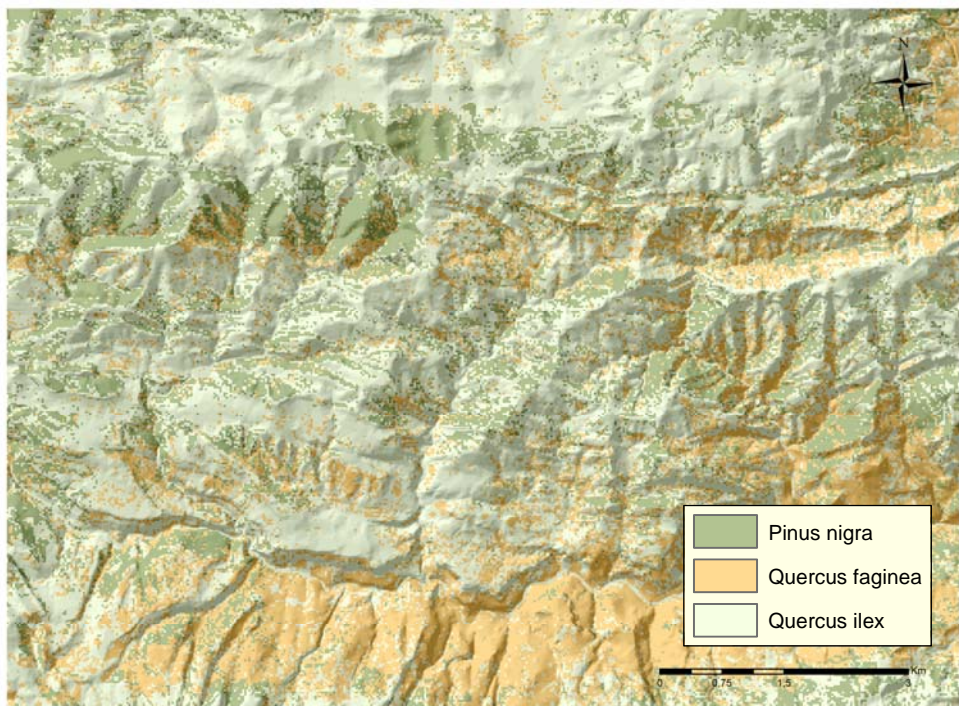


Figura 39. Distribución actual de especies de vegetación: bosques.

Con el objetivo de aportar una interpretación ecológica a los resultados. En primer lugar, observamos como en la zona Sur del área de estudio el modelo predice localizaciones de la especie *Quercus faginea*, efectivamente esta zona se encuentra localizada en una posición Norte, condición óptima para que desarrollen y establezcan dichos bosques. Además podemos observar como la especie *Quercus ilex* se distribuye de forma dispersa por casi todo el área.

En la parte norte, observamos como el modelo predice en la zona Norte del área una amplia extensión ocupada por la especie *Quercus ilex*, efectivamente esta zona corresponde a una zona degradada o suelo desnudo, que como se ha comentado en anteriores apartados, condición que dicha especie tolera adecuadamente.

Otro resultado a destacar, es la localización de los bosques de sustitución formados por la especie *Pinus nigra*. Esta especie se encuentra actualmente en lugares donde deberían

estar ocupados por las especies autóctonas *Quercus faginea* y *Quercus ilex*, esto es debido a que es una planta introducida por el hombre y se adapta muy bien a las condiciones del lugar, desplazando y sustituyendo a las especies autóctonas.

Con el fin de evaluar la fiabilidad del modelo y garantizar así su independencia entre las medidas observadas y las medidas predichas, se ha estimado el grado de acierto en 45 muestras independientes al análisis a través de un análisis de sensibilidad y una validación cruzada (Tabla 10).

Tabla 10.- Validación cruzada de datos observados frente a predichos.

		OBSERVADO		
PREDICHO		<i>Pinus nigra</i>	<i>Quercus faginea</i>	<i>Quercus ilex</i>
<i>Pinus nigra</i>		15	7	10
<i>Quercus faginea</i>		0	6	4
<i>Quercus ilex</i>		0	2	1
TOTAL		15	15	15

La sensibilidad de un modelo se mide por el porcentaje de muestras correctamente predichas respecto al porcentaje de muestras observadas. De ese modo, se presentan resultados óptimos para la especie *Pinus nigra*. Los resultados muestran que de un total de 15 muestras observadas en cada caso, corresponden un 100 % de sensibilidad para la especie *Pinus nigra*. En el caso de *Quercus faginea*, tiene un grado de sensibilidad del 40 % y el resultado menos satisfactorio se presenta en la predicción de la especie *Quercus ilex*, donde apenas un 6 % corresponden a valores correctamente predichos.

Estos resultados aunque parecen poco satisfactorios concretamente para los bosques autóctonos formados por las especies *Quercus faginea* y *Quercus ilex*, son altamente significativos debido a que los resultados aportados por el modelo nos informan de que la zona a pesar de su alto valor paisajístico no alberga la vegetación en su estado prístino.

Además, los resultados obtenidos de la validación del modelo son similares a los obtenidos en el resultado estadístico de la separación entre los grupos. Las especies *Quercus faginea* y *Quercus ilex* presentan un grado de fiabilidad menor, ya que como se ha visto pueden compartir mismos hábitats de crecimiento.

4.2.5. Conclusión del modelo.

La metodología de análisis espacial expuesta para la predicción de especies presenta un grado de acierto satisfactorio respecto a los resultados estadísticos de la separación entre grupos. Esto quiere decir que si los resultados de la separación entre grupos fuesen satisfactorios podría aplicarse la misma técnica obteniendo una predicción igual de satisfactoria a la separación entre los grupos.

Los resultados obtenidos de la discriminación o separación entre grupos de especies, presentan limitaciones debido a zonas donde la vegetación puede no existir en condiciones naturales y tenga un elevado factor antrópico. Los resultados muestran que con las variables empleadas en el estudio no pueden predecirse zonas de distribución óptimas para las especies autóctonas *Quercus faginea* y *Quercus ilex*.

Aun siendo la zona de alto valor natural, la vegetación predominante no es la vegetación potencial que la caracteriza. La vegetación potencial o vegetación clímax es aquella que se desarrolla en determinadas condiciones y existe cuando los factores antrópicos no han intervenido. Para extrapolar y predecir de manera más eficiente, es necesario llevar a cabo estudios más profundos de cada bosque, definiendo las áreas ecológicamente más potenciales para el desarrollo óptimo de las especies analizadas.

De ese modo, se puede concluir que un modelo de distribución de especies basado en su hábitat es una metodología satisfactoria en zonas donde se den bosques primarios, o su vegetación se encuentre en forma prístina, es decir, en su estado natural y sin ningún tipo de intervención por el hombre.

Aún así, es de importancia destacar que los modelos de vegetación son difíciles de validar debido a que no son sistemas cerrados y no son singulares, por lo que se recomienda precaución y una adecuada interpretación ecológica al utilizarlos en problemas de conservación.

4.3. Resultados del pronóstico de calidad de aire.

En este apartado se presentan y analizan los resultados de las variables geométricas y meteorológicas, así como los resultados obtenidos de las medidas de concentración de contaminante (CO) en las vías urbanas. A continuación, se realiza una evaluación de la influencia entre dichas variables y la concentración de CO. Se detallan los resultados de la emisión y los factores de emisión obtenidos tras la formulación de los modelos matemáticos. Finalmente, se muestran y aplican de forma gráfica los resultados del modelo cartográfico que proporciona el pronóstico de concentración de CO en diferentes vías urbanas de la ciudad de Valencia en varios periodos de tiempo.

4.3.1. Resultados geométricos y meteorológicos.

Se detallan en la Tabla 11, los resultados de los descriptores geométricos (longitud, ancho, altura) obtenidas tras el análisis y procesado (apartado 3.4.2.3) de la información catastral y los datos de altitud, que definen la estructura de los cinco cañones urbanos, así como el ángulo de inclinación de los cañones (corresponde al primer y cuarto cuadrante respecto al Norte) y, por último, la relación de aspecto que responde a la simetría de los mismos.

Tabla 11.-Resultados geométricos de los cañones urbanos experimentales.

Nombre del cañón	Longitud(L) (m)	Ancho (W) (m)	Altura (H) (m)	Ángulo (A) (m)	Ratio (W/H)
CL COLON 1	85,42	25,95	27,81	47,22	0,93
CL COLON 2	81,81	25,16	25,10	46,55	1,00
CL GUILLEM CASTRO	97,94	20,21	21,27	343,15	0,94
CL POETA QUEROL 1	67,09	18,62	24,92	351,04	0,74
CL POETA QUEROL 2	71,23	17,56	30,58	352,05	0,57

Además de la configuración de los cañones, la velocidad y dirección del viento determinan cómo el contaminante va a ser dispersado a la atmósfera. Por un lado, la dirección del viento es la que determina la posición del receptor respecto al ángulo que forma el cañón urbano. Como ya se ha comentado en el apartado (4.1.3.1) los dos modelos de dispersión aplicados (STREET y OSPM) emplean diversas formas de cálculo en función de su posición. Para los días de medida, la dirección de viento predominante fue en su mayoría la dirección Sudeste, excepto en el primer tramo de la calle Poeta Querol que predominaba una dirección de viento Sudoeste. Además, la

velocidad de viento influye de manera significativa en el movimiento del contaminante en el cañón urbano. A velocidades de viento bajas el contaminante queda atrapado en el cañón con más facilidad impidiendo su dilución. La velocidad de viento más baja se da en el primer tramo de la Calle Colón (Tabla 12).

Tabla 12.- Dirección y velocidad del viento en los cañones de medida.

Rótulos de fila	Dirección (º)	Velocidad (m/s)
COLON.1	140,93	0,64
COLON.2	169,48	1,93
GUILLEMCASTRO	140,49	1,22
POETAQUEROL.1	244,24	1,16
POETAQUEROL.2	146,44	0,82

A continuación se observa simultáneamente la relación de la velocidad y dirección del viento para todo el mes de octubre. La información proporcionada muestra la frecuencia de ocurrencia de los vientos en direcciones (E, ENE, NE, NNE, W, WNW, NW, NNW, ESE, SE, SSE, S, SSW, N, WSW, SW), la mayor frecuencia de vientos para todo el mes de Octubre se da en direcciones Sudoeste y Sudeste, predominando en general bajas velocidades de viento como podemos ver en la siguiente rosa de los vientos (Figura 40).

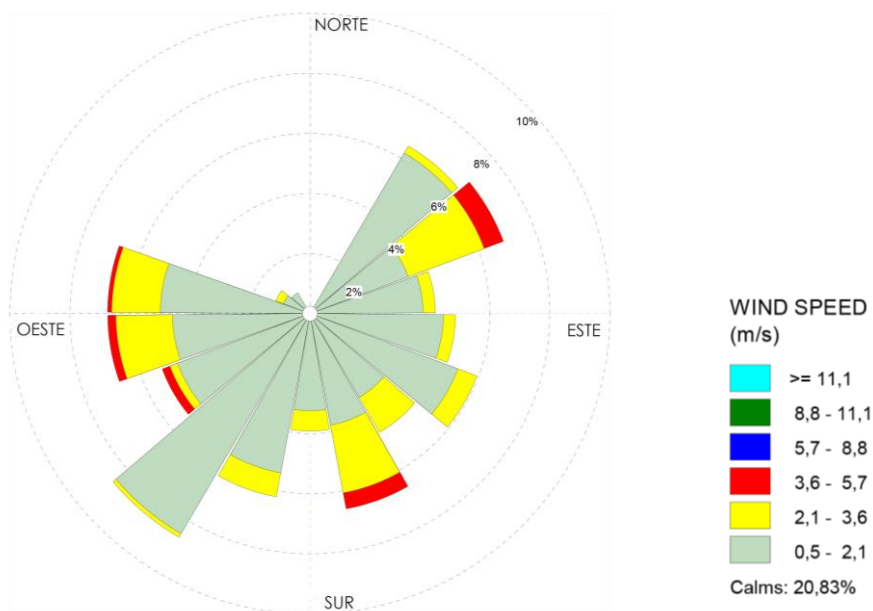


Figura 40. Rosa de los vientos del mes de octubre para la ciudad de Valencia.

4.3.2. Resultados de medidas de concentración de CO.

Se presentan, a continuación, los valores límites obtenidos de promediar la concentración de CO de las observaciones realizadas en cada cañón (Tabla 13). De un total de 2.610 medidas de concentración de CO en los cinco cañones experimentales, se obtuvo un valor mínimo de 0,03 y un valor máximo de 1,98 ppm. Las medias presentan poca dispersión en su distribución. Valores de 0,55 ppm corresponden al 25 %, valores de 0,82 ppm el 50 %, y 1,15 ppm corresponden al 75 % de las medidas.

Se muestran los resultados homogéneos excepto el primer tramo de la calle Colón, que presenta valores significativamente más elevados e, incluso, destaca un valor de medida más elevada que su homólogo cañón localizado en la misma vía. Al mismo tiempo la desviación estándar de este cañón es significativamente menor respecto a los demás cañones analizados.

Tabla 13.- Rango de valores de CO (ppm) en los ejes experimentales.

TRAMO	Media	Mín.	Máx.	σ
COLON. 1	1,31	0,44	1,98	0,26
COLON. 2	0,85	0,24	1,98	0,40
GUILLEM CASTRO	0,89	0,07	1,94	0,45
POETA QUEROL. 1	0,62	0,10	1,74	0,34
POETA QUEROL. 2	0,53	0,03	1,83	0,30
Total general	0,84	0,03	1,98	0,44

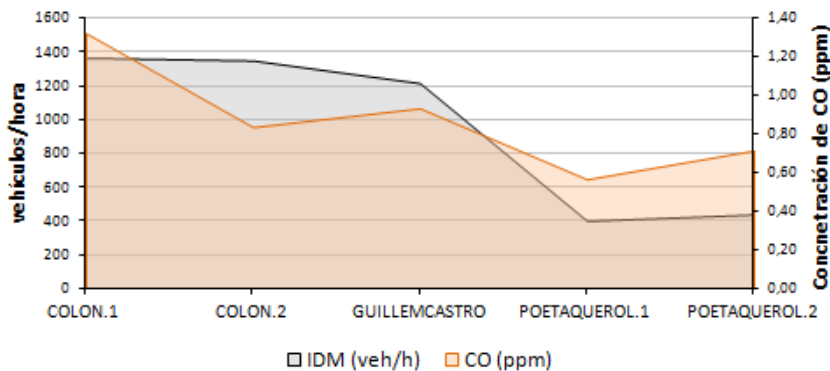
4.3.3. Relación de las variables y la concentración de CO.

Como ya se ha comentado, la concentración viene determinada por los parámetros geométricos del cañón, las condiciones meteorológicas y además, por el número de vehículos que circulan por la vía.

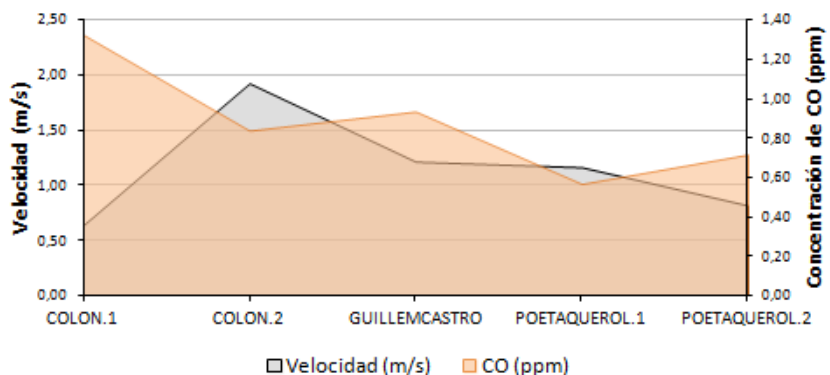
La intensidad de tráfico es la fuente principal de contaminación, por lo que se evidencia su proporcionalidad respecto a la concentración de CO (Figura 41a).

Si se tiene en cuenta que el contaminante emitido a la atmósfera es transportado en la dirección del viento predominante y dispersado en función de su velocidad y de vientos perpendiculares a la dirección del viento, se puede afirmar que la velocidad del viento es el factor más influyente para que el contaminante sea diluido o permanezca por más tiempo en la atmósfera. De ese modo, la mayor concentración de contaminante se da cuando las velocidades de viento son bajas. Esto se afirma en los resultados obtenidos en la calle Colón, donde se da la menor velocidad de viento 0,64 m/s, y le corresponde

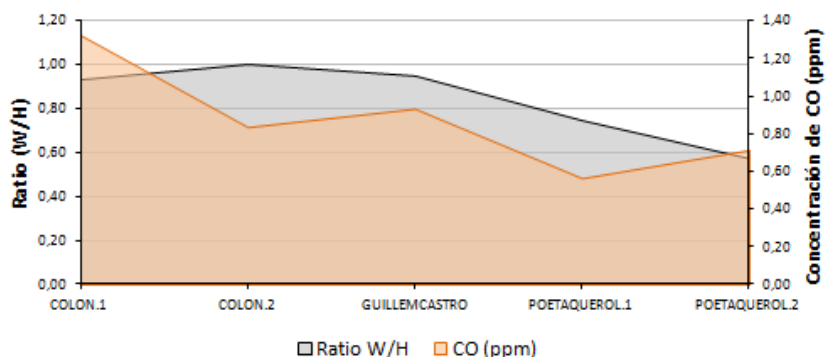
la concentración de contaminante más elevada 1.31 ppm (Figura 41b). Por otro lado, se presentan valores más homogéneos de concentración de CO en cañones simétricos (Figura 41c).



(a)



(b)



(c)

Figura 41. Relación de medidas de concentración de CO respecto: (a) intensidad de tráfico, (b) velocidad del viento y (c) Ratio de aspecto (W/H).

4.3.4. Resultados de la modelización inversa. Factores de emisión.

Los factores de emisión obtenidos de la aplicación de los dos modelos de dispersión en cada uno de los tramos experimentales se presentan en la Tabla 14. Teniendo en cuenta que la emisión de contaminación está relacionada directamente con el número de vehículos que transitan por la vía, los resultados obtenidos afirman que los mayores valores de emisión de contaminante de CO se presentan en la vía de más afluencia de tráfico, en Guillen de Castro.

Tabla 14.- Emisión y Factores de emisión resultado de la modelización inversa.

	Modelo STREET		Modelo OSPM	
	EMISION (gr km ⁻¹ s ⁻¹)	FACTOR DE EMISION (gr km ⁻¹)	EMISION (gr km ⁻¹ s ⁻¹)	FACTOR DE EMISION (gr km ⁻¹)
CAÑON URBANO				
CL GUILLEM CASTRO	4,77	14,14	2,85	9,26
CL POETA QUEROL 1	1,54	14,38	1,68	15,72
CL POETA QUEROL 2	2,31	18,03	1,72	13,84
PROMEDIO TOTAL	3,57	14,67	2,38	11,62

Teniendo en cuenta que el factor de emisión es una medición estándar y, es un coeficiente que relaciona las emisiones de tráfico por unidad de vehículo. Los resultados muestran como los factores de emisión obtenidos se encuentran dentro del rango de magnitud de otras ciudades analizadas con la misma metodología (Tabla 15). La elevada desviación respecto a las medidas realizadas en otras ciudades, se debe a la variabilidad que presenta la geometría de los cañones de medida y la variabilidad climática que presentan los diferentes días de medida.

Tabla 15.- Comparación de factores de emisión obtenidos en esta y otras investigaciones.

Ciudad	FACTOR DE EMISION (gr km ⁻¹)	Fuente
Valencia	STREET: 14,67 ± 6,52 OSPM: 11,62 ± 6,57	Propia (2015)
Bogotá	15,37 ± 2,84	Zarate et al. (2003)
Córdoba	21,7 ± 0,3	Olcese et al. (2001)
Copenhague	11,0 ± 2	Ketzel et al. (2003)

Para la validación y evaluación de los dos modelos, se ha aplicado el resultado de los factores de emisión a tramos independientes al análisis y se ha calculado la concentración de contaminante a los dos tramos del cañón correspondientes a la vía de la calle Colón.

Para ello, se han promediado un total de 144 medidas observadas de concentración de CO en cada tramo y se han comparado con los resultados de pronóstico de concentración de CO tras la aplicación del modelo STREET y el modelo OSPM (Tabla 16).

Tabla 16.- Concentración de CO (gr m^{-3}) estimado frente a las medidas observadas.

TRAMO	CO (observado)	CO (predicho) STREET	CO (predicho) OSPM
CL COLON. TRAMO1	1,68	0,95	2,29
CL COLON. TRAMO2	1,09	1,26	0,81
CO (gr m^{-3})	1,34	1,13	1,42

EMC = 0,44 STREET

EMC = 0,11 OSPM

Con el fin de llevar a cabo una evaluación de los dos modelos se ha obtenido el error medio cuadrático, de cada uno de los modelos, entre los valores medios de las estimaciones y las medidas observadas. El modelo OSPM obtiene un error de 0,11, frente a un error de 0,44 del modelo STREET.

Por otro lado, la dirección del viento determina la posición del receptor respecto al cañón; de ese modo los resultados vienen condicionados a si el receptor se encuentra en barlovento, sotavento o condiciones intermedias. La parte sotavento es donde sopla más el viento, siendo en esta parte donde se encuentra la mayor concentración de contaminante. En la Figura 42 se observa como efectivamente los mayores valores de concentración de contaminante se dan en el lado de sotavento en ambos modelos. Sin embargo, y a pesar que ambos modelos parecen ajustar razonablemente las medidas observadas frente a las predichas, se presentan diferencias muy significativas con las concentraciones observadas entre barlovento y sotavento en el modelo STREET. El modelo OSPM no presenta diferencias tan significativas acercándose más a los valores de las concentraciones de barlovento, sotavento y en posiciones intermedias respecto a las medidas observadas. Esto puede ser debido a que el modelo STREET no fue diseñado para condiciones de viento en calma, situación que se produce con frecuencia en la ciudad de Valencia.

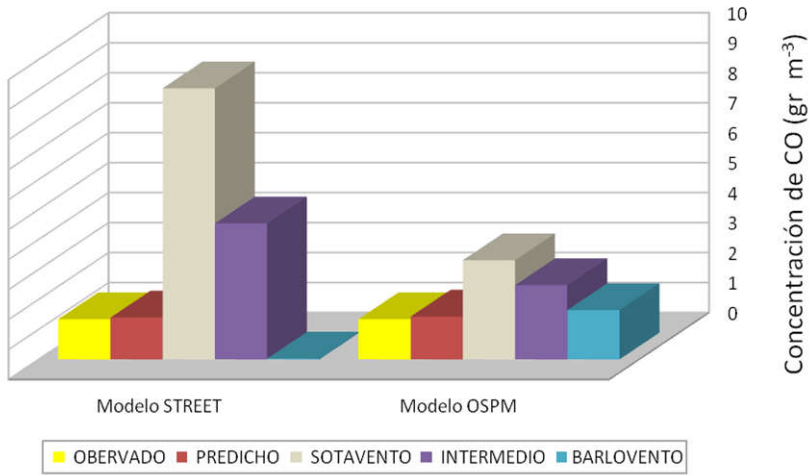


Figura 42. Resultados estimados de concentración de CO obtenidos por los modelos STREET y OSPM respecto a las medidas observadas, en función de la posición de un cañón urbano.

De ese modo se concluye que el modelo de dispersión OSPM ajusta mejor las medidas de concentración de CO que el modelo de dispersión STREET.

4.3.5. Resultados de pronóstico de concentración de CO.

Para la formulación del modelo de pronóstico de contaminación se ha desarrollado un modelo cartográfico que integra una base de datos con los datos de la geometría del cañón, los parámetros meteorológicos e intensidad de tráfico y el conjunto de procesos matemáticos derivados del modelo de dispersión STREET y de OSPM.

El flujo de trabajo para el desarrollo del modelo consta de las siguientes fases: (1) cálculo de la geometría del cañón (altura, ancho, longitud y ángulo), (2) integración de una base de datos con los datos meteorológicos y atmosféricos, intensidad de tráfico y datos catastrales, (3) aplicación de los procesos matemáticos de los modelos de dispersión, (4) cálculo de la posición del receptor respecto al ángulo y dirección del viento, (5) cálculo de la concentración total de contaminación de CO en los cañones urbanos (Figura 43).

El modelo está diseñado para obtener valores de CO en resolución temporal de horas, días, meses, o años. Para ejemplificar la metodología descrita, se han aplicado los valores medios meteorológicos, atmosféricos y de volumen de tráfico, correspondiente a las 19 vías del área de estudio y referido al mes de Octubre de los años 2013 y 2014.

Los parámetros meteorológicos y atmosféricos correspondientes al pronóstico de contaminación se muestran en la Tabla 17. Así como, la intensidad de tráfico y los resultados de la geometría de los cañones se muestran en la Tabla 18.

En la Figura 44 y Figura 45 se muestra gráficamente los resultados de estimación de concentración de CO causada por el tráfico en las calles urbanas de la ciudad de Valencia entre los dos modelos STREET y OSPM. Destacar, en ambas figuras, las diferencias que se producen en los resultados de la aplicación de ambos modelos.

Tabla 17.- Parámetros meteorológicos y atmosféricos para el mes de Octubre.

AÑO	DIRECCIÓN (°)	VELOCIDAD (m s ⁻¹)	CO fondo (mg m ⁻³)
2013	188,38	1,73	0,177
2014	180,08	2,23	0,176

Tabla 18.- Parámetros de intensidad de tráfico y geométricos del área de estudio.

NOMBRE	IDM2013	IDM2014	Altura	Ancho	Longitud
AV BARON CARCER	7431	7715	37,34	26,34	28,70
AV MARIA CRISTINA	9843	9882	29,53	19,18	21,94
AV MARQUES DE SOTELO	13862	14165	24,87	32,39	63,14
AV NAVARRO REVERTER	9647	9836	26,03	38,63	58,16
CL ALICANTE	9638	9723	14,81	11,25	114,22
CL ANGEL GUIMERA	2641	2686	25,70	12,01	62,05
CL COLON	22477	23522	28,08	25,41	98,13
CL GARRIGUES LES	12556	13866	27,97	12,57	55,37
CL GUILLEM CASTRO	24243	24913	19,78	27,79	52,81
CL JESUS	10215	11206	19,75	13,24	78,88
CL PAZ	12270	12157	21,52	14,31	32,88
CL PINTOR SOROLLA	17015	17402	25,89	18,61	132,79
CL POETA QUEROL	4979	5222	26,05	19,99	41,96
CL QUART	9570	9184	16,07	16,42	38,16
CL ROGER DE LAURIA	4907	5102	19,24	11,99	83,92
CL RUZAFÀ	17452	17984	22,87	16,12	94,91
CL SAN VICENTE MARTIR	13588	16013	28,38	18,08	40,90
CL SORNI	3902	3965	21,79	15,92	115,34
CL XATIVA	36339	37338	23,49	31,64	49,35

IDM (veh dia⁻¹)

Ancho, longitud y altura (m)

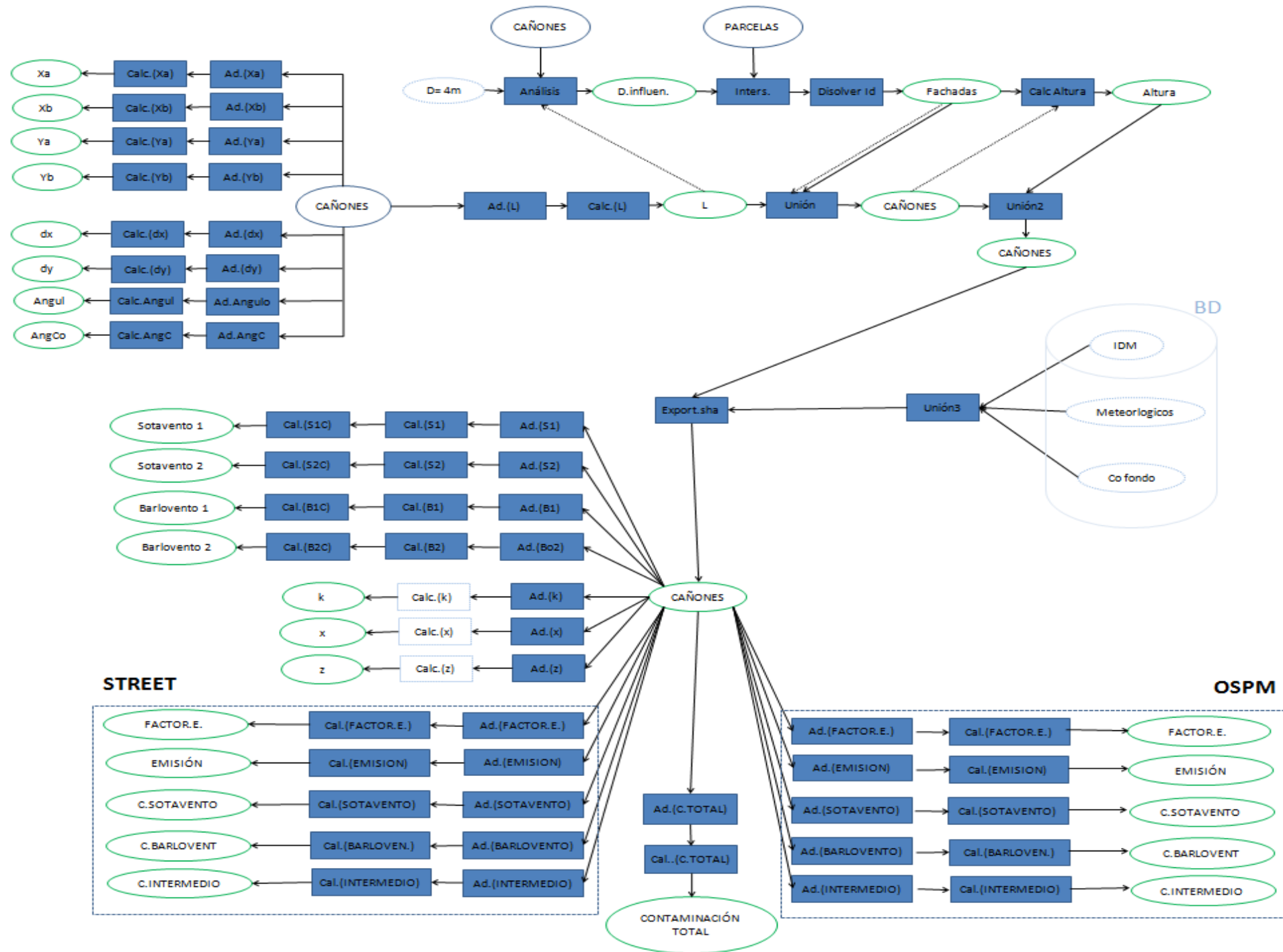


Figura 43. Modelo cartográfico de pronóstico de contaminación de CO en calles urbanas de la ciudad de Valencia.

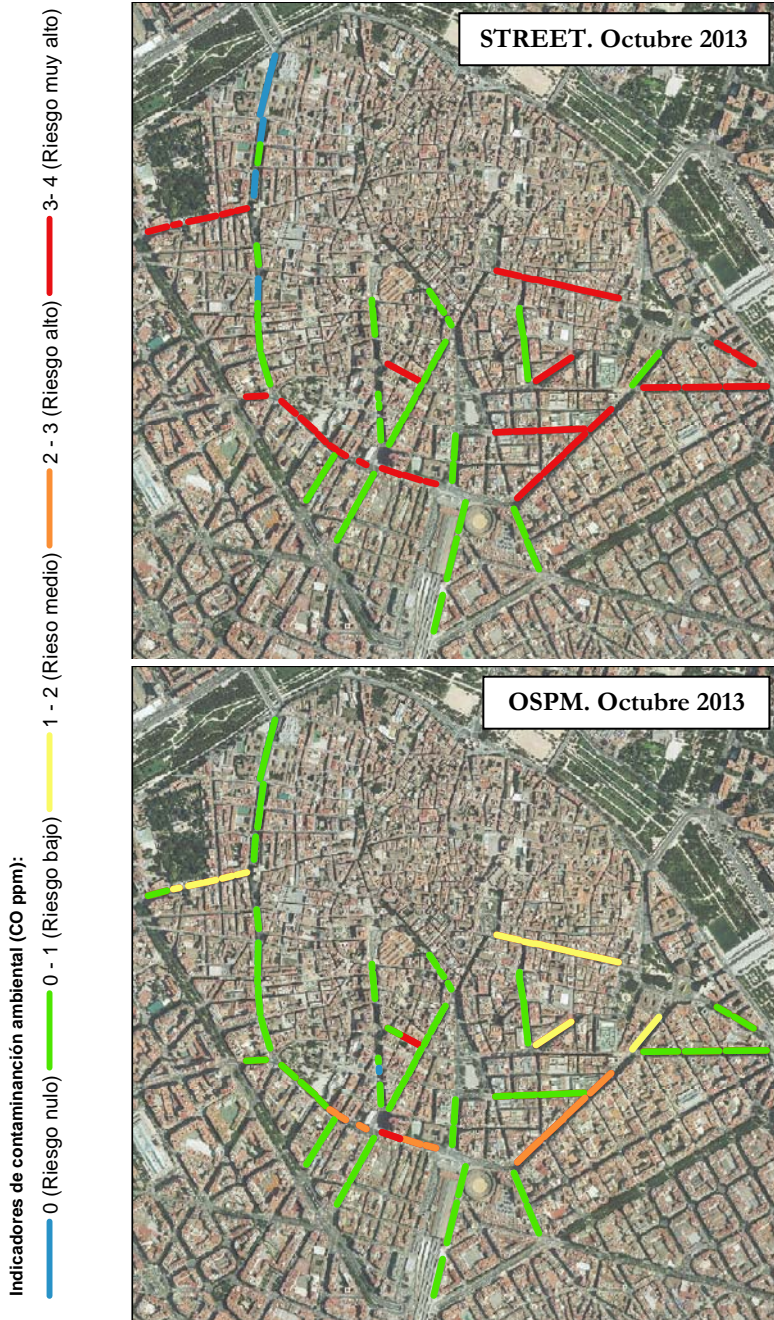


Figura 44. Pronóstico de concentración de CO (ppm) obtenido de la aplicación de los modelos de dispersión STREET y OSPM en vías céntricas de la ciudad de Valencia, para el mes de Octubre de 2013.

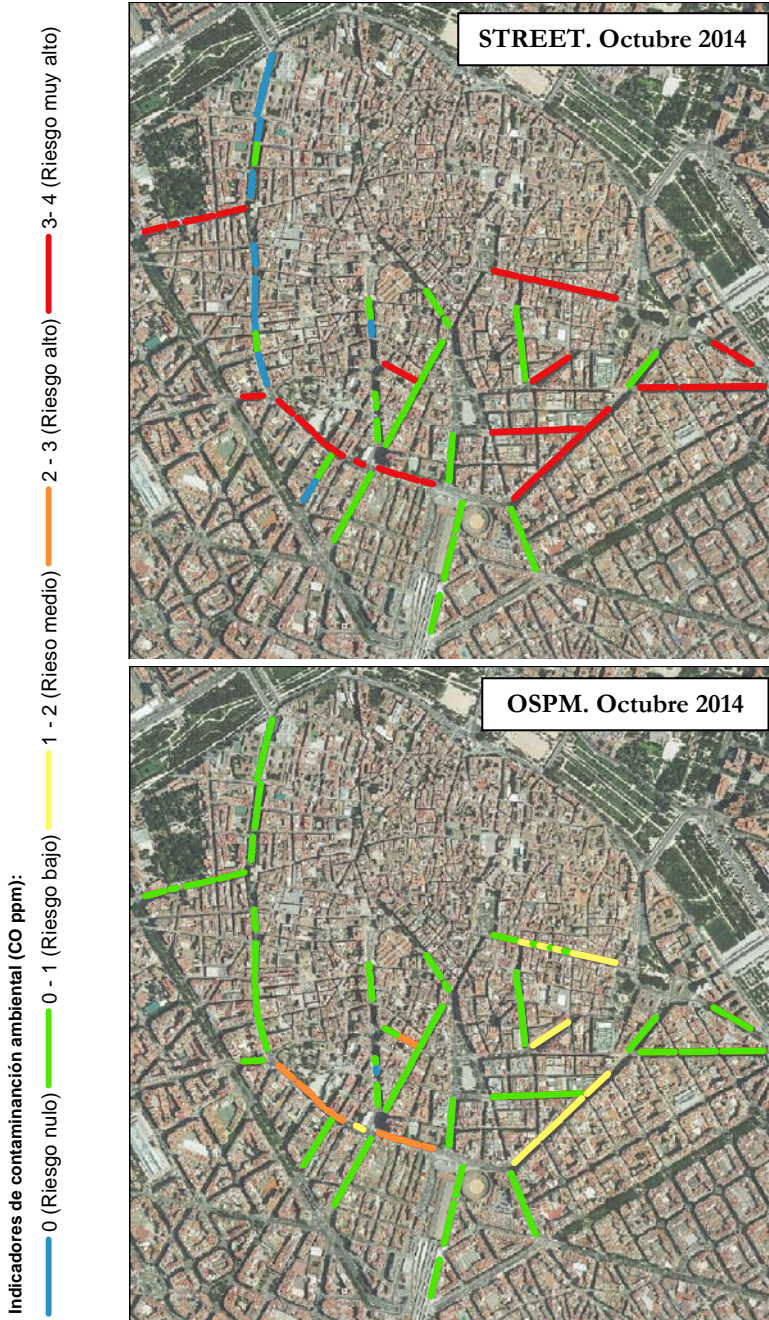


Figura 45. Pronóstico de concentración de CO (ppm) obtenido de la aplicación de los modelos de dispersión STREET y OSPM en vías céntricas de la ciudad de Valencia, para el mes de Octubre de 2014.

Con el fin de evaluar de nuevo los resultados de concentración de contaminante, tras la aplicación de los dos modelos, se ha realizado una comparativa gráfica que muestra la evolución de la estimación de concentración en los cañones urbanos de toda el área de estudio. En la Figura 46 se observa las diferencias tan significativas obtenidas por el modelo STREET respecto al modelo OSPM.

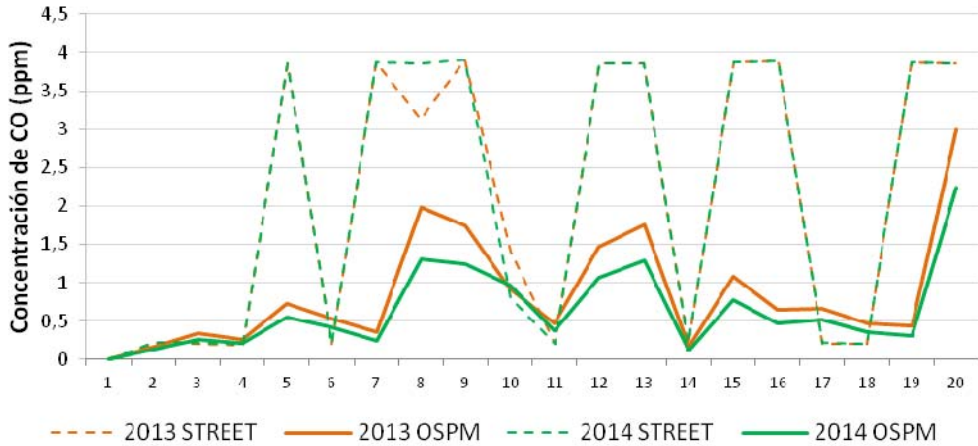


Figura 46. Concentración de pronóstico de contaminante CO resultado de aplicar los modelos de dispersión, STREET y OSPM, para los años 2013 y 2014 en toda el área de estudio.

4.3.6. Conclusión del modelo.

Los resultados obtenidos de la incorporación de la componente espacial a métodos matemáticos a nivel de calle han sido satisfactorios desde el punto de vista regulado por ley, siendo la concentración de CO en el centro de Valencia más baja de lo que establece el valor límite de 8.11 ppm (Real Decreto 102/2011).

El valor promedio de los factores de emisión en las tres calles analizadas ha sido de 14,67 con la aplicación del modelo STREET y de 11,62 con la aplicación del modelo OSPM. Estos resultados se encuentran dentro del rango de magnitud de otras ciudades analizadas con la misma metodología, por ejemplo en Copenhague (Dinamarca), en Córdoba (Argentina) y en la ciudad de Bogotá (Colombia). Especialmente, los resultados del factor de emisión obtenidos por el modelo OSPM son muy similares a los obtenidos en la ciudad de Copenhague. Teniendo en cuenta que las dos ciudades son similares en constitución de vehículos y están situadas ambas a la misma altitud, podemos concluir que los resultados obtenidos por OSPM son satisfactorios.

Por otro lado, se debe tener en cuenta que a velocidades de viento ambientales reducidas (condiciones de calma), el modelo asume una distribución de concentración uniforme a través del cañón urbano. El modelo STREET no describe esta característica, de hecho, no se recomienda para vientos de menos de 1 m/s (Berkowicz et al., 1997). Teniendo en cuenta las bajas velocidades de viento (0.5-2.1 m/s) que se dieron en el mes de Octubre en la ciudad de Valencia, el modelo de dispersión empleado STREET, presenta una desventaja por su alta dependencia a las condiciones de viento. El modelo OSPM salva este inconveniente, presentándose como un modelo de adecuado cuando se dan situaciones de viento en calma.

Además, en este trabajo el valor constante k , ha sido empleado de 7, el cuál fue empleado en cañones urbanos de San José (California) y St. Louis (Missouri), donde el modelo fue calibrado para ese valor (Johnson et al., 1976). Aunque simple y limitado, el método es una herramienta flexible que estima las concentraciones de CO y, a pesar de sus limitaciones, el modelo STREET es una herramienta útil para una evaluación “de primer orden” de la calidad del aire en cañones urbanos; es fácil de implementar, con bajos requerimientos computacionales y bajos requerimientos de datos relacionados con la intensidad de tráfico que circula por las vías. Su implementación ha permitido sentar las bases para la aplicación del modelo OSPM.



CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN GENERAL

En este capítulo se realiza la discusión general de los resultados presentados en los capítulos anteriores, derivados de la resolución de los métodos y modelos planteados para los tres casos de estudio.

Se hace evidente cómo la incorporación de la componente geográfica a los datos y la capacidad analítica de los SIG tienen especial acogida en el ámbito agrícola y ambiental. Los resultados muestran la eficacia que tiene la integración de la componente espacial a métodos tradicionales mediante el uso de técnicas de Información Geográfica. El desarrollo y aplicación de modelos cartográficos formulados en los tres escenarios mejora el procesado y el control de las variables que intervienen en los mismos y aportan una visión más amplia de las metodologías empleadas, así como las posibilidades de interrelacionarlas entre ellas.

Los resultados obtenidos en el caso de la gestión de riego en la Comunidad de Regantes de Picassent evidencian los beneficios requeridos para al éxito de la incorporación de las nuevas tecnologías para el manejo del cultivo, como proponen autores como Zhang et al. (2002) y donde además, cada vez se muestra más acusado el desarrollo de sistemas de gestión con el fin de ajustar la dosis de riego efectuada a los cultivos (Jiménez-Bello 2007). Se obtiene así –en la misma línea que Shibusawa (1998)-, una reducción del consumo energético y, en consecuencia, un beneficio económico y ambiental, que reorganiza a su vez el sistema de la agricultura hacia una agricultura sostenible.

Respecto al método planteado de cálculo de cobertura arbórea a través de imágenes aéreas se debe tener en cuenta que la vegetación arvense que pueda existir en las parcelas puede derivar en errores en la clasificación de la imagen. Esto es debido a una posible mezcla espectral de dicha vegetación con la cobertura de los cultivos; sin embargo cabe destacar, que el método empleado podría mejorarse asignando pesos de probabilidad en las clases de entrada. De ese modo, se tomaría en cuenta la frecuencia de ocurrencia de la clase, evitando así crear un porcentaje de clasificaciones de cobertura irregulares derivado de la mezcla espectral.

Por otro lado, el uso de teselas de vegetación para conocer el hábitat de una determinada especie o comunidad vegetal hace posible la clasificación de la vegetación y es una forma muy efectiva de reducir la complejidad de analizar los patrones que intervienen en su desarrollo y crecimiento. La técnica empleada en la formulación del modelo de la distribución de vegetación proporciona un método eficaz para conocer las características espaciales que definen el hábitat de una determinada especie, permitiendo a su vez conocer las comunidades vegetales asociadas a ella. Estos modelos proporcionan una me-

mejor planificación forestal y sirven para establecer prioridades de conservación, estableciendo medidas de protección para una correcta restauración de la vegetación.

Cabe destacar que las variables ambientales empleadas en el modelo de vegetación son más relevantes que las variables espectrales; en concreto, los índices de vegetación, por sí solos, no son capaces de discriminar entre diferentes tipologías de especies, pero sí entre fenologías. En la literatura se pueden encontrar numerosos estudios relacionados; un ejemplo de ello es el caso de la aplicación del índice de vegetación NDVI para el análisis de cambios, en relación al cambio climático, que se producen en la vegetación para distintas resoluciones temporales (Olthof y Latifovic, 2007).

En referencia a lo descrito en las líneas anteriores y dado el carácter marcescente de la especie *Quercus faginea*, el índice NDVI podría ser analizado en forma de series temporales; de ese modo, los contrastes entre las diferentes formaciones vegetales no serán los mismos a lo largo del año, pudiendo mejorar la caracterización y clasificación de los bosques. Lo mismo ocurre si se quiere estudiar la evolución de un determinado cultivo, donde el cálculo de índices de vegetación a través de series temporales puede ser una herramienta útil para el manejo de las prácticas agrarias. Sin embargo, por la razón de que estos índices están calculados en base a la energía que reflejan las hojas y teniendo en cuenta que la planta tarda en manifestar el estrés hídrico en su vigor vegetativo, este tipo de índices no serían adecuados para el caso concreto de optimizar la dosis del riego.

La elección de los métodos estadísticos tradicionales empleados en la investigación, como es el caso de las funciones discriminantes, frente a métodos más populares en la literatura ha permitido llevar a cabo una interpretación ecológica y una evaluación previa de la probabilidad de pertenencia de las especies a un grupo u otro, condicionando así un control de error adecuado, por lo que mejora la calidad en la predicción de los resultados. Cabe destacar que las variables empleadas para describir el hábitat de las especies establecen relaciones estadísticas con la presencia de las especies inventariadas, tratándose de un modelo empírico que no las hacen causas primarias de distribución, sino más bien, indicadores.

La aplicación de los dos modelos matemáticos de calidad de aire representa los escenarios más esenciales de la dispersión de un contaminante en cañones urbanos. La incorporación de la componente espacial le da posibilidades de visualización y análisis adicionales, a la vez que nos permite realizar simulaciones con diferentes escenarios (tráfico, clima, posición del receptor, etc.) y obtener la distribución espacial del contaminante, pudiendo así analizar y estudiar acciones correctivas de contaminación a nivel local.

Además, los resultados obtenidos muestran, como ya lo afirmaron autores como Puliafito et al. (2003), que estos sistemas también permiten la simulación de escenarios temporales de contaminación del aire, pasados y presentes. Estos modelos combinan de manera altamente eficaz los procesos y operaciones requeridos para medir la dispersión de un contaminante en la atmósfera.

La nueva forma de calcular la emisión que plantea la presente investigación, es útil para países donde no se dispone de datos con facilidad. Se ha demostrado que es un sencillo método para estimar las emisiones de CO. En la misma línea que autores como Olcese et al. (2001), no tiene la intención de reemplazar estudios más completos, sólo pretende ser una herramienta fácil de implementar que puede ayudar en sitios donde sea difícil la adquisición de medidas de concentración o datos de inventarios automovilísticos. Los modelos de calidad de aire presentados presentan tres ventajas. Primero, son completamente independientes del cálculo de factores de emisión, donde son requeridos datos del parque automovilístico que, actualmente, no están inventariados en la ciudad de Valencia. Segundo, son calculados a partir de datos de intensidad de vehículos, datos climáticos y atmosféricos aportados por la administración local. Tercero, el modelo integrado en un soporte SIG facilita la aplicación de las ecuaciones matemáticas y de álgebra de mapas.

En referencia a los resultados publicados por la OMS, en los que afirman que la contaminación atmosférica es hoy en día el mayor riesgo para la salud, el método planteado en este trabajo puede ser de gran utilidad a la administración local para el estudio de acciones correctivas de contaminación, ya que pueden identificarse áreas críticas donde el nivel de contaminación está por encima de los límites establecidos. Además, las autoridades deben informar a los ciudadanos sobre la calidad de aire que se respira, aconsejar sobre los combustibles que deben ser utilizados, introducir regulaciones para mejorar la calidad del aire, y optimizar una base de datos pública donde se recojan las características de los vehículos, y el flujo de tráfico que circula por la red urbana de las ciudades.

La creación de modelos propios, flexibles y contrastables, es una herramienta de gran potencial que a través de medidas de error e incertidumbre, puede ser validada para su aplicación. En el caso de los modelos ya desarrollados, por ejemplo, en el caso de modelos de distribución de especies, existen diversos trabajos elaborados específicamente para comparar los resultados de varios modelos (Guisan y Zimmermann, 2000; Johnson y Gillingham, 2005; Elith et al. 2006). Los resultados afirman que los métodos de modelización ofrecen resultados muy diferentes cuando se comparan entre ellos. De ese modo y como plantean autores como Johnson y Gillingham (2005), es generalizable que un

método concreto no tenga suficientes garantías para ser el mejor en todas las situaciones. Tanto los modelos existentes en la literatura como los modelos propios son objetivos porque utilizan relaciones matemáticas con información real, por lo que se debe tener en cuenta una correcta interpretación y definición de las variables; los modelos pueden ser satisfactorios a unas variables de respuesta que no definan de forma explícita los hábitats de las especies.

Se debe de tener en cuenta que la verificación de los modelos numéricos de sistemas naturales, es imposible porque tales sistemas no son cerrados y los resultados no son singulares. Los modelos solo se pueden confirmar entendiendo este término como la comprobación de que las observaciones coinciden con las predicciones, la confirmación no demuestra la hipótesis solo apoya su probabilidad (Seoane y Bustamante, 2001).

Algunos de los métodos estadísticos y matemáticos empleados no han sido diseñados para su aplicación a datos espaciales. El inconveniente de éstos métodos, y en particular el empleado en este trabajo, es que no incorpora la dependencia espacial de las observaciones, por lo que asume que las observaciones son independientes unas de otras, condición poco probable que ocurra en fenómenos ecológicos. Como solución a esta falta de correlación espacial en los métodos, diversos estudios incluyen las coordenadas geográficas de los datos categóricos como variables explicativas. Las coordenadas geográficas representan lugares absolutos y, cuando se correlacionan con el espacio, variando las variables ambientales, pueden describir a gran escala tendencias en el patrón de la variable de respuesta, pero contribuyen poco a aclarar las relaciones espaciales de la vegetación y el medio ambiente en los modelos (Miller et al., 2007).

Conscientes de que en el ámbito de la agricultura (donde se busca soluciones a la variabilidad del campo), en el estudio de los ecosistemas, (donde las variables se relacionan formando gradientes) y el análisis de la contaminación (donde las variables se interrelacionan entre ellas), se plantea como necesario el desarrollo de metodologías que tengan en cuenta la dependencia espacial de los datos. A día de hoy, existen herramientas como son los métodos geoestadísticos diseñados para tal fin, pero éstos no solucionan las relaciones de gradiente que existe entre fenómenos biogeográficos (Miller, 2007). Junto a esta evaluación crítica obtenida de las indagaciones de la literatura científica y en la misma línea que Bacao et al. (2005), la adición de nuevos métodos espaciales que tengan en cuenta la dependencia espacial, sería un gran avance en la ciencia geográfica para llevar acabo simplificaciones más cercanas a la realidad. Sin embargo, y hasta que esta cuestión esté solventada en futuros desarrollos, las metodologías aplicadas en la presente investigación ofrecen una solución práctica, transferible e integrada a la creciente necesi-

dad del estudio del medio que nos rodea a escalas más amplias.

La ventaja del uso de las herramientas SIG, y en concreto la aplicación de los modelos cartográficos, ha sido proporcionar un soporte, antes y después del procesado de la información, que permite una modificación y actualización dinámica de los datos y los análisis. Adicionalmente, la creación de una cartografía aporta un beneficio significativo de los elementos analizados para la investigación, análisis y divulgación de los resultados.

Se manifiesta, además, como las herramientas de IG presentan la ventaja de responder a la necesidad de la combinación de varias disciplinas, otorgándole a la investigación el carácter multidisciplinar: la atmósfera y el medio natural pueden integrarse a través de la cartografía, en una escala de espacio y tiempo, para investigar y entender las interacciones entre ellas.

Además, la conjunción de estas metodologías desarrolla un trabajo de descubrimiento y comprobación de hipótesis con alta dosis de creatividad, con la recompensa de dar respuesta a los interrogantes desde cualquier planteamiento científico que tenga en cuenta la componente espacial.



CAPÍTULO 6. CONCLUSIÓN Y RECOMENDACIONES

6.1. Conclusión.

En este capítulo, se presentan las conclusiones y novedades a las que se ha llegado en relación con los objetivos planteados en el apartado (1.5) del presente trabajo de investigación.

Respecto al objetivo general se ha obtenido la siguiente conclusión:

- Se ha ilustrado y demostrado la utilidad y potencialidad de las nuevas tecnologías, a través de los modelos cartográficos; la incorporación de la componente geográfica a datos y métodos tradicionales para estimar, predecir y pronosticar escenarios agrícolas y ambientales.

Respecto a los objetivos específicos se han obtenido las siguientes conclusiones:

- La clasificación de imágenes aporta una descripción del porcentaje de fracción de cabida cubierta por un cultivo, permitiendo así calcular con mayor precisión las necesidades hídricas de los cultivos. Es un método sencillo y aplicable a grandes superficies y, permite un manejo más eficiente y racional del uso del agua.
- La formulación matemática de las funciones discriminantes entre distintos grupos de especies, permiten obtener la separación entre grupos, a partir de las variables descriptivas que definen su hábitat. Los resultados del modelo permiten predecir la distribución actual de la vegetación con el fin de servir de apoyo a la toma de decisiones en la restauración y conservación del medio natural.
- Los métodos basados en medidas de concentración, permiten obtener un factor de emisión independiente de los inventarios automovilísticos. La aplicación de métodos numéricos como base de cálculo en el modelo permite pronosticar la distribución espacial de concentración de CO en entornos urbanos.

La contribución principal de esta tesis planteada en las cuestiones de la investigación, se concreta en:

- La optimización del uso del agua de riego en una comunidad de regantes obtiene un beneficio ambiental y económico derivado de un ajuste hídrico y energético. Esto pone de manifiesto la importancia del procesado y el análisis de datos espaciales para

una gestión eficaz y sostenible en entornos agrícolas. Debido a los cambios fenológicos de los cultivos, sería muy interesante tener imágenes aéreas con mayor resolución temporal.

- El método planteado de calidad de aire es de gran utilidad a la Administración para el estudio de acciones correctivas de contaminación y es de elevado interés que la administración traslade los equipos de medida al centro de la ciudad.
- El acceso libre y gratuito de cartografía básica e imágenes empleados en esta tesis permiten una mejor aplicabilidad de los modelos creados.
- La incorporación de la componente geográfica a los datos y métodos puede llevarse a cabo, a priori; si los métodos empleados aceptan la componente espacial; y, a posteriori, si el método empleado no ha sido diseñado para tal fin.
- El uso de modelos cartográficos presenta múltiples ventajas: mejora el entendimiento y uso de la información geográfica, incrementa el desarrollo y acceso a los datos, asegura eficiencia y efectividad (aunque también presenta el inconveniente de la falta de estándares que hagan su representación homogénea para su divulgación).
- Las técnicas SIG empleadas en este trabajo son de aplicación directa en los escenarios de cobertura arbórea y de pronóstico de contaminación. En el escenario del modelo de distribución de especies, la metodología es aplicable en zonas donde los bosques se encuentren en su estado natural o se utilicen variables causales de su distribución.

6.2. Recomendaciones y líneas futuras de investigación.

La realización de esta Tesis ha abierto varias líneas de investigación cuyo desarrollo puede mejorar el conocimiento en la agricultura, el medio natural y a la calidad de aire. En primer lugar, se plantearía una asignación de pesos de probabilidad a las clases de entrada en la clasificación para determinar la cobertura arbórea de un cultivo, con la finalidad de mejorar la probabilidad de ocurrencia de las clases definidas y separar con mayor precisión la vegetación herbácea del resto de cobertura.

Para el modelo de distribución de especies, se plantearía añadir nuevas medidas directas e indirectas sobre la planta o la cobertura de bosques. Como medida directa entendemos parámetros biofísicos como humedad y evapotranspiración. Las medidas indirectas pueden derivarse de imágenes procedentes de diversos sensores. Sería adecuado, además,

llevarlas a cabo en zonas ecológicamente más naturales, donde la vegetación exista de manera prístina y exista baja o nula intervención por el hombre. En lo referente a la metodología, se recomienda el uso de métodos que tengan en cuenta las relaciones de vecindad, para modelar las relaciones y analizar la variación espacial, como es el caso de la autómatas celular. Estos métodos han sido un éxito en ecología.

Respecto al modelo de pronóstico de contaminación, se propone ampliar el estudio en vías con edificios a un solo lado de la calle y en vías estrechas, con la aplicación del modelo OSPM, adecuado para estas condiciones. Además, sería interesante formular un modelo de gestión de intensidad de tráfico que permita un manejo y control de las emisiones respecto a la cantidad de vehículos que circulan por las vías.

A partir de una revisión en la literatura científica, es sabido que los contaminantes pueden ser eliminados de la atmósfera a través de la absorción de las superficies de las hojas (Wellburn, 1998) y además, dependiendo de la especie y clima, las plantas pueden liberar compuestos orgánicos volátiles y otros contaminantes a la atmósfera (Leung et al., 2001). Se propone finalmente, y como forma de integrar metodologías, estudiar el efecto de la vegetación en cañones urbanos con técnicas de clasificación de imagen y los modelos de calidad de aire propuestos en la presente investigación.

Referencias bibliográficas

- ABKAR, A. A., SHARIFI, M. A., y MULDER, N. J. (2000). Likelihood-based image segmentation and classification: a framework for the integration of expert knowledge in image classification procedures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2(2): 104-119.
- ABKAR, A. A., FATEMI, S. B. (2004). Application of a GIS as a modeling tool for remote sensing image analysis of agriculture fields.
- AEMA (2014). National emissions reported to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP Convention). Indicator TERM 003. European Environment Agency.
- AGESA, B.L. (2014). Evaluation of land cover and crop type change: building evidence on the effect of cropping systems and organic inputs on sorghum yield and enhancing farmers climate change adaptive capacity. University of Nairobi. pp. 145.
- ANSELIN, L. (1990). What is special about spatial data? Alternative perspectives on spatial data analysis. *Spatial statistics, past, present and future*. In Griffith D A (ed). Ann Arbor, Institute of Mathematical Geography: 63-77.
- ALDRICH, J. (1997). R. A. Fisher and the making of maximum likelihood 1912-1922. *Statistical Science*, 12(3): 162-176.
- REYES, A., MARTINEZ, E., y DOMINGO, J. (2004). Ecología y Selvicultura de *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* en el Sureste de España. En XII Congreso Forestal Mundial. Canadá.
- ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D, y SMITH, M. (1998). Crop evapotranspiration. FAO. *Serie Riego y Drenaje*. Tomo 56.
- AUSTIN, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200(1-2): 1-19.
- BACAO, F., LOBO, V., y PAINHO, M. (2005). On the Particular Characteristics of Spatial Data and its Similarities Data Used in Data Mining. *GIS Planet*, <http://www.isegi.unl.pt>.
- BALLESTER F., BOLDO E., (2010). Los efectos de la contaminación del aire sobre la salud de las personas y las poblaciones. *Observatorio DKV de Salud y Medio Ambiente*. (2)23.
- BERKOWICZ, R., HERTEL, O., SORENSEN, N. y MICHELSEN, J., (1997). Modelling air pollution from traffic in urban areas, R.J. Perkins and S.E. Belcher (eds), *Flow and Dispersion Through Groups of Obstacles*, Clarendon Press, Oxford, 121-

141.

- BERKOWICZ, R. (2000). OSPM. A parameterized street pollution model. *Environmental Monitoring and Assessment*. S.l.: Springer, 65(1-2): 323–331.
- BERKOWICZ, R., KETZEL, M., JENSEN, S.S., HVIDBERG, M. y RAASCHOU-NIELSEN, O. (2008). Evaluation and application of OSPM for traffic pollution assessment for a large number of street locations. *Environmental Modelling and Software*, 23(3): 296-303.
- BENNIE, J., HUNTLEYA, B., WILTSHIERA, A. HILL, M.O., BAXTERA, R. (2008). Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling*, 216: 47-59.
- BENSON, P.E., (1984). CALINE4—a dispersion model for predicting air pollutant concentrations near roadways. Office of Transportation Laboratory, California Department of Transportation, Sacramento, USA.
- BENNIE, J., HUNTLEYA, B., WILTSHIERA, A., HILL, M.O., BAXTERA, R. (2008). Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling*, 216: 47-59.
- BLANCO C. E., (1997). Los Bosques Ibéricos. Una interpretación geobotánica. Planeta. Barcelona, pp. 572.
- BLASCHKE, T., MERSCHDORF, H. (2014). Geographic information science as a multidisciplinary and multiparadigmatic field. *Cartography and Geographic Information Science*, 41(3): 196-213.
- BLAKE, L. (2007). Spatial Relationship in GIS - An Introduction. *OSGEO Journal*, 1(1).
- BOE (2013). Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. Anexo 1.G. Valor límite del monóxido de carbono para la protección de la salud.
- BOHLER, T. KARATZAS, K. PEINEL, G. ROSE, T. SAN JOSE, R. (2002). Providing multi-modal access to environmental data-customizable information services for disseminating urban air quality information in APNEE. *Computers, Environment and Urban Systems* 26(39): 61.
- BUCKLAND, A. T. (1998). Validation of a street canyon model in two cities. *Environmental Monitoring and Assessment* 52: 255–267.

- BURROUGH, P. A., MCDONNELL, R. A. (1998). Principles of Geographical information systems. Oxford University Press, pp. 299.
- BUSBY, J. R. (1986). Bioclimate prediction system (BIOCLIM). User's manual version 2.0 Australian Biological Resources, Study Leaflet, Canberra, Australia.
- BUSBY, J. R. (1991). BIOCLIM: A bioclimate analysis and prediction system. En: Margules CR & MP Austin (eds) Nature conservation: Cost effective biological surveys and data analysis. CSIRO, Melbourne, Australia.
- CASTEL, J.R. (2000). Water use of developing citrus canopies in Valencia, Spain. Proceeding International Society Citriculture, IX Congress:223-226.
- CHUVIECO, S. E. (2002). Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio, (3ª edición), Ariel, Madrid: 337-345.
- COX, S. (2002). Information technology: the global key to precision agriculture and sustainability. *Computers and Electronics in Agriculture*, 36(2): 93-111.
- CODASYL, Systems committee. Introduction to feature analysis of generalized data base management systems. Communications of the ACM. 14(5): 308-318.
- CODD, E. F. (1982). Relational database: a practical foundation for productivity. communications of the ACM, 25(2): 109-117.
- CHICA-OLMO, M., ABARCA-HERNANDEZ, F. (2000). Computing geostatistical image texture for remotely sensed data classification. *Computers & Geosciences*, 26(4): 373-383.
- CHUVIECO S., E. (2002). Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio. Ariel, Madrid. 389-392.
- DABBERDT, W.F., LUDWIG, F.L., JOHNSON, W.B. (1973). Validation and applications of an urban diffusion model for vehicular pollutants. *Atmospheric Environment* (7): 603-618.
- DE FEZ V. R. (2009). Aplicación del SIG-citrícola para la estimación de las necesidades hídricas de los cítricos en Valencia. TFC, UPV.
- DYKSTRA H. R. (1997). Information systems in forestry: A brief overview. Center for International Forestry Research, Bogor (Indonesia), FAO, 48(189): 10-15.
- DOUGLAS, D. H., PEUCKER, T. K. (1973). Algorithms for the reduction of the number of points required to represent a digitized line or its caricature.

Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization, 10(2): 112–122.

DELGADO R., (2015). Análisis de los patrones de evolución de las coberturas forestales en la provincia de Castellón en los últimos 50 años, pp. 664.

ECOLOGISTSA EN ACCIÓN, (2014). La calidad de aire en el Estado Español durante 2014. *Aire limpio*. pp.104

EEA, (2011). The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide (10), pp76.

EERENS, H. C., SLIGGERS, C. J., VAN DEN HOUT, S. D. (1993). The CAR model: the Dutch method to determine city street air quality. *Atmospheric Environment* 27B: 389–399.

EGENHOFER, M., FRANK, A. U. (1991). Prospective view of GIS Technologies and Applications. *Geoprocessamento*: 95-102.

ELITH, J., GRAHAM C. H., et al. (2006). Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

ELITH, J., LEATHWICK, J. R. y HASTIE, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4): 802-813.

EPA (1995). Environmental Agency Air. AIRTrends Summary.

FAO (1978). Effective rainfall in irrigated agriculture. FAO irrigation and drainage paper. N.G. Dastane

FAO (1992). Cropwat. Programa de ordenador para planificar y manejar el riego. FAO. *Estudios Riegos y Drenajes*, 46:23-24.

FAO (2007). Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*; Sterling, VA *Earthscan*: 48.

FAO (2011). El estado mundial de la agricultura y la alimentación. The State of Food and Agriculture. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*: 23.

- FAO (2014). El Estado de los bosques del mundo. Potenciar los beneficios socioeconómicos de los bosques. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*: 146.
- FERERES, E., GONZALEZ-DUGO, V. (2009). Improving productivity to face water scarcity in irrigated agriculture. In: Sadras VO, Calderini DF (eds) *Crop physiology: applications for genetic improvement and agronomy*. Academic Press, Amsterdam: 123-143.
- FIELDING, A.H. y HAWORTH, P.F. (1995). Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology* 9: 1466-1481.
- FRANKLIN, J. (1995). Predictive vegetation mapping: geographic modeling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in physical geography*, 19(4): 474-499.
- FEDRA, K., HAURIE, A. (1999). A decision support system for air quality management combining GIS and optimization techniques. *International Journal of Environment and Pollution*, 12(125): 146.
- FELICÍSIMO, A.M. (1994). Modelos digitales del terreno. Introducción y Aplicaciones en ciencias ambientales, pp. 118.
- FRANK, A. U., GOODCHILD, M. F. (1990). Two Perspectives on Geographical Data Modelling. *National Center for Geographic Information and Analysis*, pp 90-11.
- FRANK, A. U. (1991). Properties of Geographic Data: Requirements for Spatial Access Methods. In *Advances in spatial databases*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 225-234.
- FRIEDMAN, J. H. (1991). Multivariate adaptive regression splines. *Annals of statistics*, pp. 1-67.
- GANGULY, R., BRODERICK, B.M. (2010). Estimation of CO concentrations for an urban street canyon in Ireland. *Air Quality, Atmosphere y Health*, 3(4): 195-202.
- GIBBONS, G. (2000). Turning a farm art into science*/an overview of precision farming. URL: <http://www.precisionfarming.com>.
- GILABERT, M. A., GONZÁLEZ-PIQUERAS, J. y GARCÍA-HARO, J. (1997). Acerca de los índices de vegetación. *Revista de teledetección*, 8: 10.
- GOSMAN, A. D. (1999). Developments in CFD for industrial and environmental applications in wind engineering. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 81: 21-39.

- GOODCHILD, M. F. (2004b). The Validity and Usefulness of Laws in Geographic Information Science and Geography. *Annals of the Association of American Geographers* 94: 300–303.
- GUALTIERI, G., TARTAGLIA, M. (1998). Predicting urban traffic air pollution: a GIS framework. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 3(5): 329-336.
- GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2): 147–186.
- HAGNER, O., REESE, H. (2007). A method for calibrated maximum likelihood classification of forest types. *Remote Sensing of Environment*, 110(4): 438-444.
- HAMILTON, T. (2013). Effects of topography on the spatial variation of landcover diversity and distribution in a prairie sandhill ecosystem. Diss. Lethbridge, Alta.: University of Lethbridge, Dept. of Geography, c203.
- HARALICK, R.M., SHANMUGAM, K., y DINSTEIN, L. H. (1973). Texture features for image classification. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions on*, (6): 610-621.
- HASTIE, T. J., TIBSHIRANI, R. J. (1990). *Generalized additive models*, 43. CRC Press.
- HERTEL, O., BERKOWICZ, R. (1989c). Operational Street Pollution Model (OSPM): Evaluation of the Model on Data from St. Olavs Street in Oslo. NERI, Roskilde, Denmark.
- HOTTEL, H., C. (1976). A simple model of estimating the transmittance of direct solar radiation through clear atmospheres. *Solar Energy* 18(2): 129-134.
- JACKSON, R. D., SLATER, P. N. y PINTER, P. J. (1983). Discrimination vegetation of growth and water stress in wheat by various indices through clear and turbid atmospheres. *Remote Sensing of Environment*, 13: 187-208.
- JANSSEN, S., DUMONT, G., FIERENS, F. y MENSINK, C. (2008). Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE land cover data. *Atmospheric Environment*: 42(20): 4884–4903.
- JERRETT, M., ARAIN, A., KANAROGLOU, P., BECKERMAN, B., POTOGLOU, D., SAHSUVAROGLU, T., MORRISON, J. y GIOVIS, C. (2005). A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15(2): 185-204.

- JIMENEZ-BELLO M. A., ALMAZORA F., BOU S.V., BARTOLI-AYALA H. J. (2010). Methodology for grouping intakes of pressurized irrigation networks into sectors to minimize energy consumption. *Biosystems Engineering*, 105: 429-438.
- JUN, T., LIXIN F. (2005). Application of GIS to modified models of vehicle emission dispersion. *Atmospheric Environment*, 39(34): 6326-6333.
- JOHNSON, W.B., LUDWIG, F.L., DABBERDT, W.F., ALLEN, R.J. (1973). An urban diffusion simulation model for carbon monoxide. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 23(6): 490-498.
- JEFFERS, J. (1991). Modelos en ecología. Ed. Oiko-tau, Barcelona, pp. 96.
- KETZEL, M., BERKOWICZ, R. y LOHMEYER, A. (1999). Comparison of numerical street dispersion models with results from wind tunnel and field measurements. *2nd International Conference on Urban Air Quality*, Madrid, 3-5 March 1999.
- KHAN F. I., ABBASI S. A. (2001). Effective design of greenbelts using mathematical models. *Journal of Hazard Mater* 81(1-2): 33-65.
- KRIGE, D. G. (1951). A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *Journal of the Chemical, Metallurgical and Mining Society of South Africa*. 52(6): 119-139.
- KRUSE, O.M.O., PRATS-MONTALBÁN, J.M., INDAHL, U.G., KVAAL, K., FERRER, A. y FUTSAETHER, C.M. (2014). Pixel classification methods for identifying and quantifying leaf surface injury from digital images. *Computers and Electronics in Agriculture*, 108: 155-165.
- KUHLWEIN, J., FRIEDRICH, R. (2000). Uncertainties of modelling emissions from road transport. *Atmospheric Environment* 34(27): 4603-4610.
- LEUNG D., TSUI J., CHEN F., Yip W., VRIJMOED L., CHO L. (2011). Effects of urban vegetation on urban air quality. *Landsc Research*, 36(2):173-88.
- LLORENS, L., LLORENS-MOLINA, J.A., AGNELLO, S. y BOIRA, H. (2014). Geographical and environment-related variations of essential oils in isolated populations of *Thymus richardii* Pers. in the Mediterranean basin. *Biochemical Systematics and Ecology*, 56 pp. 246-254.
- LOBO, A. y GONZÁLEZ-REBOLLAR, J.L. (2010). Model-based discriminant analysis of Iberian potential vegetation and bio-climatic indices. *Physics and Chemistry of the Earth*, Parts A/B/C, 35 (1): 52-56.

- MAS, F. M., ROMERO, R. M. (1999). Aplicaciones de la teledetección láser (LIDAR) en la caracterización y gestión del medio fluvial. *Ingeniería Civil*, (142) pp. 1-15.
- MATEO, R.G., FELICÍSIMO, Á.M., MUÑOZ, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2): 217-240.
- MCCULLAGH, P., J.A. NELDER (1989). Generalized linear models. Chapman & Hall editores, Londres, Inglaterra.
- MILLARES, C. G. (2014). Ciudad y transporte. Iniciativa de ECODES en colaboración de la Fundación biodiversidad, del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- MILLER, J., FRANKLIN, J. y ASPINALL, R. (2007). Incorporating spatial dependence in predictive vegetation models. *Ecological Modelling*, 202(3-4): 225-242.
- MOELLERING, H., CLARKE, K., CROMLEY, R., FRANKLIN, W.R., SAALFELD, A., KIMERLING, J. y ARMSTRONG, M. (2000). The nature of analytical cartography: An Introduction. *Cartography and Geographic Information Science*. 27(3): 187-188.
- MOLDEN, D. (2007). International water management institute y comprehensive assessment of water management in agriculture. Earthscan, London.
- MOOLENAR, M. (1998). An introduction to the theory of Spatial Object Modelling for GIS, Taylor y Francis, Londres, pp. 246.
- MORAN, P. A. (1950). Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika*, 37(1): 17-23.
- NAMDEO, A., MITCHELL, G. y DIXON, R. (2002). TEMMS: an integrated package for modelling and mapping urban traffic emissions and air quality. *Environmental Modelling & Software*, 17(2): 177-188.
- NICHOLSON, S.E. (1975). A pollution model for street-level air. *Atmospheric Environment*. (9): 19-31.
- NTZIACHRISTOS, L., SAMARAS, Z. (1997). COPERT II: Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport—User's Manual. European Topic Centre on Air Emissions, EEA, Copenhagen, Denmark.
- NTZIACHRISTOS, L., SAMARAS, Z. (2000). COPERT III: Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport Methodology and Emission Factors.

- OBSERVATORIO (2010). Salud y Medio Ambiente: Contaminación atmosférica y salud. (2): 74.
- OLCESE, L.E., PALANCAR, G.G. y TOSELLI, B.M. (2001). An inexpensive method to estimate CO and NO_x emissions from mobile sources. *Atmospheric Environment*, 35(35): 6213-6218.
- OLAYA, V. (2012). Sistemas de Información Geográfica. Ed. Bubok, España, pp.476.
- OLTHOF, I. y LATIFOVIC R. (2007). Short-term response of arctic vegetation NDVI to temperature anomalies Source. *International Journal of Remote Sensing*, 28: 4823-4840.
- OMS (2014). Organización mundial de la salud. Siete millones de muertes cada año debidas a la contaminación atmosférica. 25 de marzo de 2014. Ginebra
- OTT, W., ELIASSEN, R. (1973). A survey technique for determining the Representativeness of urban air monitoring stations with respect to carbon monoxide. *Journal of Air Pollution Control Association*, 8(23): 685-690.
- PALMGREN, F., BERKOWICZ, R., ZIV, A. y HERTEL, O. (1999). Actual car fleet emissions estimated from urban air quality measurements and street pollution models. *Science of the Total Environment*, 235(1): 101-109.
- PARADIS, M. (1981). De l'arpentage à la géomatique. *Le géomètre canadien*. 35(3): 262.
- PARDO, J. (2006). Modelos digitales del terreno: aplicaciones ambientales y cartográficas. Bloque II. Análisis del gradiente y determinación de espacios singulares. pp.11-15.
- PRATS-MONTALBÁN, J.M., DE JUAN, A. y FERRER, A. (2011). Multivariate image analysis: A review with applications. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 107(1): 1-23.
- PHILLIPS, S.J., ANDERSON, R.P. y SCHAPIRE, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4): 231-259.
- POHL, C. (2005). Transdisciplinary collaboration in environmental research. *Futures*, 37(10): 1159-1178.
- PULIAFITO, E., GUEVARA, M. y PULIAFITO, C. (2003). Characterization of urban air quality using GIS as a management system. *Environmental Pollution*, 22(1): 105-

117.

- REBOLJ, D., STURM, P.J. (1999). A GIS based component-oriented integrated system for estimation, visualization and analysis of road traffic air pollution. *Environmental Modelling & Software*, 14(6): 531–539.
- RECIO, J.A., HERMOSILLA, T., RUIZ, L.A. y PALOMAR, J. (2013). Automated extraction of tree and plot-based parameters in citrus orchards from aerial images. *Computers and Electronics in Agriculture*, 90: 24-34.
- REITSMA, F. (2013). Revisiting the ‘Is GIScience a Science?. Debate (or Quite Possibly Scientific Gerrymandering). *International Journal of Geographical Information Science* 27(2): 211–221.
- RITA, G., R., EUGENIO, M., CRISTIANO, F. y FABRIZIO, N. (2000). Ground monitoring the light-shadow windows of a tree canopy to yield canopy light interception and morphological traits. *Plant Cell Environment* 23(8):783–796.
- RITCHIE, J.T. (1972). Model for predicting evaporation form a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research* 8: 1204-1213.
- RIVAS M. S. (1987). Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España 1: 400.000. 268. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. ISBN 84-85496-25-6.
- ROUSE, J. W., HAAS R. H., SCHELL, J. A., DEERINO, D. W. y HARLAN, J. C. (1974). Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation. NASA/OSFC. Type III. Final Report. Oreenbello MD. pp. 371.
- RUIZ, R. (2006). Historia y evolución del Pensamiento científico.
- SANCHIS C., GARCIA M., CALAFAT C., VEGA V. (2015). Las entidades de riego en común. Aspectos institucionales. pp. 18.
- SEANE, J., BUSTAMANTE, J. (2001). Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología* 15: 9-21.
- SILES, G., BASTIDA, J., REY, P: J., y ALCÁNTARA, J. (2005). Modelos predictivos de distribución de especies de vegetación potencial en el incendio del Puerto de las Palomas, Sierra de Cazorla, Jaén. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (20).
- SHEKHAR, S., LU, C. T., Y ZHANG, P. (2003). A unified approach to detecting spatial outliers. *Geoinformatica*, 7(2): 39-166.

- SELLERS, P. J. (1985). Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. *International Journal of Remote Sensing* 6: 1335-1372.
- SHIBUSAWA, S. (1998). Precision Farming and Terra-mechanics. Fifth ISTVS Asia-Pacific Regional Conference in Korea, October 20 /22.
- SRIVASTAVA, P.K., HAN, D., RICO-RAMIREZ, M.A., BRAY, M. y ISLAM, T. (2012). Selection of classification techniques for land use/land cover change investigation. *Advances in Space Research* 50(9): 1250-1265.
- STAFFORD, J. V. (2000). Implementing precision agriculture in the 21st century. *Journal of Agricultural Engineering Research* 76(3): 267-275.
- STEDMAN, J.R., GOODWIN, J.W.L., KING, K., MURRELLS, T.P., BUSH, T.J. (2001). An empirical model for predicting urban roadside nitrogen dioxide concentrations in the UK. *Atmospheric Environment* 35(8): 1451-1463.
- STEPHAN, J., SINOQUET, H., DONES, N., HADDAD, N., TALHOUK, S., LAURI, P.E. (2008). Light interception and partitioning between shoots in apple cultivars influenced by training. *Tree Physiology*. 28(3): 331-342.
- STOCKLE C. O., NELSON R.L. (1998). CropSyst User's Manual. *Biological Systems Engineering*. Dept., Pullman, Washington, USA, Washington State University.
- STOCKWELL, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International journal of geographical information science* 13(2): 143-158.
- TARODO, J. (2003). Continuous emission monitoring. *World Cement* 34, 67e72.
- TOBLER W. (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography*, 6(2): 234-240.
- TOMLIN, D. (1980). The Map Analysis Package. Prepared as part a doctoral dissertation: Digital Cartographic Modeling Techniques in Environmental Planning. *Yale School of Forestry and Environmental Studies*: New Haven, Connecticut.
- TOMLIN, D. (2012). *Geographic Information Systems and Cartography Modelling*. Prentice Hall. Engewood Cliffs, New Jersey, 1990. Redlands California 2012, pp.182.
- TOMLIN, D. (1991). Cartographic modelling. In: Maguire D J., Goodchild M F., Rhind D W (eds.) *Geographical Information Systems: principles and applications*. Longman,

London. vol 1,pp. 361-74.

TSICHRITZIS, D. C., LOCHIVSKY, FEDERICK H. (1976). Hierarchical data-base management: A survey. *ACM Computing Surveys (CSUR)* 8(1): 105-123.

OORT, P. VAN, (2005). Spatial data quality: from description to application.

PRATS-MONTALBÁN, J. M., DE JUAN, A. y FERRER, A. (2011). Multivariate image analysis: A review with applications. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 107(1): 1-23.

VARDOULAKIS, S., GONZALEZ-FLESCA, N. y FISHER, B.E.A. (2002). Assessment of traffic-related air pollution in two street canyons in Paris: implications for exposure studies. *Atmospheric Environment*, 36(6): 1025–1039.

VARDOULAKIS, S., FISHER, B.E.A., PERICLEOUS, K., GONZALEZFLESCA, N. (2003). Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment* 37(2):155–182.

VENEGAS, L. E., MAZZEO, N A. (2012). Evaluación del desempeño de modelos de dispersión de contaminantes aplicados a cañones urbanos. *Meteorológica [online]* 37(1): 3-13.

WALKER, P. A. y K. D. COCKS (1991). A procedure for modelling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. *Global Ecology and Biogeography Letters* 1: pp.108-118.

WHELAN, B.M., MCBRATNEY, A.B., BOYDELL, B.C. (1997). The Impact of Precision Agriculture. Proceedings of the ABARE Outlook Conference, *'The Future of Cropping in NW NSW'*, Moree, UK, July 1997, pp. 5.

WELLBURN AR. (1998). Atmospheric nitrogenous compounds and ozone — is NO_x fixation by plants a possible solution? *New Phytol* 139: pp.5–9.

WORLD, BANK. (2011). ICT in Agriculture: Connecting Smallholders to Knowledge, Networks, and Institutions. Washington, DC. © World Bank.

WÜNSCHE, J. N., LAKSO, A. N., y ROBINSON, T. L. (1995). Comparison of four methods for estimating total light interception by Apple trees of varying forms. *HortScience*, 30(2): 272-276.

YAMARTINO, R. J., WIEGAND, G. (1986). Development and evaluation of simple models for the flow, turbulence and pollutant concentration fields within an urban street canyon. *Atmospheric Environment* 20(11): 2137–2156.

- ZARATE, E., CARLOSBELALCAZAR, L., CLAPPIER, A., MANZI, V. y VANDENBERGH, H. (2007). Air quality modelling over Bogota, Colombia: Combined techniques to estimate and evaluate emission inventories. *Atmospheric Environment*, 41(29): 6302-6318.
- ZHAO, N., YANG, Y., ZHOU X. (2010). Application of geographically weighted regression in estimating the effect of climate and site conditions on vegetation distribution in Haihe Catchment, China. *Plant Ecology*, 209: 349-359.
- ZHANG, N., WANG, M. y WANG, N. (2002). Precision agriculture—a worldwide overview. *Computers and electronics in agriculture*, 36(2): 113–132.

ANEJO 1. Plan nacional de observación del territorio (PNOT).

El Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT) ha sido desarrollado por el Ministerio de Fomento, a través del IGN y el CNIG y apoyadas por el Consejo Superior Geográfico.

De acuerdo a lo descrito en Arozarena et al. (2006), España ha asumido en los últimos años retos importantes para obtener información acerca el territorio con la exactitud apropiada, actualizada, coherente, adaptada a las normas internacionales geográficas, compartida entre todas las Administraciones, accesible para los usuarios e integrado en la Infraestructura de Datos Espaciales (GSDI, INSPIRE, IDEE,...) y en las redes europeas y mundiales de Observación de la Tierra (GMES, GEO).

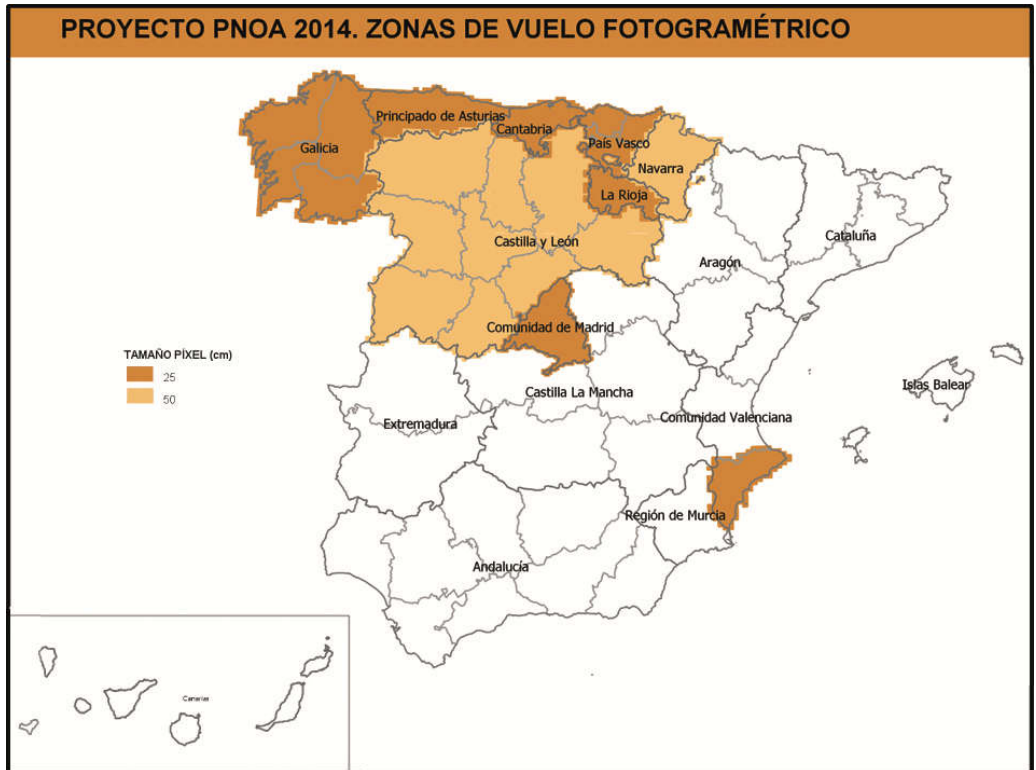
El Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT) muestra un sistema adoptado por una estrecha cooperación entre todas las Administraciones públicas españolas a nivel Nacional y Regional. El plan está dividido en tres fases diferentes: captura, extracción y difusión de las imágenes. La información se divide en alta y baja resolución de las imágenes; para su captura se utilizan diferentes sensores a bordo de aeronaves o a bordo de plataformas en satélite. En el proyecto existen dos importantes fases: la primera fase está dividida en PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) y PNT (Plan Nacional de Teledetección); en la segunda fase, el proyecto es el desarrollo del SIOSE (Sistema de Información de Cobertura del Suelo en España) y el desarrollo de Indicadores Estándar Agro-Ambientales, utilizando conceptos de técnicas de Teledetección

La fase correspondiente al PNOA, de donde proviene una gran parte de los datos utilizados en la investigación, inició su primera implementación en los años 2004-2007. El objetivo fue obtener vuelos fotogramétricos actualizados cada dos años. A partir de ellos se obtiene un MDE de 2m de precisión y ortofotos con una resolución de 50 cm y 10 m de precisión planimétrica.

La segunda implantación de este proyecto fue durante los años 2008-2011. El objetivo de estos vuelos era más ambicioso todavía, se persiguió obtener ortofotos con una resolución de 25 cm e incluso de 10 cm en áreas urbanas.

A partir del año 2009, se comenzó capturar datos LIDAR de baja densidad (0,5 puntos/m²) con el fin de obtener Modelos Digitales de alta precisión.

Existen vuelos actualizados en el año 2014, con resoluciones de 25 y 50 cm, para algunas partes del territorio Nacional, como podemos ver en la siguiente imagen,



Estado del proyecto PNOA en el año 2014 (*fente: IGN*)

ANEJO 3: Medidas horarias de concentración de CO en las calles experimentales (ppm), Octubre de 2011.

DIA	HORA	MEDIA	DESVST
10	10	1,693	0,126
10	9	1,764	0,150
11	18	0,886	0,142
11	19	0,876	0,115
11	20	0,932	0,123
12	12	0,404	0,356
12	13	0,315	0,114
12	14	0,374	0,176
13	12	0,461	0,194
13	13	0,646	0,289
14	9	1,351	0,204
15	9	0,479	0,064
17	10	1,308	0,235
17	11	1,388	0,345
17	8	1,203	0,270
17	9	1,234	0,191
18	12	1,142	0,370
18	13	1,201	0,273
18	14	1,306	0,312
19	11	0,861	0,278
19	12	0,744	0,309
20	13	0,974	0,274
20	14	0,572	0,218
20	15	0,420	0,116
21	10	1,443	0,194
21	9	1,288	0,204
22	10	0,712	0,061
22	9	0,637	0,017
23	14	0,441	0,251
23	15	0,214	0,070
23	16	0,228	0,025
25	10	0,839	0,194
25	11	0,913	0,091
25	12	0,798	0,393
26	13	0,609	0,336
26	14	0,350	0,116
27	11	0,510	0,325
27	12	0,279	0,077
28	10	0,681	0,248
28	9	0,850	0,338
8	19	1,015	0,118
8	20	1,098	0,162
9	17	0,718	0,079
9	18	0,845	0,038
9	19	0,960	0,266

ANEJO 4: Ponencias y congresos.

4.1 **International Conference of Agricultural Engineering. CIGR.** E. López, M.A. Jiménez-Bello, J. Manzano, V. Palau, A. Royuela, D.S. Intrigliolo. 'Use of spatial analysis tools for groundcover estimation and irrigation management in water users association'. 8-12 July 2012.C-1989.

4.2 **International Conference of Agricultural Engineering. CIGR.** E. López, M.A. Jiménez-Bello, J. Manzano, V. Palau, A. Royuela, D.S. Intrigliolo. 'Irrigation performance in a water use association in Valencia, Spain'. Engineering and physiological indicators. 8-12 July 2012. P-2016.

4.3 **XIV Congreso Nacional de la Asociación Española de Teledetección.** López-Pérez, E., T. Hermosilla, H. Boira, L.A. Ruiz. 'Caracterización de la vegetación a través del análisis de variables topográficas, bioclimáticas y de reflectividad en el PN de La Tinença de Benifassá (Castellón, España)'. 21-23 septiembre 2011, Mieres (Asturias), pp. 109-112.

Anejo 4.1. Use of spatial analysis tools for groundcover estimation and irrigation management in water users association.

E. López^{1*}, M.A. Jiménez-Bello^{1,2}, J. Manzano¹, V. Palau¹, D.S. Intrigliolo², A. Royuela¹

¹ CVER. *Universitat Politècnica de Valencia, Camino de Vera s/n 46022 Spain.*

² IVIA. *Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, Carretera Moncada - Náquera, Km. 4,5, 46113 Moncada, Spain.*
(agroester@gmail.com)*

ABSTRAC

The quality indices calculation in management of the Irrigation Communities are necessary and require accurate knowledge of each crop water requirements. In the case of citrus, Castell JR (1999) proved that there was a relationship between the crop coefficient and the canopy ground cover. The calculation of the fraction of soil surface covered by vegetation (f_c) over large areas, can be determined by different methods, but it can be complex and expensive. In these cases, determination of f_c makes necessary the use of geographical information systems to integrate the spatial aspect and make easier and more accurate the calculation.

In this communication, we propose a method to determine f_c in each plot, through a supervised classification of orthophotos released by the Spanish National Plan of Survey of the Territory (PNOT), and introduced into a Geographic Information System for irrigation management.

key words

Ground-cover, crop-coefficient, aerial-photos, maximum likelihood classifier

1. Introduction

Water scarcity and high costs of fertilizers and energy make essential to improve irrigation management in water users associations (WUAs). In this sense, accurate crop water needs determination is essential. The FAO method (Allen et al 1998) is the most used tool for that. It takes into account climatic variables included in the reference evapotranspiration (ET_0) and the crop type, characterized by the crop coefficient (K_c).

The crop coefficient represents an integration of characteristics that distinguish the crop from reference grass. These characteristics are; crop height and albedo of the crop-soil surface, leaf area, number of stomata and stomatal control, age and condition of the leaves and bare soil of exposed areas. Many of these parameters depend on the fraction of ground covered by vegetation (f_c) (Calera, 2005).

The relationship between crop coefficient and the fraction of ground covered by vegetation has been studied by different authors and different irrigation systems. Allen et al. (1998) suggests a method to calculate in the paper No. 56 of the FAO. Thus, K_c is expressed in many occasions as a ground cover function.

There are many methods to calculate the ground cover, one of them is the Leaf Area Index (LAI), that is defined as the average total leaf area (one side only), per unit ground area in broadleaf canopies.

Another valid calculation method is the average fraction of soil surface covered by crop (f_c). If there are not values, is possible to use the effective fraction of soil surface covered by crop or shaded area, ($f_{c\text{eff}}$), which corresponds to the fraction of soil surface covered if this soil is observed vertically above the vegetation. The effective fraction, $f_{c\text{eff}}$, is greater than f_c . The equation to calculate it, in circular or spherical vegetation like fruit trees case is the expression (1):

$$f_{c\text{eff}} = \frac{f_c}{\sin(\eta)} \quad (1)$$

Where η is the mean angle of the sun above the horizon, in the period of maximum evapotranspiration (function of latitude, solar declination angle and solar time). Thus, the ground cover is associated in a direct way with the amount of solar radiation intercepted by crops.

FAO Irrigation and Drainage Paper. No. 56 expresses different relationships between K_c , LAI and f_c . Ritchie (1972) proposed a classical model for the calculation of K_c in relationship to LAI (2),

$$LAI = -1.3 \ln[(1 - f_c)/(1 + f_c)] \quad (2)$$

The crop evapotranspiration is estimated separately, calculating the fraction of soil surface covered by crop and the frequency on soil wetting (1), (3);

$$K_c = 0.14 + 1.08f_c + (13.3 - 5.2f_c)/(I ET_0) \quad (3)$$

In the case of citrus, Castel (2000) proposed that there is a direct relationship between k_c and fraction of soil surface covered by crop (4).

$$k_c = -0.00017f_c^2 + 0.0203f_c + 0.028 \quad (4)$$

There are many studies for measuring the ground cover by the vegetation, closely related to light interception or the measurement of leaf area in situ. The estimation of plant ground cover in large areas, such as a water use association (WUA), can be also performed by sampling meshes (Wünsche et al. 1995), but this is a time consuming and expensive method to apply in large areas. The present paper proposes a simple and effective method to determine the plant ground cover crop and f_c using high resolution images.

2. Material and Methods

Data were obtained in WUA Picassent-SectorXI, located near of Valencia-Spain. The WUA irrigates an area of 340 ha, and a total of 846 plots, being citrus is the main crop.

High spatial resolution images (0.5 m) of the study area were taken on June 2008. These images belong to the National Aerial Photography Program (PNOA). The spectral information supplied by these images corresponds to the Visible and Near Infrared bands. Plots were identified through information obtained from cadastre offices.

Moreover, field sampling was used. These samples were taken with the method point grid proposed by Wünsche et al (1995). So, field data used were of a total of 10 trees located in different plots. A white plastic sheet with black grid points with an area of 0.123 m² was laid underneath the canopy over the entire area allocated per tree. Points in the shadow cast by the tree were counted in clear day, at noon and during July, 2009 (De Fez Valencia, 2009). In Table 1, show the shadow cast by the tree in each plot.

Table 1. Canopy data (m²) with the method point grid.

TREE	1	2	3	4	5
Plot 1	7,53	6,49	6,03	5,11	5,48
Plot 2	6,8	7,72	7,35	7,69	6,52

Remote sensing techniques take images of the earth surface in various wavelength regions in the electromagnetic spectrum (EMS). The used images represent reflected solar radiation in the visible and the near infrared regions of the electromagnetic spectrum. Ground cover estimation process was based on the spectral classification of these high resolution images. The used method was the maximum likelihood classifier. Each object is distinguished from others by its spectral signature. That spectral signature shows representative simple sites of known cover type, called training areas. These areas compiling a numerical description of each class by a statistical standard method, called the maximum likelihood classifier. This method evaluates the variance and covariance of the category spectral response patterns when classifying an unknown pixel. Given the mean vector and the covariance matrix of each category pattern, the probability of a given pixel or object being a member of a particular land cover class can be computed (Lillesand and kiefer, 2000).

The training areas were established depending on the degree of development of the trees, and the different status of land use. So, seven thematic classes were defined in the image, as shown in Figure 1,



Figure 1. Reflected solar radiation in the visible RGB (a) and the thematic map of training areas (b).

After further post-processing and data analysis, vegetation pixels were selected. Representative data of known ground cover were selected like “ground true” for evaluating the obtained results. Figure 2, shows the results of the pixels of ground cover in a plot.

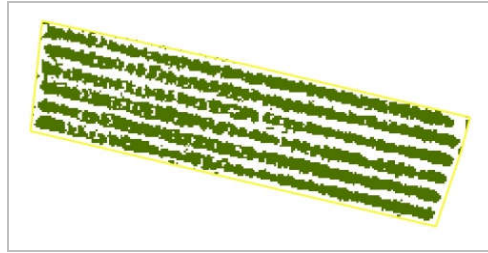


Figure 2. Example of the classification of a citrus plot using maximum likelihood algorithm.

Thus, once selected the pixels of ground covered by the crop, it was calculated the area occupied. To validate the method used the ground cover of classification techniques was compared with canopy data of field data. Table 2 shows the results of ground cover using image interpretation (GC_1) and the ground cover measure in field (GC_2). This last variable was corrected by incidence degree sun at the sampling moment and (d) is the difference between paired samples.

Table 2. GC results obtained of supervised classification techniques (GC_1) and samples field (GC_2).

Plot	P1					P2				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Citrus Tree										
GC_1 (m ²)	6,75	6,00	6,75	5,5	5,5	5,25	6,25	8,25	8,25	4,75
GC_2 (m ²)	7,53	6,49	6,03	5,11	5,48	6,8	7,72	7,35	7,69	6,52
d (m ²)	-0,78	-0,49	0,72	0,39	0,02	-1,55	-1,47	0,9	0,56	-1,77
$H_0: \bar{d} = 0$ $H_1: \bar{d} \neq 0$					Student's-t = -0,726 P-value = 0,238 ($\alpha = 0,05$)					

A paired difference test was used to compare and assess the two measurements. The method for carrying out paired difference test was the paired t-test, which follows a Student's t -distribution. The result was that the t -value was not large enough to be significant, thus from these data we can conclude that both methods are not significant different. Figure 4 shows these differences within an interval of 95%.

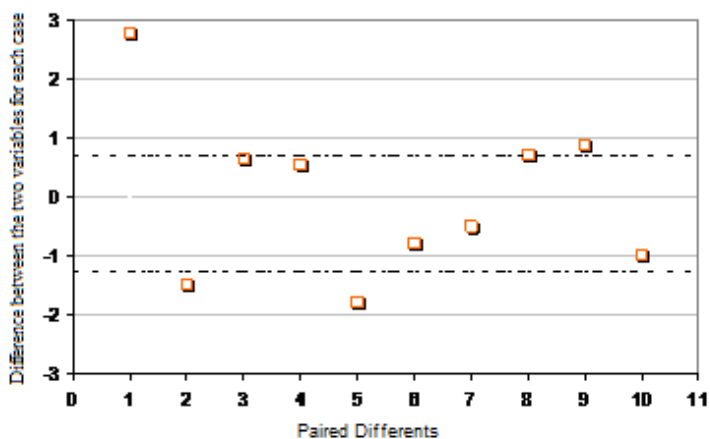


Figure 3. Results of Paired difference test of ground cover methods with a confidence interval of 95%

Once validated the methodology, we proceeded to calculate the ground cover through image classification for the entire area and finally, the average fraction of soil surface covered by crop (f_c) was calculated plot by plot, according to the expression 6

$$f_{ci} = \frac{GC_i}{S_{plot}} = \frac{\sum n^{\circ} \text{ píxeles} * \text{ area}}{\text{plotarea}} \quad (6)$$

3. Results/Conclusions

The results were incorporated in irrigation Decision Support System, HuraGIS (Jimenez-Bello, 2007). Crop water requirements for irrigation was calculated in two assumptions,

- Case A. Calculating f_c by image classification.
- Case b. Assuming that canopy tree diameter is 3.5 m in all plots.

Crop water requirements for irrigation was in the case A, 1.085.148 m³ and in the case B, 1.088.505 m³, the different was not significant. However if it compares plot by plot the quadratic mean error was 33.06% and the standard deviation was of 126.67%.

Figure 6 shows the estimation error of crop water requirements plot by plot, assumption f_c 40 % in all plots. The results was that plots of $f_c < 40\%$ have excess irrigation and plots of $f_c > 40\%$ have deficit irrigation.

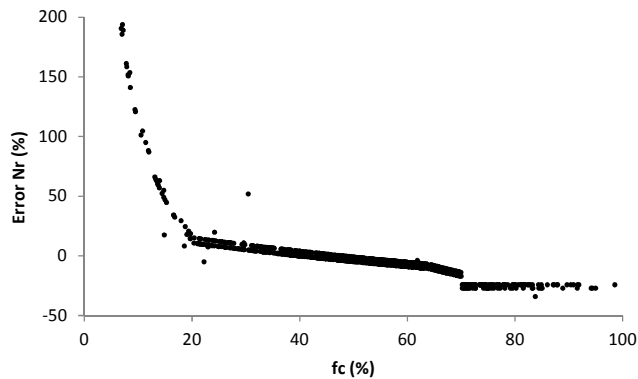


Figure 4. Estimation error of crop water requirements plot by plot, assumption f_c 40 %.

In order to obtain a more efficient water use in agriculture, remote sensing technology and geographic information systems enable a sustainable resource management in agriculture. Classification of visible and infrared bands provides valuable information for calculating the ground cover and its use in determining the crop coefficient and calculation of water requirements.

The method is simple and quick to apply compared to field methods, with the advantage that can be applied to all plots of a WUA. It considerably improves the calculation of needs for each plot to determine the real value of the ground cover area.

In order to increase accurate results, it would be advisable to use images on the date which has the more crop water requirements, and if possible should be made a test in yield on the date of acquisition of the image. The principal limitation of this method is related to the difficulty of differentiation between weeds and citrus ground covers, what it might lead to an overestimation of the tree ground covers, particularly in plots with young trees.

4. Acknowledgements/References

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D, y Smith, M. 1998. "Crop Evapotranspiration". Serie Riego y Drenaje. FAO-56. Roma
- De Fez Valencia, R. Aplicación del sig-citrícola para la estimación de las necesidades hídricas de los cítricos en Valencia. TFC, UPV 2009
- Castel J.R. 2000. Water use of Developing Citrus Canopies in Valencia, Spain. *Proceedings of the international Society of Citriculture*. IX Congress. 2000- 223-226.

- Lillesand, T. M., & Kiefer, R. W. (2000). Remote Sensing and image interpretation. Digital image processing. (pp. 470-534). New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Strahler, A. H.(1980). The use of prior probabilities in maximum likelihood classification of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 10, 135-163.
- Wünsche, J.N., A.N. Lakso and T.L. Robinson. 1995. '*Comparison of four methods for estimating total light interception by apple trees of varying forms*'. *HortScience* 30:272–276.

Anejo 4.2. Irrigation performance in a water use association in Valencia, Spain. Engineering and physiological indicators.

Esther López-Pérez¹, Miguel Ángel Jiménez-Bello^{1,2}, Juan Manzano¹, Virginia Palau¹, Álvaro Royuela¹, Diego S. Intrigliolo^{2*}.

¹ *Universitat Politècnica de Valencia, Camino de Vera s/n 46022 Spain.*

² *Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, Carretera Moncada -Náquera, Km. 4.5, 46113 Moncada, Spain.*

**Corresponding author. E-mail intrigliolo_die@ivia.gva.es*

Abstract

In order to improve water use efficiency in agriculture, on-farm irrigation scheduling should be harmonized with the water delivery infrastructures. The objective of this study was to determine the irrigation efficiency of a water use association (WUA) located in Valencia, Spain. The research was carried out during three seasons in an irrigation district located in Valencia, Spain. The WUA irrigates 178 ha, and a total of 434 plots, being citrus the main crop. The WUA was characterized at the hydraulic and agronomical level by collecting hydraulic data as well as tree ground covers and plant water status. The collected information was incorporated into a decision support system named HuraGIS. In each plot, the irrigation volumes applied were registered and compared with the estimated plot-to-plot water needs obtained by determining tree ground covers from an ortophoto image with a spatial resolution of 0.50 m. For each plot, an analysis of the irrigation performance was assessed by obtaining the Seasonal Irrigation Performance Indicator (SIPI) calculated as the ratio between the crop water requirements and the actual volumes of irrigation supplied. Results showed that, as an average for the whole WUA, the SIPI values were 95, 96.2 and 107.4 for 2009, 2010 and 2011, respectively. This suggest that pooling data from all plots, irrigation performance was reasonably high. However, it is important to highlight that the plot-to-plot variations in the SIPI values were considerable. As much as 34.7 % of the plots received 20% or more water than what it was needed, while 24.8 % of the plots were under-watered by at least 20%. This suggest an important inefficiency for the single plot irrigation performance. Finally, an effort was made to validate the SIPI index as a potential indicator of the actual plot water status. The plot-to-plot variation in the SIPI index were highly significantly related to the tree water status estimated by measurements of midday stem water potential. Overall, the results indicate the adequacy of the SPI index obtained from remote sensing images for evaluating irrigation performance in a citrus WUA.

key words: Citrus, Irrigation network, Seasonal Irrigation Performance Index, stem water potential, water use efficiency.

1. Introduction

Irrigated agriculture has a noticeable importance with more than 45% of the total agriculture production in the world (Molden, 2007). Water demand has been steadily increasing during the last years and future forecasts indicate that water scarcity will become a major problem in many areas of the world (Fererer and González-Dugo 2009). It is then very important to achieve optimum efficiency in irrigation applications both; on and off farm. In addition, on-farm irrigation scheduling should be harmonized with the water delivery infrastructures. This is particularly important in those cases, such as the water use associations (WUA), where water is delivered to growers by means of collective systems.

It is striking that despite much effort has been done in the past in order to improve efficiency of water distribution along the whole chain; less attention has been paid in terms of irrigation efficiency at the farm level. In this sense, the first crucial step is to perform irrigation applications in order to match as much as possible the plant water needs.

Geographic information System (GIS) can be used as tools for monitoring orchard water balances in large areas (i.e. WUA). The emphasis of this study is the application of a decision support tool called HuraGIS (Jiménez-Bello et al. 2010), to determine plot-to-plot water needs comparing actual water applications with the estimated water needs.

2. Material and methods

The WUA where the research was carried out was located in Picassent (Valencia, 39° 21' N - 0° 27' O elevation 47 m) during three seasons (2009, 2010, 2011). The climate was Mediterranean with an average annual rainfall and reference evapotranspiration (ET_o) of 518 and 1114 mm, respectively. The WUA irrigates an area of 178.16 ha, and a total of 434 plots, being citrus the main planted woody crop. The network has a length of 14.019 m. The water is delivered to the field plots direct from the main or submain pipelines through 62 hydrants. Figure 1 shows the distribution network and cadastral plots in the water users association. The WUA was characterized at the hydraulic and agronomical level by collecting hydraulic data as well as tree ground covers and plant water status.

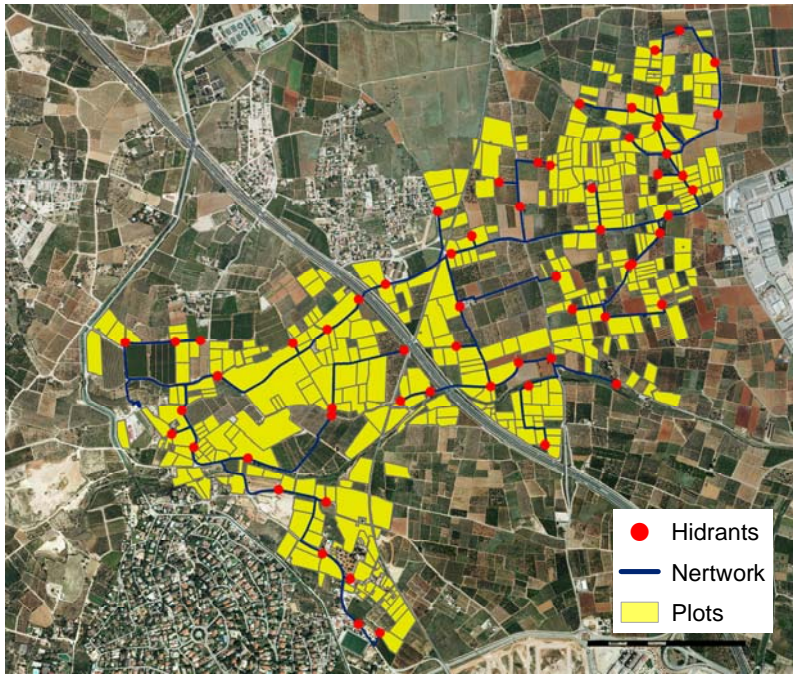


Figure 1. Distribution network layout, hydrants and cadastral data of the Picassent Water User Association.

The collected information was incorporated into a decision support system named HuraGIS (Jiménez-Bello et al. 2010). In each plot, the irrigation volumes applied were registered using in line water meters and compared with the estimated plot-to-plot water needs (ETc). Orchard water requirements (ETc) were estimated using the FAO model (Allen et al. 1998), where $ET_c = ET_o * K_c$.

K_c are the crop coefficient obtained by determining tree ground covers from an orthophoto image with a spatial resolution of 0.50 m and a spectral resolution including the visible and near-infrared bands. In fact, in the case of citrus, Castel (2000) obtained an average yearly K_c based on the tree GC (Table 1).

Table 1: Crop Coefficient (k_c) according ground cover (GC,%) for citrus trees.

GC(%)	Citrus
$20 > GC$	$K_c = 0.021 + GC * 0.0174$
$20 < GC < 70$	$K_c = 0.274 + GC * 0.005$
$70 < GC$	$K_c = K_{c70}$

For each plot, an analysis of the irrigation performance was assessed by obtaining the Seasonal Irrigation Performance Indicator (SIPI) calculated as the ratio between the crop water requirements and the actual volumes of irrigation supplied (Faci et al 2000).

Finally, on July 15, 2011, in some orchards plant water status was determined by measuring midday stem water potential (ψ_{stem}) by means of a pressure chamber in 5 selected trees per orchard and two leaves per tree.

3. Results and Discussion

As an average for the whole WUA, the SIPI values were 95, 96.2 and 107.4 for 2009, 2010 and 2011, respectively. This suggests that pooling data from all plots, irrigation performance was reasonably high. However, it is important to highlight that the plot-to-plot variations in the SIPI values were considerable (see Figure 2, 3). For instance in 2011, as much as 34.7 % of the plots received 20% or more water than what it was needed, while 24.8 % of the plots were watered with 20% or less water than what it was needed. This means that 25% of the plots were actually under deficit irrigation, what might be detrimental to tree performance. On the other hand, up to 35% of the plots were over irrigated. These plots were mostly young orchards where users placed a drip line with all the emitters needed for a mature orchard operating already at the early stages of the orchard life time in order to save labour costs. There were even plots with young citrus plants where eight emitters were operating.

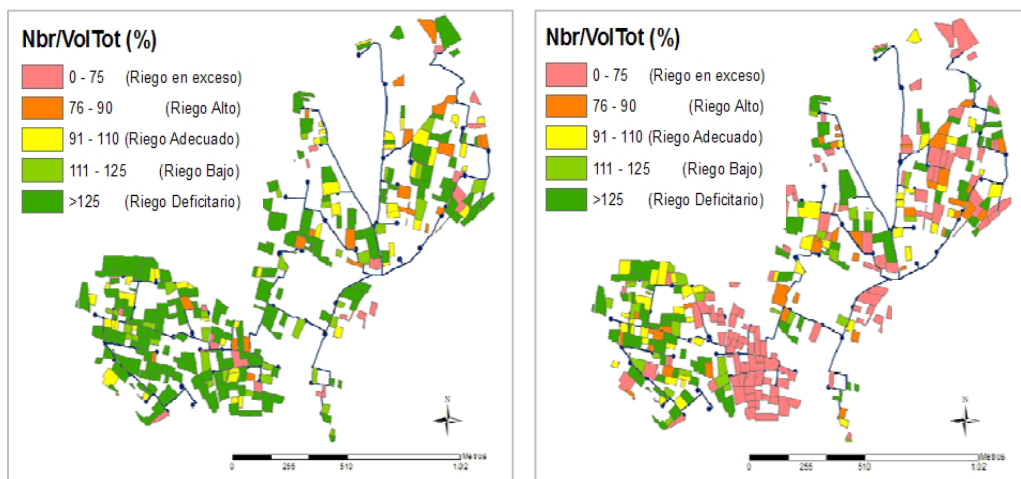


Figure 2: Plot-to-plot variation of the Seasonal Irrigation Performance Index (SIPI, %) calculated during August of 2009 (left) and 2010 (right).

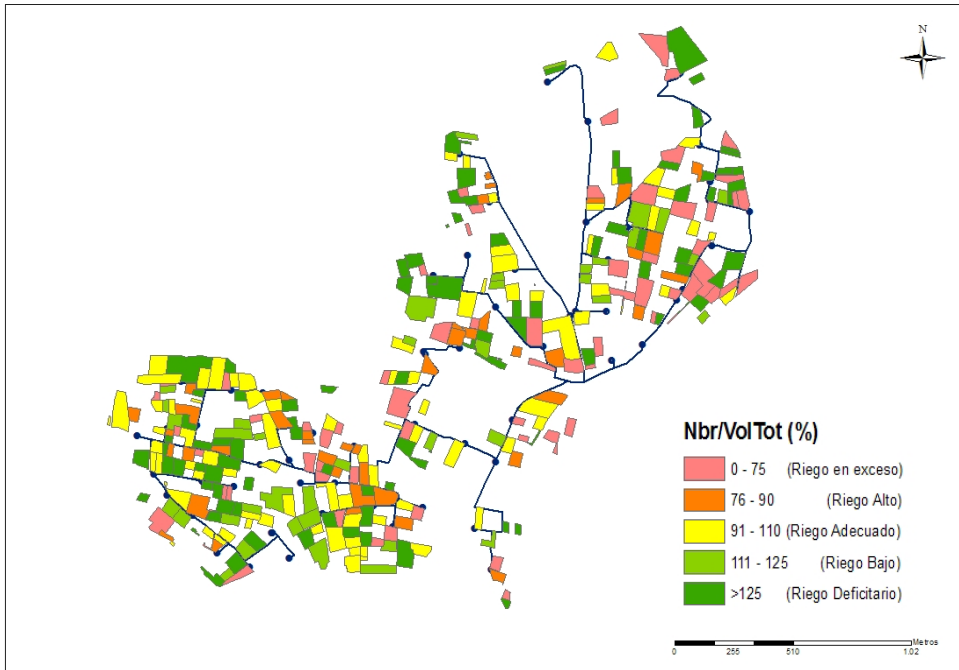


Figure 3: Plot-to-plot variation of the Seasonal Irrigation Performance Index (SIPI, %) calculated during August of 2011

Data summarized in Table 2 also showed that in only 20, 21 and 25% of the plots irrigation was applied in order to match closely the estimated crop water needs (SIPI values between 75 and 125%).

Table 2: Number of plots listed according to their Seasonal Irrigation Performance Index (SIPI, %).

	2009	2010	2011
	# Plots		
SIPI<50	114	188	108
75< SIPI>50	69	99	79
125<SIPI>75	122	113	160
125<SIPI>150	69	72	83
SIPI>150	237	178	210
TOTAL	611	550	640

Overall the results indicate an important inefficiency for the single plot irrigation performance. This was mainly because the drip irrigation agronomical design could not accommodate differences in water needs among plots belonging to the same sectors and therefore to the same turn of irrigation. This suggests that on-farm irrigation efficiency can be greatly improved. A better harmonization of the plot-to-plot irrigation needs with the entire WUA irrigation demand should be conducted. This implies the use of decision support systems in order to be able to handle the different water demands, determining the proper water turns for increasing irrigation efficiency applications. As showed in Figure 2 and 3 the HuraGis model allows an easy detection of anomalous consumption rates by single plots.

Indeed, our results show the need to coordinate the subunit design of different users in order to improve irrigation time efficiency, provided the irrigation scheduling is by shifts. This can be achieved through coordinated action during the process of modernization of the system. Users have to take into account the size of their crops and their future growth and then adjust the water flow rates per crop, activating new emitters as the plants grow up. For existing operational irrigation subunits, the user can be advised on the best number of emitters to operate to get similar irrigation times to the scheduled times. However, it should be noted that already existing subunits may not fulfil all design criteria.

Finally, an effort was made to validate the SIPI index as a potential indicator of the actual plot water status. During a selected day of the 2011 irrigation campaign, the plot-to-plot variation in the SIPI index were highly significantly related to the tree water status estimated by measurements of midday stem water potential (Ψ_{stem}). This indicates that the SIPI index (an irrigation efficiency indicator) allows predicting the plant water status (a physiological indicator), which is normally well related to the tree performance under different irrigation regimes (Ballester et al. 2011).

Overall the results obtained indicate the adequacy of the SPI index obtained from remote sensing images for evaluating irrigation performance in a citrus WUA. Next work should be conducted in order to use the HuraGis model to harmonize on-farm and the whole WUA irrigation needs, and to look for a link between the SIPI index and the plot agronomical responses.

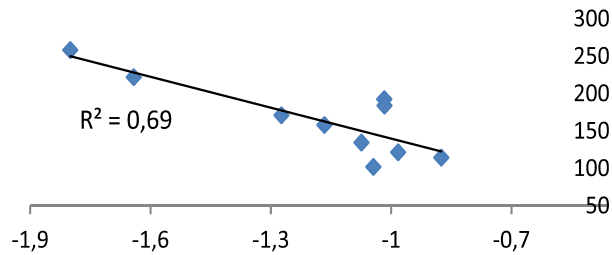


Figure 4: Relationship between the Seasonal Irrigation Performance Index (SIPI, %) and midday stem water potential (ψ_{stem}). Each data point represents a single plot where ψ_{stem} measurements were carried out in August 2011.

4. Acknowledgements

This research was supported by funds Interreg IV SUDOEB project “Telering” and project Rideco-Consolider. Thanks are also due to the technical staff of the Picassent WUA and the growers associated for allowing the research activity.

5. References

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D, y Smith, M. (1998). “Crop Evapotranspiration”. Serie Riego y Drenaje. FAO-56. Roma.
- Ballester, C., Castel, J., Intrigliolo, D.S., Castel, J.R. (2011). Response of Clementina de Nules citrus trees to regulated deficit irrigation. Yield components and fruit composition. *Agricultural Water Management* 98:1027-1032.
- Castel, J.R., 2000. Water use of developing citrus canopies in Valencia, Spain. *Proceeding International Society Citriculture, IX Congress*:223-226.
- Faci, J.M., Bensaci, A., Salti, A., Playán, E., (2000). A case study for irrigation modernisation. I. Characterisation of the district and analysis of water delivery records. *Agricultural Water Management*. 42, 315–334.
- Fereres E, Gonzalez-Dugo, V. 2(009). Improving productivity to face water scarcity in irrigated agriculture. In: Sadras VO, Calderini DF (eds) *Crop physiology: applications for genetic improvement and agronomy*. Academic Press, San Diego, pp 123-143.
- Jimenez-Bello, M. A., Martinez Alzamora, F., Bou Soler, V., Bartoli Ayala, H. J. (2010) Methodology for grouping intakes of pressurised irrigation networks into sectors to minimize energy consumption. *Biosystems Engineering*. 105, 429-438
- Molden, D. (2007). *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. Earthscan, London.
- Phocaidés A., Consultant FAO. (2000). ”Technical Handbook on pressurized irrigation techniques”. Food and agriculture organization of the United Nations. Rome.

3.3. Caracterización de la vegetación a través de análisis de variables topográficas, bioclimáticas y de reflectividad en el PN de La Tinença de Benifassá (Castellón, España).

E.López-Pérez,^{1,2} T. Hermosilla³, H.Boira³ y L.A. Ruiz.^{2,3}

¹ CVER. Centro Valenciano de Estudios sobre el Riego. UPV. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n. 46022 (Valencia, España) Correo electrónico: estloppe@etsia.upv.es

² Depto. De Ing. Cartográfica. UPV. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n. 46022 (Valencia, España)

³ CGAT. Grupo de Cartografía GeoAmbiental y Teledetección. UPV. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n. 46022 (Valencia, España)

³ IAM. Instituto Agroforestal Mediterráneo. UPV. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n. 46022 (Valencia, España)

RESUMEN

Se han caracterizado tres tipos de vegetación, a través de parámetros topográficos y ambientales, junto con el uso de ortoimágenes del Plan Nacional de Ortografía del Territorio (PNOT), y con el apoyo de Sistemas de Información Geográfica. Mediante un análisis de correlación y la evaluación de diferencias significativas entre características derivadas de la topografía del terreno, como la pendiente, orientación, elevación, junto con otras variables ambientales como la radiación emitida, y variables espectrales a través de análisis de texturas de una imagen y el índice de vegetación NDVI. Se ha analizado las características correspondientes a tres grupos de bosques formados por, encinares, quejigares y pinares, obteniéndose un método fiable que permita caracterizar la vegetación a partir de otras variables analizadas.

Palabras clave: vegetación, funciones discriminantes, validación cruzada, PNOT, SIG.

ABSTRACT

Three types of vegetation have been characterized combining topographic and environmental parameters, with orthophotos of the Spanish National Plan of Survey of the Territory (PNOT), and with Geographic Information Systems. A correlation analysis and evaluation of significant differences has been performed. Considered variables were derived from topography, such as slope, aspect, elevation, other environmental variables such as radiation and spectral variables of texture measure image and the vegetation index NDVI. It has been analyzed though, the variables corresponding to three groups formed by oak forests, oaks and pines, obtaining a reliable method to characterize vegetation from other variables.

Palabras clave: vegetation, discriminat fucion, cross validation, PNOT, GIS.

A través de un modelo de parámetros biofísicos de la vegetación, extraídos de la topografía e imágenes aéreas, e interpretando la distribución espacial de los componentes de la vegetación, nos servirá de apoyo a la toma de decisiones para la distribución óptima de la vegetación potencial.

Para llevar a cabo un estudio riguroso se ha elegido una zona de enorme valor paisajístico como la que ocupa las proximidades del Parque Natural de La Tinença de Benifassá, localizada al norte de la Comunidad Valenciana. Se trata de un territorio de acentuada orografía, son tierras de alta montaña, y situadas a pocos kilómetros del mar Mediterráneo. La cubierta vegetal está constituida fundamentalmente por bosques de encinares, quejigares y pinares y sus correspondientes etapas seriales. En las áreas de clima más húmedo, la vegetación prístina de quejigares, utilizada como fuente de recursos energéticos, fue sustituida por plantaciones de pino negral que actualmente dominan gran parte del paisaje como bosques naturales.

La experiencia de los SIG e imágenes aéreas respecto a la vegetación es muy amplia, anteriores estudios han relacionado características de elevación y texturas de imágenes aéreas para la obtención de características de la vegetación (véase Ruiz et al., 2005). El estudio que aquí se lleva a cabo difiere que el análisis se ha basado a nivel de objeto, añadiendo el alto valor natural que mantiene hoy el área de estudio.

DATOS DE PARTIDA

La extracción de información espectral, espacial y topográfica, fue tomada de fotografías aéreas del PNOT de 0,5 m de resolución espacial, correspondientes al vuelo realizado en septiembre de 2008, comparadas con imágenes hechas en invierno, y cedidas por OCMA, facilitó la interpretación de los bosques analizados por la variabilidad de sus hojas. Como base topográfica se utilizó Modelo Digital de Elevaciones (MDE) derivados de mapas topográficos a escala 1:10000.

Las imágenes cuentan con cuatro bandas (tres en la región visible y una en el infrarrojo cercano). La extracción de características han sido calculadas en teselas delimitadas *in situ* de tres tipos de bosques homogéneos existentes en la zona y con el apoyo base del Tercer Inventario Forestal Nacional (3IFN) e interpretación de ortofotografías aéreas. La figura 1 muestra ejemplos de las especies correspondientes a los tres bosques homogéneos puros y el número de teselas inventariadas *in situ*.

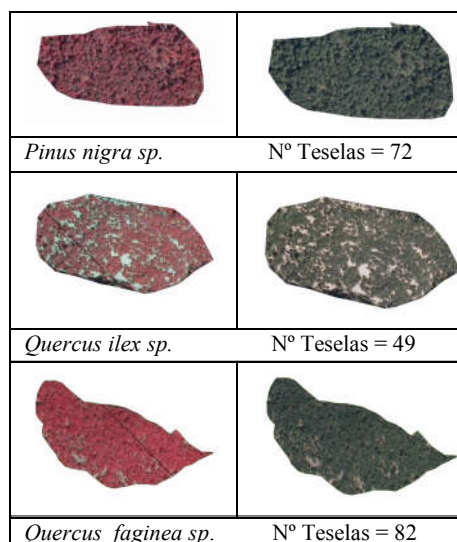


FIGURA 1: Ejemplos de las teselas definidas en falso color infrarrojo (izquierda) y color verdadero (derecha).

Para la obtención de las variables topográficas se construyó un MDE, tomando las curvas de nivel cada 10 m. El MDE raster compuesto por datos de elevación en píxeles y una resolución espacial de 10 m, nos ha servido de base para el cálculo de pendientes, orientación y la radiación recibida.

Otras fuentes de datos como los procedentes del mapa de Series de Vegetación de España de Rivas Martínez a escala 1:400000 y obtenidos del banco de datos de biodiversidad del MMA, fueron utilizados para la descripción biográfica y ecológica de la zona. Así como datos procedentes del 3IFN, sirvieron de base de cartográfica temática para la delimitación *in situ* de las áreas boscosas con GPS.

METODOLOGÍA

Cálculo de características del MDE

Se obtuvieron las variables de pendiente y orientación correspondientes a cada tesela. Así como valores de radiación directa emitida por el sol y que llega a la superficie de la Tierra.

La radiación solar es un factor determinante para la distribución espacial de la vegetación, siendo junto con la elevación, pendiente y el tiempo de exposición, un factor limitante en su distribución. La radiación solar que llega a la superficie esta relacionada con las características del terreno, factores atmosféricos y grado de nubosidad.

Debido a la ausencia de datos de nubosidad, se procedió a calcular la radiación global recibida, tomando sólo valores de la radiación directa. Así, se calculó la energía proveniente de la radiación solar que llega a cada píxel de un Modelo Digital de Terreno (MDT), utilizando como base el MDE calculado previamente. El análisis se elaboró para el año 2008, coincidiendo así con la fecha de adquisición de imágenes.

Cálculo de características espectrales

Las variables espectrales utilizadas fueron dos de las cuatro bandas disponibles, correspondiendo a las bandas que representan la energía reflejada del visible y del infrarrojo cercano. La signatura espectral correspondiente a la vegetación sana muestra un fuerte contraste entre la baja reflectividad del rojo y la alta reflectividad en el infrarrojo de longitud de onda mayor. Esta diferencia es mayor cuanto mayor es la densidad de la vegetación y mejor su estado sanitario, (Chuvieco, 2002).

Con el fin de sintetizar el grado de biomasa y densidad de vegetación, se calculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), cuya expresión es:

$$NDVI = \frac{IR - R}{IR + R} \quad (1)$$

Donde IR corresponde al Infrarrojo cercano y R corresponde a la banda rojo del visible.

Los resultados muestran que el porcentaje del resultado del NDVI para las tres especies forestales consideradas son similares, lo que indica que se tratan de bosques que cuentan con un gran parecido en el grado de la biomasa ocupada, tal y como puede apreciarse en la Figura 2.

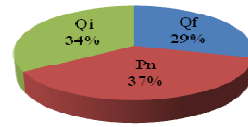


Figura 2: Distribución del comportamiento del NDVI respecto a los tres tipos de especies forestales consideradas.

Análisis de textura

La textura de la imagen es la relación espacial de los niveles de gris de su vecindario, su cálculo se basa en la asignación de un valor a cada píxel en función de su vecindario.

Se calcularon variables de textura calculadas en estadísticas de 2º orden, basadas en la matriz de co-ocurrencia de los niveles de gris (MCNG), que se obtuvo considerando un tamaño de vecindario de 13x13, suficiente para que el tamaño de la vegetación quedara dentro del marco de ventana, capturando así mayor variabilidad del mismo.

Este método presenta la desventaja que los píxeles de los bordes pueden quedar distorsionados al coger valores fuera del rango definido, (Ruiz et al., 2005). De esta manera, fue necesario disminuir el área de los bosques 4m para que los valores fuera de los límites no interfirieran en el análisis. Con una distancia de un píxel se calcularon 7 medidas de texturas, basadas den las propuestas por Haralick (1973) cuyas ecuaciones se recogen en la Tabla 2;

Medida	Expresión
Uniformidad	$\sum_{i=0}^{N_g-1} \sum_{j=0}^{N_g-1} p(i, j)^2$
Entropía	$-\sum_{i=0}^{N_g-1} \sum_{j=0}^{N_g-1} p(i, j) \cdot \log[p(i, j)]$
Contraste	$\sum_{i=0}^{N_g-1} \sum_{j=0}^{N_g-1} (i - j)^2 \cdot p(i, j)$
Media	$\sum_{i=0}^{N_g-1} i \cdot p(i)$
Varianza	$\sum_{i=0}^{N_g-1} \sum_{j=0}^{N_g-1} (i - \mu)^2 \cdot p(i, j)$

M.D.I	$\sum_{i=0}^{N_g-1} \sum_{j=0}^{N_g-1} \frac{p(i, j)}{1 + (i - j)^2}$
Momento producto	$- \sum_{i=0}^{N_g-1} \sum_{j=0}^{N_g-1} (i - \mu) \cdot (j - \mu) \cdot p(i, j)$

Tabla 2: Características de textura derivadas de la MCNG.

Análisis discriminante y validación

Con el objetivo de encontrar variables con similitud en los datos, se elaboró un análisis de correlaciones entre dichas variables y se obtuvo que la medida de la entropía, contraste y disimilitud respecto a la textura presentaban altas correlaciones, por lo que se decidió prescindirlas del análisis.

Para conocer la existencia de diferencias significativas entre las variables estudiadas para cada grupo de vegetación, se elaboró un análisis discriminante. Con este procedimiento se elaboraron las funciones discriminantes que nos servirán para poder predecir la especie a la que correspondería con otras variables medidas.

La validación del método empleado se ha llevado a cabo por la matriz de confusión (Congalton, 1991), 93 observaciones fueron utilizadas para el ajuste del modelo y se obtuvo un resultado del 78.2 % con una clasificación satisfactoria. A continuación, en la Tabla 3, se detallan los resultados que nos informan de fiabilidad del método empleado en las muestras predichas de cada especie y las muestras que pertenecen a la clase real.

	Pn	Qf	Qi	Total	FU
Pn	38	3	5	46	0,83
Qf.	2	36	7	45	0,80
Qi	1	6	12	19	0,63
Total	41	45	24	110	
FP	0,93	0,80	0,50		0,782

Tabla 3: Resultados de la matriz de confusión, para la validación del método

CONCLUSIONES

El método empleado nos permite conocer la relación entre las variables topográficas y el uso de imágenes aéreas para la obtención de un modelo que nos permita una posterior clasificación con otras variables medidas.

El análisis de variables de vegetación a nivel de objeto, presenta limitaciones debido a zonas donde la vegetación pueda no existir en condiciones naturales y tenga un elevado factor antrópico. Es necesario llevar a cabo estudios más profundos de cada bosque, definiendo las áreas ecológicamente más potenciales para el desarrollo óptimo de las especies analizadas.

La combinación de Sistemas de Información Geográfica con imágenes áreas de alta resolución presentan una gran aplicabilidad en el estudio espacial de la vegetación, ya que partiendo de un planteamiento real de las condiciones óptimas de crecimiento de poblaciones de vegetación, se puede llegar a delimitar áreas en las que sea apropiado la reintroducción o repoblación.

Las probabilidades de éxito del método de análisis están estrechamente ligadas al grado de conocimiento de la especie, al detalle y la calidad de la cartografía utilizada.

BIBLIOGRAFÍA

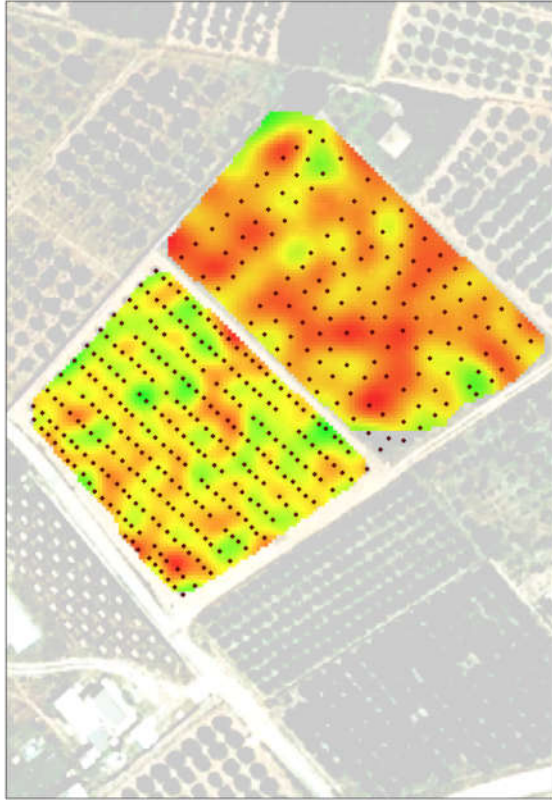
Ruiz, L.A, Recio J.A, y Fernández S. A., 2005. Clasificación de entornos forestales mediterráneos mediante técnicas de análisis de texturas. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales. pp.187-192.

Chuvieco S. E., 2002. Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio. Ariel, Madrid. pp. 337-345.

Congalton, R., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote Sensing of Environment, 37(1), pp. 35-46.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la ayuda aportada por BUSQUETS MOYA, JOAN, de la Oficina Comarcal de Medio Ambiente (OCMA), Sant Mateu-Castellón, por su gran dedicación, facilitando el trabajo de campo en zonas de difícil acceso. A BOIRA H., del Instituto Forestal Mediterráneo (IAM)-UPV, por sus aportaciones.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA