

Evaluación de los diferentes índices para cartografiar biocostras a partir de información espectral

Alonso, M.¹, Rodríguez-Caballero, E.^{1*}, Chamizo, S.¹, Escribano, P.², Cantón, Y.¹

¹*Departamento de Agronomía, Universidad de Almería, España.*

²*Departamento de Desertificación y Geoecología, (EEZA), CSIC, España.*

Resumen: Las biocostras o costras biológicas del suelo (CBS) son comunidades formadas por la asociación de partículas de suelo con microorganismos como cianobacterias, algas, hongos, líquenes, hepáticas o briófitos, que viven en la superficie del suelo. Estas comunidades bióticas cubren las áreas desprovistas de vegetación en los ecosistemas áridos y semiáridos, modificando las propiedades del suelo e influyendo en numerosos procesos clave para el funcionamiento de los ecosistemas. Aunque representan una porción insignificante del perfil del suelo, las CBS regulan el intercambio de gases, agua y nutrientes desde y hacia el suelo, por lo que desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas en los que aparecen. Debido al importante papel que ejercen las CBS en los ecosistemas donde aparecen y a su fragilidad frente a las acciones antrópicas, es necesario conocer de forma precisa su distribución espacial. Para ello, recientemente, se han desarrollado varios índices que permiten cartografiarlas a partir de imágenes obtenidas de sensores remotos. Este trabajo tiene por objetivo evaluar los diferentes índices desarrollados para cartografiar CBS, aplicándolos a una zona distinta para las que han sido desarrolladas. Los diferentes índices se evaluarán a dos escalas espaciales diferentes, parcela y ecosistema. A ambas escalas se analizará la fiabilidad de cada uno de los índices para la cartografía de CBS y su capacidad de diferenciar entre diferentes tipos, así como las principales cubiertas presentes en los sistemas áridos y semiáridos. La gran heterogeneidad espacial de la zona y la similitud espectral entre las CBS y la vegetación seca dificultan la correcta cartografía de ecosistemas en los que las CBS son una componente importante utilizando información multispectral. Sin embargo, los índices basados en información hiperespectral y alta resolución espacial constituyen una herramienta sólida para cartografiar CBS proporcionando una fiabilidad de 71%.

Palabras clave: costras biológicas del suelo, hiperespectral, semiárido, teledetección, radiometría, índices espectrales.

Evaluation of the different spectral indices to map biocrust using spectral information

Abstract: Biological soil crusts (BSC) are complex communities formed by a close association of soil particles and cyanobacteria, algae, microfungi, lichens or bryophytes that live within or immediately on top of the uppermost millimeters of the soil surface. These communities cover non vegetated areas in most of the arid and semiarid ecosystems, and modify numerous soil surface properties and ecosystem processes. Given the importance of BSC in ecosystem functioning, accurate and spatially explicit information on the distribution of BSC is mandatory. With this objective, considerable effort has been devoted to identify and map BSC using remote sensing data, and some spectral indices have been developed. These indexes use the spectral differences among BSC and other surface components like vegetation or bare soil to identify the areas dominated by BSC. Our main objective is to test the feasibility of the previous indices published in the literature for mapping different types of BSC in a complex study area, where these index have not been developed, at different spatial scales. Our results showed the low capability of indexes based

* Autor para la correspondencia: rce959@ual.es

on multispectral images to identify areas covered by BSCat field and image spatial scales. Hyperspectral indices, on the other hand, showed better results than those obtained with multispectral indices, with an accuracy around 71% because they analyzed specific absorption features related with photosynthetic pigments like chlorophyll and carotenoids. We can conclude that the spatial heterogeneity of the area and the spectral similarities among BSC, green and dry vegetation or bare soil makes it difficult to correctly distinguish BSC in arid and semiarid ecosystems using only multispectral information, whereas hyperspectral images offer an important tool to map different types of BSC and to discriminate among these and other surface components.

Key words: biological soil crust, hyperspectral, semiarid, remote sensing, radiometry, spectral indices.

1. Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos representan el 41% de las tierras emergidas del planeta y engloban áreas tan alejadas geográficamente como pueden ser el Desierto de Gurbantunggut (China), el Desierto de Tabernas (España) o el Desierto de Mojave situado al sur de California (EEUU). La escasez de agua y las fuertes presiones antrópicas a las que se encuentran expuestos estos ecosistemas los convierte en áreas muy sensibles a la desertificación, y ha provocado que se las considere erróneamente como áreas con poco valor productivo desde el punto de vista ecológico y social. Sin embargo, estos territorios están habitados por el 38% de la población humana mundial siendo la fuente de múltiples servicios ecosistémicos críticos para el mantenimiento de la vida en la Tierra. Además, éstas zonas poseen alto valor ecológico y contienen algunos de los biomas más diversos del mundo.

Como hemos dicho anteriormente, el agua es un recurso muy escaso en los ecosistemas áridos y semiáridos, ya que el régimen de precipitaciones es muy escaso e impredecible y la evapotranspiración potencial es muy elevada. Debido a esta limitación en la disponibilidad de agua y a las numerosas alteraciones antrópicas, este tipo de ecosistemas forman un paisaje caracterizado por vegetación parcheada compuesta por arbustos y plantas vasculares, entre las que se encuentran zonas desprovistas de vegetación (Tongway y Hindley, 2004). Durante los pocos eventos lluviosos que ocurren, la escorrentía generada en las zonas desprovistas de vegetación se redirige hacia las manchas vegetadas, dando lugar a una redistribución de agua y nutrientes que es crucial para la supervivencia de la vegetación (Ludwig *et al.*, 2005; Puigdefábregas, 2005). Por lo tanto,

el funcionamiento de estos ecosistemas dependerá del comportamiento individual de las diferentes unidades que componen el paisaje (parches vegetados y áreas sin vegetación), pero además, éste estará fuertemente controlado por las interacciones entre ellas a través de los flujos de agua y nutrientes.

Los claros desprovistos de vegetación en este tipo de sistemas, con frecuencia, se encuentran cubiertos por unas comunidades de microorganismos llamadas costras biológicas del suelo (CBS), que son capaces de sobrevivir a condiciones extremas de aridez, temperatura, pH y salinidad (Karnieli, 1997). Las CBS son asociaciones entre cianobacterias, algas, hongos, líquenes, hepáticas o briofitos y las partículas del suelo (West, 1990; Belnap y Gardner, 1993) que habitan en los espacios hostiles para la vegetación y cubren los claros entre las plantas vasculares perennes en casi todas las ecoregiones áridas y semiáridas del mundo. Estos componentes bióticos están considerados ingenieros de los ecosistemas en los que aparecen, ya que ejercen un amplio control sobre la mayoría de los procesos que determinan el funcionamiento y estructura en estos ecosistemas (Eldridge *et al.*, 2010). Las CBS aumentan el contenido de carbono orgánico en el suelo, ya que son capaces de realizar la fotosíntesis, incluso en condiciones adversas para la vegetación (Grote *et al.*, 2010). Además, aumentan la fijación de nitrógeno atmosférico (Castillo-Monroy *et al.*, 2010), y controlan su disponibilidad en el suelo (Castillo-Monroy *et al.*, 2010), regulan la infiltración de agua y la generación de escorrentía (Cantón *et al.*, 2001; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2013), modifican la capacidad de retención de agua en el suelo (Cantón *et al.*, 2001; Belnap, 2006; Castillo-Monroy *et al.*, 2010) y controlan la evaporación (Chamizo *et al.*, 2013). Desde el

punto de vista geomorfológico, reducen la erodibilidad de las superficies no vegetadas (Cantón *et al.*, 2001; Bowker *et al.*, 2008; Chamizo *et al.*, 2012b; Kidron *et al.*, 2012; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2013), modelando de esta forma el paisaje. En cuanto a su relación con otros componentes bióticos del ecosistema, sabemos que su presencia afecta a la abundancia y funcionamiento de las plantas vasculares (DeFalco *et al.*, 2001), y controla la diversidad y el comportamiento de las comunidades microbianas (Castillo-Monroy *et al.*, 2011) y de artrópodos presentes en el suelo. Aunque su papel en el funcionamiento de los ecosistemas maduros es muy importante, las CBS poseen un rol ecológico perfectamente definido en los ecosistemas áridos y semiáridos, donde actúan como colonizadores primarios y ocupan los lugares donde la vegetación no puede establecerse. Cuando las CBS colonizan el suelo, modifican numerosas propiedades de éste como la porosidad (Menon *et al.*, 2011; Miralles *et al.*, 2011), el contenido en materia orgánica (Chamizo *et al.*, 2012b) o la microtopografía (Belnap, 2006; Belnap *et al.*, 2008; Kidron *et al.*, 2010; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2012), aumentan la concentración de nutrientes disponibles para las plantas vasculares y facilitan su germinación (DeFalco *et al.*, 2001; Boeken *et al.*, 2004). A pesar de su elevada capacidad para sobrevivir en ambientes extremos, las CBS poseen un metabolismo y funcionalidad fisiológica muy dependientes de la temperatura y humedad ambiental y son muy frágiles a las alteraciones antrópicas. Estas características convierten a las CBS en indicadores de calidad ambiental (Tongway y Hindley, 1995) y aportan información muy valiosa para los estudios que pretenden evaluar los efectos de la desertificación y el cambio global en zonas áridas y semiáridas.

La mayoría de los estudios existentes sobre el efecto de las CBS en las propiedades del suelo o los ciclos biogeoquímicos no tienen en cuenta la heterogeneidad espacial de los ecosistemas áridos y semiáridos y se centran en escalas muy detalladas. Estos estudios a escala de pequeña mancha o parcela no reflejan el efecto real de las CBS sobre los diferentes procesos que analizan, ya que omiten las posibles interacciones que ocurren entre las comunidades de CBS y los diferentes elementos que componen el paisaje. Por lo tanto, para poder conocer realmente el papel que ejercen las CBS sobre los diferentes procesos clave del ecosistema,

y por lo tanto su importancia en el funcionamiento de las zonas áridas y semiáridas, es imprescindible analizar cada uno de estos procesos a escalas más generales, y estudiar, no sólo su repuesta individual, sino sus interacciones con los otros componentes del paisaje (Cortina *et al.*, 2010; Kidron, 2014). Sin embargo, para poder realizar este paso, es imprescindible conocer su distribución espacial de forma continua y detallada (Cantón *et al.*, 2011; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2014).

Como consecuencia del importante rol que se atribuye a las comunidades de CBS y a su distribución espacial dentro del ecosistema, se han realizado numerosos estudios sobre su respuesta espectral y la posibilidad de usar imágenes adquiridas mediante sensores remotos para su cartografía (Graetz y Gentle, 1982; Jacobberger, 1989; O'Neil, 1994; Rollin *et al.*, 1994; Karnieli y Tsoar, 1995; Pinker y Karnieli, 1995; Karnieli y Sarafis, 1996; Karnieli *et al.*, 1996; Tsoar y Karneili, 1996; Karnieli, 1997; Karnieli *et al.*, 1999; Chen *et al.*, 2005; Weber *et al.*, 2008; Chamizo *et al.*, 2012c; Karnieli *et al.*, 2014; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2014). Los resultados presentados en estos trabajos demuestran que la información espectral obtenida mediante sensores remotos es una herramienta muy útil para identificar y cartografiar áreas cubiertas por CBS (Karnieli *et al.*, 1997; Chen *et al.*, 2005; Weber *et al.*, 2008; Karnieli y Rozenstein, 2014), e incluso para cuantificar su cobertura dentro de cada píxel (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2014). Además, estos trabajos han permitido el desarrollo de diferentes índices capaces de discriminar las zonas dominadas por estos organismos de otras superficies típicas de los ambientes áridos y semiáridos como el suelo desnudo o la vegetación seca (Karnieli, 1997; Chen *et al.*, 2005; Weber *et al.*, 2008; Chamizo *et al.*, 2012c). Los primeros índices que se desarrollaron fueron el *Crust Index* (CI) (Karnieli, 1997) y el *Biological Soil Crust Index* (BSCI) (Chen *et al.*, 2005). Aunque ambos índices utilizaban imágenes multiespectrales LANDSAT TM para discriminar áreas cubiertas por CBS, el primero de ellos fue ideado para identificar áreas cubiertas por cianobacterias, a partir de su elevada reflectancia en la región del azul, como consecuencia de la presencia de ficobilina (Karnieli y Sarafis, 1996), mientras que el BSCI utiliza la pendiente de la curva de reflectancia entre la región del verde y del rojo para diferenciar líquenes de otros componentes

del paisaje, como vegetación seca o arenas (Chen et al., 2005). Sin embargo, estos índices han dado resultados poco satisfactorios en áreas complejas (Weber et al., 2008), debido entre otras causas a la similitud espectral entre los diferentes componentes de las regiones áridas y semiáridas (Weber et al., 2008; Escribano et al., 2010) y a la gran heterogeneidad espacial característica de las zonas áridas y semiáridas (Rodríguez-Caballero et al., 2014). Los índices desarrollados a partir de información hiperespectral, como el *Continuum Removal Crust Identification Algorithm* (CRCIA) (Weber et al., 2008) y el Índice Desarrollado por Chamizo et al. (2012c) (*Crust Development Index*, CDI), por el contrario, han demostrado una mayor capacidad para discriminar las zonas cubiertas por CBS de otras cubiertas típicas de ambientes áridos y semiáridos (Weber et al., 2008). Estos índices utilizan información espectral muy precisa y bandas estrechas de absorción que permiten identificar la presencia de los diferentes pigmentos y compuestos característicos de los diferentes tipos de CBS. El CDI, además, ofrece la posibilidad de identificar diferentes tipos de CBS y estados de desarrollo, lo cual es muy importante ya que el efecto de las CBS sobre las propiedades del suelo y los procesos clave que controlan los ecosistemas depende del tipo de costra y de su grado de desarrollo (Chamizo et al., 2012a; Concostrina-Zubiri et al., 2013). Aunque estos índices han supuesto un avance en cuanto a la cartografía de costras, aún no existen estudios que comparen la capacidad real de cada uno de ellos para identificar y cartografiar diferentes tipos de CBS en un ecosistema con elevada heterogeneidad espacial. Estos índices están desarrollados sobre áreas con baja heterogeneidad espacial, sin embargo, lo mayoría de ecosistemas áridos y semiáridos donde abundan las CBS se caracterizan por una alta heterogeneidad espacial en la cubierta del suelo. En estas zonas, con frecuencia, vamos a encontrar píxeles ocupados por diferentes cubiertas, que van a enmascarar la respuesta espectral de las CBS, impidiendo su identificación y cartografía (Rodríguez-Caballero et al., 2014). Por lo tanto, es crucial evaluar cómo se comportan estos índices en las condiciones alta heterogeneidad en las cubiertas típicas de ecosistemas semiáridos.

El objetivo del trabajo es evaluar la eficacia de las diferentes metodologías existentes para cartografiar superficies cubiertas por CBS en un

área caracterizada por una elevada heterogeneidad espacial, como es el área experimental de El Cautivo (desierto de Tabernas, en Almería). Para alcanzar este objetivo, primero se analizará el potencial de los diferentes índices de cartografía de CBS para discriminar entre zonas puras de suelo desnudo, costra de cianobacterias, costra de líquenes y vegetación, a partir de espectros de campo. Posteriormente, se aplicarán los mismos índices a escala de imagen. De esta forma, además de analizar la eficacia de cada índice para identificar diferentes tipos de CBS, y diferenciarlas de los diferentes cubiertas típicas de los ambientes áridos y semiáridos, podremos evaluar como la heterogeneidad espacial característica de este tipo de sistemas afecta a la capacidad de los diferentes índices, lo cual supondrá un punto de partida para futuros trabajos de cartografía de zonas cubiertas por CBS.

2. Zona de estudio

El estudio se realizó en el área experimental El Cautivo, localizada en el subdesierto de Tabernas al sureste de España, en la provincia de Almería (Figura 1). Se trata de un paisaje acarcavado desarrollado sobre margas yesíferas en las que predominan los suelos poco desarrollados como Leptosoles, Regosoles y Gipsisoles. El Cautivo presenta un clima Termomediterráneo semiárido con una temperatura media anual de 18,5°C, una evapotranspiración potencial anual de 1500 mm y una precipitación media anual de 235 mm (Lázaro et al., 2001), y según el índice de aridez de Thornthwaite es una de las zonas más áridas de Europa.

La erosión hídrica es uno de los principales procesos abióticos que modulan la geomorfología de este paisaje y, junto con la topografía, controla la distribución espacial de los distintos tipos de cubiertas que constituyen la zona (Cantón et al. 2004). Se diferencian cuatro cubiertas: i) Suelo desnudo encostrado físicamente; ii) biocostras dominadas por cianobacterias y algunas especies de líquenes pequeños y oscuros, como *Collema cristatum* (L.) (Lázaro et al., 2008); iii) biocostras dominadas por macrolíquenes de color claro como *Squammarina lentigera* (Web.) Poelt, *Squammarina cartilaginea* (With.) P. James, *Diploschistes diacapsis* (Ach.), Lumbsch y *Diploschistes ocellatus* (Vill.) Norman, (Lázaro et al., 2008); iv) una

mezcla de vegetación verde y seca, dominada por comunidades de espartal (*Macrochloa tenacissima*), y por una mezcla de matorral semiárido, principalmente *Helianthemum almeriense*, *Thymus hyemalis* y *Artemisia barrelieri* (Cantón *et al.*, 2004).

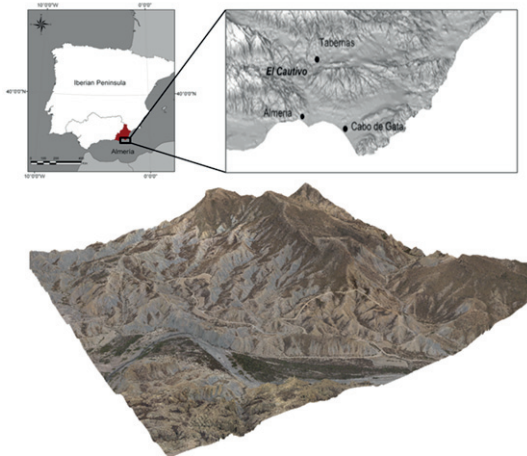


Figura 1. Zona de estudio: Área Experimental El Cautivo.

3. Material y métodos

3.1. Adquisición de la imagen y geoprocesamiento

En este trabajo se ha utilizado una imagen hiperespectral CASI 1500i (*Compact Airborne Spectrographic Imager*) (Figura 2). La imagen fue adquirida el 20 de mayo de 2010 por el Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA) con una resolución espacial de $1,5 \text{ m} \times 1,5 \text{ m}$ y una resolución espectral de $7,8 \text{ nm FWHM}$ entre 368 y 1051 nm. La imagen fue corregida geométrica y topográficamente mediante PARGE (ReSe Applications Schlöpfer, Wil, Switzerland), mientras que la corrección espectral se realizó con ATCOR4. Para el proceso de corrección espectral se utilizaron 25 espectros de campo, adquiridos durante la campaña de adquisición de la imagen. Los espectros se tomaron en áreas homogéneas (más de un 90% de cobertura homogénea) dominadas por solo una de las principales cubiertas (suelo desnudo, costra de cianobacterias, costra de líquenes, vegetación seca y vegetación verde).



Figura 2. Imagen hiperespectral CASI 1500i

3.2. Espectros de campo

Para analizar el potencial de los diferentes índices desarrollados para la cartografía zonas puras dominadas por un solo tipo de CBS, se utilizaron espectros de campo adquiridos en parcelas homogéneas. Se seleccionaron aleatoriamente 100 parcelas de $4,5 \text{ m} \times 4,5 \text{ m}$ (equivalente a 3×3 píxeles en la imagen) en áreas donde solo predominaba un tipo de cubierta, con una cobertura mayor del 90%. Se seleccionaron 20 parcelas en cada tipo de cubierta (suelo desnudo, cianobacteria, líquen, vegetación seca y vegetación verde). Una vez establecidas las parcelas, se elaboró una librería espectral que recopiló las firmas espectrales de cada parcela. Los datos de reflectancia fueron adquiridos con un espectrorradiómetro GER 1500 (Spectra Vista Corporation) el 4 octubre del 2013, en un día claro y durante dos horas antes y después del medio día solar (entre las 12:00 y las 14:00 hora local). Se tomaron 5 espectros en cada una de las parcelas, con un total de 100 espectros por clase (5 espectros \times 20 parcelas). La librería espectral creada se utilizó como base de datos para la calibración y validación de los diferentes índices analizados en este trabajo. Los 100 espectros obtenidos para cada una de las clases se repartieron en dos bases de datos: una de calibración que fue utilizada para determinar el umbral óptimo para la detección de cada clase (con un total de 40 espectros por clase) y otra de validación (con un total de 60 espectros por clase).

3.3. Parcelas de entrenamiento y validación

3.3.1. Parcelas de entrenamiento y validación

Para la aplicación de los diferentes índices a escala de imagen, se identificaron 40 parcelas de entrenamiento y 60 parcelas de validación para cada una de las cubiertas dominantes en la zona de estudio (suelo desnudo, cianobacterias, líquenes, vegetación seca, vegetación verde), con un total de 500 parcelas, 100 parcelas por clase. La selección de las parcelas se hizo a partir de una ortoimagen de 10 cm de tamaño de píxel, obtenida en verano de 2011. Posteriormente, las 5 clases iniciales se reagruparon en 3 clases: i) costra biológica dominada por cianobacterias, ii) costra biológica dominada por líquenes y iii) áreas no cubiertas por costras biológicas del suelo (No CBS), esta última clase formada por parcelas de suelo desnudo, vegetación verde y vegetación seca, ya que la mayoría de los índices sólo diferencian entre CBS y No CBS, incluyendo en esta última clase las áreas dominadas por suelo desnudo y vegetación verde o seca.

3.3.2. Parcelas de cobertura

La cobertura de cada uno de los tipos de cubiertas o componentes superficiales (suelo desnudo, cianobacterias, líquenes, vegetación seca y verde) se midió en campo durante una campaña realizada en mayo en 2011. Durante la campaña de muestreo, se realizaron 20 transectos, 4 sobre cada una de las geoformas o unidades del paisaje que según Cantón *et al.*, (2004) integran el área experimental: i) laderas orientadas al NE dominadas por líquenes y vegetación muy dispersa, ii) laderas orientadas al SW cubiertas por una costra estructural sobre marga desnuda, iii) laderas orientadas al NE cubiertas por espartal, iv) piedemontes cubierto por arbustos perennes y CBS en los claros entre la vegetación, y v) zonas deposicionales cubiertas por cianobacterias. Los transectos se realizaron paralelos a la línea de máxima pendiente de las laderas buscando así la máxima variabilidad de cobertura, y estaban formados por 3 parcelas de 4,5 m × 4,5 m (3 píxeles de la imagen CASI) cada uno, a excepción del espartal donde la longitud de la ladera nos obligó a instalar 4 parcelas para recoger toda la variabilidad espacial. Debido a la dificultad de establecer la frontera entre las

laderas con orientación NE dominadas por líquenes y el piedemonte, se realizaron 8 transectos de 3 parcelas cada, uniendo estas dos geoformas, con un total de 24 parcelas. En cada una de las 64 parcelas se estimó la cobertura de suelo desnudo, cianobacterias, líquenes y vegetación siguiendo la metodología descrita por Tongway y Hindley, 1995. Para ello calculamos la cobertura de cada una de las cubiertas en dos transectos dentro de la parcela, uno paralelo a la máxima pendiente y otro perpendicular. Posteriormente se estimó el valor promedio de cada cubierta en los dos transectos.

3.4. Descripción de los índices existentes

Los cuatro índices desarrollados para cartografiar CBS (*Crust Index* (CI) (Karnieli, 1997); *Biological Soil Crust Index* (BSCI) (Chen *et al.*, 2005); *Continuum Removal Crust Identification Algorithm* (CRCIA) (Weber *et al.*, 2008); y *Crust Development Index*, (CDI) (Chamizo *et al.*, 2012c)) constituyen la base de la metodología aplicada en este trabajo. Los dos primeros fueron desarrollados para cartografiar diferentes tipos de CBS a partir de datos multiespectrales aunque también han sido evaluados con imágenes hiperespectrales resampleadas a resolución multiespectral (Weber *et al.*, 2008). El CRCIA y el CDI, por el contrario, requieren información hiperespectral para su aplicación, ya que es necesario conocer la absorción específica de diferentes pigmentos que aparecen en las diferentes costras biológicas del suelo, como la clorofila o los carotenos. Para calcular la absorción específica de estos compuestos se aplica la técnica del “*continuum removal*” (CR), que realiza las absorciones de cada espectro. El continuo de una firma es la forma general de la firma espectral, definida como el límite máximo de la curva de reflectividad (Clark y Roush, 1984). El CR se obtiene dividiendo la reflectancia de la firma espectral entre la reflectancia del continuo. De esta forma las zonas donde coincidan las dos curvas el CR tomará valor 1 en el caso contrario el valor será menor que 1 y mayor o igual a 0.

3.4.1. Índices multiespectrales

El primer índice publicado para la cartografía de zonas dominadas por CBS fue el CI (Karnieli, 1997) (Ecuación 1). Este índice se basa en la presencia del pigmento ficobilina, sólo presente en las cianobacterias, que aporta una alta reflectancia en

la región del azul (Karnieli y Sarfis, 1996). Para su determinación, se calcula la diferencia normalizada entre las bandas espectrales del rojo y el azul a partir de imágenes Landsat TM. Se desarrolló para ser aplicado en una zona en el desierto de Negev, entre Israel y Egipto, con una cobertura del 90% de CBS, en su mayoría cianobacterias.

$$CI = 1 - \frac{(R_{ROJO} - R_{AZUL})}{(R_{ROJO} + R_{AZUL})} \quad (1)$$

R_{ROJO} y R_{AZUL} representan los valores de reflectancia en la banda del rojo y el azul respectivamente.

El segundo índice desarrollado para la cartografía de zonas dominadas por CBS fue el BSCI (Chen *et al.*, 2005) (Ecuación 2). Este índice identifica zonas con más de un 30% de superficie cubierta por líquenes a partir de imágenes Landsat ETM+ (Chen *et al.*, 2005). Su fundamento se basa en las diferencias en la pendiente de la curva de reflectancia entre la región del verde y del rojo. Las CBS presentan una menor pendiente que para zonas cubiertas de vegetación verde, vegetación seca o arena. Además, se supone que en la región del visible (VIS) y el infrarrojo cercano (NIR) las CBS presentan unos valores más bajos de reflectancia que el suelo desnudo, vegetación seca y vegetación verde.

$$BSCI = 1 - \frac{L(R_{ROJO} - R_{VERDE})}{R_{RVIRMEDIA}} \quad (2)$$

R_{ROJO} y R_{VERDE} representan los valores de reflectancia en la banda del rojo y del verde respectivamente, L es un parámetro para amplificar la diferencia entre la reflectancia del rojo y el verde y $R_{RVIRMEDIA}$ es la reflectancia media de las bandas rojo, verde e infrarrojo cercano.

Para la aplicación de ambos índices multispectrales (CI y BSCI), fue necesario el “remuestreo” tanto de los datos obtenidos mediante radiometría de campo como de la imagen hiperespectral CASI 1500i a la resolución del sensor LANDSAT. El remuestreo consistió en cambiar la resolución hiperespectral de la imagen original CASI a resolución multispectral LANDSAT.

3.4.2. Índices hiperespectrales

El índice CRCIA (Weber *et al.*, 2008) y CDI (Chamizo *et al.*, 2012c), a diferencia de CI y BSCI, emplean información hiperespectral para

identificar zonas cubiertas por costras biológicas del suelo. Estos índices analizan las características espectrales de las diferentes superficies a partir del CR y la forma de la firma hiperespectral. Además, el CDI es capaz de identificar áreas cubiertas por diferentes tipos de CBS en diferente estado de evolución y diferenciarlas de otras cubiertas como la vegetación o el suelo desnudo.

El índice CRCIA (Figura 3.1) fue diseñado para discriminar zonas dominadas por CBS de las distintas cubiertas presentes en zonas desérticas a partir de una imagen hiperespectral CASI. Este índice analiza las diferentes absorciones específicas en la región del visible de los pigmentos presentes en las CBS que permiten discriminar las CBS de otras cubiertas. El algoritmo consiste en un árbol de decisión de manera que se discrimina entre CBS y no CBS mediante umbrales definidos para cada variable. Las zonas cubiertas por CBS muestran un máximo de absorción alrededor de 516 nm relacionado con la presencia de carotenos, y otro en la banda del rojo entre 667 y 683 nm, relacionado con la presencia de clorofila a. Esta absorción es mayor en la vegetación y menor en el suelo desnudo. Además, el valor de CR en la firma espectral de las CBS decrece de forma continua desde 637 nm hasta 667 nm y crece de forma continua desde 682 nm hasta 698 nm. El CR toma el valor 1 en algún punto situado entre las dos principales absorciones (CR516 nm y CR667 nm), en torno a 600 nm, en las zonas dominadas por CBS mientras que en el caso de la vegetación seca y verde, el valor es siempre menor. Por último, las CBS muestran siempre una menor pendiente en la curva de CR entre 652 y 667 nm, que entre 682 y 698 nm, que permite diferenciarlas de los líquenes que aparecen sobre las rocas (Figura 3.1) (Weber *et al.*, 2008).

Para nuestro estudio, el CRCIA se aplicó con una modificación respecto al original, ya que en El Cautivo la presencia de líquenes de rocas es apenas representativa. De esta forma, las reglas aplicadas fueron las presentadas en la Figura 3.2.

El CDI (Figura 4.1) es el índice más reciente desarrollado para la identificación de áreas cubiertas por CBS, y aunque sólo ha sido aplicado a espectros de campo, es capaz de diferenciar entre distintos tipos de CBS y etapas de desarrollo. El CDI, al igual que el CRCIA, utiliza el valor de las absorciones específicas obtenidas mediante el CR,

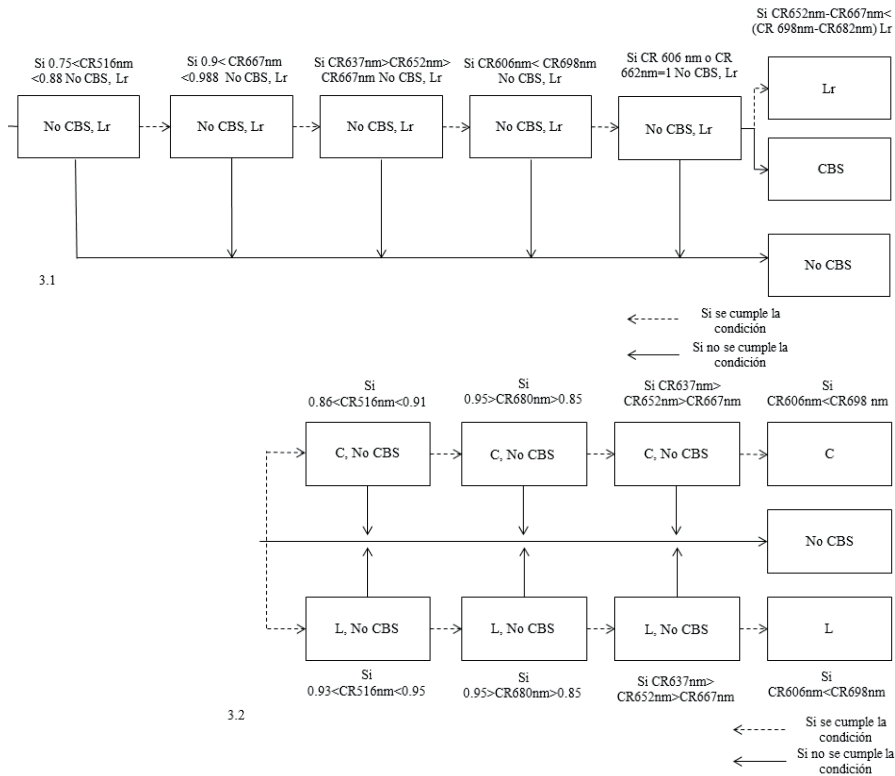


Figura 3. Continuum Removal Crust Identification Algorithm (CRCIA). 3.1 CRCIA original; 3.2 CRCIA modificado para su aplicación en El Cautivo. (No CBS corresponde a superficies no cubiertas por costras biológicas (suelo desnudo, vegetación seca y verde) y CBS representa las áreas cubiertas por costras biológicas. L_r son los líquenes sobre rocas).

además de diferencias de pendiente en la curva de reflectancia entre determinadas bandas. La clasificación se realiza a través de un árbol de decisión descartando entre tipos de cubiertas mediante los siguientes criterios: La absorción por agua a 1450 nm permite diferenciar la vegetación de los demás tipos de cubierta (si $CR_{1450nm} < 0,66$, entonces se clasifica como vegetación); la absorción por clorofila a 680 nm permite diferenciar CBS de suelo desnudo o suelo encostrado físicamente (si $CR_{680} > 0,97$, entonces se clasifica como suelo encostrado físicamente); la menor pendiente entre 750-980 nm permite diferenciar CI de CBS más desarrolladas (si pendiente 750-980 nm $< 0,006$, entonces se clasifica como CI); la acusada pendiente entre 680-750 nm en CBS de líquenes y musgo permite diferenciar éstas de otros tipos de CBS (si pendiente 680-750 nm $> 0,19$, entonces se clasifica como Lm); la mayor absorción por carotenos a 500 nm en musgos y menor absorción en

líquenes permite diferenciar entre CBS de musgo, cianobacterias o líquenes, (si $CR_{500nm} < 0,67$ entonces se clasifica como musgo; si $CR_{500} > 0,90$, entonces se clasifica como liquen; y si no, se clasifica como cianobacteria) (Figura 4.1).

Para la aplicación del CDI, tanto a los espectros de campo como a la imagen fue necesaria una modificación respecto al original, ya que el rango espectral de la imagen CASI y del radiómetro era menor que el utilizado en el trabajo original. Para ello, se calculó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (Rouse *et al.*, 1973) y se utilizó este índice para la discriminación de la vegetación respecto al resto de cubiertas. Por otra parte, no se consideraron las variables usadas para la discriminación de CBS de cianobacterias incipiente y musgo, ya que estas costras son poco representativas en la zona de estudio. Además, posteriormente, se introdujo un nuevo paso para discriminar vegetación seca, la cual es uno de los

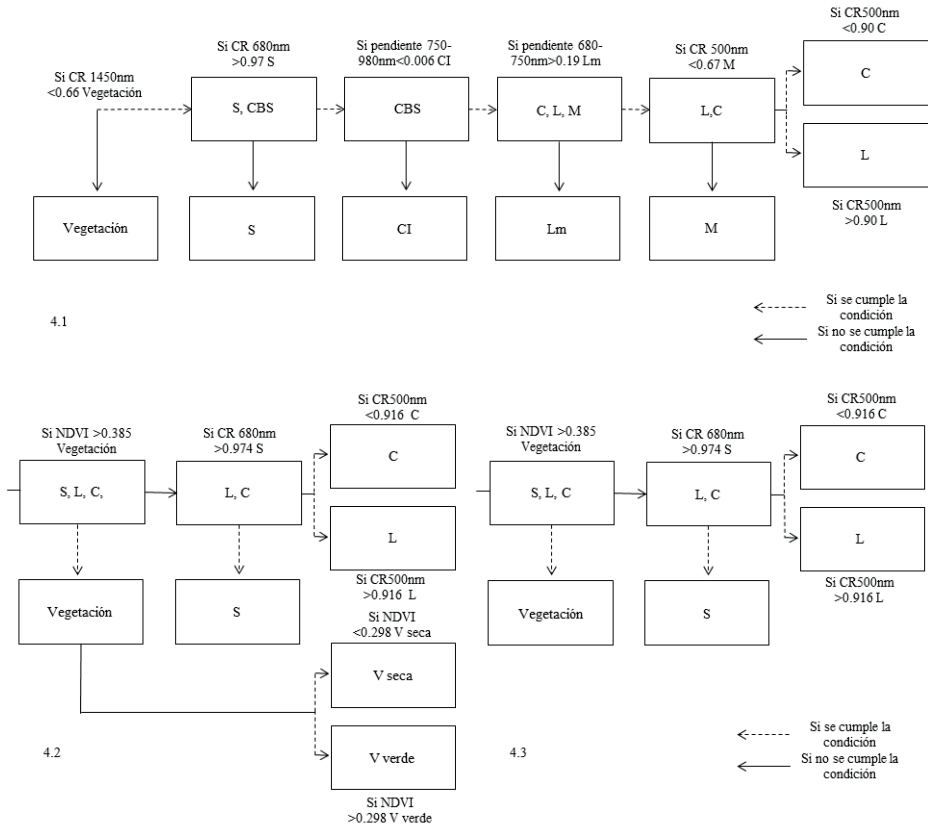


Figura 4. Crust Development Index (CDI). 4.1 CDI original; 4.2 CDI modificado para su aplicación en El Cautivo; 4.3 CDI modificado para su aplicación en El Cautivo, con un paso adicional para discriminar vegetación seca. (P corresponde a superficies dominadas por suelo desnudo, CBS representa las áreas cubiertas por costras biológicas (Cianobacterias incipientes (CI), líquen y musgos (Lm), cianobacterias (C), líquenes (L) y musgos (M)).

elementos más abundantes en las zonas áridas y semiáridas. Para ello se utilizó el máximo valor de CR entre 516 nm y 680 nm, que presenta valores cercanos a 1 en las zonas cubiertas por vegetación verde o seca (Weber *et al.*, 2008). El índice final aplicado queda descrito en la Figura 4.2.

3.5. Calibración y validación

Los espectros de entrenamiento se utilizaron para calibrar los diferentes índices multispectrales y las variables requeridas para la aplicación de los índices hiperespectrales en zonas espacialmente homogéneas dominadas por un único tipo de cubierta o componente superficial. Durante la calibración, se seleccionó el valor óptimo de cada índice y de cada variable para diferenciar los dos tipos de costra biológica (líquenes y cianobacterias) entre sí, y para discriminar las superficies

cubiertas por CBS de las otras cubiertas presentes en la zona de estudio (suelo desnudo, vegetación seca y vegetación verde). Este valor se calculó como el valor promedio de todos los espectros de entrenamiento y su intervalo de confianza, según la metodología propuesta por Weber *et al.* (2008). Una vez seleccionado el umbral óptimo para cada tipo de CBS, se clasificaron los espectros de validación. El proceso se repitió con las parcelas de entrenamiento seleccionadas en la ortoimagen, y posteriormente se aplicó la clasificación a toda la imagen CASI.

La precisión de cada índice tanto a nivel de espectro (escala de parcela) como a nivel de imagen (escala de ecosistema) se evaluó mediante la matriz de confusión calculando así los errores de comisión y omisión, precisión global y el coeficiente Kappa de Cohen (Congalton y Green, 2008).

4. Resultados

4.1. Respuesta espectral de las diferentes cubiertas en la zona de estudio

Las diferentes cubiertas muestran rasgos espectrales similares en el visible e infrarrojo cercano, pero con algunos matices característicos que permiten diferenciarlos (Figura 5), sobre todo cuando utilizamos información hiperespectral (Figura 5.1). La curva de reflectancia del suelo desnudo y la de las dos tipos de costra identificadas en El Cautivo presentan una forma muy similar, con una baja reflectancia en el azul que aumenta progresivamente en el rango del visible hasta el infrarrojo cercano. Sin embargo, el espectro de las superficies dominadas por CBS presenta una absorción en torno a 680 nm relacionado con la presencia de clorofila a (Figura 5.3), y una mayor reflectancia en el infrarrojo cercano que permite diferenciarla del suelo desnudo. Las cianobacterias presentan una menor reflectancia que los líquenes en todo el visible e infrarrojo cercano, que permiten diferenciar los dos tipos de costras biológicas a partir de información multi o hiperespectral, aunque la principal diferencia se observa cuando analizamos el CR a 500 nm, donde las cianobacterias presentan un fuerte absorción como consecuencia de la presencia de carotenos (Figura 5.3) (Weber *et al.*, 2008; Chamizo *et al.*, 2012c) (Figura 5.3). La vegetación seca presenta una curva de reflectancia que asciende desde 400 nm a 1100 nm debido a la presencia de componentes estructurales como la lignina. Pero, a diferencia del suelo desnudo, los líquenes o las cianobacterias, su curva muestra un incremento lineal y una mayor pendiente en el visible (Nagler *et al.*, 2000) (Figura 5.1 y Figura 5.2), con una débil absorción alrededor de 504 y 680 nm como consecuencia de su baja actividad fotosintética (Figura 5.2). La respuesta espectral de la vegetación fotosintéticamente activa está caracterizada por una baja reflectancia en la región del visible debido a las fuertes bandas de absorción que poseen los pigmentos fotosintéticos principalmente carotenos y clorofila a (504 nm y 680 nm) (Figura 5.2) y por una alta reflectancia en el NIR relacionado con la morfología de la hoja (Figura 5.1 y Figura 5.3), que permiten diferenciarla del resto de cubiertas.

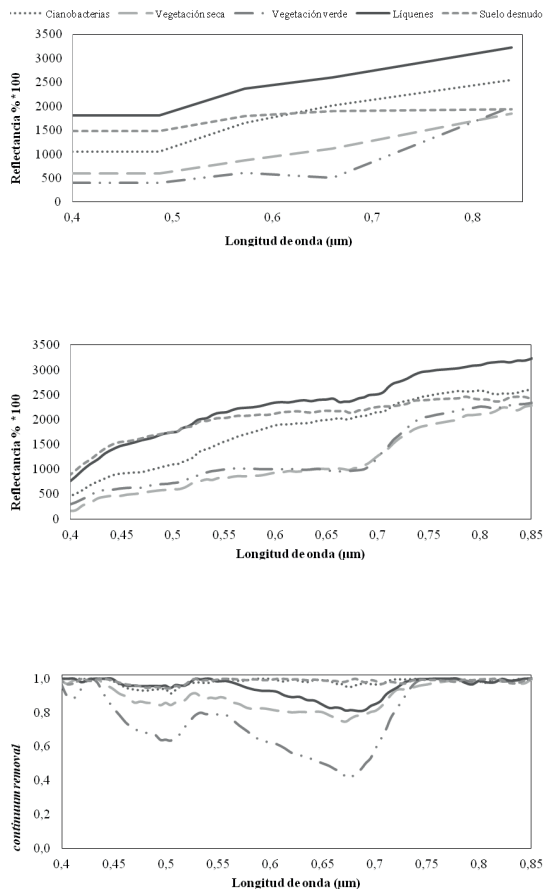


Figura 5. Respuesta espectral de las diferentes cubiertas en la zona de estudio (suelo desnudo, cianobacterias, líquenes, vegetación seca y vegetación verde) a distintas resoluciones espectrales; 5.1. Multiespectral; 5.2. Hiperespectral; y 5.3 Continuum Removal (CR).

4.2. Aplicación de los diferentes índices para la cartografía de costras biológicas del suelo a espectros de campo obtenidos sobre parcelas puras

Cuando analizamos el valor de los dos índices multiespectrales (CI y BSCI) obtenidos a partir de los espectros de entrenamiento, observamos que los diferentes tipos de CBS presentes en la zona de estudio presentan valores muy diferentes para los dos índices, lo cual nos permite diferenciar entre líquenes ([0,84-0,89] y [0,85-0,9] para CI y BSCI respectivamente) y cianobacterias ([0,69-0,76] y [0,70-0,77] para CI y BSCI respectivamente). Sin embargo, se observó cierto solape

entre las diferentes CBS y las otras cubiertas. El índice CI permitió diferenciar bastante bien entre vegetación verde [0,63-0,75], vegetación seca [0,67-0,81], y las zonas cubiertas por líquenes [0,84-0,89], aunque se observó cierto solape entre esta clase y el suelo desnudo [0,82-0,97]. La clase cianobacterias [0,69-0,76], por el contrario, mostró valores muy diferentes al suelo desnudo pero mucho solape con las clases vegetación verde y seca. El BSCI presentó mayor mezcla entre las diferentes cubiertas presentes en la zona de estudio que el CI. Los valores de BSCI en las zonas cubiertas por vegetación verde mostraron un umbral muy amplio, que varió entre 0,6 y 1, y que se solapó con los valores obtenidos para las demás clases. La cubierta de líquenes [0,85-0,91], al igual que ocurría en el CI, se diferenció bien de las zonas cubiertas por vegetación seca [0,56-0,74]. La costra de cianobacterias [0,70-0,77], por el contrario, mostró valores muy similares a la vegetación seca, pero pudo diferenciarse de las superficies dominadas por suelo desnudo [0,88-1,02].

La aplicación de los valores de calibración de CI y BSCI, obtenidos a partir de los espectros de entrenamiento, a los espectros de validación dio como resultado una clasificación con un valor de Kappa (K) de 0,49 y 0,48, respectivamente. El índice CI clasificó correctamente el 54% de los espectros de cianobacteria y 67% de los espectros de liquen (Tabla 1). La clase de cubierta identificada como no CBS presentó mejores resultados, con un 79% de los espectros bien clasificados. Los espectros mal clasificados, se confundieron con cianobacterias (vegetación en su mayoría) y liquen (suelo desnudo en su mayoría) (Tabla 1). El índice BSCI presentó valores muy similares al anterior (Tabla 2), pero con una mayor precisión en la clasificación de las zonas cubiertas por CBS. Este índice clasificó correctamente un 71% de los espectros de cianobacterias y un 62% de la clase liquen. Los espectros de liquen y cianobacterias que no fueron clasificados correctamente se confundieron con la clase No CBS. La clase No CBS, al igual que ocurría con el CI, presentó un gran solape con el resto de clases identificadas. El 21% fue clasificado como cianobacterias (en su mayoría vegetación seca) y el 7% como líquenes (en su mayoría suelo desnudo).

Tabla 1. Matriz de validación e índice Kappa (K) del índice multispectral *Crust Index* (CI). 1.1. Matriz de validación del índice multispectral aplicado a los espectros de campo. 1.2. Matriz de validación del índice multispectral aplicado a la imagen CASI.

Tabla 1.1

CI	VERDAD TERRENO %		
K=0,49	Cianobacterias	Líquenes	No CBS
CLASE			
Cianobacterias	54	0	12
Líquenes	0	71	8
No CBS	46	29	80

Tabla 1.2

CI	VERDAD TERRENO %		
K=0,28	Cianobacterias	Líquenes	No CBS
CLASE			
Cianobacterias	68	0	15
Líquenes	0	45	11
No CBS	32	55	74

Tabla 2. Matriz de validación del índice multispectral BSCI. 2.1. Matriz de validación del índice multispectral aplicado a los espectros de campo. 2.2. Matriz de validación del índice multispectral aplicado a la imagen CASI.

Tabla 2.1

BSCI	VERDAD TERRENO %		
K=0,48	Cianobacterias	Líquenes	No CBS
CLASE			
Cianobacterias	71	0	21
Líquenes	0	62	7
No CBS	29	38	72

Tabla 2.2

BSCI	VERDAD TERRENO %		
K=0,30	Cianobacterias	Líquenes	No CBS
CLASE			
Cianobacterias	50	8	9
Líquenes	8	50	11
No CBS	42	42	80

Los valores de las diferentes variables utilizadas para la aplicación de los índices hiperespectrales (CRCIA y CDI) obtenidos a partir de los espectros de entrenamiento presentaron mayores diferencias entre las diferentes cubiertas presentes en la zona de estudio. Se observaron diferencias en el valor de NDVI entre la vegetación verde [0,28-0,51] y vegetación seca [0,13-0,23]. Además estas dos clases mostraron valores de CR600 nm [0,65-0,97] diferentes al suelo desnudo [0,99-1], cianobacterias [0,99-1] y liquen [0,81-0,97]. Las CBS, cianobacterias

[0,95-0,97] y líquenes [0,89-0,93], mostraron valores de CR680 muy diferentes al suelo desnudo [0,98-0,99] y diferencias entre ellas en el valor de CR500 nm líquenes ([0,95-0,98] y cianobacterias [0,85-0,91]) para líquenes y cianobacterias, respectivamente.

La aplicación de los valores de calibración de los índices hiperespectrales (CRCIA y CDI) a los espectros de validación, presentó mejores resultados que los obtenidos aplicando índices multiespectrales (K=0,55 y 0,88 respectivamente). El índice CRCIA presentó muy buenos resultados en la clase No CBS (Tabla 3) y sólo clasificó incorrectamente un 4% como líquenes, siendo todos ellos espectros de vegetación seca. Sin embargo, su precisión en las zonas cubiertas por CBS fue bastante inferior, ya que sólo clasificó correctamente el 59% de los espectros de cianobacterias y el 42% de los espectros de líquenes. El CDI clasificó la mayoría de los espectros de cianobacterias y líquenes correctamente (Tabla 4). Además, este índice permitió diferenciar entre las diferentes cubiertas que componen la clase No CBS (vegetación y suelo desnudo). La modificación de este último índice al introducir la vegetación seca como una clase independiente de la vegetación activa fotosintéticamente presentó aún mejores resultados y permitió diferenciar con éxito todas las cubiertas presentes en la zona de estudio (K=0,81). La matriz de confusión (Tabla 5) reveló que el 95% de los espectros de cianobacterias y el 98% de los líquenes se clasificó bien. El suelo

Tabla 3. Matriz de validación del índice multiespectral CRCIA. 3.1. Matriz de validación del índice multiespectral aplicado a los espectros de campo. 3.2. Matriz de validación del índice multiespectral aplicado a la imagen CASI.

Tabla 3.1

CRCIA			
K=0,55			
CLASE	VERDAD TERRENO %		
	Cianobacterias	Líquenes	No CBS
Cianobacterias	59	0	0
Líquenes	0	42	4
No CBS	41	58	96

Tabla 3.2

CRCIA			
K=0,55			
CLASE	VERDAD TERRENO %		
	Cianobacterias	Líquenes	No CBS
Cianobacterias	30	0	1
Líquenes	0	90	4
No CBS	70	10	95

Tabla 4. Matriz de validación del índice hiperespectral CRCIA. 4.1. Matriz de validación del índice hiperespectral aplicado a los espectros de campo. 4.2. Matriz de validación del índice hiperespectral aplicado a la imagen CASI

Tabla 4.1

CDI			
K=0,80			
CLASE	VERDAD TERRENO %		
	Cianobacterias	Líquenes	No CBS
Cianobacterias	95	0	5
Líquenes	0	98	1
No CBS	5	2	94

Tabla 4.2

CDI			
K=0,52			
CLASE	VERDAD TERRENO %		
	Cianobacterias	Líquenes	No CBS
Cianobacterias	53	0	2
Líquenes	7	100	12
No CBS	40	0	86

desnudo también fue correctamente clasificado, y el 80% de los espectros de vegetación verde se clasificaron correctamente, mientras que el resto se clasificó como vegetación seca. La clase que presentó peores resultados fue la vegetación seca, sólo un 52% de los espectros fueron bien clasificados, mientras que el resto fue clasificado como cianobacterias y líquenes principalmente.

Tabla 5. Matriz de validación del índice hiperespectral CDI modificado. 5.1. Matriz de validación del índice hiperespectral aplicado a los espectros de campo. 5.2. Matriz de validación del índice hiperespectral aplicado a la imagen CASI

Tabla 5.1

CDI					
K=0,81					
CLASE	Cianob.	Líqu.	VERDAD TERRENO %		Suelo desnudo
			V. seca	V. verde	
Cianobacterias	95	0	10	0	0
Líquenes	0	98	29	0	2
V. seca	0	2	52	20	0
V. verde	0	0	7	70	0
Suelo desnudo	5	0	2	0	98

Tabla 5.2

CDI					
K=0,70					
CLASE	Cianob.	Líqu.	VERDAD TERRENO %		Suelo desnudo
			V. seca	V. verde	
Cianobacterias	53	0	6	1	1
Líquenes	7	100	14	1	23
V. seca	33	0	51	1	0
V. verde	0	0	20	97	0
Suelo desnudo	7	0	9	0	76

4.3. Aplicación de los diferentes índices para la cartografía de CBS a escala de imagen

Los valores de calibración de los dos índices multispectrales (CI y BSCI) calculados a partir de las áreas de entrenamiento seleccionadas a partir de la ortoimagen de 10 cm de la zona de estudio presentaron resultados similares a los obtenidos a partir de los datos de radiometría de campo, e incluso acentuó el solape entre clases. El índice CI mostró un fuerte solape entre las clases vegetación seca [0,68-0,74] y cianobacterias [0,69-0,75], y entre las clases líquen [0,81-0,89] y suelo desnudo [0,86-0,89], siendo la vegetación verde [0,75-0,85] la clase mejor diferenciada. El índice BSCI mostró los mismos errores de superposición que presentaba el índice CI entre las clases cianobacterias y vegetación seca, y entre las clases suelo desnudo y líquen. Las clases suelo desnudo [0,96-0,98] y vegetación verde [0,97-1,01] presentaron valores más elevados que las clases líquen [0,95-0,97] y cianobacterias [0,90-0,93]. Estas últimas presentaron valores muy similares a la vegetación seca [0,89-0,93].

La aplicación de los valores de calibración a la imagen CASI presentó peores resultados que su aplicación a los espectros de campo, con un valor de $K=0,29$ y $0,30$ para los índices CI y BSCI, respectivamente. El CI (Figura 6.1) clasificó correctamente el 68% de las cianobacterias y el 45% de los líquenes, los puntos mal clasificados solo se confundieron con la clase No CBS. La clase mejor clasificada fue la clase No CBS, con un 74% de las zonas bien clasificadas. El resto de puntos fueron clasificados como cianobacterias (15%) y líquenes (11%) (Tabla 1.2). Además, si analizamos los valores de cobertura de las diferentes cubiertas (suelo desnudo, cianobacterias, líquenes y vegetación) en cada una de las clases vemos como, a pesar de que la cobertura de líquenes es mayor en la clase líquen ($31\pm 32\%$) y la cobertura de cianobacterias es mayor en la clase cianobacteria ($43\pm 33\%$), solo se aprecian diferencias significativas ($p<0,05$) en la cobertura de líquenes entre la clase cianobacteria ($4\pm 8\%$) y la clase líquen.

El índice BSCI (Figura 6.2) presentó mejores resultados que el índice CI cuando se aplicó a escala de imagen (Tabla 2.2). Este índice clasificó correctamente el 50% de los líquenes y el 50%

de las áreas dominadas por cianobacterias y no se observó mezcla entre los dos tipos de CBS. Sólo algunos puntos de líquenes fueron mal clasificados (8%) como cianobacterias (Tabla 2.2). Los mejores resultados se obtuvieron con la clase No CBS, en la que un 80% fue bien clasificado y sólo el 11% y 9% fue clasificado como líquenes y cianobacterias, respectivamente. Cuando analizamos los valores de cobertura de suelo desnudo, cianobacterias, líquenes y vegetación en cada una de las clases, obtenidos en las parcelas de campo vemos una mayor cobertura de cianobacterias en la clase cianobacteria ($42\pm 31\%$) que en las clases líquen y No CBS ($6\pm 13\%$ y $12\pm 20\%$ respectivamente) ($p<0,05$) y una mayor cubierta de líquenes en las clases líquen y cianobacteria ($46\pm 13\%$ y $46\pm 33\%$ respectivamente) que en la clase No CBS

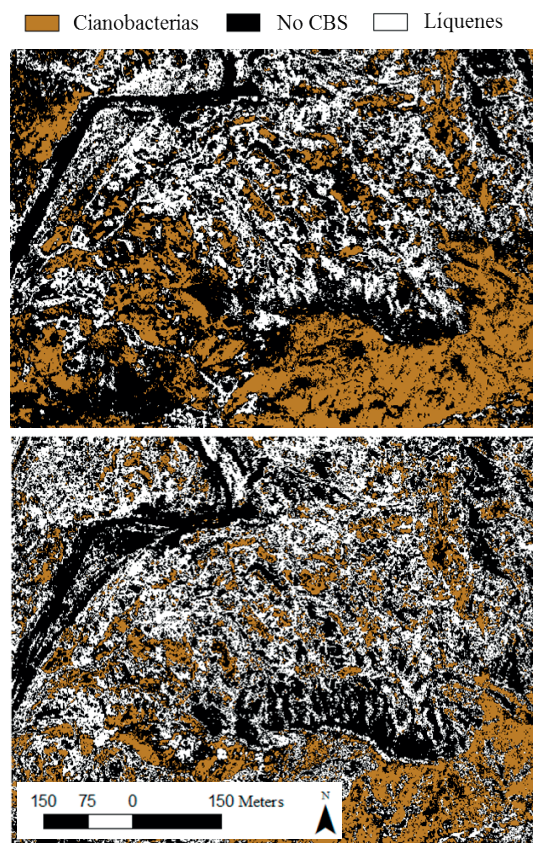


Figura 6. Cartografías obtenidas tras aplicar los dos índices multispectrales *Crust Index* (CI) y *Biological Soil Crust Index* (BSCI) a la imagen CASI 1500i. 6.1 Cartografía obtenidas tras aplicar el índice CI a la imagen CASI 1500i. 6.2. Cartografía obtenidas tras aplicar el índice BSCI a la imagen CASI 1500i.

(24±23%) ($p<0,05$), aunque no se observaron diferencias entre los dos tipos de costras.

La calibración de las variables necesarias para la aplicación de los índices hiperespectrales a escala de imagen presentó menor solape entre clases que el observado en la calibración de los índices multispectrales, con valores diferentes para las diferentes cubiertas presentes en la zona de estudio, al igual que ocurría en la calibración de estas variables a partir de los espectros de campo. La vegetación verde [0,385-0,542] presentó valores de NDVI diferentes a la vegetación seca [0,16-0,29] y estas dos clases presentaron valores de CR600 nm [0,79-0,94] diferentes a las otras cubiertas presentes en la zona de estudio como cianobacterias [0,99-1], suelo desnudo [0,99-1] y líquenes [0,83-0,99]. El suelo desnudo presentó valores de CR680 nm [0,98-0,99] diferentes de los observados en las superficies cubiertas por CBS (cianobacterias [0,95-0,97] y líquenes [0,89-0,93] respectivamente) y los dos tipos de CBS presentaron valores diferentes de CR500 ([0,86-0,91] y [0,93-0,95] para cianobacterias y líquenes respectivamente).

Cuando se aplicaron los dos índices hiperespectrales (CRCIA y CDI) a escala de imagen se observaron mejores resultados que los obtenidos con los índices multispectrales. Sin embargo, estos resultados fueron peores que los obtenidos en zonas puras mediante radiometría de campo. La clasificación obtenida mediante el índice CRCIA (Figura 7.1) presentó una K de 0,55 (Tabla 3.2). Este índice clasificó el 90% de las zonas cubiertas por líquenes, mientras que sólo un 30% de las zonas cubiertas por cianobacterias se clasificó con éxito (Tabla 3.2). La mayoría de los puntos de la clase No CBS fueron bien clasificados, aunque se observaron mucho errores de omisión, al confundirse las zonas cubiertas por cianobacterias con esta clase. Esta confusión se reflejó en los valores de cobertura de cianobacterias, que fueron mayores en la clase No CBS (43±33%) que en la cianobacteria (6±13%) ($p<0,05$), mientras que la cobertura de líquenes fue mayor en las áreas clasificadas como liquen (46±31%) que en las clases cianobacteria y No CBS ($p<0,05$). No se observaron diferencias significativas en la cobertura de vegetación ni en la cobertura de suelo desnudo entre las clases liquen, cianobacteria y No CBS. El CDI (Figura 7.2) fue el índice que presentó

mejores resultados cuando se aplicó a escala de imagen, aunque cuando lo aplicamos sin incluir un paso adicional para diferenciar las zonas cubiertas por vegetación seca no dio un resultado satisfactorio ($K=0,53$) (Tabla 4.2). Sin aplicar el paso previo para discriminar la vegetación seca, este índice clasificó correctamente la mayoría de las zonas cubiertas por líquenes y dio muy buenos resultados en las zonas no cubiertas por CBS, sin embargo, sólo algo más de la mitad de los puntos de la clase de cianobacterias fue bien clasificada (Tabla 4.2). Cuando se introdujo en el índice la variable para la discriminación de la clase vegetación seca, los resultados mejoraron considerablemente ($K=0,71$) (Figura 8). La matriz de confusión mostró que el 100% de los líquenes y el 53%

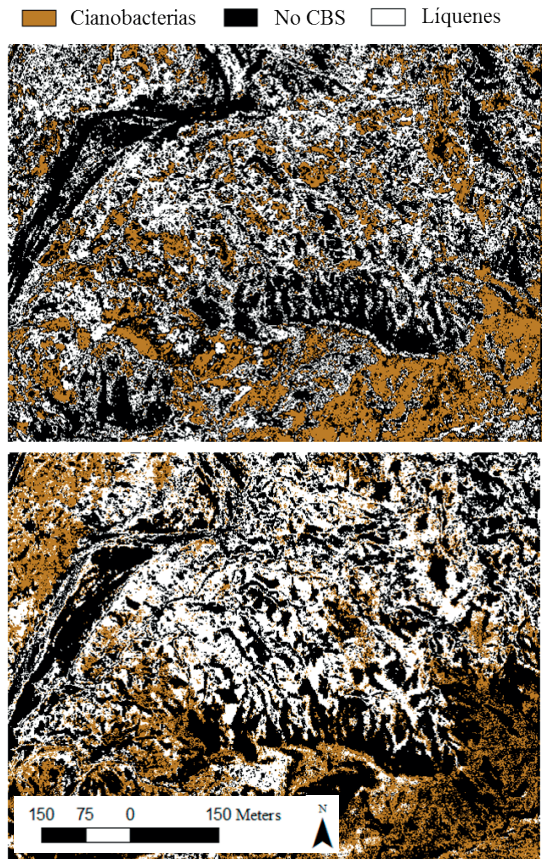


Figura 7. Cartografías obtenidas tras aplicar los dos índices hiperespectrales (*Continuum Removal Crust Identification Algorithm* (CRCIA) y el *Crust Development Index*, (CDI)), a la imagen CASI 1500i. 7.1 Cartografía obtenidas tras aplicar el índice CRCIA a la imagen CASI 1500i. 7.2. Cartografía obtenidas tras aplicar el índice CDI a la imagen CASI 1500i.

de las cianobacterias fueron bien clasificados. Además, obtuvimos una muy buena clasificación en las áreas dominadas por suelo desnudo y vegetación, aunque sólo la mitad de los puntos de vegetación seca se clasificaron correctamente debido a que existió cierta mezcla con la clase vegetación verde y cianobacterias (Tabla 5.2). Las dos clases de CBS, líquen y cianobacteria presentaron mayores coberturas de líquen ($40\pm 31\%$) y cianobacteria ($40\pm 35\%$) ($p < 0,05$) respectivamente. La cobertura de vegetación verde fue mayor en la clase vegetación verde que en el resto de clases. La cobertura de suelo desnudo y vegetación seca mostró valores mayores para las clases suelo desnudo y vegetación seca respectivamente, pero las diferencias no fueron significativas.

5. Discusión

La aplicación de los diferentes índices desarrollados para la cartografía de CBS en una zona tan heterogénea y topográficamente compleja como El Cautivo originó peores resultados que los obtenidos previamente, cuando los índices se aplicaron en las diferentes zonas de estudio, más homogéneas, para las que fueron desarrollados (Karnieli, 1997; Chen *et al.*, 2005; Webber *et al.*, 2008). Tanto a escala de parcela, mediante radiometría de campo (Tablas 1.1 y 2.1), como a escala de imagen (Tablas 1.2 y 2.2), no se pudieron capturar las pequeñas diferencias espectrales que existen entre

las zonas cubiertas por líquenes y suelo desnudo o cianobacterias y vegetación seca mediante los índices multiespectrales. Los índices hiperespectrales, por el contrario, mejoraron la discriminación entre cubiertas (Tablas 3 y 4).

5.1. Índices multiespectrales

La aplicación de los índices CI y BSCI a una zona compleja y diferente a aquella en la que se desarrollaron, no ofreció resultados satisfactorios, a pesar de que la resolución espacial de la imagen usada en este estudio fue mayor. Esta baja adecuación de los índices multiespectrales para la cartografía de CBSs confirma los resultados presentados por Weber *et al.* (2008). Aunque las observaciones realizadas por Karnieli (1997) y Chen *et al.* (2005) son correctas y sus índices son capaces de cartografiar áreas dominadas por CBS en el desierto de Negev (Israel) y de Gurbantonggutt (China) a partir de imágenes LANDSAT TM, en otros ecosistemas áridos y semiáridos, como el área experimental de El Cautivo, (Almería, España) o Soebtsfontein (Ciudad del Cabo (Sudáfrica)), los resultados no son satisfactorios. En estos ecosistemas, se encontraron ciertas dificultades como la complejidad espectral de las diferentes cubiertas (Shlesinger y Pilmanis, 1998), la similitud espectral que existe entre muchos de ellos (Escribano *et al.*, 2010) y la elevada heterogeneidad espacial en la cubierta del sistema (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2014). Como consecuencia de la similitud espectral entre las diferentes cubiertas, ninguno de los dos índices multiespectrales generó buenos resultados a ninguna de las dos escalas espaciales (Tabla 1 y Tabla 2). Además, pudimos comprobar cómo, a consecuencia de la elevada heterogeneidad espacial de la zona de estudio, los resultados empeoraban cuando se aplican los dos índices multiespectrales a la imagen CASI, como podemos observar en las Tablas 1.2 y 2.2. Los valores de CI diferenciaron bastante bien entre los dos tipos de costra presentes en la zona de estudio (líquen y cianobacteria), tanto a escala de parcela como a escala de imagen. Sin embargo, ambos tipos de costras se mezclaron con las otras cubiertas que aparecen en la zona de estudio, sobre todo vegetación (Tabla 1.2). Los valores de CI obtenidos en las zonas dominadas por cianobacterias y por vegetación seca son muy similares, tanto en los espectros de campo, como a escala de imagen, ya

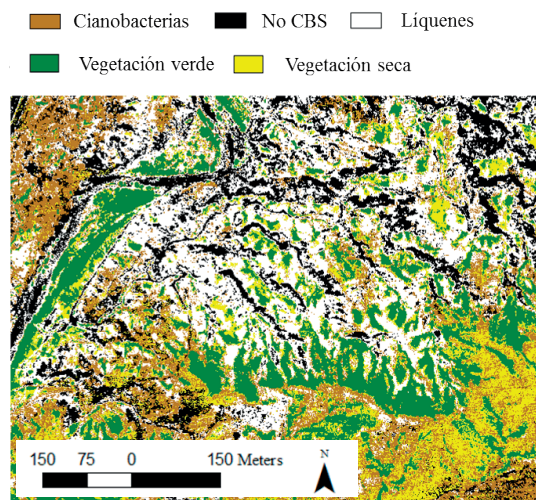


Figura 8. Cartografía obtenida tras aplicar el *Crust Development Index*, (CDI) modificado a la imagen CASI 1500i.

que ambos presentan una baja reflectancia a bajas longitudes de onda, para luego aumentar progresivamente hasta 850 nm y se caracterizan por una absorción en torno a 500 nm. Esta absorción es menor que la observada en las zonas cubiertas por vegetación verde y mayor que la que se observa en las zonas cubiertas por líquen o suelo desnudo, donde es casi inexistente. Por este motivo, obtendremos valores bajos de CI en la vegetación verde y valores intermedios en las zonas cubiertas por cianobacterias y vegetación seca. Las zonas dominadas por líquenes y suelo desnudo no presentan esta absorción en torno a 500 nm producida por la presencia de carotenos (Chamizo *et al.*, 2012c) y por ello su reflectancia en la región del azul y el valor de CI es mayor que los valores observados en las otras cubiertas.

La aplicación del índice BSCI mostró el mismo problema que el CI tanto a escala de parcela (Tabla 2.1) como a escala de imagen (Tabla 2.2). Este índice confunde las zonas dominadas por vegetación seca con las zonas cubiertas por cianobacterias, ambas con valores bajos de reflectancia en el visible, y por lo tanto con valores bajos de BSCI. El otro tipo de CBS presente en la zona de estudio, la costra de líquenes, presentó valores muy elevados, debido a la alta reflectancia en el VIS, y por tanto muy similar a los obtenidos en las zonas de suelo desnudo, lo cual también hace difícil su discriminación. A pesar de que el CI fue desarrollado para discriminar zonas cubiertas con cianobacterias y que el BSCI fue desarrollado para la detección de líquenes, nuestros resultados demuestran que el potencial atribuido a dichos índices no funciona en todos los ecosistemas. Esta diferencia puede explicarse porque el CI fue desarrollado para detectar cianobacterias basándose en su alta reflectancia en la región del azul pero, el análisis de la respuesta espectral de las cianobacterias presentes en nuestra zona mostró valores más bajos en la región del azul para estas cubiertas que los que se observaron en las superficies de suelo desnudo o líquenes (Figura 5). También debemos tener en cuenta que la vegetación seca, que es la cubierta que presenta mayor mezcla con las cianobacterias en nuestra zona de estudio, es muy limitada en el Negev, mientras que es muy abundante en nuestra zona. Además, la zona usada en este trabajo presenta suelos con mayor reflectividad que las arenas del Desierto de Gurbantonggut y los líquenes cartografiados en el desierto de

Gurbantonggut son predominantemente de color oscuro, mientras que en el área de estudio, abundan especies de líquenes de color claro, con alta reflectancia en el visible que se confunden fácilmente con el suelo desnudo.

Aunque los valores de CI y BSCI que presentan las diferentes cubiertas y los resultados de su aplicación a escala de parcela y a escala de imagen son muy similares, existen algunas diferencias entre las dos escalas espaciales. Estas diferencias se deben a variaciones de iluminación entre la adquisición de la imagen y la radiometría de campo pero sobre todo a la heterogeneidad espacial de la zona de estudio, donde las cubiertas aparecen muy mezcladas, y esto condiciona los pobres resultados obtenidos cuando aplicamos los índices multiespectrales a escala de imagen.

5.2. Índices hiperespectrales

La información hiperespectral ofreció una mayor capacidad de discriminación entre líquenes y cianobacterias y en general entre las distintas cubiertas de la zona de estudio que los índices multiespectrales, tanto a escala de parcela como a escala de imagen. Sin embargo, y a pesar de que ambos índices utilizan información muy similar, el índice CRCIA, que fue desarrollado para otra zona de estudio y otro tipo de CBS presenta resultados menos satisfactorios que el índice CDI, a las dos escalas espaciales (Tabla 3). La escasa precisión obtenida a escala de imagen ($K=0,55$) (Figura 7) contrasta con los resultados obtenidos por Weber *et al.* (2008) cuando cartografiaron zonas dominadas por cianobacterias en Soebatsfontein al norte de la provincia de El Cabo, Sudáfrica. En este estudio, la aplicación del índice CRCIA presentó una gran precisión, con un valor de $K=0,83$. Nuestros resultados están condicionados por la similitud en el CR500 y CR680 entre las zonas cubiertas por cianobacterias y las abundantes zonas cubiertas por vegetación seca, pero sobre todo por la heterogeneidad espacial de la zona (Figura 1). La compleja distribución de las diferentes cubiertas en la zona hace que la respuesta espectral de las CBS se vea enmascarada por los diferentes elementos que componen cada uno de los píxeles de la imagen (Rodríguez-Caballero *et al.*, 2014). De esta forma, podemos comprobar que a pesar de que la costra dominada por líquenes cianobacterias son las cubiertas dominantes en las clases

liquen y cianobacteria respectivamente, hay una cobertura de vegetación considerable. Además, hemos encontrado que a medida que aumenta la cobertura de vegetación, por encima de un 30%, las propiedades espectrales de las CBS se ven enmascaradas.

Como era de esperar, el otro índice hiperespectral, el índice CDI, desarrollado en la zona de estudio de este trabajo para diferenciar entre costras dominadas por líquenes, costras dominadas por cianobacterias, vegetación y suelo desnudo, es el que presenta mejores resultados tanto a escala de parcela como a escala de imagen (Tabla 4). Sin embargo, como consecuencia de la elevada heterogeneidad espacial, el resultado obtenido a escala de imagen fue menos preciso que el resultado obtenido a escala de parcela. Además, la precisión obtenida a ambas escalas espaciales fue mucho más baja que la obtenida por Chamizo *et al.* (2012c), sobre todo como consecuencia de la similitud espectral entre las clases cianobacterias y vegetación seca (Figura 5), la cual no estaba incluida en el índice CDI original. Cuando incluimos un nuevo paso para discriminar esta clase en el índice original (Figura 4.2), vemos como los resultados mejoran a las dos escalas espaciales (Tabla 5). Esta modificación ofrece una buena clasificación de la vegetación verde, el suelo desnudo y de los dos tipos de CBS, que es el objetivo principal de este trabajo. Sin embargo, a escala de imagen (Figura 8) sigue habiendo algunos errores de clasificación, principalmente en la clase vegetación seca que aparece muy mezclada con la vegetación verde y el resto de elementos que componen la superficie del terreno debido a la similitud espectral entre esta clase y el resto de cubiertas, sobre todo las cianobacterias.

Estos resultados demuestran el potencial de las imágenes hiperespectrales para discriminar las zonas cubiertas por CBS de otras cubiertas típicas de ambientes áridos y semiáridos a partir de sus firmas espectrales (Figura 5) y de las absorciones específicas de los diferentes compuestos presentes en las CBS (Weber *et al.*, 2008). No obstante la heterogeneidad espacial característica de los ambientes áridos y semiáridos, hace necesario evaluar otras metodologías como los clasificadores supervisados. Estas técnicas permiten definir clases heterogéneas en el proceso de entrenamiento,

y han demostrado un gran potencial en otros ambientes áridos y semiáridos

6. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo destacan la efectividad de la información espectral para cartografiar y detectar zonas cubiertas por CBS. Sin embargo, existen diferencias importantes en la precisión de los resultados obtenidos según el tipo de información utilizada y el índice aplicado.

En general, la mayoría de los índices que presentaron resultados satisfactorios a escala de parcela (usando radiometría de campo), ofrecen mucha menor precisión para discriminar CBS entre sí y con respecto al resto de cubiertas cuando se aplican a la escala de imagen y en una zona heterogénea con una gran mezcla a nivel de subpíxel.

Los índices multiespectrales CI y BS, a pesar de haber realizado una calibración local, no generaron buenos resultados para la cartografía de los dos tipos de costras biológicas analizados en este trabajo a ninguna de las escalas de estudio, debido a la similitud espectral que existe entre las diferentes cubiertas presentes en la zona de estudio. Por el contrario, los índices hiperespectrales ofrecen mejores resultados a escala de parcela, aunque a escala de imagen la similitud espectral entre la vegetación seca y las cianobacterias y sobre todo la heterogeneidad espacial de la zona hace que los resultados no sean muy satisfactorios.

Los resultados obtenidos por el índice CDI mejoraron notablemente cuando éste fue modificado incluyendo la vegetación seca como una clase. Este índice fue desarrollado para esta zona de estudio y el mismo tipo de CBS, por lo que es necesario un mayor esfuerzo para desarrollar y evaluar este índice en diferentes áreas de estudio.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el proyecto COSTRAS (RNM 3614) de la Junta de Andalucía, y por el Ministerio de Ciencia y Tecnología a través del proyecto BACARCOS (CGL2011-29429), ambos cofinanciados con fondos FEDER. Los autores además agradecen al área de teledetección del INTA (Labetel) su inestimable ayuda en la adquisición y procesamiento de la imagen

Referencias

- Belnap, J. 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological Processes*, 20(15): 3159-3178. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6325>
- Belnap, J., Gardner, J.S. 1993. Soil microstructure in soils of the Colorado Plateau: The role of the cyanobacterium *Microcoleus vaginatus*. *Great Basin Naturalist*, 53: 40-47.
- Belnap, J., Phillips, S.L., Witwicki, D.L., Miller, M.E. 2008. Visually assessing the level of development and soil surface stability of cyanobacterially dominated biological soil crusts. *Journal of Arid Environments*, 72(7): 1257-1264. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.02.019>
- Boeken, B., Ariza, C., Gutterman, Y., Zaady, E. 2004. Environmental factors affecting dispersal, germination and distribution of *Stipa capensis* in Negev Desert, Israel. *Ecological Research*, 19(5): 533-540. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-1703.2004.00666.x>
- Bowker, M.A., Belnap, J., Bala Chaudhary, V., Johnson, N.C. 2008. Revisiting classic water erosion models in drylands: The strong impact of biological soil crusts. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(9): 2309-2316. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.05.008>
- Cantón, Y., Del Barrio, G., Solé-Benet, A., Lázaro, R. 2004. Topographic controls on the spatial distribution of ground cover in the Tabernas badlands of SE Spain. *Catena*, 55(3): 341-365. [http://dx.doi.org/10.1016/S0341-8162\(03\)00108-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0341-8162(03)00108-5)
- Cantón, Y., Domingo, F., Solé-Benet, A., Puigdefàbregas, J. 2001. Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. *Journal of Hydrology*, 252(1-4): 65-84. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00450-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00450-4)
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., de Vente, J., Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Asensio, C., et al. 2011. A review of runoff generation and soil erosion across scales in semiarid south-eastern Spain. *Journal of Arid Environments*, 75(12): 1254-1261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.03.004>
- Castillo-Monroy, A.P., Maestre, F.T. 2011. Biological soil crusts: Recent advances in our knowledge of their structure and ecological function. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(1): 1-21. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000100001>
- Castillo-Monroy, A.P., Maestre, F.T., Delgado-Baquerizo, M., Gallardo, A. 2010. Biological soil crusts modulate nitrogen availability in semi-arid ecosystems: Insights from a Mediterranean grassland. *Plant and Soil*, 333(1-2): 21- 34. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-009-0276-7>
- Chamizo, S., Cantón, Y., Domingo, F., Belnap, J. 2013. Evaporative losses from soils covered by physical and different types of biological soil crusts. *Hydrological Processes*, 27(3): 324-332. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.8421>
- Chamizo, S., Cantón, Y., Lázaro, R., Solé-Benet, A., Domingo, F. 2012a. Crust Composition and Disturbance Drive Infiltration through Biological Soil Crusts in Semiarid Ecosystems. *Ecosystems*, 15(1): 148-161. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-011-9499-6>
- Chamizo, S., Cantón, Y., Miralles, I., Domingo, F., 2012b. Biological soil crust development affects physicochemical characteristics of soil surface in semiarid ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 49: 96-105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.017>
- Chamizo, S., Stevens, A., Cantón, Y., Miralles, I., Domingo, F., Van Wesemael, B. 2012c. Discriminating soil crust type, development stage and degree of disturbance in semiarid environments from their spectral characteristics. *European Journal of Soil Science*, 63(1): 42-53. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01406.x>
- Chen, J., Ming, Y.Z., Wang, L., Shimazaki, H., Tamura, M. 2005. A new index for mapping lichen-dominated biological soil crusts in desert areas. *Remote Sensing of Environment*, 96(2): 165-175. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2005.02.011>
- Clark, R.N., Roush, T.L. 1984. Reflectance spectroscopy: Quantitative-analysis techniques for remote-sensing applications. *Journal of Geophysical Research*, 89(B7): 6329-6340. <http://dx.doi.org/10.1029/JB089iB07p06329>
- Concostrina-Zubiri, L., Huber-Sannwald, E., Martínez, I., Flores Flores J.L., Escudero, A. 2013. Biological soil crusts greatly contribute to small-scale soil heterogeneity along a grazing gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, 64: 28-36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.03.029>
- Congalton, R.G., Green, K. 2008. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices*, 2nd Edition. CRC Press, Taylor & Francis group
- Cortina, J., Martín, N., Maestre F.T., Bautista, S. 2010. Disturbance of the biological soil crusts and performance of *Stipa tenacissima* in a semi-arid Mediterranean steppe. 2010. *Plant Soil*, 334(1-2): 311-322. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0384-4>
- DeFalco, L.A., Detling, J.K., Tracy, C.R., Warren, S.D. 2001. Physiological variation among native and exotic winter annual plants associated with microbiotic crust in the Mojave Desert. *Plant and Soil*, 234(1): 1-14. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1010323001006>

- Eldridge, D.J., Bowker, M.A., Maestre, F.T., Alonso, P., Mau, R.L., Papadopoulos, J., *et al.* 2010. Interactive effects of three ecosystem engineers on infiltration in a semi-arid Mediterranean grassland. *Ecosystems*, 13(4): 499-510. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-010-9335-4>
- Escribano, P., Palacios-Orueta, A., Oyonarte, C., Chabrillat, S. 2010. Spectral properties and sources of variability of ecosystem components in a Mediterranean semiarid environment. *Journal of Arid Environments*, 74(9): 1041- 1051. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.02.001>
- Graetz, R.D., Gentle, M.R. 1982. The relationships between reflectance in the Landsat wavebands and the composition of an Australian semi-arid shrub rangeland. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 48(11): 1721-1730.
- Grote, E.E., Belnap, J., Housman, D.C., Sparks, J.P. 2010. Carbon exchange in biological soil crust communities under differential temperatures and soil water content: Implications for global change. *Global Change Biology*, 16(10): 2763-2774. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02201.x>
- Jacobberger, P.A. 1989. Reflectance characteristics and surface processes in stabilized dune environments. *Remote Sensing of Environment*, 28, 287-295. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90120-X](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(89)90120-X)
- Karnieli, A., Tsoar, H. 1995. Spectral reflectance of biogenic crust developed on desert dune sand along the Israel-Egypt border. *International Journal of Remote Sensing*, 16(2): 369-374. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169508954403>
- Karnieli, A., 1997. Development and implementation of spectral crust index over dune sands. *International Journal of Remote Sensing*, 18(6): 1207-1220. <http://dx.doi.org/10.1080/014311697218368>
- Karnieli, A., Kidron, G.J., Glaesser, C., Ben-Dor, E. 1999. Spectral characteristics of cyanobacteria soil crust in semiarid environments. *Remote Sensing of Environment*, 69, 67-75
- Karnieli, A., Rozenstein, O. 2014. Identification and characterization of Biological Soil Crusts in a sand dune desert environment across Israel-Egypt border using LWIR emittance spectroscopy. *Journal of Arid Environments*. (In press). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.01.017>
- Karnieli, A., Sarafis, V. 1996. Reflectance spectrophotometry of cyanobacteria within soil crusts - a diagnostic tool. *International Journal of Remote Sensing*, 17(8): 1609-1615. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169608948726>
- Karnieli, A., Shachak, M., Tsoar, H., Zaady, E., Kaufman, Y., Danin, A., Porter, W. 1996. The effect of microphytes on the spectral reflectance of vegetation in semiarid regions. *Remote Sensing of Environment*, 57(2): 88-96. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00209-X](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(95)00209-X)
- Kidron, G.J. 2014. The negative effect of biocrusts upon annual-plant growth on sand dunes during extreme droughts. *Journal of Hydrology*, 508: 128-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.045>
- Kidron, G.J. 2007. Millimeter-scale microrelief affecting runoff yield over microbiotic crust in the Negev Desert. *Catena*, 70(2): 266-273. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2006.08.010>
- Kidron, G.J., Monger, H.C., Vonshak, A., Conrod, W. 2012. Contrasting effects of microbiotic crusts on runoff in desert surfaces. *Geomorphology*, 139-140: 484-494.
- Kidron, G.J., Vonshak, A., Dor, I., Barinova, S., Abeliovich, A. 2010. Properties and spatial distribution of microbiotic crusts in the Negev Desert, Israel. *Catena*, 82(2): 92-101. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2010.05.006>
- Lázaro, R., Cantón, Y., Solé-Benet, A., Bevan, J., Alexander, R., Sancho, L.G., *et al.* 2008. The influence of competition between lichen colonization and erosion on the evolution of soil surfaces in the Tabernas badlands (SE Spain) and its landscape effects. *Geomorphology*, 102(2): 252-266. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.005>
- Lázaro, R., Rodrigo, F.S., Gutiérrez, L., Domingo, F., Puigdefábregas, J. 2001. Analysis of a 30-year rainfall record (1967-1997) in semi-arid SE Spain for implications on vegetation. *Journal of Arid Environments*, 48(3): 373-395. <http://dx.doi.org/10.1006/jare.2000.0755>
- Ludwig, J.A., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Tongway, D.J., Imeson, A.C. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86: 288-297. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0569>
- Menon, M., Yuan, Q., Jia, X., Dougill, A.J., Hoon, S.R., Thomas, A.D., *et al.* 2011. Assessment of physical and hydrological properties of biological soil crusts using X-ray microtomography and modeling. *Journal of Hydrology*, 397(1-2): 47-54. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.021>
- Miralles-Mellado, I., Cantón, Y., Solé-Benet, A. 2011. Two-dimensional porosity of crusted silty soils: Indicators of soil quality in semiarid rangelands? *Soil Science Society of America Journal*, 75(4): 1330-1342. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2010.0283>

- Nagler, P.L., Daughtry, C.S.T., Goward, S.N. 2000. Plant litter and soil reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 71(2): 207-215. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(99\)00082-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(99)00082-6)
- O'Neill, A. L. 1994. Reflectance spectra of microphytic soil crusts in semiarid Australia. *International Journal of Remote Sensing*, 15(3): 675-681. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169408954106>
- Pinker, R.T., Karnieli, A. 1995. Characteristic spectral reflectance of a semi-arid environment. *International Journal of Remote Sensing*, 16(7): 1341-1363. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169508954480>
- Puigdefàbregas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30(2), 133-147. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.1181>
- Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Chamizo, S., Afana, A., Solé-Benet, A. 2012. Effects of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology*, 145-146: 81-89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.12.042>
- Rodríguez-Caballero, E., Cantón, Y., Chamizo, S., Lázaro, R., Escudero, A. 2013. Soil loss and runoff in semiarid ecosystems: A complex interaction between biological soil crusts, micro-topography, and hydrological drivers. *Ecosystems*, 16(4): 1-18. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-012-9626-z>
- Rodríguez-Caballero, E., Escribano, P., Cantón, Y. 2014. Advanced image processing methods as a tool to map and quantify different types of biological soil crust. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 90: 59-67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.02.002>
- Rollin, E.M., Milton, E.J., Roche, P. 1994. The influence of weathering and lichen cover on the reflectance spectra of granitic rocks. *Remote Sensing of Environment*, 50(2): 194-199. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90045-0](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(94)90045-0)
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351, vol. 1, Washington, DC, NASA (1973), pp. 309-317
- Schlesinger, W.H. Pilmanis, A.M. 1998. Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry*, 42(1-2): 169-187. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1005939924434>
- Tongway, D., Hindley, N. 2004. Landscape function analysis: A system for monitoring rangeland function. *African Journal of Range and Forage Science*, 21(2): 109-113. <http://dx.doi.org/10.2989/10220110409485841>
- Tongway, D., Hindley, N. 1995. *Assesment of soil condition of tropical grasslands*. CSIRO Ecology and Wildlife, Canberra, Australia.
- Tsoar, H., Karnieli, A. 1996. What determines the spectral reflectance of the Negev-Sinai sand dunes. *International Journal of Remote Sensing*, 17(3): 513-525. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169608949024>
- Warren, S.D. 2003. *Biological soil crusts and hydrology in North American deserts*. pp. 327-337. In J. Belnap and O. L. Lange, eds. *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*, Vol. 150. Springer-Verlag, Berlin. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-56475-8_24
- Weber, B., Olehowski, C., Knerr, T., Hill, J., Deutschewitz, K., Wessels, D.C.J., et al. 2008. A new approach for mapping of Biological Soil Crusts in semidesert areas with hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment*, 112(5): 2187-2201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2007.09.014>
- West, N.E. 1990. Structure and function of mycophytic soil crusts in wildland ecosystems of arid to semi-arid regions. *Advances in Ecological Research*, 20: 179-223. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60055-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60055-0)