

**IDENTIFICACIÓN DE PATRONES ESPECTRALES DE LOS MANGLARES DE
COLOMBIA CON IMÁGENES HIPERESPECTRALES Y MULTIESPECTRALES:
CASO DE ESTUDIO CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA**

Jiner Antonio Bolaños Cubillos

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE MANIZALES

Facultad de Ingeniería y Arquitectura

Maestría en Teledetección

2019

**IDENTIFICACIÓN DE PATRONES ESPECTRALES DE LOS MANGLARES DE
COLOMBIA CON IMÁGENES HIPERESPECTRALES Y MULTIESPECTRALES.
CASO DE ESTUDIO CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA**

JINER ANTONIO BOLAÑOS CUBILLOS

Trabajo de grado presentado para optar al título de:

Magister en Teledetección

Directora de Proyecto.

Paula Cristina Sierra Correa

PhD. en Ciencias del Mar

Msc. Geo-information Science and Earth Observation

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE MANIZALES

Facultad de Ingeniería y Arquitectura

Maestría en Teledetección

2019

Dedicatoria

Este trabajo está dedicado a mi esposa Irina por su apoyo incondicional, sus valiosos consejos y su constante motivación. A mi hijo Antonio por la inspiración que me brindó en todo momento. A mi familia por estar siempre dispuesta a ayudar en los instantes más difíciles.

Agradecimientos

Agradezco al Instituto de investigaciones Marinas y Costeras “*José Benito Vives de Andrés*” INVEMAR por apoyarme en el desarrollo de este estudio. Agradezco especialmente a mi directora de investigación Paula Sierra, por su acompañamiento y contribuciones. De igual manera a las investigadoras Lucía Licero por su colaboración en los recorridos de campo y a la ingeniera Claudia Giraldo quién me asesoró en el análisis de las unidades de cobertura.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
1.2 JUSTIFICACIÓN	3
1.3 OBJETIVOS	6
1.3.1 Objetivo general	6
1.3.2 Objetivos específicos	6
2. MARCO TEÓRICO	7
2.1 LA RADIACIÓN ELECTROMAGNÉTICA	7
2.2 RADIANZA Y REFLECTANCIA	8
2.3 LA ATMÓSFERA Y LOS SENSORES REMOTOS ÓPTICOS	9
2.4 FIRMAS O PATRONES ESPECTRALES DE LAS CUBIERTAS TERRESTRES	10
2.5 SENSORES REMOTOS MULTIESPECTRALES	11
2.5.1 Sensor Operational Land Imager – OLI del satélite Landsat-8	11
2.5.2 Sensor Multi-Spectral Imager – MSI del Satélite Sentinel-2	12
2.5.3 Constelación Rapideye	13
2.6 SENSORES REMOTOS HIPERESPECTRALES	14
2.6.1 Sensor Hyperion del satélite Earth Observing -1	14
2.7 RESOLUCIÓN DE LAS IMÁGENES OBTENIDAS CON SENSORES REMOTOS	15
2.7.1 Resolución espacial	15
2.7.2 Resolución espectral	15
2.7.3 Resolución radiométrica	16
2.8 LOS MANGLARES Y LOS SENSORES REMOTOS	16
2.8.1 Características de los manglares	16
2.8.2 Unidades de vegetación o cobertura	17
2.8.3 Sensores remotos aplicados al análisis de manglares	17
2.9 AJUSTE DE ANOMALÍAS EN IMÁGENES HYPERION	21
2.9.1 Bandas no estables de las imágenes Hyperion	21
2.9.2 Ajuste de columnas malas	21
2.9.3 Eliminación de valores atípicos por columna y banda	22
2.9.4 Corrección del bandeo vertical (Streaking o Striping)	22
2.9.5 Ajuste de la Deformación Espectral (Smile Effect)	23
2.9.6 Corrección del ruido espectral	23
2.10 CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA DE IMÁGENES	23

2.10.1	Modelo Fast Line Of Sight Atmospheric Analysis Of Hypercubes – FLAASH - aplicado a imágenes hiperespectrales y multiespectrales	25
2.10.2	Modelo Sen2Cor aplicado a imágenes Sentinel-2	27
2.11	CORRECCIÓN GEOMÉTRICA	28
2.12	ANÁLISIS DE FIRMAS ESPECTRALES	28
2.12.1	Diferencia espectral relativa o diferencia porcentual	29
2.12.2	Ángulo espectral	29
2.12.3	Distancia espectral mínima	30
2.12.4	Identificación de regiones del espectro electromagnético para diferenciación de unidades de cobertura.....	30
2.13	ÍNDICES DE VEGETACIÓN	31
2.14	GRADO DE PERTURBACIÓN O ESTRÉS DE LA VEGETACIÓN SEGÚN REGIONES DE ABSORCIÓN	32
2.14.1	ABSORCIÓN DIFERENCIAL FRENTE A LA TENDENCIA (CONTINUUM REMOVAL) 32	
3.	METODOLOGÍA	33
3.1	FLUJO DE TRABAJO	33
3.2	ÁREA DE ESTUDIO	34
3.2.1	El clima en el Caribe colombiano	34
3.2.2	Características físicas y bióticas	34
3.2.3	Problemática de los manglares de la CGSM	35
3.3	OBTENCIÓN DE IMÁGENES HIPERESPECTRALES	36
3.4	OBTENCIÓN DE IMÁGENES MULTIESPECTRALES	37
3.4.1	Imágenes Landsat-8 de reflectancia de superficie corregidas de efectos atmosféricos. ...	37
3.4.2	Imágenes Rapideye	39
3.4.3	Imágenes Sentinel-2	39
3.5	AJUSTE DE ANOMALÍAS EN IMÁGENES HYPERION (PRE-PROCESAMIENTO) ..	40
3.5.1	Selección de bandas estables	40
3.5.2	Identificación de columnas malas	40
3.5.3	Eliminación de valores atípicos.....	41
3.5.4	Ajuste del bandeado vertical	41
3.5.5	Estimación de la Deformación Espectral (Smile Effect)	45
3.6	PROCESAMIENTO DE IMÁGENES HYPERION	47
3.6.1	Corrección de efectos atmosféricos con el modelo FLAASH	47
3.6.2	Disminución del ruido espectral	48
3.6.3	Georreferenciación de imágenes Hyperion	49
3.7	PROCESAMIENTO DE IMÁGENES MULTIESPECTRALES	50
3.7.1	Corrección atmosférica de imágenes Rapideye con el modelo FLAASH.....	50

3.7.2	Corrección atmosférica de imágenes Sentinel-2 con el modelo Sen2cor	51
3.8	INFORMACIÓN DE CAMPO	51
3.9	DEFINICIÓN DE UNIDADES DE COBERTURA	52
3.10	EXTRACCIÓN DE FIRMAS	54
3.10.1	Selección de muestras	54
3.10.2	Desagregación de firmas de acuerdo a la altura promedio e índice de área foliar	54
3.11	DIVISIÓN DEL ESPECTRO ELECTROMAGNÉTICO EN REGIONES	55
3.12	COMPARACIÓN DE FIRMAS ESPECTRALES	56
3.12.1	Estimación de la diferencia espectral relativa	56
3.12.2	Cálculo de la distancia mínima y el ángulo espectral entre firmas características	57
3.12.3	Selección de regiones del espectro electromagnético para diferenciación de unidades de cobertura	58
4.	RESULTADOS	59
4.1	RESULTADOS DEL PROCESAMIENTO DE IMÁGENES HYPERION	59
4.1.1	Resultados del ajuste del bandeo vertical de imágenes Hyperion	59
4.1.2	Selección de bandas estables	60
4.1.3	Resultados de la corrección atmosférica con el modelo FLAASH	60
4.2	FIRMAS ESPECTRALES EN IMÁGENES HYPERION	65
4.2.1	Firmas espectrales de las unidades de cobertura vegetal	65
4.2.2	Firmas espectrales de unidades de manglar	66
4.2.3	Variabilidad espectral de unidades de manglar	68
4.2.4	Perfiles espectrales unidades de manglar clasificadas por altura e índice de área foliar	69
4.2.5	Grado de perturbación o estrés de los manglares identificado en imágenes hiperespectrales	72
4.2.6	Diferencias espectrales entre unidades de cobertura de la CGSM identificadas en imágenes Hyperion	75
4.2.7	Identificación de regiones del espectro electromagnético para diferenciación de unidades de manglar	83
4.2.8	Ángulo espectral (SAM) entre unidades de cobertura en imágenes Hyperion	84
4.3	FIRMAS ESPECTRALES EN IMÁGENES SENTINEL-2	91
4.3.1	Firmas espectrales de las unidades de cobertura de la CGSM obtenidos en imágenes Sentinel-2	91
4.3.2	Diferencia espectral relativa en imágenes Sentinel-2	93
4.3.3	Distancia y ángulo espectral entre unidades de cobertura en imágenes Sentinel-2	94
4.4	FIRMAS ESPECTRALES EN IMÁGENES LANDSAT-8-OLI	100
4.4.1	Firmas espectrales de las unidades de cobertura de la CGSM obtenidos en imágenes Landsat-8-OLI	100
4.4.2	Diferencia espectral relativa en imágenes Landsat-8-OLI	102

4.4.3	Distancia y ángulo espectral entre unidades de cobertura en imágenes Landsat-8 OLI	103
4.5	FIRMAS EN IMÁGENES RAPIDEYE	108
4.5.1	Firmas espectrales de las unidades de cobertura de la CGSM obtenidos en imágenes Rapideye	108
4.5.2	Diferencia espectral relativa en imágenes Rapideye	109
4.5.3	Distancia y ángulo espectral entre unidades de cobertura en imágenes Rapideye	110
5.	DISCUSIÓN	117
5.1	PATRONES ESPECTRALES ENTRE UNIDADES DE MANGLAR Y OTROS TIPOS DE CUBIERTAS VEGETALES	117
5.2	PATRONES ESPECTRALES ENTRE UNIDADES DE MANGLAR	119
6.	CONCLUSIONES	121
7.	RECOMENDACIONES	123
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Longitud de onda</i>	<i>7</i>
<i>Figura 2. Espectro electromagnético</i>	<i>8</i>
<i>Figura 3. Firmas espectrales de la vegetación (verde), agua (azul) y suelo (rojo)</i>	<i>10</i>
<i>Figura 4. Diagrama de flujo de la metodología</i>	<i>33</i>
<i>Figura 5. Área de estudio</i>	<i>34</i>
<i>Figura 6 Localización de imágenes Hyperion CGSM 2015.....</i>	<i>37</i>
<i>Figura 7 Corrección de columnas malas por banda.....</i>	<i>41</i>
<i>Figura 8. Umbral para ajuste de niveles digitales en escenas afectadas por bandeado vertical</i>	<i>45</i>
<i>Figura 9. Desplazamiento espectral imagen Hyperion marzo de 2015.....</i>	<i>46</i>
<i>Figura 10. Desplazamiento espectral imagen Hyperion agosto de 2015</i>	<i>47</i>
<i>Figura 11. Puntos de control terrestre imagen hyperion de marzo de 2015.....</i>	<i>49</i>
<i>Figura 12. Puntos de control terrestre imagen hyperion de agosto de 2015</i>	<i>49</i>
<i>figura 13. Perfiles imagen Hyperion marzo de 2015 cruda (izquierda) y ajustada con el modelo FLAASH (derecha)</i>	<i>61</i>
<i>figura 14. Perfiles de coberturas característicos Hyperion marzo de 2015.....</i>	<i>61</i>
<i>figura 15. Perfiles característicos Hyperion VS Landat-8 reflectancia en superficie marzo 2015</i>	<i>62</i>
<i>figura 16. Perfiles característicos Hyperion VS Landat-8 reflectancia en superficie agosto 2015</i>	<i>63</i>
<i>Figura 17. Perfiles espectrales de vegetación de la CGSM marzo 2015.....</i>	<i>66</i>
<i>Figura 18. Firmas espectrales de unidades con una especie de manglar dominante</i>	<i>67</i>
<i>Figura 19. Perfiles espectrales de diferentes asociaciones de manglar</i>	<i>68</i>
<i>Figura 20. Variabilidad espectral de unidades de manglar.....</i>	<i>69</i>
<i>Figura 21. Perfiles espectrales de unidades de manglar con alturas entre 5 y 8 metros y LAI entre 3 - 4.....</i>	<i>70</i>
<i>Figura 22. Perfiles espectrales de unidades de manglar con alturas entre 8 y 10 metros y LAI entre 3 - 4.....</i>	<i>71</i>
<i>Figura 23. Perfiles espectrales de unidades de manglar con alturas entre 10 y 15 metros y LAI entre 3 - 4.....</i>	<i>72</i>
<i>Figura 24. Absorción diferencial frente a la tendencia Avicennia germinans</i>	<i>74</i>
<i>Figura 25. Absorción diferencial frente a la tendencia Laguncularia racemosa</i>	<i>75</i>
<i>Figura 26. Diferencia espectral relativa entre Avicennia germinans y otras cubiertas vegetales en imagen Hyperion</i>	<i>76</i>
<i>Figura 27. Diferencia espectral relativa entre Laguncularia racemosa y otras cubiertas vegetales en imagen Hyperion.....</i>	<i>77</i>
<i>Figura 28. Diferencia espectral relativa entre Rhizophora mangle achaparrado y otras cubiertas vegetales en imagen Hyperion</i>	<i>78</i>
<i>Figura 29. Diferencia espectral relativa entre Avicennia germinans y otros tipos de manglar con diferentes alturas en imagen Hyperion.....</i>	<i>79</i>
<i>Figura 30. Diferencia espectral relativa entre Laguncularia racemosa y otros tipos de manglar con diferentes alturas en imagen Hyperion.....</i>	<i>80</i>
<i>Figura 31. Diferencia espectral relativa entre Rhizophora mangle achaparrado y otros tipos de manglar en imagen Hyperion.....</i>	<i>81</i>
<i>Figura 32. Diferencia espectral relativa entre unidades de manglar compuestas con diferentes alturas en imagen Hyperion.....</i>	<i>82</i>
<i>Figura 33. Firmas espectrales de unidades de cobertura vegetal en imágenes Sentinel2.....</i>	<i>91</i>
<i>Figura 34. Firmas espectrales de unidades de manglar en imágenes Sentinel-2</i>	<i>92</i>
<i>Figura 35. Diferencia espectral relativa entre unidades de manglar y otras cubiertas vegetales en imagen Sentinel-2 Diciembre de 2015.....</i>	<i>93</i>
<i>Figura 36. Firmas espectrales de unidades de cobertura en imágenes Landsat-8-OLI.....</i>	<i>100</i>
<i>Figura 37. Firmas espectrales de unidades de manglar en imágenes LANDSAT-8-OLI</i>	<i>101</i>
<i>Figura 38. Diferencia espectral relativa entre unidades de manglar y otras cubiertas vegetales en imagen Landsat-8-OLI de abril de 2015.....</i>	<i>102</i>

<i>Figura 39. Firmas espectrales unidades de cobertura en imágenes Rapideye.....</i>	<i>108</i>
<i>Figura 40. Firmas espectrales unidades de manglar en imágenes Rapideye.....</i>	<i>109</i>
<i>Figura 41. Diferencia espectral relativa entre unidades de manglar y otras cubiertas vegetales en imagen Rapideye de febrero de 2015</i>	<i>110</i>

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Características del sensor OLI de Landsat-8</i>	12
<i>Tabla 2. Características del sensor MSI del satélite Sentinel-2A</i>	13
<i>Tabla 3. Características del sensor REIS del satélite Rapideye</i>	14
<i>Tabla 4. Características del sensor Hyperion</i>	15
<i>Tabla 5. Bandas no estables o bandas malas</i>	21
<i>Tabla 6. Modelos de atmósfera disponibles en FLAASH</i>	25
<i>Tabla 7. Modelos de aerosoles disponibles en FLAASH</i>	26
<i>Tabla 8. Parámetros configurables Sen2Cor</i>	27
<i>Tabla 9. Imágenes Hyperion de la CGSM</i>	36
<i>Tabla 10. Imágenes Landsat-8 OLI reflectancia de superficie</i>	38
<i>Tabla 11. Imágenes Rapideye disponibles</i>	39
<i>Tabla 12. Imágenes Sentinel-2 de la CGSM</i>	39
<i>Tabla 13. Bandas estables de imágenes Hyperion</i>	40
<i>Tabla 14. Bandas seleccionadas para corrección de bandeado vertical</i>	44
<i>Tabla 15. Parámetros modelo FLAASH imágenes Hyperion de marzo y agosto de 2015</i>	48
<i>Tabla 16. Parámetros FLAASH imágenes Rapideye</i>	50
<i>Tabla 17. Parámetros Sen2Cor utilizados</i>	51
<i>Tabla 18. Unidades de cobertura de manglar</i>	52
<i>Tabla 19. Unidades de cobertura aledañas al manglar en CGSM</i>	53
<i>Tabla 20. Regiones del espectro electromagnético</i>	55
<i>Tabla 21. Bandas Hyperion afectadas por bandeado vertical después del ajuste</i>	59
<i>Tabla 22. Bandas finales de las imágenes Hyperion</i>	60
<i>Tabla 23. Categorías de perturbación de los manglares de la CGSM 2015</i>	72
<i>Tabla 24. Regiones del espectro electromagnético para diferenciación de unidades de manglar</i>	83
<i>Tabla 25. Ángulo Espectral entre Avicennia germinans y otras coberturas</i>	84
<i>Tabla 26. Ángulo Espectral entre Laguncularia racemosa y otras coberturas</i>	85
<i>Tabla 27. Ángulo Espectral entre Rhizophora mangle achaparrado y otras coberturas</i>	86
<i>Tabla 28. Ángulo Espectral entre Avicennia germinans en asociación con Laguncularia racemosa y otras coberturas</i>	87
<i>Tabla 29. Ángulo Espectral entre Laguncularia racemosa en asociación con Avicennia germinans y otras coberturas</i>	88
<i>Tabla 30. Ángulo Espectral entre Avicennia germinans - Laguncularia racemosa - Rhizophora mangle y otras coberturas</i>	89
<i>Tabla 31. Distancia y ángulo espectral entre Avicennia germinans y otras coberturas con todas las bandas</i>	94
<i>Tabla 32. Distancia y ángulo espectral entre Avicennia germinans y otras coberturas con bandas en el espectro visible e infrarrojo de onda corta</i>	95
<i>Tabla 33. Distancia y ángulo espectral entre Laguncularia racemosa y otras coberturas con todas las bandas</i>	96
<i>Tabla 34. Distancia y ángulo espectral entre Laguncularia racemosa y otras coberturas con bandas en el espectro visible e infrarrojo de onda corta</i>	97
<i>Tabla 35. Distancia y ángulo espectral entre Rhizophora mangle achaparrado y otras coberturas con todas las bandas</i>	98
<i>Tabla 36. Distancia y ángulo espectral entre Rhizophora mangle achaparrado y otras coberturas con bandas en el espectro visible e infrarrojo de onda corta</i>	99
<i>Tabla 37. Distancia y ángulo espectral entre Avicennia germinans y otras coberturas con todas las bandas imágenes Landsat-8</i>	103
<i>Tabla 38. Distancia y ángulo espectral entre Avicennia germinans y otras coberturas con con bandas en el espectro visible e infrarrojo de onda corta imágenes Landsat-8</i>	104

<i>Tabla 39. Distancia y ángulo espectral entre Laguncularia racemosa y otras coberturas con todas las bandas imágenes landsat-8</i>	<i>105</i>
<i>Tabla 40. Distancia y ángulo espectral entre Laguncularia racemosa y otras coberturas con bandas en el espectro visible e infrarrojo de onda corta imágenes Landsat-8.....</i>	<i>105</i>
<i>Tabla 41. Distancia y ángulo espectral Rhizophora mangle achaparrado y otras coberturas con todas las bandas imágenes Landsat-8</i>	<i>106</i>
<i>tabla 42. Distancia y ángulo espectral Rhizophora mangle achaparrado y otras coberturas con bandas en el espectro visible e infrarrojo de onda corta imágenes landsat-8.....</i>	<i>107</i>
<i>Tabla 43. Distancia y ángulo espectral Avicennia germinans achaparrado y otras coberturas con todas las bandas imágenes Rapideye</i>	<i>111</i>
<i>Tabla 44. Distancia y ángulo espectral entre Avicennia germinans y otras coberturas con bandas en el espectro visible e infrarrojo cercano imágenes rapideye</i>	<i>112</i>
<i>Tabla 45. Distancia ángulo espectral entre Laguncularia racemosa y otras coberturas con todas las bandas.....</i>	<i>113</i>
<i>Tabla 46. Distancia ángulo Espectral entre Laguncularia racemosa y otras coberturas con bandas en el espectro visible e infrarrojo cercano Rapideye</i>	<i>114</i>
<i>Tabla 47. Distancia y ángulo espectral entre Rhizophora mangle achaparrado y otras coberturas con todas las bandas Rapideye.....</i>	<i>114</i>
<i>Tabla 48. Distancia y ángulo espectral entre Rhizophora mangle achaparrado y otras coberturas con bandas en el espectro visible e infrarrojo cercano Rapideye</i>	<i>115</i>

RESUMEN

Los manglares son ecosistemas de gran importancia en Colombia debido a su condición de ambiente natural estratégico, pues tienen asociada una gran biodiversidad y son un recurso indispensable para las comunidades humanas que viven en estas áreas. Los sensores remotos han sido utilizados durante décadas para el análisis de los ecosistemas costeros, entre ellos los bosques de mangle, debido a las ventajas que estos ofrecen en comparación con simples mediciones en terreno. A nivel mundial muchos estudios han sido realizados evaluando el potencial de los sensores remotos para identificar las áreas de manglar con resultados disímiles. Si bien en Colombia se han realizado grandes avances en el mapeo de las zonas de manglar, aún existen algunos inconvenientes como la poca estandarización de las metodologías y de los sensores que se utilizan para este propósito; la identificación de áreas de manglar a partir de sensores remotos se hace, en muchas ocasiones, por medio de interpretación visual, proceso que está condicionado a la experiencia empírica del intérprete sobre el ecosistema y a la respuesta espectral de la vegetación en los sensores existentes.

El presente estudio busca analizar las principales características y patrones espectrales de las áreas con cobertura de manglar, clasificadas según el nivel de desarrollo, la composición de especies y el grado de perturbación, a partir de la extracción de firmas espectrales que brinden un mejor entendimiento de estos ecosistemas. Además se busca evaluar los rangos del espectro electromagnético idóneos para analizar estos ecosistemas y el potencial de los sensores multiespectrales de los satélites Landsat8-OLI, Sentinel-2 y Rapideye para identificar las zonas de manglar. Como área piloto se ha seleccionado la Ciénaga Grande de Santa Marta –CGSM, debido a que es una de las zonas más importantes ecológica y socialmente para el país, debido a que se encuentran más de 39,569 hectáreas de bosque de mangle, según cifras del año 2013 (Ibarra *et al.* 2014), los cuales han sido afectados por factores antrópicos y naturales durante muchos años, que han conllevado a la afectación directa e indirecta del estado de los manglares de la zona, por lo que es necesario un monitoreo continuo de sus condiciones ambientales.

Los resultados de este estudio proporcionan pautas para el desarrollo de protocolos de procesamiento de imágenes de percepción remota para la identificación y evaluación del estado de

los manglares en Colombia, de acuerdo con las características de cada sensor y las particularidades de cada región, en un futuro cercano.

ABSTRACT

Mangroves are important ecosystems in Colombia because it is a strategic natural environment. They have associated high biodiversity and are an indispensable resource for human communities living in these areas. Remote sensing has used for decades for coastal ecosystems analysis and mangrove forests, due to the advantages they offer compared to simple field measurements. Globally many studies have conducted to evaluate the potential of remote sensing to identify mangrove areas with mixed results. Although significant progress has made in Colombia on the mapping of mangrove areas, still it is necessary to face some problems, such as the lack of standardization of methodologies and sensors used for this purpose. The identification of mangrove areas by remote sensing has made through a visual interpretation process which is conditioned by the interpreter's experience of the ecosystem and the spectral response of vegetation from existing sensors.

The objective of this study was to analyze the main characteristics and spectral patterns of mangrove areas which has classified according to the level of growth, species composition and rate of disturbance from the extraction of spectral signatures that provide a better understanding of these ecosystems. It also seeks to evaluate the ranges of the electromagnetic spectrum suitable for analyzing these ecosystems and the potential of multispectral sensors of Landsat8-OLI, Sentinel-2 and Rapideye satellites, to identify mangrove areas. As a pilot area, Ciénaga Grande de Santa Marta -CGSM was selected because it is one of the most important ecological and socially sites in the country and has more than 39,569 hectares of mangrove forest (Ibarra *et al.* 2014). These areas have been affected by anthropogenic and natural factors for many years. As a result, the condition of the mangroves has been directly and indirectly affected. So, it is necessary to carry out continuous monitoring of their environmental conditions.

The results of this study provide guidelines that lead to the development of a processing remote sensing images protocols for the identification and assessment of the state of mangroves in

Colombia, according to the characteristics of each sensor and the particularities of each region, in the near future.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los manglares, presentes en las zonas costeras de las regiones tropicales y subtropicales, son de gran importancia por la biodiversidad que poseen y por los beneficios ecológicos y económicos que generan. Estos ambientes soportan cadenas alimenticias acuáticas y forman hábitats para la fauna marina, como moluscos, crustáceos y peces, entre otros, especialmente en sus etapas juveniles. Los manglares también son barreras naturales que protegen la costa de la erosión y de eventos extremos como huracanes y tsunamis. Sin embargo estos ecosistemas pueden ser seriamente afectados por factores antrópicos y naturales como la deforestación, la expansión de la frontera agrícola, el uso inadecuado del suelo, la erosión y el cambio climático. El análisis de estos ambientes ha sido realizado durante décadas con el apoyo de sensores remotos, los cuales han sido ampliamente probados como elemento esencial en el monitoreo y mapeo de ecosistemas altamente amenazados. Muchos estudios sobre este tema han sido llevados a cabo en todo el planeta, sin embargo a pesar de la gran variedad de investigaciones realizadas, los manglares siguen siendo difíciles de diferenciar de otras coberturas en algunas partes del mundo, debido a las condiciones espaciales que los diferencian de otro tipo de bosques naturales, como el hecho de que estos se desarrollan en la interface entre tierra y mar, por tanto los mayores aspectos que contribuyen a la formación del pixel son la vegetación, el suelo y el agua (Kuenzer *et al.*, 2011).

Si bien en Colombia se han realizado muchos esfuerzos para el desarrollo de técnicas de teledetección enfocadas al análisis de los manglares (Ulloa-Delgado *et al.*, 1998; Gónima *et al.*, 1998; Villamil, 2000; Sierra-Correa, 2001; Lozano y Sierra-Correa, 2003; Álvarez-León, 2003; Lozano y Sierra-Correa, 2005; Rivera *et al.*, 2006; Córdoba-Aguilar *et al.*, 2006; Bolaños *et al.*, 2009; García-Valencia y Lozano-Rivera, 2010; Ibarra *et al.* 2014; INVEMAR, 2015), aún predominan los inconvenientes metodológicos relacionados al monitoreo de los manglares, como la poca estandarización de las metodologías y de los sensores que se utilizan para este propósito; la identificación de áreas de manglar a partir de sensores remotos se hace, en muchas ocasiones, por medio de interpretación visual, proceso que está condicionado a la experiencia empírica del intérprete sobre el ecosistema y a la apariencia de este en los diferentes sensores existentes. De igual manera la evolución de los sensores hacia el mejoramiento de la resolución espacial, dejando

en segundo plano la resolución espectral, ha conducido a que algunas metodologías antes utilizadas ya no sean aplicables a los nuevos sensores.

Otro aspecto importante es que existe una carencia de información y conocimiento sobre las características espectrales de los ecosistemas de manglar en el país que permita evaluar el potencial de los nuevos sensores para el monitoreo de estos ambientes. A la fecha se han realizado muy pocos estudios en Colombia orientados al análisis de **las características espectrales** y el reconocimiento de **patrones** (Gónima *et al.*, 1998; Sierra-Correa, 2001) de las áreas de manglar, que tengan en cuenta de manera conjunta aspectos como la **composición de especies, nivel de desarrollo y grado de perturbación de los bosques de mangle**. El desconocimiento de estas características puede provocar la subutilización o el uso inadecuado de las imágenes, generando una alta incertidumbre en los procesos de diferenciación de este tipo de coberturas a partir de sensores remotos, especialmente a escalas que requieren mayor precisión.

Es importante resaltar también que Colombia posee zonas de manglar de gran importancia ecológica mundial que han sido fuertemente afectadas por procesos antrópicos y naturales, como el caso de la Ciénaga Grande de Santa Marta que presentó muerte masiva de los manglares en la segunda mitad del siglo XX, cuya recuperación ha requerido un monitoreo constante de sus condiciones.

Existe, entonces, una creciente necesidad de profundizar en el conocimiento de las características espectrales de los manglares de Colombia e identificar los patrones que permitan diferenciar con mayor exactitud este tipo de ecosistemas de otros similares.

A partir de los argumentos antes expuestos se plantea la siguiente pregunta de investigación:

¿Cuáles son los patrones espectrales presentes en imágenes de sensores remotos hiperespectrales y multiespectrales que permiten identificar de manera más precisa las coberturas de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, con diferentes características de composición de especies, nivel de desarrollo y grado de perturbación?

1.2 JUSTIFICACIÓN

El manglar en Colombia es considerado un ecosistema estratégico para el país, debido a su importancia ecológica y social, por lo cual requiere un manejo especial acorde a sus problemáticas y potencialidades, que permita conciliar la conservación y el uso de los recursos naturales. Estos ambientes ofrecen una variedad de hábitat que les concede una especial importancia en términos de biodiversidad. “A nivel social y económico el manglar juega un papel fundamental en el desarrollo de prácticas productivas por parte de las comunidades asentadas en estas áreas” (Bolaños *et al.*, 2009). Debido a que los ecosistemas de manglar tienen una relevancia que se destaca ecológica y económicamente, hay una demanda urgente de medidas para su conservación y restauración. Por lo tanto, la adquisición de información actualizada relacionada con la extensión y condiciones de los ecosistemas de manglar es una ayuda esencial para la gestión y los procesos de formulación de políticas y toma de decisiones (Kuenzer *et al.*, 2011).

Los sensores remotos han sido ampliamente utilizados para el análisis de los ecosistemas costeros debido a las ventajas que estos ofrecen en comparación con simples mediciones en terreno. El trabajo de campo tradicional consume tiempo, es costoso y en ocasiones simplemente es imposible acceder a zonas en las que se encuentran las comunidades vegetales de humedal. Como resultado, las técnicas de percepción remota se han aplicado constantemente para mapear la distribución de los manglares (Zhang C. *et al.*, 2014). “Sin lugar a dudas la teledetección puede ser la técnica más costo-efectiva para evaluar la distribución del manglar y biomasa” (Rebelo-Mochel y Ponzoni, 2007).

Si bien, muchos autores mencionan que la diferenciación del manglar a partir del análisis de sensores remotos es una tarea fácil por el contraste que se percibe comparado con otras coberturas, también es cierto que este tipo de estudios se hacen a escalas regionales (1:100.000, 1:500.00) y están condicionados por las características propias del área de estudio.

Por el contrario, otros estudios, resaltan que la interpretación de las imágenes de satélite en ambientes tropicales no es fácil, ya que tropieza con numerosas dificultades relacionadas con la interacción entre las diferentes superficies existentes y la gran variabilidad de las condiciones

atmosféricas presentes durante la captura de las imágenes (Gónima y Durango, 2005). “La diferenciación precisa entre manglares y áreas sin vegetación de manglar empeora en zonas climáticamente marginales donde las condiciones de manglar tales como su densidad y apariencia física varían enormemente” (Gao, 1998). Una de las causas de este problema es que existen muchos aspectos ambientales que pueden influir en la respuesta espectral que capta el sensor, desde las características texturales y espectrales de la cubierta, su estructura parcialmente más homogénea o heterogénea, la composición de las especies, el patrón de distribución, influencia del suelo y el agua, la densidad y la altura (Kuenzer *et al.*, 2011), hasta aspectos como el grado de perturbación y la salud del bosque.

Teniendo en cuenta estas particularidades se hace evidente la necesidad de estudiar el potencial de nuevos sensores para la identificación y caracterización de ambientes costeros. Un paso fundamental para este objetivo es el desarrollo de librerías espectrales que permitan analizar el potencial de diferentes sensores para mapear cualquier ecosistema con una amplia diversidad (Prasad *et al.*, 2015).

Una de las metodologías innovadoras es la percepción remota **hiperespectral**, que utiliza sensores con capacidad para registrar un gran número de bandas en rangos estrechos del espectro electromagnético, permitiendo la identificación de firmas espectrales de diferentes clases de cobertura terrestre. Este tipo de técnicas han tenido un gran impulso en los últimos años con la puesta en funcionamiento del satélite para el análisis de recursos naturales (EO1-HYPERION) y el desarrollo de sensores hiperespectrales sobre plataformas aéreas no tripuladas de uso civil.

Los resultados de este estudio podrán beneficiar a las diferentes instituciones que realizan investigación relacionada al uso de este tipo de sensores en el análisis de ecosistemas de manglar, como universidades, institutos de investigación, ONGs y a la comunidad científica en general, brindando elementos y criterios para la selección de sensores adecuados, la definición de nuevos índices o la elaboración de nuevos modelos que permitan una identificación más exacta de este tipo de coberturas También beneficiará a los tomadores de decisiones y a las entidades encargadas de administrar el territorio como las Corporaciones Autónomas Regionales – CAR, gobernaciones, alcaldías, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS, ofreciendo la posibilidad de fortalecer herramientas de gestión como el Sistema de Información para la Gestión de los

Manglares en Colombia - SIGMA, el Sistema de Información Ambiental Marina – SIAM, el Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono – SMByC, a partir de la generación, entre otros.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo general

Identificar patrones espectrales de áreas de manglar con diferentes características de composición de especies, nivel de desarrollo y grado de perturbación, utilizando imágenes hiperespectrales y multiespectrales, en un área piloto de la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGSM.

1.3.2 Objetivos específicos

- Identificar firmas espectrales de áreas de manglar, desagregadas según composición de especies, nivel de desarrollo y grado de perturbación, a partir del procesamiento y análisis de imágenes hiperespectrales (Hyperion) y multiespectrales (Sentinel-2, Landsat-8-OLI, Rapideye) en un área piloto de Ciénaga Grande de Santa Marta –CGSM.
- Determinar las diferencias entre las firmas espectrales de los manglares y otras coberturas adyacentes con características similares.
- Evaluar la capacidad de los sensores remotos multiespectrales Sentinel-2, Landsat-8-OLI y Rapideye para identificar los diferentes tipos de manglar de la CGSM, de acuerdo a diferentes firmas espectrales.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 LA RADIACIÓN ELECTROMAGNÉTICA

La observación remota es posible debido a la interacción de un flujo energético con las cubiertas terrestres y a un sensor con la capacidad de captar esa energía. Dicho flujo recibe el nombre de radiación electromagnética (Pérez-Gutiérrez y Muñoz-Nieto, 2006), y varía desde radiación de muy alta energía como los rayos gamma y los rayos X, pasando por la luz ultravioleta, la luz visible para los seres humanos, la radiación infrarroja hasta llegar a las microondas y las ondas de radio (Green *et al.*, 2000).

Según la teoría ondulatoria, la energía electromagnética se transmite de un lugar a otro en forma de ondas sinusoidales. La distancia entre los picos sucesivos de onda se denomina “longitud de onda” (Figura 1), y es una de variable importante en percepción remota, porque está relacionada a la capacidad que tiene un objeto de irradiar (reflejar o emitir) energía con diferentes longitudes de onda y la capacidad de un sensor (observador) para percibirla.

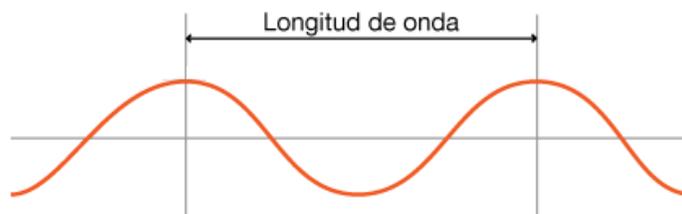


FIGURA 1. LONGITUD DE ONDA

Al conjunto de todas las longitudes de onda que puede adoptar la radiación electromagnética se le denomina espectro electromagnético. Según Chuvieco (1995) el espectro se puede dividir en rangos, correspondientes a la región visible (400 a 700 nanómetros - nm), que es la que pueden percibir los seres humanos; infrarrojo cercano o NIR (por sus siglas en inglés) (700 a 1300 nm), infrarrojo medio (1300 a 8000 nm) el cual incluye el infrarrojo de onda corta SWIR (por sus siglas en inglés) (1300 a 2500 nm); infrarrojo lejano o térmico (8000 a 14000 nm); y microondas (a partir de 1 milímetro). Otra región del espectro importante es conocida como

“Límite rojo” entre 680 y 740 nm, y está muy relacionada con la absorción de clorofila en la vegetación (Vesanto, 2012).

La Figura 2 muestra la clasificación comúnmente usada para los rangos del espectro electromagnético.

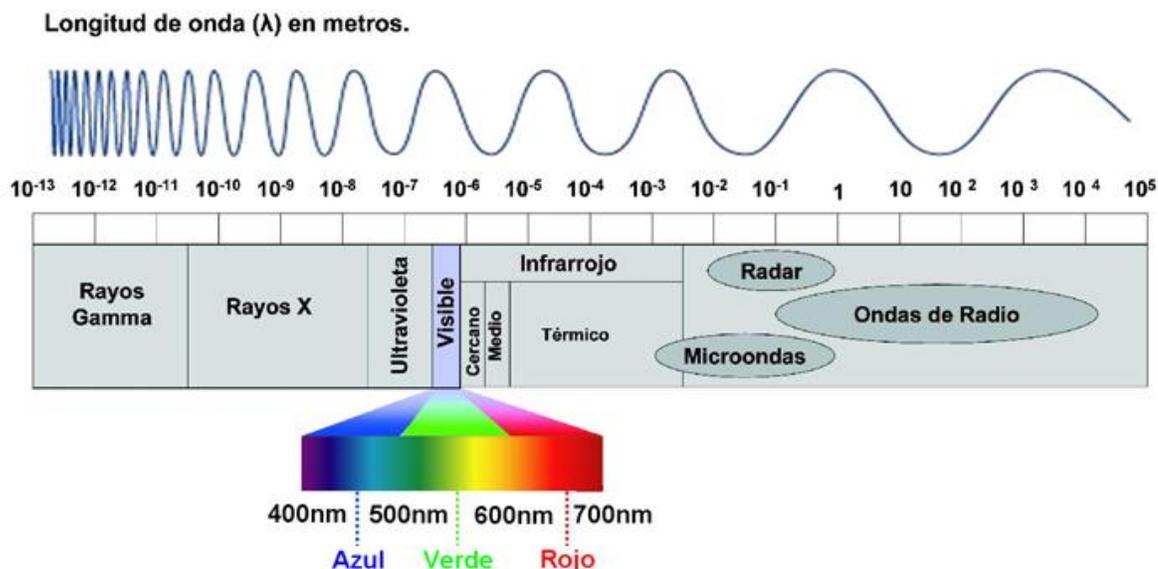


FIGURA 2. ESPECTRO ELECTROMAGNÉTICO

2.2 RADIANZA Y REFLECTANCIA

Los sensores ópticos a bordo de los satélites suelen captar la energía reflejada o emitida por los objetos de la superficie terrestre después de atravesar por segunda vez la atmósfera. Este flujo es registrado en unidades de radianza, y representa el total de energía radiada por unidad de área y por ángulo sólido de medida (Chuvieco, 1995). Cuando se capta para una región específica del espectro electromagnético o banda, se denomina radianza espectral y sus unidades son $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot nm^{-1}$.

La reflectancia es el término utilizado para definir la relación entre la cantidad de radiación electromagnética reflejada desde una superficie y la cantidad que originalmente impactó sobre la superficie. Para cualquier material dado, la cantidad de radiación solar que refleja, absorbe o transmite varía con la longitud de onda. Esta propiedad de la materia permite identificar diferentes

sustancias o características y separarlas por sus firmas espectrales (Weng, 2010). Si bien, algunos autores utilizan el termino reflectancia diferenciado de reflectividad, la mayoría los emplea como sinónimo (Pérez-Gutiérrez y Muñoz-Nieto, 2006). En este documento se hará referencia a la relación flujo reflejado por flujo incidente como reflectancia.

2.3 LA ATMÓSFERA Y LOS SENSORES REMOTOS ÓPTICOS

Además de los sensores, otro elemento importante en el proceso de teledetección con sensores ópticos es la atmósfera, la cual está compuesta por una serie de gases como anhídrido carbónico, oxígeno, ozono, nitrógeno y argón principalmente, además por vapor de agua y aerosoles. Entre estos componentes, el anhídrido carbónico, ozono y vapor de agua son los que más afectan la energía electromagnética (Chuvienco, 1995). Al interactuar el flujo radiante con los componentes de la atmósfera, este se ve afectado por una serie de procesos que modifican sus las características y por tanto la energía que finalmente llega al sensor. Estos procesos son la absorción, la dispersión y la emisión, los cuales se intensifican en determinadas regiones del espectro electromagnético.

Hay tres áreas principales de absorción de vapor de agua con "FWHM" a aproximadamente 1350 - 1480 nm, 1800 - 1970 nm y mayores a 2480 nm y algunas menores pero aún significativas entre 930-960 nm y 1115-1150 nm.

En algunos tipos de sensores estas zonas de absorción de agua no presentan inconvenientes, pues los instrumentos son diseñados para no abarcar estas regiones del espectro; ese es el caso de los sensores multispectrales. Sin embargo, existen otro tipo de sensores como los hiperespectrales los cuales generan un grupo de banas continuas a lo largo del espectro, y por tanto logran captar algunas de estas regiones. A este tipo de instrumentos, es necesario realizar procesos de filtrado de información para separar las imágenes que contienen información útil de aquellas afectadas por ruido.

2.4 FIRMAS O PATRONES ESPECTRALES DE LAS CUBIERTAS TERRESTRES

Los objetos o superficies presentan un comportamiento característico a lo largo del espectro electromagnético, que suele denominarse firma o patrón espectral. Este proporciona gran cantidad de información acerca del objeto en observación, en especial sobre la variación bioquímica y estructural entre las especies de plantas en el caso de estudios de vegetación (Prasad y Gnanappazham, 2014). La Figura 3 muestra un gráfico de las firmas características de la vegetación (verde), el suelo (rojo) y el agua (azul). La identificación y diferenciación de estas coberturas es posible gracias a la capacidad que tienen los sensores remotos de captar la energía que es reflejada o emitida por estas cubiertas o fenómenos, la cual puede relacionarse con características físicas.

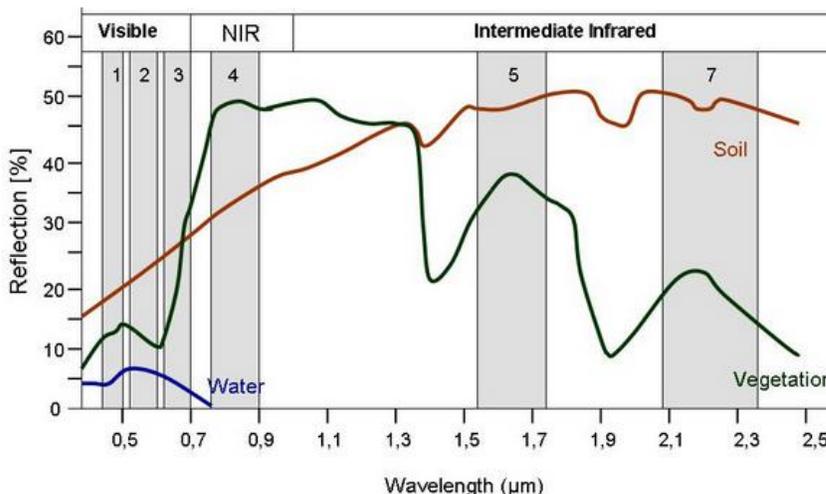


FIGURA 3. FIRMAS ESPECTRALES DE LA VEGETACIÓN (VERDE), AGUA (AZUL) Y SUELO (ROJO)

La curva espectral de la vegetación muestra valores relativamente bajos en las regiones del espectro visible del rojo y azul, con un máximo local en la banda espectral del verde. La reflectancia aumenta bruscamente en el infrarrojo cercano (debido a la estructura interna de las hojas). A partir de 1,35 µm, la reflectancia va disminuyendo, estando principalmente controlada por el contenido en agua de las hojas (Pérez-Gutiérrez y Muñoz-Nieto, 2006).

En contraste con la vegetación, la curva del suelo puede presentar una estructura creciente hasta el infrarrojo cercano, suele mostrar una forma convexa entre los 0,5 y 1,3 µm y una disminución en los 1,45 y 1,95 µm (Tempfli *et al.*, 2009).

Otra cobertura que presenta marcadas características espectrales es el agua, cuya curva de reflectancia muestra una reducción general con el incremento de la longitud de onda, hasta llegar al infrarrojo cercano, en donde la reflectancia en aguas claras y profundas es cero (Pérez-Gutiérrez y Muñoz-Nieto, 2006).

2.5 SENSORES REMOTOS MULTIESPECTRALES

Los sensores multiespectrales son capaces de registrar la energía reflejada o emitida por un objeto, en diferentes rangos de longitud de onda. La energía es registrada y almacenada en matrices de celdas rectangulares conocidas como bandas o canales. Comúnmente este tipo de sensores pueden tener entre 3 y 20 bandas, con un ancho que puede oscilar los 100 nanómetros. Otra característica importante es que las bandas pueden no ser contiguas a lo largo del espectro electromagnético. Estos sensores han sido ampliamente utilizados en el análisis de recursos naturales, como por ejemplo los sensores del programa Landsat, de los cuales se pueden resaltar Thematic Mapper –TM de los satélites Landsat 4-5, Enhanced Thematic Mapper Plus ETM+ a bordo de Landsat-7, y recientemente Operational Land Imager – OLI del satélite Landsat-8.

2.5.1 Sensor Operational Land Imager – OLI del satélite Landsat-8

El sensor Operational Land Imager – OLI del satélite Landsat-8, hace parte de la continuación del proyecto de observación de la tierra Landsat iniciado en la década de los 70 por la NASA, desarrollado con la idea de utilizar datos de satélite para la vigilancia terrestre, la cartografía o la exploración. OLI cuenta con características que lo diferencian de las anteriores misiones Landsat, como por ejemplo la inclusión de bandas en la región del espectro para análisis de aerosoles en la atmósfera y aplicación en las zonas costeras. La Tabla 2 muestra las principales características de este sensor.

TABLA 1. CARACTERÍSTICAS DEL SENSOR OLI DE LANDSAT-8

Banda	Longitud de onda (μm)	Resolución espacial (m)
Band 1 Costera	0.43 – 0.45	30
Band 2 Azul	0.45 – 0.51	30
Band 3 Verde	0.53 – 0.59	30
Band 4 Rojo	0.64 – 0.67	30
Band 5 NIR	0.85 – 0.88	30
Band 6 SWIR 1	1.57 – 1.65	30
Band 7 SWIR 2	2.11 – 2.29	30
Band 8 Pan	0.50 – 0.68	15
Band 9 Cirrus	1.36 – 1.38	30
Band 10 TIRS 1	10.6 – 11.19	100
Band 11 TIRS 2	11.5 – 12.51	100

2.5.2 Sensor Multi-Spectral Imager – MSI del Satélite Sentinel-2

El sensor Multi-Spectral Imager – MSI del Satélite Sentinel-2 fue desarrollado en el marco del proyecto COPERNICUS de la agencia espacial ESA (por sus siglas en inglés). El primer satélite Sentinel-2 fue lanzado en 2015, y comenzó a funcionar a principios de 2016. Su sensor MSI ofrece bandas optimizadas para aplicaciones de observación de la tierra así como para la detección de nubes cirrus, para los cuales tiene una banda cuya media espectral se ubica en 1380 nm. Una banda análoga está presente en el instrumento Operational Land Imager (OLI) de Landsat-8 de la NASA. OLI y MSI tienen bandas similares en las regiones del infrarrojo de onda corta, SWIR a 1,61 μm y 2,19 μm , pero difieren en que OLI incluye bandas térmicas, y en que el sensor MSI incluye canales en el límite rojo (Hollstein *et al.*, 2016). La Tabla 2 muestra las principales características del sensor MSI de los satélites Sentinel-2A y Sentinel-2B. Resaltadas en azul aparecen las bandas asociadas a absorción de agua, utilizadas en procesos de corrección atmosférica.

TABLA 2. CARACTERÍSTICAS DEL SENSOR MSI DEL SATÉLITE SENTINEL-2A

SATÉLITE	SENTINEL 2A		SENTINEL 2B		Resolución espacial (m)	Nombre de banda	
	Número de banda	Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda (nm)	Longitud de onda central (nm)			Ancho de banda (nm)
	1	443.9	27	442.3	45	60	Costera y aerosoles
	2	496.6	98	492.1	98	10	Azul
	3	560	45	559	46	10	Verde
	4	664.5	38	665	39	10	Rojo
	5	703.9	19	703.8	20	20	Límite rojo para vegetación
	6	740.2	18	739.1	18	20	Límite rojo para vegetación
	7	782.5	28	779.7	28	20	Límite rojo para vegetación
	8	835.1	145	833	133	10	Infrarrojo cercano NIR
	8a	864.8	33	864	32	20	Infrarrojo cercano Banda angosta Narrow NIR
	9	945	26	943.2	27	60	Vapor de agua
	10	1373.5	75	1376.9	76	60	Nubes Cirrus
	11	1613.7	143	1610.4	141	20	Infrarrojo de onda corta SWIR1
	12	2202.4	242	2185.7	238	20	Infrarrojo de onda corta SWIR2

2.5.3 Constelación Rapideye

Rapideye es una constelación de cinco satélites, diseñados y fabricados por MacDonald Dettwiler (MDA) de Richmond, Canadá. Las imágenes pueden tener diferentes usos, entre los que se pueden destacar la observación de recursos naturales terrestres (Weichelt *et al.*, 2012) y marinos. Su sensor RapidEye Earth Imaging System –REIS por sus siglas en inglés, cuenta con 5 bandas que cubren las regiones del azul, verde, rojo, límite rojo e infrarrojo cercano como se observa en la Tabla 3.

TABLA 3. CARACTERÍSTICAS DEL SENSOR REIS DEL SATÉLITE RAPIDEYE

Banda	Longitud de onda	Resolución espacial (m)
Azul	440 - 510 nm	6.5
Verde	520 - 590 nm	6.5
Rojo	630 - 685 nm	6.5
Límite rojo	690 - 730 nm	6.5
Infrarrojo Cercano	760 - 850 nm	6.5

2.6 SENSORES REMOTOS HIPERESPECTRALES

Los sensores hiperespectrales suelen tener una cantidad superior de bandas al de las imágenes multiespectrales, (más de 100), sin embargo esta no es la característica que las define como hiperespectrales, más bien, lo que las designa como tal, es un reducido ancho de banda (alrededor de los 10 nanómetros), y la disposición contigua de esas bandas a lo largo del espectro electromagnético (Weng, 2010). Entre este tipo de sensores se pueden destacar Hyperion a bordo del satélite Earth Observing -1 (EO1) y el sensor aerotransportado AVIRIS.

Ben-Dor *et al.*, (2013) realiza un recuento de la evolución de los sensores remotos hiperespectrales, tanto aerotransportados como satelitales.

2.6.1 Sensor Hyperion del satélite Earth Observing -1

Hyperion es un sensor hiperespectral a bordo del satélite Earth Observing -1 (EO1) que adquiere imágenes en modo de barrido con dos espectrómetros, uno en el espectro visible combinado con infrarrojo cercano VNIR (por sus siglas en inglés), y otro en el infrarrojo de onda corta SWIR (Han *et al.*, 2002). Hyperion fue el primer sensor hiperespectral a bordo de un satélite enfocado al estudio de los recursos naturales. Cuenta con 240 bandas con un ancho de banda aproximadamente de 10 nanómetros cada una, en configuración contigua y un rango espectral entre 356 y 2577 nm.

La Tabla 4 muestra las principales características de Hyperion.

TABLA 4. CARACTERÍSTICAS DEL SENSOR HYPERION

CARACTERÍSTICA	OBSERVACIÓN
Satélite	Earth Observing-1 – EO1
Sensor	Hyperion
Rango espectral	356 – 2577 nanómetros
Ancho de banda	Aproximadamente 10 nanómetros
No de bandas	242 continuas
Resolución espacial	30 metros
Ancho de barrido	7,5 kilómetros
Operador	NASA
Fecha de lanzamiento	Noviembre de 2000
Desactivación	Marzo de 2017

2.7 RESOLUCIÓN DE LAS IMÁGENES OBTENIDAS CON SENSORES REMOTOS

Uno de los parámetros que definen el nivel de detalle o precisión de las imágenes es la resolución, la cual puede dividirse en diferentes tipos como se explica en los siguientes numerales.

2.7.1 Resolución espacial

La resolución espacial está relacionada con la capacidad de un sensor para diferenciar objetos de diferente tamaño. “Dicho de otro modo, la resolución espacial suele interpretarse como el tamaño del objeto más pequeño que puede ser distinguido en una imagen: tamaño del píxel sobre el terreno” (Pérez-Gutiérrez y Muñoz-Nieto, 2006). Esta característica es de gran importancia en teledetección pues está directamente relacionada a la escala de trabajo de un estudio.

2.7.2 Resolución espectral

La resolución espectral indica el número y el ancho espectral de las bandas en que un sensor registra la energía (Díaz-González *et al.*, 2014). “La resolución espectral de un sensor generalmente se reporta a través de dos componentes, muestreo espectral y ancho total en la mitad máxima (FWHM, por sus siglas en inglés)” (Borengasser *et al.*, 2007).

2.7.3 Resolución radiométrica

La resolución radiométrica indica el rango de niveles digitales que es capaz de almacenar un sensor al convertir la radiación detectada en unidades físicas a valores almacenables en un formato digital. Esta característica del sensor se expresa en términos del número de dígitos binarios o bits (Parra, 2014), con formatos de 8 bit (0 - 255) o 16 bit (0 - 65535).

2.8 LOS MANGLARES Y LOS SENSORES REMOTOS

2.8.1 Características de los manglares

Los manglares son arbustos y árboles de mediana altura que crecen en latitudes entre 25-30 ° S hasta 25-30 ° N y se desarrollan en la zona de transición entre la tierra y el mar. Son capaces de sobrevivir en agua salobre, agua de mar y zonas de evaporación saladas hasta con el doble de la salinidad del agua de mar. Las especies de manglar que dominan en América son el mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.), el mangle negro (*Avicennia germinans* L.), y el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) (Kuenzer *et al.*, 2011).

Globalmente, los manglares se encuentran entre los ecosistemas costeros más productivos. Alrededor del 75 por ciento de todas las especies de peces comerciales tropicales, y ecosistemas asociados como las praderas de pastos marinos, los arrecifes de coral, dependen de los bosques de manglar, prestando servicios como sitios crianza, refugio y alimentación. Adicionalmente los manglares protegen la costa de las olas y el viento, ayudando a reducir el riesgo de daños por inundación y erosión, soportan la estabilización de los suelos, la retención de nutrientes, filtración de sedimentos y contaminantes, y la captación de dióxido de carbono. Para las personas que viven en las áreas costeras, los manglares proveen leña, medicina, fibras y tintes, comida y material de construcción (Alexandris *et al.*, 2013).

Según la resolución 1263 de julio de 2018 “por medio de la cual se actualizan las medidas para garantizar la sostenibilidad y la gestión integral de los ecosistemas de manglar, y se toman otras determinaciones”, (actualización de la resolución 1602 de diciembre de 1995) define:

“**Manglar:** ecosistema que se emplaza en zonas costeras por lo cual depende de un adecuado balance hídrico, su componente ecológico se caracteriza por una matriz arbórea estructurada por especies de mangles, que interactúa con otros elementos florísticos y fáunicos terrestres y acuáticos (que habitan allí de manera permanente o durante algunas etapas de su vida), además de relacionarse con el componente físico, conformado por agua, suelo y atmósfera”.

“**Especies de mangles:** son mangles de hábitos arbóreos y/o arbustivos los taxones denominados como: *Rhizophora mangle* (mangle rojo, colorado o concha), *R. racemosa* (mangle pava o caballero), *R. harrisonii* (mangle injerto), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco, bobo o amarillo), *Avicennia germinans* (mangle salado, humo, negro, prieto, pelaojo, comedero o iguanero), *Pelliciera rhizophorae* (mangle piñuelo), *Conocarpus erectus* (mangle zaragoza, manglillo, platanillo o jelfí), y *Mora oleifera* (mangle nato). La especie de hábito graminoide *Acrostichum aureum* (helecho de mangle, ranconcha o matatigre) aunque no se considera una especie de mangle hace parte del complejo florístico del manglar”.

Para el propósito de este estudio se definen las Áreas de Manglar – AM, como las zonas en las que se desarrollan árboles o arbustos de mangle y la vegetación asociada a este tipo de cobertura, la cual suele ubicarse de manera contigua.

2.8.2 Unidades de vegetación o cobertura

Existen pocos estudios que realicen una clasificación detallada de los diferentes tipos de manglar de la CGSM; se puede resaltar el estudio “Vegetación estuarina y vegetación acuática de complejos cenagosos del Caribe colombiano” desarrollado por Cortés-Castillo (2017), quien define diferentes unidades de vegetación de acuerdo a los planteamientos de la escuela fitosociológica de Braun-Blanquet (1979). Esta metodología toma como parámetros de agrupamiento la composición florística y las características fitosociológicas, definiendo unidades para los manglares de Caribe colombiano, clasificados jerárquicamente en órdenes, alianzas y asociaciones, siendo este último nivel el de mayor detalle.

2.8.3 Sensores remotos aplicados al análisis de manglares

El uso de la percepción remota para el mapeo de ecosistemas de manglar se intensificó con la utilización de fotografías aéreas a partir de los años 70 (Rollet, 1974; Ardila, 1984; Aksornkoae

et al., 1984; Blasco *et al.*, 1986). En Colombia González (1991) realizó un análisis multitemporal de los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta con fotografías aéreas de 1956, 1968 y 1984. Sin embargo el ascenso de los sensores remotos espaciales en los años 80 desplazó un poco el uso de esta tecnología (Kuenzer *et al.*, 2011).

De igual manera se han realizado una gran cantidad de estudios en el mundo sobre el uso de sensores remotos satelitales multiespectrales aplicados a la identificación de bosques de mangle, algunos reportando buenos resultados, otros resaltando las dificultades que han encontrado con este tipo de imágenes. Abdon y Miglioranza (1989) utilizaron índices de vegetación estimados a partir de imágenes Landsat TM de la zona de Río Piauí en el estado de Sergipe, con el objetivo de analizar el potencial de este sensor para analizar zonas degradadas de manglar, concluyendo que es indispensable el uso de la banda 5 (SWIR) para cualquier estudio en zonas de manglar. En este estudio no se encontraron diferencias significativas entre el uso del NDVI y las bandas 3 y 4 por separado para la clasificación.

Blasco y Gauquelin (1998), realiza un análisis del estado la teledetección aplicada al estudio de los manglares para la fecha de esa investigación, resaltando algunas de las razones por las cuales se había presentado una alta incertidumbre en los mapas de este tipo de coberturas. “Con la excepción de los datos derivados de ellos, todas las estimaciones de la extensión de los manglares han estado equivocadas por al menos tres razones: (1) la falta de una definición universal de lo que es un manglar y qué no lo es, (2) la técnica y las limitaciones financieras, (3) la inestabilidad y los cambios constantes que caracterizan a los ecosistemas costeros”.

Rasolofoharinoro *et al.* (1998) (citado por Blasco y Gauquelin (1998) menciona la factibilidad de utilizar índices de vegetación a partir de imágenes Spot para mapear hasta 5 clases de coberturas costeras, entre ellas, Manglar maduro denso, manglar abierto, praderas de pantano, agua y suelo descubierto. Gónima *et al.*, (1998) logra buenos resultados, utilizando algoritmos basados en conceptos físicos y estimación de índices para diferenciar coberturas vegetales, incluyendo bosque de mangle, en la Ciénaga Grande de Santa Martha (Colombia), con imágenes SPOT. Por el contrario, Green *et al.* (1998) reporta resultados pobres en la diferenciación de manglar de otras coberturas a partir de imágenes SPOT XS (35-57%), y resultados variables aplicando diferentes metodologías a las imágenes Landsat TM (42-92%). En este estudio se

investiga la potencialidad de estos sensores para la discriminación de especies de manglar como *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* mezclado con *Conocarpus erectus*; las mismas especies que predominan en el Caribe colombiano. Según este autor la baja exactitud de los resultados (35%-92%) se debe a que las áreas de manglar del Caribe Oriental difieren de la mayoría de los manglares en otras partes del mundo los cuales pueden formar verdaderos bosques que cubren cientos de kilómetros cuadrados con árboles de hasta 30 m de altura.

En Colombia Villamil (2000) realiza un análisis multitemporal de la cobertura del manglar en la CGSM con imágenes SPOT-2, SPOT-3 y Landsat-5-TM de los años 1990, 1993, 1995 y 1997, resaltando el potencial de estos sensores para diferenciar zonas monoespecíficas de vegetación. En este estudio obtienen mejores resultados con las imágenes Landsat, a pesar de tener una resolución espacial más baja (30 m), debido a que se utilizan más bandas en los procesos de clasificación; las imágenes de los satélites SPOT-2 y SPOT-3 solo tienen 3 bandas, correspondientes al verde, rojo e infrarrojo cercano.

Sierra-Correa (2001) utiliza técnicas avanzadas de teledetección para el análisis de paisajes costeros, con imágenes Landsat-5-TM y Radarsat, en la costa Pacífica colombiana, obteniendo buenos resultados. En este estudio se utilizaron varias técnicas como estimación de NDVI, análisis de componentes principales (PCA), fusión de sensores, interpretación visual, entre otras. La investigación concluye que las bandas realizadas del infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo de onda corta (SWIR), permiten una mejor discriminación del manglar y zonas sin cobertura de manglar.

A partir del año 2001 muchos estudios con diferentes tipos de sensores ópticos fueron desarrollados (Manson *et al.*, 2001; Pinto *et al.*, 2001; Lozano y Sierra-Correa, 2003; Gao *et al.*, 2004; Lozano y Sierra-Correa, 2005; Vaiphasa, 2006; Rivera *et al.*, 2006; Lozano, 2007; Giri *et al.*, 2007; Ajithkumar *et al.*, 2008; Farias *et al.*, 2009; Heumann, 2011; Kuenzer *et al.*, 2011; Tamura, 2011; Alatorre *et al.*, 2011; Zhang Y. *et al.*, 2011; Alexandris *et al.*, 2013; Vo *et al.*, 2013; Alsaaidh *et al.*, 2013; Zhang X. y Tian, 2013; Rahman *et al.*, 2013; Mensah, 2013; Roslani *et al.*, 2014). Sin embargo, pocas de estas investigaciones mencionan datos cuantitativos de exactitud temática de la cartografía que generan. De los artículos antes mencionados se puede resaltar Kuenzer *et al.* (2011) el cual realiza un análisis del estado del arte de la teledetección aplicada al

mapeo de manglares, para la fecha del estudio. Según este autor, es difícil evaluar el éxito de las metodologías debido a las diferencias de las áreas de estudio, los objetivos de cada investigación, las técnicas y sensores utilizados.

Un aspecto que se puede resaltar de estos estudios, es que algunos no mencionan cuales son las bandas de los sensores que están utilizando, y más bien se enfocan en la resolución espacial asumiendo esta como el único elemento que brinda ventaja. Sin embargo, como algunos estudios lo muestran (Green *et al.* 1998; Villamil, 2000; Tamura, 2011), se presentan muchos casos en los que sensores como Landsat-TM y ETM+, son más efectivos para diferenciar manglar de otras coberturas en comparación con otros sensores con una resolución espacial más alta como los presentes en los satélites SPOT o ALOS. En ese sentido, se puede resaltar que los bosques de manglar poseen una característica notable y es que la radianza reflejada en el infrarrojo de onda corta (1.3-2.5 μm) es más baja que otros bosques comunes (Tamura, 2011), regiones del espectro registradas en las bandas de los sensores TM, ETM+, y en algunas imágenes SPOT.

Los instrumentos hiperespectrales también han sido utilizadas para analizar las áreas de manglar (Ramsey y Jensen, 1996; Held *et al.*, 2003; Hirano *et al.*, 2003; Demuro y Chisholm, 2003; Vaiphasa y Ongsomwang, 2004; Vaiphasa *et al.*, 2005; Rebelo-Mochel y Ponzoni, 2007; Kalacska y Sanchez-Azofeifa, 2008; Torbick *et al.*, 2009; Torbick y Becker, 2009; Wang L. y Sousa, 2009; Adam *et al.*, 2010; Kamal y Phinn, 2011; Kuenzer *et al.*, 2011; Zhang C. *et al.*, 2012; Muhammad y Waqar, 2013; Koedsin y Vaiphasa, 2013; Jia *et al.*, 2014; Padma y Sanjeevi, 2014; Prasad y Gnanappazham, 2014; Vidhya *et al.*, 2014; Zhang C. *et al.*, 2014; Prasad *et al.*, 2015).

Vaiphasa (2006) realiza un análisis del potencial de los sensores remotos hiperespectrales para diferenciación de manglar a nivel de especies, mencionando que otros estudios similares (Green *et al.*, 2000; Demuro y Chisholm, 2003; Held *et al.*, 2003; Hirano *et al.*, 2003) no han sido concluyentes. Según este autor los sensores hiperespectrales poseen las características espectrales para diferenciar estos ambientes a nivel de especies.

Kuenzer *et al.*, (2011) realiza un análisis de los estudios con imágenes hiperespectrales enfocados a manglares, concluyendo que, en general las imágenes hiperespectrales son prometedoras para generar cartografía de manglares, sin embargo los estudios se centran en poco más de una docena de investigadores y países, por lo que se puede considerar que este campo está aún en sus inicios.

Koedsin y Vaiphasa, 2013 analiza el uso de imágenes hiperespectrales del sensor Hyperion a bordo del satélite EO-1 para la identificación de especies de manglar en el sur de Tailandia. Desafortunadamente, no ha habido ningún estudio en el que se apliquen datos hiperespectrales para la clasificación de la salud de los manglares en zonas degradadas (Zhang C. *et al.*, 2014).

2.9 AJUSTE DE ANOMALÍAS EN IMÁGENES HYPERION

Antes de realizar procesos de corrección atmosférica y geométrica es necesario realizar algunos ajustes de errores internos de calibración que suelen tener sensores hiperespectrales de barrido como Hyperion (Yokoya *et al.*, 2010).

2.9.1 Bandas no estables de las imágenes Hyperion

Debido a que el sensor Hyperion registra bandas en un rango continuo del espectro electromagnético entre los 356 y 2577 nanómetros, muchas de estos canales cubren regiones que son afectados drásticamente por factores como el vapor de agua u otros componentes de la atmósfera. La Tabla 5 presenta el listado de bandas no estables conocidas como bandas malas.

TABLA 5. BANDAS NO ESTABLES O BANDAS MALAS

Región	Bandas
VNIR	1-7, 58-76
SWIR	225-242

2.9.2 Ajuste de columnas malas

Algunas bandas de las imágenes Hyperion tienen una serie de columnas con valores erróneos, relacionados a efectos de saturación o pérdida de información. Por diseño ya se conoce de antemano el listado de la mayoría de columnas malas o píxeles malos (Barry, 2001). Las imágenes nivel L1R poseen una máscara con la identificación de estas columnas. Esta máscara se basa en la lista de píxeles defectuosos que se identificaron durante las pruebas previas a la puesta en órbita del satélite, con actualizaciones adicionales para el día de captura de escena (Kawishwar, 2007).

El ajuste de los píxeles de estas columnas se puede hacer de una manera sencilla y relativamente segura simplemente reemplazándolos con sus vecinos más cercanos (Han *et al.*, 2002; Kayadibi y Aydal, 2013) o estimando diferentes estadísticas de estos como la media o la mediana (Kawishwar, 2007).

2.9.3 Eliminación de valores atípicos por columna y banda

Adicionalmente al problema de columnas malas o dañadas, las imágenes Hyperion tienen otra serie de problemas de calibración como el bandeo o rallado vertical, el efecto de deformación espectral y el ruido espectral, entre otros. Algunos de los métodos desarrollados para realizar la corrección de estos efectos utilizan estadística de las bandas o las columnas y por tanto la presencia de valores atípicos puede influir en los resultados, generando de esta manera sesgo al aplicar estas técnicas (Jupp *et al.*, 2002; Datt y Jupp, 2004; Scheffler y Karrasch, 2013).

2.9.4 Corrección del bandeo vertical (Streaking o Striping)

Las imágenes Hyperion tienen un fuerte efecto de bandeo o rayado vertical en algunas bandas, causado por una calibración inadecuada de los detectores en la matriz del plano focal. Este efecto se puede observar claramente en las primeras 12 bandas del espectro visible y en un gran número de la región del infrarrojo de onda corta, en forma de rallas verticales. Un efecto de bandeo no corregido puede conducir a una interpretación errada de los resultados de los datos (Scheffler y Karrasch, 2014).

Se han desarrollado algunos métodos para el ajuste del bandeo vertical en sensores de barrido como Hyperion (Han *et al.*, 2002; Jupp *et al.*, 2002; Datt *et al.*, 2003; Shen y Zhang, 2009; Rogass *et al.*, 2011; Pande-Chhetri y Abd-Elrahman 2011; Rogass *et al.*, 2012; Qingwei *et al.*, 2013; Scheffler y Karrasch, 2013; Scheffler y Karrasch, 2014; Rogass *et al.*, 2014; Smara y Hamadache, 2014; Demirkesen y Leloglu 2015; White, 2016).

Smara y Hamadache (2014) evalúa tres métodos de corrección del bandeo resaltando la combinación de la Transformación Discreta de Wavelet - Transformación de Fourier Rápida y el método de filtrado con estadísticas locales (Jupp *et al.* 2002; Datt *et al.*, 2003). De manera similar Scheffler y Karrasch (2014) realiza una evaluación de diferentes métodos para corrección del bandeo vertical de imágenes Hyperion resaltando los resultados del método “Filtro Adaptativo

de Ondas de Fourier” (Pande-Chhetri y Abd-Elrahman 2011) y el método de filtrado con estadísticas locales (Jupp *et al.* 2002; Datt *et al.*, 2003).

2.9.5 Ajuste de la Deformación Espectral (Smile Effect)

La deformación espectral, en inglés “smile effect” o efecto sonrisa, es un desplazamiento de la longitud de onda a nivel espectral (Yokoya *et al.*, 2010), el cual se da en sentido perpendicular a la dirección de barrido, generando pequeñas diferencias en la radianza registrada en cada detector y por tanto en cada columna de la imagen. Este problema surge debido a la tendencia del sensor a tener una ligera variación en el ángulo de dispersión de la energía a lo largo de la dimensión de la abertura de entrada de la señal (Kawishwar, 2007).

Para Hyperion, tanto la longitud de onda central como el FWHM varían en una línea de píxeles o columna (Jupp *et al.*, 2002). Si bien existen varias técnicas para remover la deformación espectral, se ha comprobado que estas pueden generar también valores falsos extremos o ruido (Goodenough *et al.*, 2003).

2.9.6 Corrección del ruido espectral

Generalmente la corrección atmosférica reduce parte del ruido causado por factores internos del sensor (Datt *et al.*, 2003), sin embargo parte de ese ruido puede persistir siendo necesario la aplicación de métodos de corrección de estos efectos espectrales. Una solución sencilla, pero eficiente, es la aplicación de filtros espectrales que se basan en la combinación de varias bandas, como el propuesto por Savitzky y Golay (1964), implementado en el programa ENVI 5x, el cual desarrolla regresiones polinómicas locales entre bandas para suavizar valores extremos.

2.10 CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA DE IMÁGENES

La presencia de una atmósfera terrestre heterogénea, densa y estratificada, compuesta de vapor de agua, aerosoles y gases perturba la señal que llega al sensor de muchas maneras. Por lo tanto, se necesitan métodos de corrección atmosférica (AC) para "limpiar" las imágenes de estas

perturbaciones, con el fin de permitir la recuperación de la radianza pura de los objetos terrestres (Tempfli *et al.*, 2009).

Una serie de métodos se han desarrollado para la corrección atmosférica, que van desde la simple calibración relativa a los píxeles de la imagen, hasta enfoques basados en modelos complejos de calibración que simulan las características atmosféricas del momento de la captura de la escena (por ejemplo, 6S) (Weng, 2010). A este último tipo de métodos pertenecen los algoritmos Atmospheric Correction - ATCOR (Richter, 2004) y Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes - FLAASH (Adler-Golden *et al.*, 1998). Estos modelos requieren una descripción completa de los componentes atmosféricos a altitudes fijas a lo largo de la atmósfera (Kawishwar, 2007).

Kawishwar (2007) obtiene mejores resultados empleando el modelo FLAASH en comparación con ATCOR aplicado a imágenes Hyperion, utilizando como medida de similitud la Distancia Espectral Euclidiana Normalizada.

San y Suzen (2010) reportan buenos resultados en los modelos ACORN, ATCOR y FLAASH, analizando la correlación entre firmas espectrales obtenidas en las imágenes Hyperion y datos radiométricos.

Vesanto (2012) reporta buenos resultados utilizando los modelos ATCOR y FLAASH para corregir imágenes Hyperion con precisión aproximada del 6% en comparación con datos radiométricos de campo, siendo FLAASH el que más se acerca a los datos reales. Kayadibi y Aydal (2013) reportan mejores resultados con el modelo FLAASH.

Rani *et al.* (2017) obtiene buenos resultados al utilizar el modelo FLAASH para corregir imágenes Hyperion y evaluar firmas espectrales de diferentes tipos de superficies como vegetación y minerales en rocas, tomando como punto de comparación librerías espectrales del USGS.

2.10.1 Modelo Fast Line Of Sight Atmospheric Analysis Of Hypercubes – FLAASH - aplicado a imágenes hiperespectrales y multiespectrales

Fast Line-Of-Sight Atmospheric Analysis Of Hypercubes o FLAASH por sus siglas en inglés, es un modelo para corregir los efectos atmosféricos en imágenes multiespectrales e hiperespectrales, desarrollado por Air Force Phillips Laboratory, Hanscom AFB and Spectral Sciences, Inc (SSI), el cual se basa en propiedades como el albedo, altitud de la superficie, columna de vapor de agua, densidad de aerosoles, influencia de nubes, y temperatura de la atmósfera y superficie (Balçik, 2010).

Para simular los principales parámetros ambientales FLAASH emplea el modelo de transferencia de radiación MODTRAN (Berk *et al.*, 2008; Berk y Hawes, 2017), e incluye una corrección para la influencia de la radiación reflejada desde el entorno hacia el píxel objetivo (Kawishwar, 2007).

Modelos de atmósfera

FLAASH admite seis tipos de modelos de atmósfera en función de la temperatura de la superficie en una estación climática definida como se puede observar en la Tabla 6.

TABLA 6. MODELOS DE ATMÓSFERA DISPONIBLES EN FLAASH

Modelo de Atmósfera	Vapor de agua (std atm-cm)	Vapor de agua (g/cm ²)	Temperatura del aire
Invierno sub-ártico	518	0.42	-16 °C
Invierno en latitud media	1060	0.85	-1 °C
U.S. Estándar	1762	1.42	15 °C
Verano sub-ártico	2589	2.08	14 °C
Verano de latitud media	3636	2.92	21 °C
Tropical	5119	4.11	27 °C

Modelo de aerosoles

Se pueden seleccionar 4 tipos de modelos de aerosoles los cuales se listan en la Tabla 7. Si bien FLAASH ofrece estas opciones, es importante aclarar que la elección del modelo no es crítica si la visibilidad es alta (por ejemplo, más de 40 km) (ITT, 2009).

TABLA 7. MODELOS DE AEROSOLES DISPONIBLES EN FLAASH

Modelo de aerosol	Descripción
Rural	Representa aerosoles en áreas no fuertemente afectadas por fuentes urbanas o industriales. Los tamaños de partícula son una mezcla de dos distribuciones, una grande y una pequeña.
Urbano	Una mezcla de 80% de aerosoles rurales con 20% de aerosoles similares a hollín, apropiados para áreas urbanas / industriales de alta densidad.
Marítimo	Representa la capa límite sobre los océanos o continentes bajo un viento predominante del océano. Está compuesto por dos componentes, uno del aerosol marino y otro del aerosol continental rural (que omite las partículas más grandes).
Troposférica	Se aplica a condiciones tranquilas y claras (visibilidad superior a 40 km) sobre la tierra y consiste en el componente de partículas pequeñas del modelo rural.

Estimación espectral de la cantidad de vapor de agua

FLAASH incluye la opción de estimar de manera independiente para cada pixel la cantidad de vapor de agua presente en la atmósfera. Para utilizar este método de recuperación de agua, la imagen debe tener bandas con una resolución espectral de 15 nm o menor y abarquen bandas alrededor de los 1135, 940 o 820 nm (ITT, 2009), como es el caso de Hyperion. Cuando el sensor no cuenta con este tipo de bandas, el algoritmo aproxima este valor según el modelo de atmósfera (Tabla 6).

Estimación espectral de la cantidad de aerosoles

Es posible también estimar la cantidad de aerosoles de manera específica para la escena y calcular la visibilidad promedio de esta, si se cuenta con las bandas alrededor de los 660 y 2100 nm, por medio del método de reflectancia del pixel oscuro desarrollado por Kaufman *et al.*, (1997). Un pixel oscuro terrestre se define como uno con una reflectancia de 0.1 o menor en la región (banda) de los 2100 nm y una relación de reflectancia entre las regiones de (bandas) 660 y 2100 nm de 0.45 aproximadamente.

Factor de escala de la reflectancia

El modelo FLAASH por defecto genera como resultado una imagen de reflectancia aparente de la superficie multiplicada por factor de escala de 10.000, proceso que se realiza para

convertir los valores en formato numérico de punto flotante a valores enteros, reduciendo drásticamente el tamaño en disco de las imágenes (Kawishwar, 2007; ITT, 2009).

2.10.2 Modelo Sen2Cor aplicado a imágenes Sentinel-2

Sen2Cor es un modelo diseñado específicamente para realizar corrección de efectos atmosféricos de imágenes Sentinel-2. Fue desarrollado por Centro de Funcionamiento de la Misión Sentinel-2 –MPC, por sus siglas en inglés, con el apoyo de la compañía Telespazio Francia y el Centro Aeroespacial Alemán – DLR (acrónimo en alemán).

El método inicia con la detección de nubes y clasificación general de la escena, seguida de la modelación de aerosoles y vapor de agua, y por último la corrección atmosférica (Louis *et al.*, 2016). La corrección atmosférica se realiza utilizando parámetros obtenidos del modelo libRadtran (Mayer y Kylling, 2005). El procesamiento se basa en los tipos de aerosoles para zonas rural / continental o marítimas. El módulo de Corrección Atmosférica es una adaptación del software ATCOR a Python (Main-Knorn *et al.*, 2015; Müller-Wilm, 2016). ATCOR es un modelo para corrección atmosférica de imágenes con un desarrollo similar al modelo FLAASH (Kawishwar, 2007; Vesanto, 2012).

Se pueden realizar modificación de los parámetros del algoritmo Sen2Cor por medio modificando los atributos que aparecen en el archivo de configuración “L2A_GIPP.xml”, los cuales se ilustran en la Tabla 8 (Louis *et al.*, 2016). Se pueden establecer tres entradas: Tipo de aerosoles, tipo de atmósfera según latitud y contenido de ozono. Las columnas de vapor de agua se configuran internamente (Müller-Wilm, 2016).

TABLA 8. PARÁMETROS CONFIGURABLES SEN2COR

PARÁMETRO	OPCIONES	POR DEFECTO
DEM_Directory: Directorio del modelo digital de elevación.	<ul style="list-style-type: none"> • NONE: No se usa DEM • Si se cuenta con un DEM se asigna la ruta de este 	NONE
Aerosol_Type: Tipo de aerosoles	<ul style="list-style-type: none"> • RURAL • MARITIME (Marítimo) • AUTO (Automático) 	RURAL
Mid_Latitude: Tipo de atmósfera según latitud	<ul style="list-style-type: none"> • SUMMER (Verano) • WINTER (Invierno) 	SUMMER

Ozone_Content: Contenido de ozono	<ul style="list-style-type: none"> • AUTO (Automático) • 0 (Mejor aproximación de los metadatos) • Atmósfera de verano de latitud media : f=250 DU, g=290 DU, h=331 DU, i=370 DU, j= 410 DU, k=450 DU • Atmósfera de invierno de latitud media: t=250 DU, u=290 DU, v=330 DU, w=377 DU, x=420 DU, y=460 DU 	h
WV_Correction: Estimación de vapor de agua	<ul style="list-style-type: none"> 0: Sin corrección de vapor de agua 1: Solo bandas en 940 nm 2: Solo bandas en 1130 nm 3: Bandas en 940 y 1130 nm 4: Región térmica 	1
VIS_Update_Mode: Estimación de visibilidad	<ul style="list-style-type: none"> 0: Constante 1: Variable 	1
WV_Watermask: Máscara de agua	<ul style="list-style-type: none"> 0: not replaced 1: land-average 2: line-average 	1
Cirrus_Correction: Corrección de nubes Cirrus	<ul style="list-style-type: none"> 0: No 1: Si 	0

2.11 CORRECCIÓN GEOMÉTRICA

Las causas de las distorsiones geométricas en las imágenes pueden clasificarse en dos categorías: Las del sistema de observación o captura (plataforma, sensor o instrumentos de medición, etc.) y las de la forma del objeto o superficie observada (atmosfera, tierra, etc.) (Toutin, 2004). La corrección geométrica incluye todos los procesos que buscan remover estas distorsiones, tanto las generadas por el sistema de observación como las de la forma de los objetos o superficies. La mayoría de las metodologías de corrección geométrica se basan en la adaptación de la imagen a una determinada proyección cartográfica y a un sistema de coordenadas asociado (Pérez-Gutiérrez y Muñoz-Nieto, 2006), a partir de una función matemática de transformación, que relaciona las coordenadas de la imagen con las de un mapa o espacio de referencia. El tipo más común es la transformación polinómica, que envuelve polinomios de primer, segundo y tercer orden (Tempfli *et al.*, 2009).

2.12 ANÁLISIS DE FIRMAS ESPECTRALES

Con el objetivo de identificar diferencias entre firmas espectrales se han desarrollado algunas metodologías de análisis y comparación de perfiles espectrales que van desde herramientas sencillas como matemática espectral (Exelis, 2009), distancia euclidiana espectral banda por banda

(Bassani *et al.*, 2015) o la diferencia espectral realativa (Tilstra *et al.*, 2005), hasta técnicas de análisis de similitud que estudian en conjunto la curva espectral. Sobre este último tipo de metodologías, Shanmugam y SrinivasaPerumal (2014) realizan un análisis de las ventajas y desventajas de los diferentes enfoques para comparación de firmas espectrales. Algunos de los métodos de análisis de similitud que se destacan por su simplicidad computacional, rapidez y por estar disponibles en muchos paquetes de procesamiento de imágenes son Ángulo Espectral o Mapeador Angular Espectral (SAM, por sus siglas en inglés) y algunas medidas de distancia espectral. Estos parámetros son simples y computacionalmente ligeros, en comparación con técnicas como el Análisis de Componentes Principales (ACP) o la Transformación a Fracción Mínima de Rudo (MNF, por sus siglas en inglés), las cuales pueden presentar dificultades adicionales por la variación de las firmas espectrales producidas por factores ambientales (Galal *et al.*, 2012).

2.12.1 Diferencia espectral relativa o diferencia porcentual

Una manera sencilla de evaluar la diferencia entre dos valores es estimar la diferencia relativa o porcentual.

$$\text{Diferencia} = ((\text{Valor base} - \text{Valor a comparar}) / \text{Valor base}) * 100$$

A nivel espectral puede compararse la reflectancia o radianza de un objeto o cobertura observada con la reflectancia de una firma de referencia (Tilstra *et al.*, 2005; Schaepman-Strub *et al.*, 2006).

2.12.2 Ángulo espectral

El ángulo espectral, también conocido como mapeador angular espectral - SAM, por su siglas en inglés, es una técnica de análisis de similitud en la que la reflectancia de cada pixel es codificada como un vector n-dimensional y se estima el ángulo entre estos y los vectores de referencia o firmas de miembros puros (Koedsin y Vaiphasa, 2013). El ángulo puede ser estimado en radianes o grados (Yang *et al.*, 2008). Los ángulos más pequeños representan coincidencias más cercanas al espectro de referencia (Zomer *et al.*, 2009). Una de sus ventajas es ser invariante a factores de escala e iluminación (Shanmugam y SrinivasaPerumal, 2014).

2.12.3 Distancia espectral mínima

La distancia espectral mínima es una técnica de análisis adecuada cuando no se cuenta con suficientes píxeles de entrenamiento (Richards & Xiuping, 2006). Aunque se pueden desarrollar medidas de distancia diferentes a la euclidiana, la mayoría de los programas utiliza esta métrica como función principal.

La distancia espectral euclidiana se puede estimar por la ecuación:

$$\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}$$

Donde x_i , y_i son vectores de dimensión n (Robila, 2005), que corresponden a una firma de referencia y otra de análisis.

2.12.4 Identificación de regiones del espectro electromagnético para diferenciación de unidades de cobertura

Una característica del análisis espectral de imágenes es que no siempre a mayor número de bandas, mayor precisión en la detección de coberturas. La alta correlación entre algunas bandas podría generar un elevado riesgo de sobreajuste en los procesos de clasificación convencionales, por tanto es fundamental seleccionar las bandas de datos hiperespectrales más útiles para la discriminación de diferentes especies (Wang L. y Sousa, 2009; Zhang C. *et al.*, 2014).

Existen una gran cantidad de métodos para detección de regiones del espectro electromagnético o bandas idóneas para la identificación de objetos o materiales, entre estos se pueden mencionar: Análisis de componentes principales (Pargal, 2011), ANOVA (Wang L. y Sousa, 2009) análisis discriminante por etapas (SDA, por sus siglas en inglés) (Zhang C. *et al.*, 2014), regresión lineal múltiple (RLM) (Parra, 2005), fracción mínima de ruido (MNF) (Demuro & Chisholm, 2003), Prueba U de Mann–Whitney (Cushnahan *et al.*, 2016), mapeador angular

espectral (SAM) (Zomer *et al.*, 2009), similitud de cocientes de bandas BandMaxTM (Galileo Group, 2003; Ouerghemmi *et al.*, 2018).

El algoritmo BandMaxTM desarrollado por Timothy J. Pachter y Daniel Matthew Puchalski de Galileo Group, Inc, e implementado en el programa ENVI 5x se basa en la estimación de los valores de separabilidad para cada banda espectral realizando una comparación del cociente entre todos los pares de bandas en una firma espectral de referencia y el correspondiente cociente de pares de bandas en la firma a comparar (Ouerghemmi *et al.*, 2018).

2.13 ÍNDICES DE VEGETACIÓN

Uno de los parámetros utilizados en la caracterización de coberturas vegetales es el Índice de Área Foliar o LAI por sus siglas en inglés. LAI se puede definir como la mitad del área total de las hojas de cubierta vegetal, por unidad de superficie del suelo (Darvishzadeh *et al.*, 2006).

Algunos índices de vegetación estimados a partir de imágenes de sensores remotos están muy relacionados con algunas propiedades del dosel entre ellas el Índice e Área Foliar (Roberts *et al.*, 2011). Los índices de vegetación a menudo se correlacionan con LAI a través de un modelo lineal o exponencial, dependiendo de la existencia del efecto de saturación (Darvishzadeh *et al.*, 2006).

Boegh *et al.* (2002) desarrolló un método sencillo para estimar LAI a partir del índice mejorado de vegetación EVI, por sus siglas en inglés.

$$EVI = 2.5 * ((NIR - Red) / (NIR + 6 * Red - 7.5 * Blue + 1))$$

La fórmula propuesta por relaciona el EVI con LAI por medio de la ecuación:

$$LAI = (3.618 * EVI - 0.118)$$

2.14 GRADO DE PERTURBACIÓN O ESTRÉS DE LA VEGETACIÓN SEGÚN REGIONES DE ABSORCIÓN

La profundidad de absorción en la región del visible, específicamente en la región entre el rojo y el infrarrojo cercano, conocida como límite rojo (entre 680 nm y 740 nm) al nivel de dosel está determinada especialmente por la concentración de clorofila en las hojas, el porcentaje de cobertura del dosel y el índice de área foliar. Cualquier incremento en el contenido de clorofila de la hoja, produce un ensanchamiento de la banda de absorción principal de la clorofila, centrado en este rango (Parra, 2005).

Uno de los rangos en el que se puede apreciar diferencias en el estado de la vegetación se encuentra entre los 498 y 730 nanómetros.

2.14.1 ABSORCIÓN DIFERENCIAL FRENTE A LA TENDENCIA (CONTINUUM REMOVAL)

El método de absorción diferencial frente a la tendencia ADFT o extracción de continuidad, es un método para análisis de regiones de absorción del espectro electromagnético, desarrollado inicialmente para diferenciación de minerales en imágenes hiperespectrales y posteriormente adaptado para el análisis de diferentes características de la vegetación, como la concentración de elementos bioquímicos tales como, clorofila, nitrógeno, lignina y celulosa y otros elementos foliares (Parra, 2014). Estos elementos están muy relacionados con la productividad primaria y estado de salud de la vegetación (Axelsson, 2011).

3. METODOLOGÍA

3.1 FLUJO DE TRABAJO

La metodología descrita a continuación fue diseñada según las características de un proyecto de investigación aplicada de carácter cuantitativo no experimental, el cual se desarrolló en varias fases; las primeras relacionadas a todas las actividades de recopilación de información primaria y secundaria, incluyendo imágenes de satélite, datos de campo, cartografía existente, entre otras. En estas primeras etapas también se realizó el procesamiento inicial de las imágenes de satélite hiperespectrales y multiespectrales.

Las siguientes fases incluyeron el procesamiento final de las imágenes, definición de leyenda de clases de cobertura, extracción de firmas espectrales, identificación de patrones. La Figura 4 muestra un diagrama de flujo con los principales procesos utilizados para la identificación de patrones espectrales.

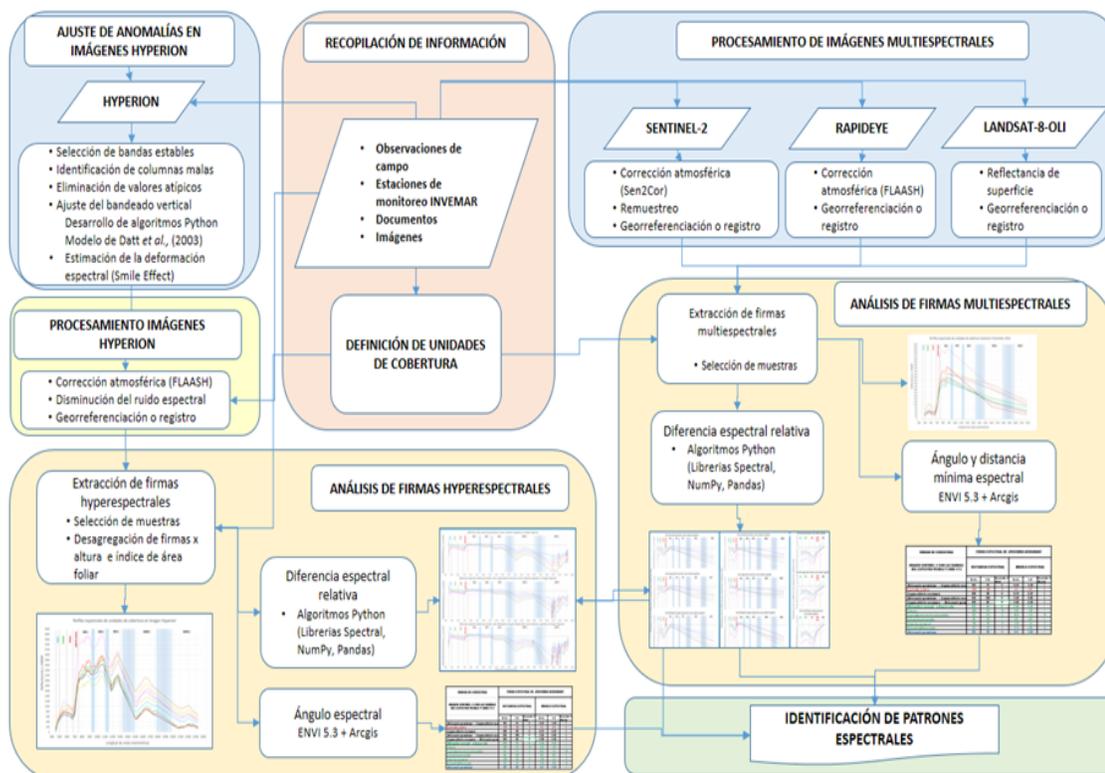


FIGURA 4. DIAGRAMA DE FLUJO DE LA METODOLOGÍA

3.2 ÁREA DE ESTUDIO

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) se encuentra ubicada en la costa norte de Colombia, en el departamento de Magdalena. Es el humedal costero más grande del país y uno de los más grandes de América. La Figura 5 muestra la localización general del área de estudio.



FIGURA 5. ÁREA DE ESTUDIO

3.2.1 El clima en el Caribe colombiano

En el Caribe colombiano, las localidades más al norte (La Guajira, Bolívar, Magdalena) presentan una distribución de lluvias bimodal-tetraestacional, mientras que aquellas más al sur presentan un régimen unimodal-biestacional (Cortés-Castillo, 2017).

Se presentan dos épocas climáticas principales, un periodo seco de diciembre a abril y uno lluvioso de septiembre a noviembre, el cual representa el 70% de la precipitación total anual (Ibarra *et al.*, 2014).

3.2.2 Características físicas y bióticas

La CGSM se caracteriza por una serie de paisajes asociados al complejo lagunar y drenajes que se conectan a este. Específicamente el área de estudio comprende algunas de las principales unidades geomorfológicas de la CGSM como son el sistema de Playa e Isla Barrera al norte, Sistema Lagunar Marginal en el centro y oriente, y la Llanura de Inundación del Río Magdalena al occidente y sur (Bernal, 1996).

La unidad Playa e Isla Barrera alcanza parte de la barrera arenosa principal, conocida como Isla de Salamanca, la cual separa el mar Caribe del sistema lagunar marginal. Presenta diversos rasgos geomorfológicos como playas, dunas, salares, lagunas y pantanos de manglar. La vegetación de la zona está compuesta por bosques de manglar y vegetación mixta de leguminosas, cactáceas y gramíneas halófilas. El Sistema Lagunar Marginal está compuesto por pantanos de manglar, lagunas, playones, salares y canales entre otros. La vegetación está compuesta en su mayoría por manglares, y en menor proporción vegetación mixta, principalmente arbustos, palmas y vegetación rastrera. La Llanura de Inundación del Río Magdalena incluye todas las formas del terreno formadas por sedimentación fluvial, incluyendo orillares, diques, canales, pantanos lagunas y paleocauces del Magdalena. La vegetación incluye pastos, cultivos y vegetación mixta como palmas, arbustos y especies herbáceas (Bernal, 1996).

3.2.3 Problemática de los manglares de la CGSM

Una de las zonas más importantes ecológica y socialmente para el país es la Ciénaga Grande de Santa Marta, en la cual se encuentran aproximadamente 39,569 ha de bosque de mangle, según cifras del año 2013 (Ibarra *et al.* 2014). Localizada sobre la costa Caribe colombiana en el departamento del Magdalena, la CGSM es la laguna costera más grande del país y tradicionalmente ha sido una de las principales fuentes de suministro de pescado y mariscos para la costa norte colombiana y aún para mercados del interior de país (Botero y Macera-Pineda 1996). A nivel social y económico el manglar juega un papel fundamental en el desarrollo de prácticas productivas por parte de las comunidades asentadas en estas áreas (Bolaños *et al.*, 2009).

La CGSM ha sido afectada por factores antrópicos y naturales durante décadas, que han conllevado a la afectación directa e indirecta del estado de los manglares de la zona. La construcción de la vía Barranquilla – Ciénaga en el periodo comprendido entre 1956 y 1960, redujo las posibilidades de intercambio entre el sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y el mar Caribe.

Al mismo tiempo el aporte de agua dulce proveniente del río Magdalena se redujo paulatinamente debido a la sedimentación y al taponamiento de los canales y ciénagas asociadas.

Esta sedimentación fue el resultado del incremento de la carga de material particulado orgánico e inorgánico en el río Magdalena generado en parte por la deforestación y el vertimiento de materiales a lo largo de la cuenca (Villamil, 2000). Como consecuencia se presentó la muerte masiva de más de 246 km² de bosque de mangle en un periodo de 43 años (1943-1999). Teniendo en cuenta esta problemática, a partir de 1992, se inició el “Proyecto de rehabilitación de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM)” – PROCENAGA, con el objetivo de promover la disminución de la salinidad en el ecosistema a través del restablecimiento del régimen hídrico y lograr recuperar la cobertura vegetal, las pesquerías y contribuir al bienestar social de las comunidades (Ibarra *et al.*, 2014).

3.3 OBTENCIÓN DE IMÁGENES HIPERESPECTRALES

Inicialmente se seleccionaron 3 imágenes hiperespectrales EO1-Hyperion del área de CGSM, adquiridas en el año 2015, cuyas características pueden observarse en la Tabla 9.

TABLA 9. IMÁGENES HYPERION DE LA CGSM

CÓDIGO	FECHA	HORA UTC	NUBES
EO1H0090522015071110KZ	12/03/2015	14:06:19	< 5%
EO1H0090522015233110KZ	21/08/2015	13:40:20	> 70%
EO1H0090522015236110KZ	24/08/2015	13:50:24	< 30%

No obstante, debido al alto porcentaje de cobertura de nubes, la imagen correspondiente al 21 de agosto de 2015 no fue incluida en el análisis. La Figura 6 muestra el área de cobertura de las escenas Hyperion.

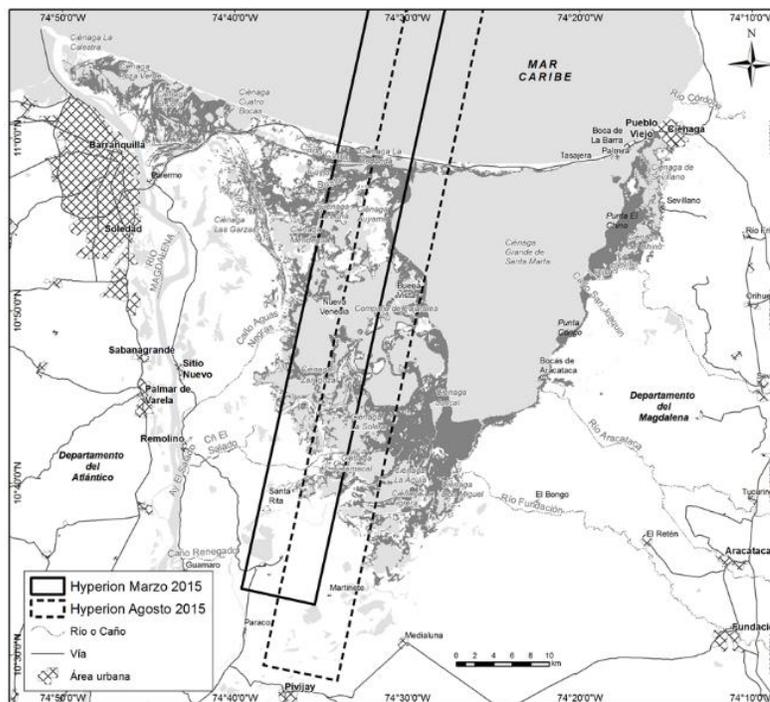


FIGURA 6 LOCALIZACIÓN DE IMÁGENES HYPERION CGSM 2015

3.4 OBTENCIÓN DE IMÁGENES MULTIESPECTRALES

Adicionalmente se adquirieron imágenes multiespectrales de los satélites Landsat-8, Rapideye y Sentinel-2 del año 2015, cuyas características se describen a continuación:

3.4.1 Imágenes Landsat-8 de reflectancia de superficie corregidas de efectos atmosféricos.

Las imágenes de reflectancia de superficie son un producto generado por el Servicio Geológico de los Estados Unidos - USGS (por sus siglas en inglés), con el propósito de facilitar a los usuarios la aplicación de procesos de análisis multitemporal de imágenes de reflectancia procesadas de manera estandarizada. El conjunto de datos está compuesto por las bandas del sensor OLI, ya sometidas a un complejo algoritmo de ajuste los efectos atmosféricos el cual se basa en parámetros estimados a partir de las mismas bandas del sensor y la aplicación del modelo de la Segunda Simulación de la Señal del Satélite con el código conocido como Espectro Solar Vectorial (6SV) (Vermote *et al.*, 2016).

Una característica importante de este tipo de imágenes es que representan una estimación de la reflectancia espectral de superficie como si fuera medida a nivel del suelo en ausencia de dispersión o absorción atmosférica (U.S. Geological Survey. 2017).

Las imágenes referidas se listan en la Tabla 10. Estas escenas sirvieron como base para comparar los resultados obtenidos de la corrección atmosférica de los sensores multiespectrales, e hiperespectrales del presente estudio.

TABLA 10. IMÁGENES LANDSAT-8 OLI REFLECTANCIA DE SUPERFICIE

ID IMAGEN	SATÉLITE SENSOR	FECHA	RESOLUCIÓN ESPACIAL	PREVIEW
LC080090522015 040101T1	Landsat-8-OLI Reflectancia de superficie	01/04/2015	30 m	
LC080090532015 040101T1	Landsat-8-OLI Reflectancia de superficie	01/04/2015	30 m	

3.4.2 Imágenes Rapideye

La imagen Rapideye de febrero de 2015 fue obtenida de la base de datos de INVEMAR y sus características pueden apreciarse en la Tabla 11.

TABLA 11. IMÁGENES RAPIDEYE DISPONIBLES

ID IMAGEN	SATÉLITE SENSOR	FECHA	RESOLUCIÓN ESPACIAL	PREVIEW
2015-02-25t161146_re5_1b-nac_20629877_302560	Rapideye-REIS	25/02/2015	6.5 m	

3.4.3 Imágenes Sentinel-2

Las imágenes Sentinel-2, las cuales se muestran en la Tabla 12, seleccionadas con fecha de diciembre de 2015, por ser las más cercanas a las fechas de las salidas de campo.

TABLA 12. IMÁGENES SENTINEL-2 DE LA CGSM

ID IMAGEN	SATÉLITE SENSOR	FECHA	GRILL A	PIXEL (m)	PREVIEW
S2A_OPER_MTD_SAFL1C_PDMC_20170603T021321_R025_V20151211T152632_20151211T152632	SENTINEL-2A	11/12/2015	18PWT	10 20 60	
S2A_OPER_PRD_MSIL1C_PDMC_20170606T120922_R025_V20151211T152632_20151211T152632	SENTINEL-2A	11/12/2015	18PWS	10 20 60	

3.5 AJUSTE DE ANOMALÍAS EN IMÁGENES HYPERION (PRE-PROCESAMIENTO)

3.5.1 Selección de bandas estables

Adicionalmente a las bandas no estables definidas en el diseño del sensor, las cuales se listan en la Tabla 5, y a las reportadas en algunos estudios (Hamadache *et al.*, 2014), existen otras bandas afectadas drásticamente por ruido relativas a cada escena y por tanto es necesario realizar un análisis y selección adicional de estas bandas.

Teniendo en cuenta estos aspectos, se definieron las bandas estables editando el archivo de cabecera de la imagen, tomando como referencia el listado de bandas reportado por Datt *et al.* (2003) y sumando las que se identificaron por inspección visual. Las bandas estables se listan en la Tabla 13.

TABLA 13. BANDAS ESTABLES DE IMÁGENES HYPERION

REGIÓN	BANDAS	LONGITUD DE ONDA (nm)
VNIR	10 - 57	447.9 a 925.9
	81 - 97	952.9 a 1114.3
SWIR	101 - 119	1154.7 a 1336.2
	134 - 164	1487.6 a 1790.2
	182 - 221	1971.8 a 2365.2

3.5.2 Identificación de columnas malas

Para la identificación de columnas malas en bandas específicas, se utilizaron listados ya reportados en diferentes estudios (Barry, 2001; Datt *et al.*, 2003, Datt y Jupp, 2004). Adicionalmente se empleó la herramienta de animación del programa ENVI 5.3, la cual permitió identificar otras bandas con este tipo de error (Scheffler y Karrasch, 2014). El proceso de corrección se hizo por medio de los algoritmos planteados por Jupp *et al.* (2002) y White (2016) de manera independiente, con el propósito de comparar los resultados. La Figura 7 muestra al lado izquierdo la banda sin corregir y a la derecha después de realizar el ajuste.

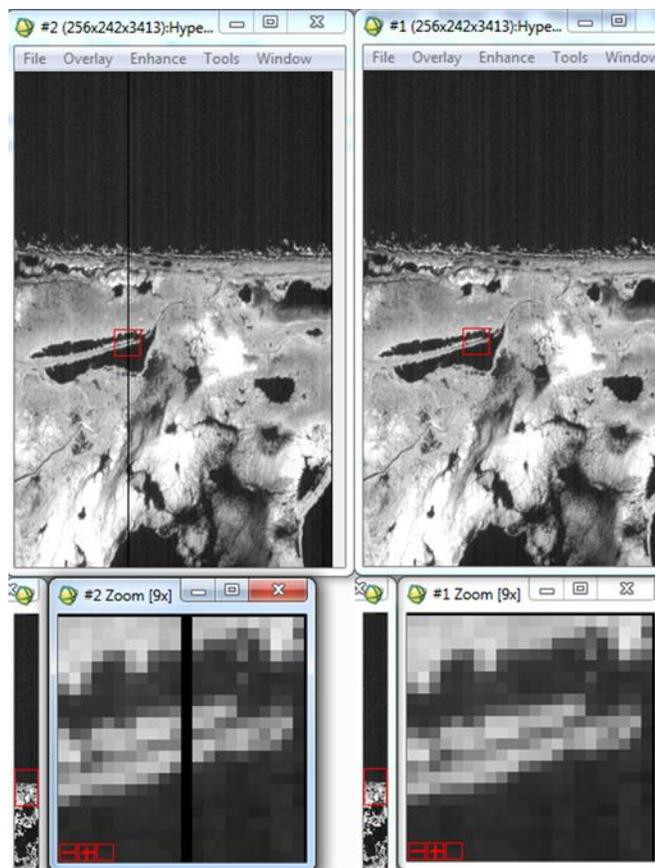


FIGURA 7 CORRECCIÓN DE COLUMNAS MALAS POR BANDA

3.5.3 Eliminación de valores atípicos

Como etapa previa al uso de herramientas de corrección de errores de calibración como el bandeo vertical, se realizó la eliminación de valores atípicos en los píxeles por medio del método planteado por Jupp *et al.* (2002) con enfoque global, en el cual los píxeles en cada banda se analizan para determinar si el valor absoluto de la diferencia del píxel con la mediana de la banda es mayor que una fracción determinada de la desviación media absoluta (DMA). Al detectar los píxeles atípicos, sus valores son reemplazados por la mediana de los píxeles en un área vecina. En este proceso fue utilizado un umbral de 12 DAP y una ventana de 3 píxeles.

3.5.4 Ajuste del bandeo vertical

Para la corrección del efecto de bandeo vertical fue seleccionado el método de filtrado con estadísticas locales (Jupp *et al.* 2002; Datt *et al.*, 2003) por su sencillez y eficiencia (Smara y Hamadache, 2014; Scheffler y Karrasch, 2014; Hamadache *et al.*, 2014); el modelo estima la media

y desviación estándar por columna en cada banda, y posteriormente compara estos valores con los correspondientes para toda la banda en el caso global, o con los de un área definida por el usuario en el caso local, tomando como límite un umbral definido.

La evaluación de las diferencias entre la media de la columna analizada y las vecinas se hace por medio de la ecuación:

$$\text{Evaluación de diferencias} = \frac{\text{ABS}(\text{Mcol}_i - \text{Mediana}(\text{Mvec}))}{\text{Mediana}(\text{Stdvec})}$$

Dónde:

- Mcol_i es la media de los valores de los píxeles de la columna i
- Mvec es la media local de los píxeles de las columnas vecinas
- Stdvec es la desviación estándar de los píxeles de las columnas vecinas

Los píxeles atípicos son aquellos donde el resultado de la evaluación de diferencias está por encima de un umbral especificado. Los píxeles con desviaciones estándar anómalas se identifican con una fórmula similar (Jupp *et al.*, 2002).

El ajuste de los valores para cada detector (columna) se hace buscando una ganancia (α) y una compensación (β) de la forma:

$$x'_{ijk} = \alpha_{ik} \cdot x_{ijk} + \beta_{ik}$$

Dónde:

- x_{ijk} : Nivel digital del pixel ubicado en la columna “i”, columna “j” y banda “k”
- x'_{ijk} : Nivel digital ajustado del pixel ubicado en la columna “i”, columna “j” y banda “k”, al aplicar la ganancia (α_{ik}) y una compensación (β_{ik})
- α_{ik} : Ganancia estimada para la columna “i” en la banda “k”
- β_{ik} : Compensación estimada para la columna “i” en la banda “k”

La estimación de la ganancia y la compensación se hace:

$$\alpha_{ik} = \frac{\bar{s}_{ik}}{s_{ik}}$$

$$\beta_{ik} = \bar{m}_{ik} - \alpha_{ik} \cdot m_{ik}$$

Siendo:

- s_{ik} : Desviación estándar de la columna “i” en la banda “k”
- \bar{s}_{ik} : Desviación estándar de las columnas aledañas a “i” en la banda “k”. En el caso global corresponde a la desviación estándar de la banda “k”.
- m_{ik} : Media de la columna “i” en la banda “k”
- \bar{m}_{ik} : Media de las columnas aledañas a “i” en la banda “k”. En el caso global corresponde a la media de la banda “k”.

Datt *et al.* (2003) recomienda trabajar el método local con diferentes con diferente amplitud para VNIR y SWIR.

Es importante resaltar que no todas las bandas de las imágenes Hyperion presentan errores de bandeo por lo que fue aplicado el método agrupando solo las bandas con este tipo de ruido. El número de columnas vecinas para la comparación de la media varió entre 2 y 20, dependiendo del ancho de las zonas afectadas por el bandeo.

Para la imagen Hyperion de marzo de 2015 se encontró que algunas bandas presentaban problemas de bandeo en un nivel bajo, específicamente en columnas no reportadas en otros estudios, errores que no fue posible corregir con el método de filtrado con estadísticas locales, sin generar modificaciones innecesarias en columnas no afectadas. Por lo anterior fue necesario desarrollar algoritmos en lenguaje de programación Python 2.7 con las librerías GDAL, Spectral, Numpy, Scipy, Pandas, entre otras, para corregir localmente algunas bandas. La Tabla 14 muestra el listado de bandas que se tuvieron en cuenta para el ajuste del bandeo vertical.

TABLA 14. BANDAS SELECCIONADAS PARA CORRECCIÓN DE BANDEADO VERTICAL

BANDAS	AJUSTE DEL BANDEADO VERTICAL	GRADO DE BANDEADO
1 - 7	No aplica	Bandas de ceros
8 - 35	Algoritmo Datt <i>et al.</i> (2003)	Alto
36 y 37	Algoritmo Python	Bajo
38 - 40	Algoritmo Python	Bajo
41 - 50	No aplica	Sin bandeo
51 - 55	Algoritmo Python	Bajo
56 y 57	Algoritmo Datt <i>et al.</i> (2003)	Alto
58 - 76	No aplica	Bandas de ceros
77 y 78	No aplica	Traslape con bandas 56 y 57
79 - 96	Algoritmo Datt <i>et al.</i> (2003)	Alto
97 - 102	No aplica	Bandas de vapor de agua
103 - 120	Algoritmo Datt <i>et al.</i> (2003)	Alto
121 - 133	No aplica	Bandas de vapor de agua
134 - 164	Algoritmo Datt <i>et al.</i> (2003)	Alto
165 - 182	No aplica	Bandas de vapor de agua
183 - 223	Algoritmo Datt <i>et al.</i> (2003)	Alto
224 - 242	No aplica	Bandas de ceros

Para estimar el umbral o límite en valores de nivel digital para detección de columnas atípicas, se tomó una muestra del 10% de las columnas en cada banda de la imagen y se calculó la diferencia en niveles digitales entre una cobertura y todas las otras cubiertas ubicadas en la misma columna. La identificación del tipo de cobertura se hizo con base en la información de campo, interpretación de imágenes de mayor resolución como Rapideye y con el apoyo de las imágenes del servicio WEB de Bing Maps. Como resultado se obtuvo la diferencia promedio en nivel digital para cada banda. La Figura 8 presenta un gráfico de los umbrales obtenidos por banda de la imagen.

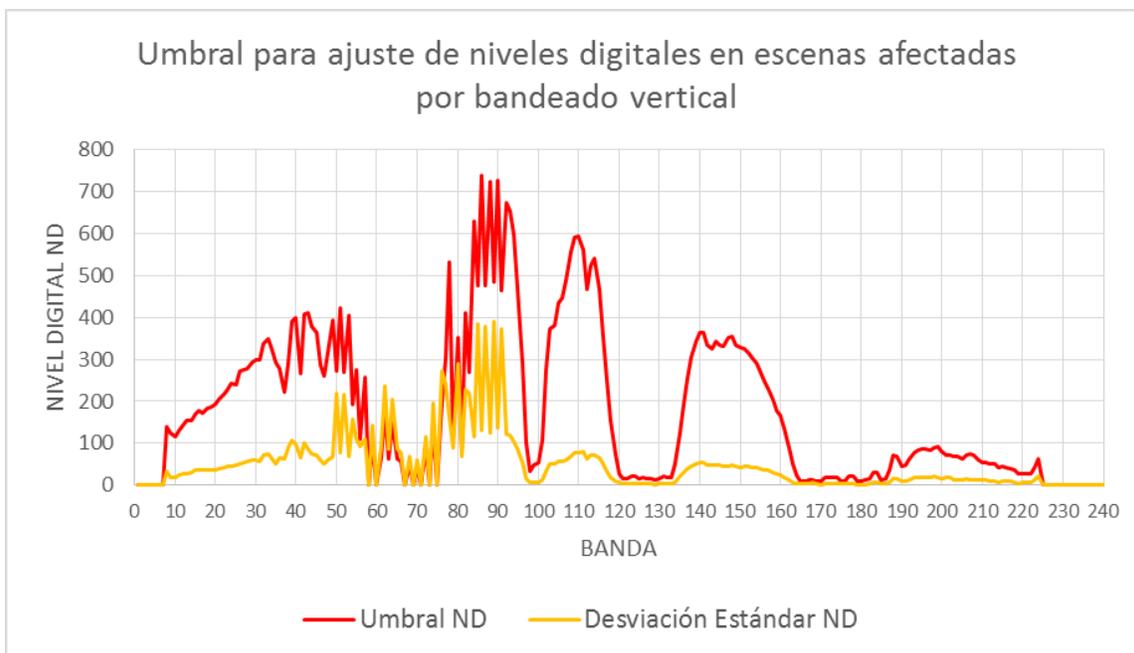


FIGURA 8. UMBRAL PARA AJUSTE DE NIVELES DIGITALES EN ESCENAS AFECTADAS POR BANDEADO VERTICAL

3.5.5 Estimación de la Deformación Espectral (Smile Effect)

La estimación de la deformación espectral para las imágenes Hyperion se hizo con el método planteado por Kawishwar (2007), el cual utiliza la diferencia entre las regiones de fuerte absorción de oxígeno en 752 nm y 772, las cuales corresponden a las bandas 40 y 42 respectivamente.

La Figura 9 (a) muestra el desplazamiento espectral estimado para la imagen de marzo de 2015 sin aplicar la corrección atmosférica (izquierda) y un perfil horizontal (derecha) trazado sobre el mar de esta misma imagen, en el que claramente se puede identificar una tendencia en forma de parábola la cual crece de oeste a este. La Figura 9 (b) muestra los resultados para la imagen de marzo de 2015 ajustada de efectos atmosféricos.

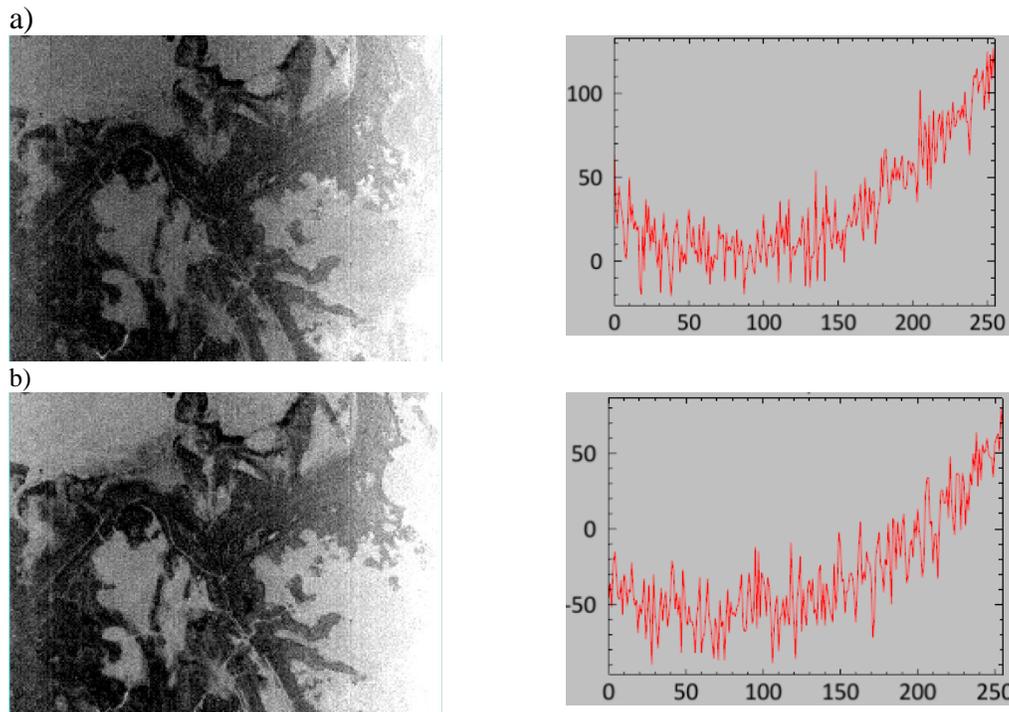
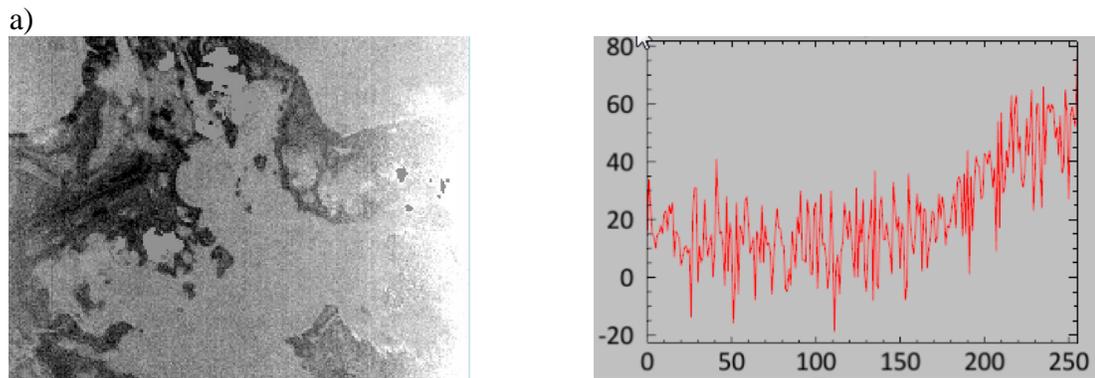


FIGURA 9. DESPLAZAMIENTO ESPECTRAL IMAGEN HYPERION MARZO DE 2015

La Figura 10 (a) muestra el desplazamiento espectral estimado para la imagen de marzo de 2015 sin aplicar la corrección atmosférica (izquierda) y un perfil horizontal (derecha) trazado sobre el mar de esta misma imagen, en el que claramente se puede identificar una tendencia en forma de parábola la cual crece de oeste a este. La Figura 10 (b) muestra los resultados para la imagen de marzo de 2015 ajustada de efectos atmosféricos.



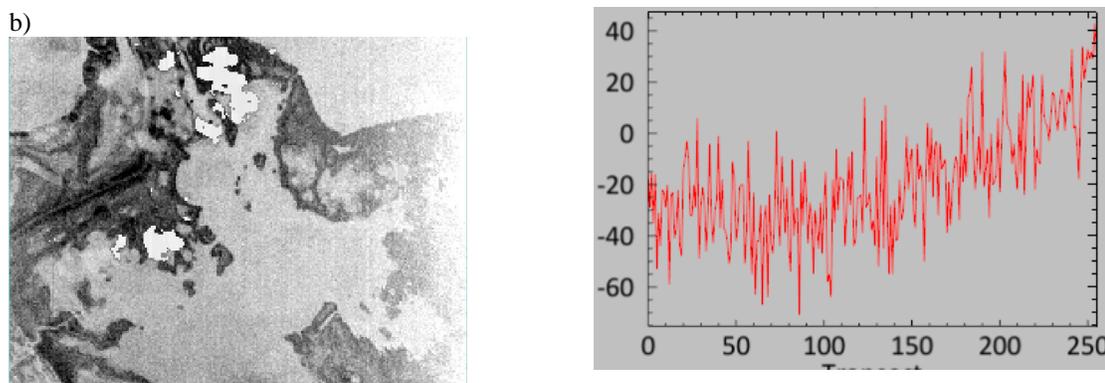


FIGURA 10. DESPLAZAMIENTO ESPECTRAL IMAGEN HYPERION AGOSTO DE 2015

Teniendo en cuenta las modificaciones realizadas en las fases de eliminación de valores atípicos y corrección de bandeo vertical, y considerando evitar alteraciones drásticas de la imagen como las mencionadas por Goodenough *et al.* (2003), no se realizó un proceso de compensación del efecto de deformación espectral.

3.6 PROCESAMIENTO DE IMÁGENES HYPERION

3.6.1 Corrección de efectos atmosféricos con el modelo FLAASH

Las imágenes Hyperion fueron corregidas de los efectos atmosféricos con la ayuda del modelo de ajuste FLAASH implementado en el programa ENVI 5.3, el cual ha generado buenos resultados al ser aplicado con imágenes hiperespectrales como lo mencionan diversos estudios (Kawishwar, 2007; Xu *et al.*, 2008; San y Suzen, 2010; Moses y Philpot, 2012; Vesanto, 2012; Kayadibi y Aydal, 2013; Rani *et al.*, 2017; Katkovsky *et al.*, 2018).

Para este procedimiento las imágenes resultado del proceso de ajuste del bandeo vertical fueron convertidas a valores de radianza al tope de la atmosfera, en unidades $\mu\text{W}/(\text{cm}^2.\text{nm}.\text{sr})$ según los requerimientos del módulo FLAASH. Este proceso se hace multiplicando los valores de los niveles digitales por los factores de conversión que vienen registrados en los metadatos de la imagen original.

Teniendo en cuenta que los metadatos de las imágenes Hyperion no contienen información del azimut ni de los datos que fueron utilizados para determinar el Angulo de observación del

satélite, el azimut puede ser calculado georreferenciando la imagen y midiendo el ángulo de un borde lateral de la escena con respecto norte y aplicando la ecuación que sugiere (Vesanto, 2012):

$$\text{Angulo azimutal del sensor} = 90^\circ + \text{ángulo entre un lado de la escena y el norte}$$

El azimut de cada imagen fue estimado según el método sugerido por Vesanto (2012).

El ángulo del sensor con respecto al zenit fue estimado restando de 180 el Angulo de observación absoluto obtenido de los metadatos de la imagen (Vesanto, 2012).

La Tabla 15 muestra los parámetros utilizados en el modelo FLAASH para las imágenes Hyperion de marzo y agosto de 2015.

TABLA 15. PARÁMETROS MODELO FLAASH IMÁGENES HYPERION DE MARZO Y AGOSTO DE 2015

CARACTERÍSTICA	Imagen marzo de 2015	Imagen agosto de 2015
SENSOR	HYPERION	
Altura de Órbita	705 km	
Resolución espacial (tamaño pixel)	30 m	
Elevación de la superficie observada	0 km	
Modelo de atmósfera	Tropical	
Modelo de aerosoles	Marítimo	
Estimación espectral de vapor de agua	1135 nm	
Estimación espectral de cantidad de aerosoles	2-Bandas (K-T)	
Fecha de captura de la imagen	12/03/2015	24/08/2015
Hora de captura de la imagen (tiempo medio de Greenwich)	14:06:19	13:50:24
Visibilidad inicial	40 km	40 km
Latitud central de la escena	11.01970005	10.94600000
Longitud central de la escena	-74.52390289	-74.50309722
Ángulo con respecto al zenit	165.0319972	167.2859944
Ángulo azimutal del sensor	102.1472028	101.9947972
Corrección de adyacencia	SI	SI

3.6.2 Disminución del ruido espectral

Teniendo en cuenta que el ruido espectral causado por factores internos del sensor afecta de manera diferente las regiones del espectro electromagnético, se dividió la imagen en tres rangos correspondientes a la visible-NIR (1, 2 Y 3), SWIR1 Y SWIR2 y se aplicaron filtros de suavizado

con el algoritmo del programa Envi THOR Spectral Smoothing, utilizando combinaciones de bandas de 2, 3 y 5 respectivamente.

3.6.3 Georreferenciación de imágenes Hyperion

El proceso de georreferenciación de las imágenes Hyperion se hizo con base en imágenes georreferenciadas Rapideye y Sentinel-2 procesadas con datos de campo en un estudio previo realizado por INVEMAR.

Para la imagen de marzo de 2015 se utilizaron 4 puntos de control y una transformación polinómica de primer orden, obteniendo un error medio cuadrático de 5,19 metros, como lo muestra la Figura 11.

		Total RMS Error:				Forward:5.19446		
<Link>	X Source	Y Source	X Map	Y Map	Residual_x	Residual_y	Residual	
<input checked="" type="checkbox"/>	1	240.546554	-1874.431258	554405.057...	1212480.34...	4.42409	0.88481	4.5117
<input checked="" type="checkbox"/>	2	231.081436	-3282.875829	545013.692...	1170125.75...	-5.97671	-1.19533	6.09507
<input checked="" type="checkbox"/>	3	66.080880	-3390.006734	539272.010...	1167973.52...	5.63838	1.12767	5.75004
<input checked="" type="checkbox"/>	4	13.628064	-1905.642702	547233.762...	1213012.45...	-4.08576	-0.817144	4.16667

Auto Adjust Transformation: 1st Order Polynomial (Affine)

FIGURA 11. PUNTOS DE CONTROL TERRESTRE IMAGEN HYPERION DE MARZO DE 2015

La georreferenciación de la imagen de agosto de 2015 se hizo con 6 puntos de control y se obtuvo un error medio cuadrático de 8.62 metros como se aprecia en la Figura 12.

		Total RMS Error:				Forward:8.62231		
<Link>	X Source	Y Source	X Map	Y Map	Residual_x	Residual_y	Residual	
<input checked="" type="checkbox"/>	1	180.543841	-1587.492764	556654.134072	1213156.434197	13.6924	5.21708	14.6526
<input checked="" type="checkbox"/>	2	176.705451	-2112.570824	553152.034933	1197395.546705	-11.1149	-3.58069	11.6774
<input checked="" type="checkbox"/>	3	108.901664	-1624.817633	554220.953738	1212485.822719	-5.47333	-3.66848	6.58901
<input checked="" type="checkbox"/>	4	5.439335	-1581.538488	551358.897181	1214454.114989	-3.33331	0.285534	3.34552
<input checked="" type="checkbox"/>	5	17.044680	-2554.013426	545496.494900	1185161.012513	6.22915	1.06039	6.31876
<input checked="" type="checkbox"/>	6	103.024633	-3035.951782	545016.050117	1170128.346637	0	0.686164	0.686164

Auto Adjust Transformation: 1st Order Polynomial (Affine)

FIGURA 12. PUNTOS DE CONTROL TERRESTRE IMAGEN HYPERION DE AGOSTO DE 2015

3.7 PROCESAMIENTO DE IMÁGENES MULTIESPECTRALES

3.7.1 Corrección atmosférica de imágenes Rapideye con el modelo FLAASH

Las imágenes Rapideye fueron ajustadas de efectos atmosféricos con el modelo FLAASH con los parámetros que se pueden observar en la Tabla 16.

TABLA 16. PARÁMETROS FLAASH IMÁGENES RAPIDEYE

CARACTERÍSTICA	VALOR
SENSOR	REIS
Altura de Órbita	630 km
Resolución espacial (tamaño pixel)	6.5 m
Elevación de la superficie observada	0 km
Modelo de atmósfera	Tropical
Modelo de aerosoles	Marítimo
Estimación espectral de vapor de agua	N/A
Estimación espectral de cantidad de aerosoles	N/A
Fecha de captura de la imagen	25/02/2015
Hora de captura de la imagen (tiempo medio de Greenwich)	16:11:46
Visibilidad inicial	30 km
Latitud central de la escena	10.83514167
Longitud central de la escena	- 74.72527222
Ángulo con respecto al zenit	161.7758777
Ángulo azimutal del sensor	96.66
Corrección de adyacencia	SI

3.7.2 Corrección atmosférica de imágenes Sentinel-2 con el modelo Sen2cor

Las imágenes Sentinel-2 fueron corregidas con el modelo Sen2Cor, ajustando los parámetros a las condiciones del área de estudio, como se observa en la tabla.

TABLA 17. PARÁMETROS SEN2COR UTILIZADOS

PARÁMETRO	POR DEFECTO
DEM_Directory: Directorio del modelo digital de elevación.	NONE
Aerosol_Type: Tipo de aerosoles	MARITIME
Mid_Latitude: Tipo de atmósfera según latitud	SUMMER
Ozone_Content: Contenido de ozono	0
WV_Correction: Estimación de vapor de agua	1
VIS_Update_Mode: Estimación de visibilidad	1
WV_Watermask: Máscara de agua	1
Cirrus_Correction: Corrección de nubes Cirrus	1

3.8 INFORMACIÓN DE CAMPO

Fue recopilada información de campo de diferentes proyectos realizados por INVEMAR en los años 2015, 2016 y 2017. Se destacan los datos de 5 estaciones de monitoreo continuo de la estructura y dinámica del manglar del área de CGSM del estudio “Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta” (INVEMAR, 2016). Para la interpretación de la imagen Hyperion de marzo de 2015 se seleccionaron 196 puntos de verificación de cobertura y 5200 fotografías geolocalizadas obtenidas en visitas a sitios específicos en campo, además de dos sobrevuelos en helicóptero realizados en el año 2016.

Adicionalmente fue obtenida información bibliográfica de varios estudios que incluirán información de campo de la CGSM (Bernal, 1996; Villamil, 2000; INVEMAR, 2004; Parques nacionales naturales de Colombia [PNN], 2005; Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC], 2009b; Acosta *et al.*, 2013; Ibarra *et al.*, 2014; Cortés-Castillo, 2017).

3.9 DEFINICIÓN DE UNIDADES DE COBERTURA

La desagregación de las áreas de manglar según composición de especies y nivel de desarrollo se hizo delimitando unidades homogéneas de cobertura. Las unidades de cobertura de manglar (unidades de manglar de ahora en adelante) se definieron tomando como referencia algunas de las unidades de vegetación planteadas por Cortés-Castillo (2017), además de datos de las parcelas posteriores de las estaciones del proyecto de monitoreo continuo INVEMAR (2016) e información recopilada en campo entre 2015 y 2017 (INVEMAR, 2018).

Las unidades de cobertura adyacente al manglar, denominadas simplemente “unidades de cobertura” para el propósito de esta investigación, se precisaron con base en la información reportada en varios estudios (Bernal, 1996; Villamil, 2000; Lozano y Sierra-Correa, 2003; INVEMAR, 2004; PNN, 2005; IGAC, 2009b; Ibarra *et al.*, 2014; Gómez Cubillos *et al.*, 2015; Cortés-Castillo, 2017) y datos de campo disponibles. La Tabla 18 muestra las unidades de manglar y la Tabla 19 muestra el listado de las unidades de coberturas aledañas a los manglares de la CGSM.

TABLA 18. UNIDADES DE COBERTURA DE MANGLAR

UNIDAD DE MANGLAR	DEFINICIÓN
<i>Avicennia germinans</i>	Zonas dominadas por manglares de la especie <i>Avicennia germinans</i> . Se pueden presentar en menor proporción individuos de <i>Laguncularia racemosa</i> o <i>Rhizophora mangle</i> . La vegetación de esta asociación se establece en sectores con suelos firmes y niveles de inundación muy bajos (Cortés-Castillo, 2017). En el área de estudio pueden encontrar árboles o arbustos con alturas que van desde 0.5 a 20 metros. Generalmente son bosques maduros.
<i>Laguncularia racemosa</i>	Zonas dominadas por manglares de la especie <i>Laguncularia racemosa</i> . Se pueden presentar en menor proporción individuos de <i>Avicennia germinans</i> o <i>Rhizophora mangle</i> . La vegetación de esta asociación se establece en sectores con suelos permanentemente encharcados aunque el nivel de la inundación varía de acuerdo con la dinámica hídrica. Pueden presentar alturas que van desde 0.5 a 10 metros.
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	Zonas dominadas por manglares de la especie <i>Rhizophora mangle</i> de porte bajo, debido a que se desarrollan en sitios altamente tensionados, tanto por la pobreza de los suelos como por los altos valores de salinidad. Pueden presentar alturas no superiores a los 2 metros (Menéndez y Guzmán, 2002).
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	Zonas dominadas por manglares de la especie <i>Avicennia germinans</i> acompañada de <i>Laguncularia racemosa</i> . Se pueden presentar en menor proporción individuos de <i>Rhizophora mangle</i> . La vegetación de esta asociación se establece en sectores

	aledaños a cursos de agua salobres (manglares de cuenca) con suelos semi-inundados, con un nivel de inundación bajo. Pueden presentar alturas que van desde 0.5 a 15 metros.
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	Zonas dominadas por manglares de la especie <i>Laguncularia racemosa</i> acompañada de <i>Avicennia germinans</i> . Se pueden presentar en menor proporción individuos de <i>Rhizophora mangle</i> . La vegetación se establece en sectores aledaños a cursos de agua salobres (manglares de cuenca). Presentan suelos semi-inundados con un nivel de inundación bajo. Pueden presentar alturas que van desde 0.5 a 15 metros.
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	Zonas en las que se presenta influencia significativa de las tres especies <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Rhizophora mangle</i> . La vegetación de esta asociación se establece en sectores con suelos permanentemente encharcados aunque el nivel de la inundación varía de acuerdo con la dinámica hídrica. Presenta alturas que van de 8 a 15 metros.

TABLA 19. UNIDADES DE COBERTURA ALEDAÑAS AL MANGLAR EN CGSM

UNIDAD DE COBERTURA	DEFINICIÓN
Vegetación mixta de tierras Inundables	Vegetación mixta dominada por palmas, arbustos y árboles (Bernal, 1996). Se presenta en terrenos susceptibles a inundación y está conformada por palmas como “palmiche” o “sará”, “palma de lata” o “corozo de lata” en conjunto con arbustos o arboles de especies como el trupillo, entre otras (PNN, 2005).
Herbazal halófito arenoso	Comunidades vegetales con elementos típicamente herbáceos (plantas no lignificadas o apenas lignificadas de consistencia relativamente blanda), no mayores a 1 m de altura, que crecen exclusivamente sobre sustrato arenoso aledaño al litoral (Gómez Cubillos <i>et al.</i> , 2015) Especies características <i>Sesuvium portulacastrum</i> y <i>Batis maritima</i> . Puede incluir algunas especies de cactáceas o arbustos de mangle.
Herbazal denso inundable	Corresponde a una cobertura natural constituida por un herbazal denso, el cual se desarrolla en áreas que están sujetas a períodos de inundaciones, las cuales pueden presentar o no elementos arbóreos y/o arbustivos dispersos (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia [IDEAM], 2010). Para el presente estudio se incluyen en esta categoría zonas con especies como la Enea.
Matorral seco tropical	Vegetación con predominio de arbustales y/o matorrales con características xeromórficas pronunciadas, a los que se les denomina “matorral seco” (Latorre <i>et al.</i> , 2014). Es equivalente a la clasificación de IDEAM (2010) llamada “Arbustal abierto esclerófilo”, incluye cactus, plantas espinosas y comprende numerosas especies adaptadas a los climas áridos tales como el Trupillo (<i>Prosopis juliflora</i> DC.) y el Dividivi (<i>Caesalpinia coriaria</i> (Jacq.) Willd.), entre otros. (IDEAM, 2010).
Vegetación acuática	Vegetación de tipo herbáceo hidromórfica de forbias que flotan libremente en aguas dulces intertropicales y de macrófitas acuáticas enraizadas como <i>T. domingensis</i> . Especies presentes: <i>Ipomea sp.</i> , <i>Wolffia columbiana</i> , <i>Pistia stratiotes</i> (lechuga de agua), <i>Eichornia azurea</i> (batata de agua o taruya), <i>E. crassipes</i> (batata de agua o taruya), <i>Salvinia matans</i> , <i>Azolla filiculoides</i> , <i>Utricularia sp</i> (INVEMAR, 2004).

Pastos	Comprende las tierras cubiertas con hierba densa de composición florística dominada principalmente por la familia <i>Poaceae</i> (IDEAM 2010).
Palmares	Áreas con vegetación de palmas, en las que se destaca la especie <i>Copernicia tectorum</i> , conocida como “palma sará” o “palmiche”. Se encuentran localizadas en zonas con procesos de inundación periódicos. En menor proporción se pueden presentar especies de arbustos o arboles como el trupillo, entre otros.

3.10 EXTRACCIÓN DE FIRMAS

3.10.1 Selección de muestras

Con la ayuda del programa ENVI 5.3 se seleccionaron las regiones de interés sobre las imágenes y se extrajeron los perfiles espectrales. Las cuales fueron exportadas al formato de ENVI para librerías espectrales.

Para evitar valores extremos que pudieran influir en los perfiles espectrales de las imágenes hiperespectrales en las diferentes coberturas fue desarrollado un algoritmo en el lenguaje de programación Python con la librería de programación Spectral Python (SPy). El script toma los valores para cada pixel dentro del polígono de la muestra y estimaba la mediana de reflectancia para cada banda, generando curvas de reflectancia mediana y no el promedio que utiliza el programa Envi.

3.10.2 Desagregación de firmas de acuerdo a la altura promedio e índice de área foliar

Las muestras fueron seleccionadas de acuerdo a cada unidad de manglar y unidad de otras coberturas (Tabla 18 y Tabla 19). Adicionalmente, teniendo en cuenta que la respuesta espectral de los manglares obtenida en imágenes de sensores remotos se puede ver drásticamente afectada por la influencia de diferentes factores como el espesor del dosel, la densidad del bosque, la influencia de los tallos, el suelo y el agua, entre otros, fue necesario definir criterios para la selección de muestras que permitan una adecuada comparación de las unidades de manglar.

El primer criterio fue clasificar las zonas de manglar según el nivel de desarrollo o altura de la vegetación. Para lograr lo anterior se utilizó un modelo digital de superficie obtenido por INVEMAR con una resolución espacial de 12 metros, y una precisión vertical entre 2 y 4 metros.

Este producto es generado por interferometría de radar a partir de los sensores de los satélites TerraSAR-X t TanDEM-X (Airbus Defense & Space, 2015; Wessel, 2016). Para ajustar las alturas elipsoidales a las correspondientes sobre el nivel medio del mar fue utilizado el modelo geoidal para Colombia GEOCOL2004 (IGAC, 2004).

El segundo criterio fue clasificar los pixeles por el espesor del dosel, para lo cual se utilizó el Índice de Área Foliar – LAI calculado a partir de las bandas de la imagen Hyperion del año 2015 con el programa Envi 5.3 que utiliza la formula empírica de Boegh *et al.* (2002):

$$LAI = (3.618 * EVI - 0.118)$$

Donde EVI es el índice mejorado de vegetación

$$EVI = 2.5 * ((NIR - Red) / (NIR + 6 * Red - 7.5 * Blue + 1))$$

3.11 DIVISIÓN DEL ESPECTRO ELECTROMAGNÉTICO EN REGIONES

Con el propósito de excluir las zonas del espectro electromagnético que no suelen tenerse en cuenta en los sensores remotos debido, principalmente a la absorción de la radiación causada por vapor de agua y otros gases, en el presente estudio se clasificará el espectro electromagnético en 6 regiones como aparece en la Tabla 20.

TABLA 20. REGIONES DEL ESPECTRO ELECTROMAGNÉTICO

REGIÓN	LONGITUD DE ONDA (nm)	CARACTERÍSTICAS
Visible	440 – 740	Incluye los rangos del azul, verde, rojo y límite rojo. Esta región es incluida en gran parte de los sensores multispectrales e hiperspectrales.
Infrarrojo cercano 1 (NIR 1)	740 - 930	Corresponde a los valores más bajos del infrarrojo cercano. Al igual que el espectro visible, suele ser incluida en la mayoría de los sensores multispectrales e hiperspectrales.

Infrarrojo cercano 2 (NIR 2)	960 - 1115	Incluye los valores medios del infrarrojo cercano. Es poco incluida en los sensores remotos multiespectrales. Algunos sensores hiperespectrales como Hyperion incluyen esta región.
Infrarrojo cercano 2 (NIR 3)	1150 - 1350	Corresponde a las longitudes de onda más altas del infrarrojo cercano. Al igual que NIR 2, no suele ser incluida en los sensores multiespectrales.
Infrarrojo de onda corta 1 (SWIR 1)	1480 - 1800	Esta región es incluida en muchos sensores de resolución espacial media enfocados a análisis de recursos naturales como los incluidos en los satélites Landsat o para la exploración minera en sensores hiperespectrales.
Infrarrojo de onda corta 1 (SWIR 2)	1970 - 2500	Al igual que SWIR 1, esta región es incluida en muchos sensores de resolución espacial media enfocados a análisis de recursos naturales como los incluidos en los satélites Landsat o para la exploración minera en sensores hiperespectrales

3.12 COMPARACIÓN DE FIRMAS ESPECTRALES

3.12.1 Estimación de la diferencia espectral relativa

El análisis de los perfiles espectrales de los tipos de manglar y demás unidades de cobertura obtenidos de imágenes hiperespectrales, se hizo con el desarrollo de algoritmos en lenguaje de programación Python, enfocados la estimación de firmas espectrales no afectadas por valores extremos de reflectancia y a rutinas de comparación.

Para analizar las diferencias a lo largo del espectro electromagnético entre las respuestas espectrales de las cubiertas vegetales, se diseñó una rutina que estima la diferencia entre el valor de reflectancia de una banda en un perfil espectral y el valor correspondiente en otro perfil. Esta diferencia es escalada dividiendo por el valor de reflectancia de la banda del perfil original y

multiplicando el resultado por 100, obteniendo de esta forma la diferencia espectral relativa o porcentual. La estimación se realiza para cada banda entre los dos perfiles.

$$DEP_i = ((c_i - d_i) / c_i) * 100$$

Donde

DEP_i es la Diferencia espectral relativa de la banda i

i es el número de la banda

c_i es la reflectancia del perfil c en la banda i

d_i es la reflectancia del perfil d en la banda i

El resultado es un conjunto de valores de diferencias escaladas de la forma

$[DEP_1, DEP_2, \dots, DEP_n]$

El proceso se repite entre todas las parejas de perfiles de cobertura y se genera una matriz de diferencias de reflectancia. Por último se estima la mediana de las diferencias entre un tipo de cobertura y las otras. Se utiliza la mediana para evitar el sesgo provocado por valores extremos de reflectancia que se puedan encontrar.

3.12.2 Cálculo de la distancia mínima y el ángulo espectral entre firmas características

Por medio del programa Envi 5.3 fue estimado el ángulo espectral para la imagen hiperespectral Hyperion tomando como referencia las firmas extraídas para cada unidad de cobertura. La estimación de la media y desviación estándar para los ángulos entre unidades de cobertura se hizo con la herramienta de estadística zonal del programa Arcgis 10x.

De la misma manera fueron calculados la distancia y ángulo espectral para las imágenes multiespectrales Sentinel-2, Landsat-8-OLI y Rapideye.

3.12.3 Selección de regiones del espectro electromagnético para diferenciación de unidades de cobertura

A partir de las firmas espectrales de las unidades de manglar obtenidas de las imágenes hiperespectrales, fue empleado el método de diferenciación de bandas BandMax, tomando como firmas de comparación las correspondientes a las unidades de cobertura diferentes al manglar, obteniendo como resultado subgrupos entre 10 y 60 bandas.

4. RESULTADOS

4.1 RESULTADOS DEL PROCESAMIENTO DE IMÁGENES HYPERION

4.1.1 Resultados del ajuste del bandeo vertical de imágenes Hyperion

La aplicación de herramientas para reducción de efectos de pérdida de información (columnas o bandas malas), eliminación de valores atípicos y ajuste de bandeo vertical en cada banda, realizados con estadística local por columna, generó resultados aceptables de acuerdo a los umbrales estimados en el numeral 3.5.4 y en términos de precepción visual en regiones del espectro visible e infrarrojo cercano. No obstante, en algunas bandas del infrarrojo de onda corta no fue posible eliminar completamente el ruido. La Tabla 21 muestra las bandas ordenadas según el porcentaje de columnas afectadas para la imagen de marzo de 2015.

TABLA 21. BANDAS HYPERION AFECTADAS POR BANDEADO VERTICAL DESPUÉS DEL AJUSTE

Banda	% de columnas afectadas
129	14.8
179	12.5
131	10.5
130	9.8
132	9.8
180	9.8
223	9.8
98	8.6
133	7.4
128	6.6
81	5.1
166	3.9
165	3.1
185	2.3
186	1.6
8	1.2
79	1.2
120	1.2
222	1.2

4.1.2 Selección de bandas estables

Antes de extraer información espectral de las imágenes es necesario establecer cuales bandas se van a utilizar para analizar las características de los tipos de cobertura presentes en el área de estudio, excluyendo aquellas que son afectadas por la interferencia del vapor de agua y las que presentan algún tipo de ruido.

Fueron eliminadas bandas correspondientes a las regiones de absorción máxima de agua, según la teoría (Datt *et al.* (2003), y las afectadas por ruido después de la corrección atmosférica identificadas según los umbrales y con la ayuda de inspección visual. La Tabla 22 muestra el listado final de bandas que fueron incluidas para extracción de perfiles espectrales.

TABLA 22. BANDAS FINALES DE LAS IMÁGENES HYPERION

Región	Bandas
VNIR	10 – 56
	83 - 96
SWIR	103 - 118
	135 - 163
	192 - 218

4.1.3 Resultados de la corrección atmosférica con el modelo FLAASH

Los resultados de la corrección atmosférica aplicada a la imagen Hyperion de marzo de 2015 permiten observar la alta influencia de la atmosfera en los perfiles espectrales de radianza obtenidos sin realizar el proceso de corrección atmosférica, especialmente en las primeras bandas del sensor Hyperion correspondientes al espectro visible e infrarrojo cercano, aspecto que se aprecia claramente al lado izquierdo de la figura 13. Por otro lado se puede observar como los valores de reflectancia son ajustados a lo largo de todo el rango del espectro cubierto por este sensor (figura 13 derecha). Aunque no se presentaron valores de reflectancia negativa en ninguno de los perfiles de las unidades de cobertura vegetal, se puede resaltar que los valores en la primera parte de la región correspondiente al azul, entre los 400 y 478 nm fueron muy bajos cercanos a cero.

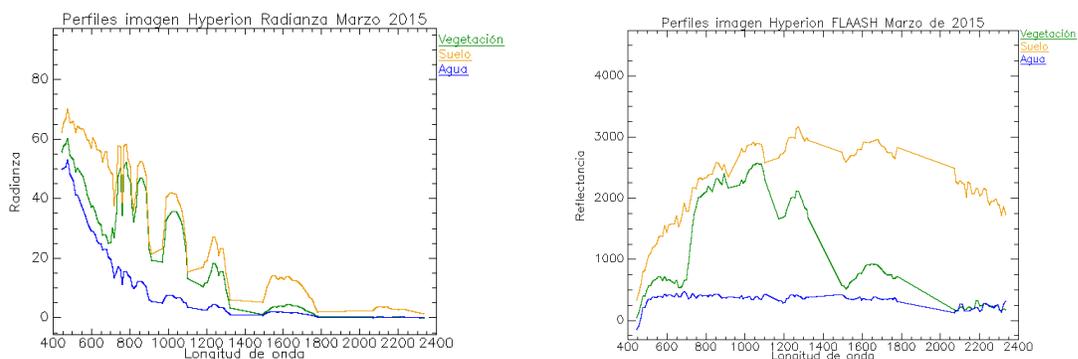


FIGURA 13. PERFILES IMAGEN HYPERION MARZO DE 2015 CRUDA (IZQUIERDA) Y AJUSTADA CON EL MODELO FLAASH (DERECHA)

De manera similar en la figura 14 se pueden observar los perfiles de las coberturas características de vegetación densa, vegetación poco densa, suelos y cuerpos de agua extraídos de la imagen corregida por el modelo FLAASH, son similares a los perfiles teóricos sin influencia atmosférica como lo muestra la Figura 3.

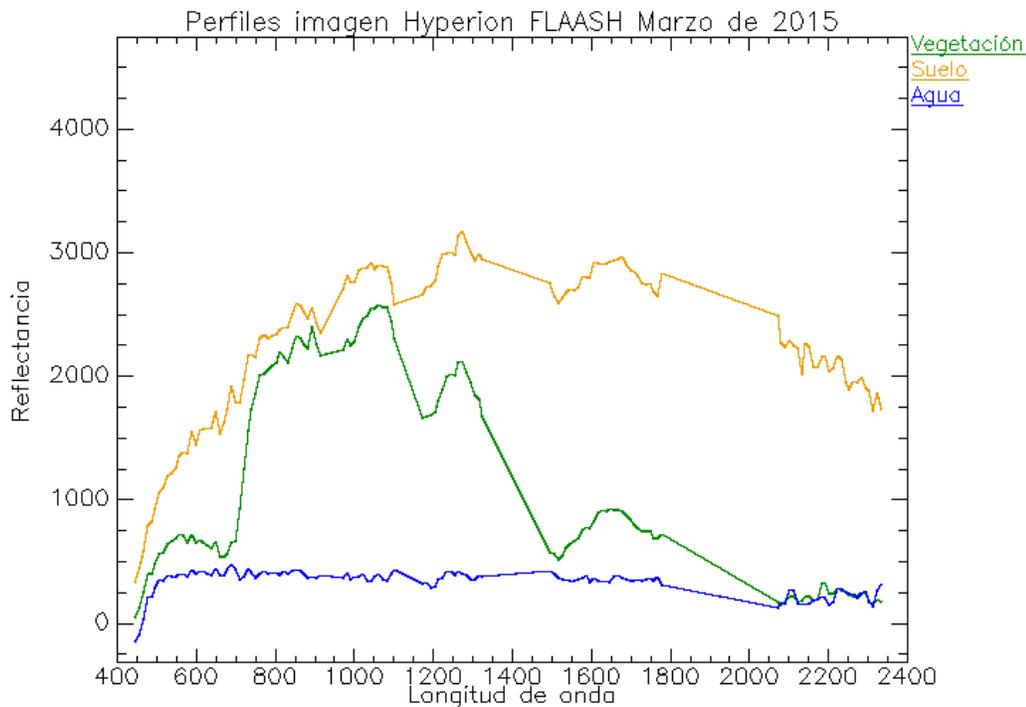


FIGURA 14. PERFILES DE COBERTURAS CARACTERÍSTICOS HYPERION MARZO DE 2015

Adicionalmente fueron comparados los perfiles obtenidos con las imágenes Hyperion, con una imagen de reflectancia de superficie del sensor OLI del satélite Landsat-8 como lo muestra la figura 15. Para la vegetación (a y b) se puede apreciar la correspondencia de las firmas, principalmente en el espectro visible e infrarrojo cercano, en el infrarrojo de onda corta se presenta una pequeña subestimación de los valores de reflectancia en la imagen Hyperion. Los valores de reflectancia de los suelos y el agua (c y d) se asemejan al de su correspondiente perfil en la imagen Landsat a lo largo de todo el espectro cubierto.

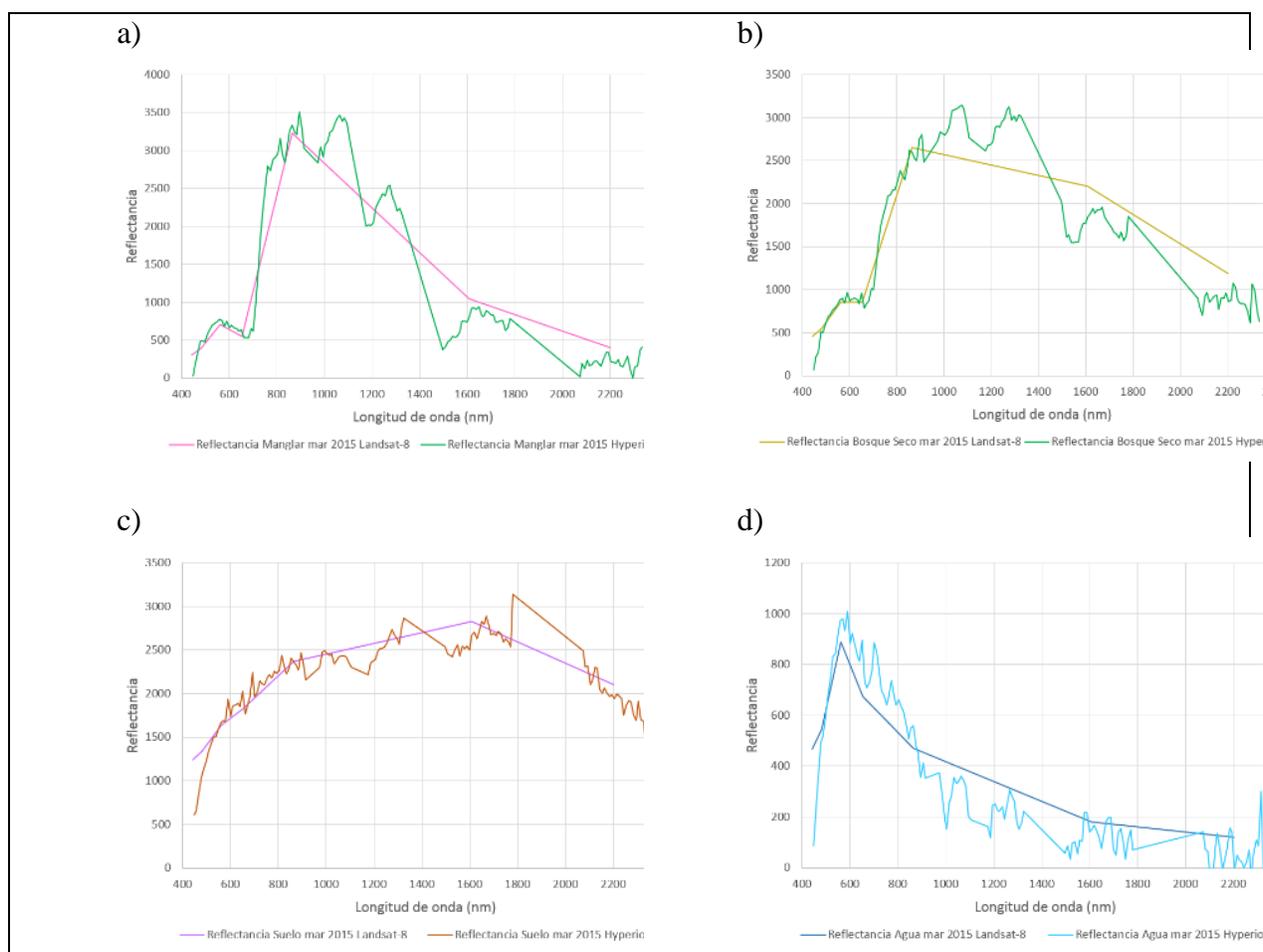


FIGURA 15. PERFILES CARACTERÍSTICOS HYPERION VS LANDAT-8 REFLECTANCIA EN SUPERFICIE MARZO 2015

Aunque la corrección atmosférica de la imagen de marzo dio resultados congruentes, al aplicar el modelo FLAASH a la imagen de agosto de 2015 se generaron valores negativos de reflectancia, especialmente para las bandas en el espectro visible. Para corroborar los resultados se realizaron diferentes pruebas ajustando parámetros como la exclusión de la estimación espectral de la cantidad de vapor de agua y aerosoles o la variación de los valores de visibilidad.

La comparación con los perfiles espectrales tomados de las imágenes Landsat del 23 de agosto de 2015 e Hyperion del 24 de agosto corroboraron la presencia de valores de reflectancia negativos atípicos en la región del espectro visible comprueban los resultados mencionados. La figura 16 muestra estos resultados para los perfiles de las coberturas características de manglar (a), matorral seco tropical (b), suelo (c) y agua (a), por lo que se puede concluir que puede existir algún problema en los parámetros para la estimación de los valores de reflectancia o en los niveles digitales originales.

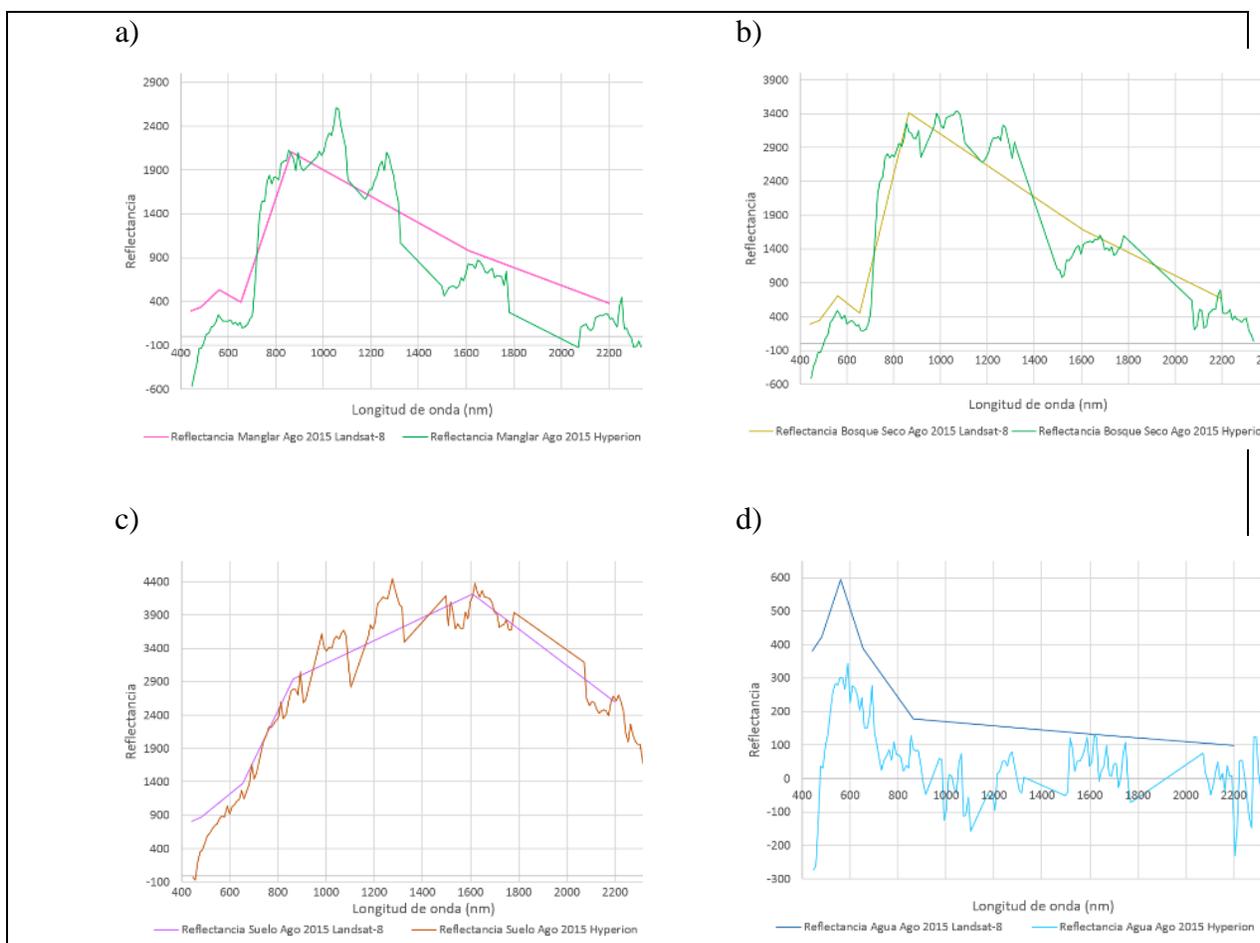


FIGURA 16. PERFILES CARACTERÍSTICOS HYPERION VS LANDAT-8 REFLECTANCIA EN SUPERFICIE AGOSTO 2015

Por lo anterior se tomó la decisión de no utilizar esta imagen para el análisis de los perfiles espectrales del presente estudio.

4.2 FIRMAS ESPECTRALES EN IMÁGENES HYPERION

A continuación se presentan los resultados de la identificación de firmas espectrales de las áreas de manglar clasificadas por unidades de cobertura encontradas en el área de estudio. Posteriormente las unidades de manglar son desagregadas por altura promedio e índice de área foliar.

4.2.1 Firmas espectrales de las unidades de cobertura vegetal

Las firmas espectrales de las diferentes unidades de cobertura presentes en el área de estudio muestran algunos elementos de diferenciación que se pueden apreciar en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, entre los que se puede destacar una marcada diferencia en los valores de reflectancia de las todas las unidades de manglar con respecto a las otras cubiertas vegetales en la región del infrarrojo de onda corta entre los 1500 y 1800 nanómetros y entre 2030 y 2350 nanómetros. Las unidades herbazal halófito arenoso y herbazal denso inundable presentan también diferencias importantes con respecto al manglar en la región del infrarrojo cercano en los rangos de 800 y 1100 nanómetros. La unidad vegetación acuática presenta una reflectancia bastante alta en comparación a las otras coberturas, en la región del espectro visible e infrarrojo cercano (NIR 1, NIR 2, NIR 3). Adicionalmente las cubiertas vegetales matorral seco tropical, palmares, vegetación mixta de tierras inundables y vegetación acuática muestran también diferencias en la región del infrarrojo cercano entre 1150 y 1300 nm.

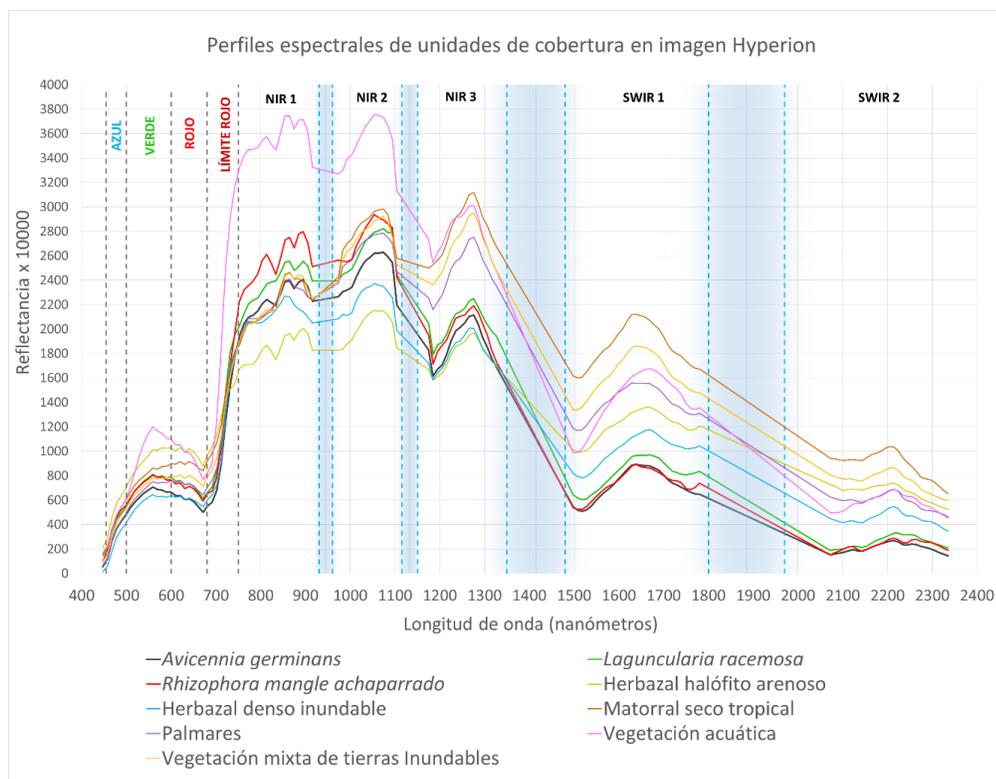


FIGURA 17. PERFILES ESPECTRALES DE VEGETACIÓN DE LA CGSM MARZO 2015

4.2.2 Firmas espectrales de unidades de manglar

Las áreas con presencia de manglar encontradas en el estudio se pueden dividir en unidades con dominio de una especie y compuestas por más de una, como se describe en la Tabla 18.

Las unidades con una especie dominante de manglar son *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* achaparrado, cuyas firmas espectrales se pueden observar en la Figura 18. Una de las características que se puede notar es que la unidad *Avicennia germinans* presenta valores de reflectancia menores a las unidades *Rhizophora mangle* achaparrado y *Laguncularia racemosa* en el espectro visible de los 450 a 700 nm. En la región del infrarrojo cercano en rangos de 750 a 930 nm (NIR 1) y 960 a 1115 nm (NIR 2), las tres especies presentan diferencias, con los valores de reflectancia más altos para la clase *Rhizophora mangle* achaparrado, seguida de *Laguncularia racemosa* y por último *Avicennia germinans*. En la región entre y 1150 a 1350 nm (NIR 3) la unidad *Laguncularia racemosa* tiene valores de reflectancia mayores a las clases *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* achaparrado. Se encontraron

diferencias equivalentes en la región del infrarrojo de onda corta entre los 1500 y 1800 nanómetros, para estas mismas coberturas.

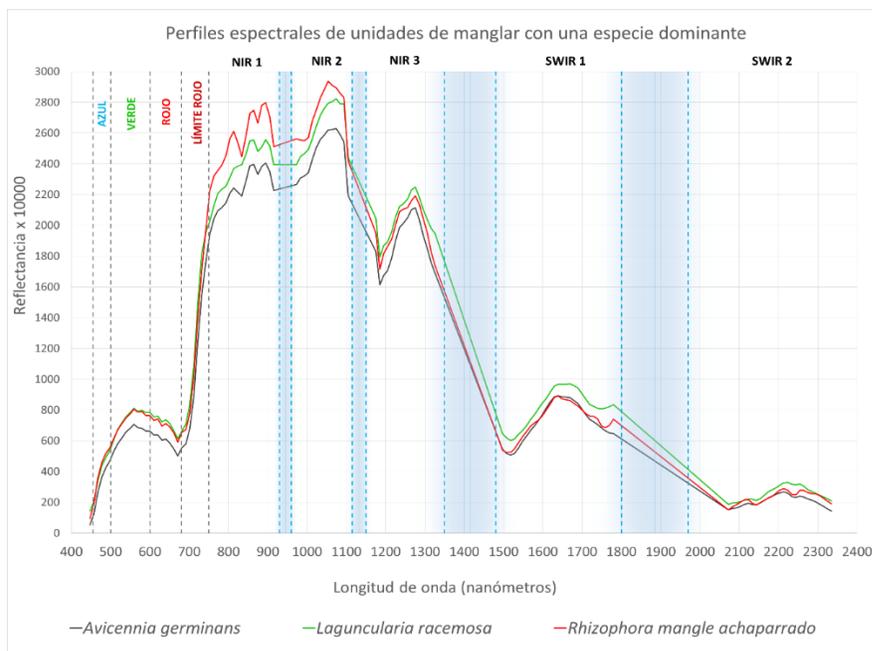


FIGURA 18. FIRMAS ESPECTRALES DE UNIDADES CON UNA ESPECIE DE MANGLAR DOMINANTE

En la Figura 19 se pueden observar las firmas espectrales de las unidades compuestas de manglar y las que son dominadas por una especie. Se puede resaltar que la combinación especies genera resultados similares a la de Las unidades *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* achaparrado en las regiones del visible e infrarrojo de onda corta.

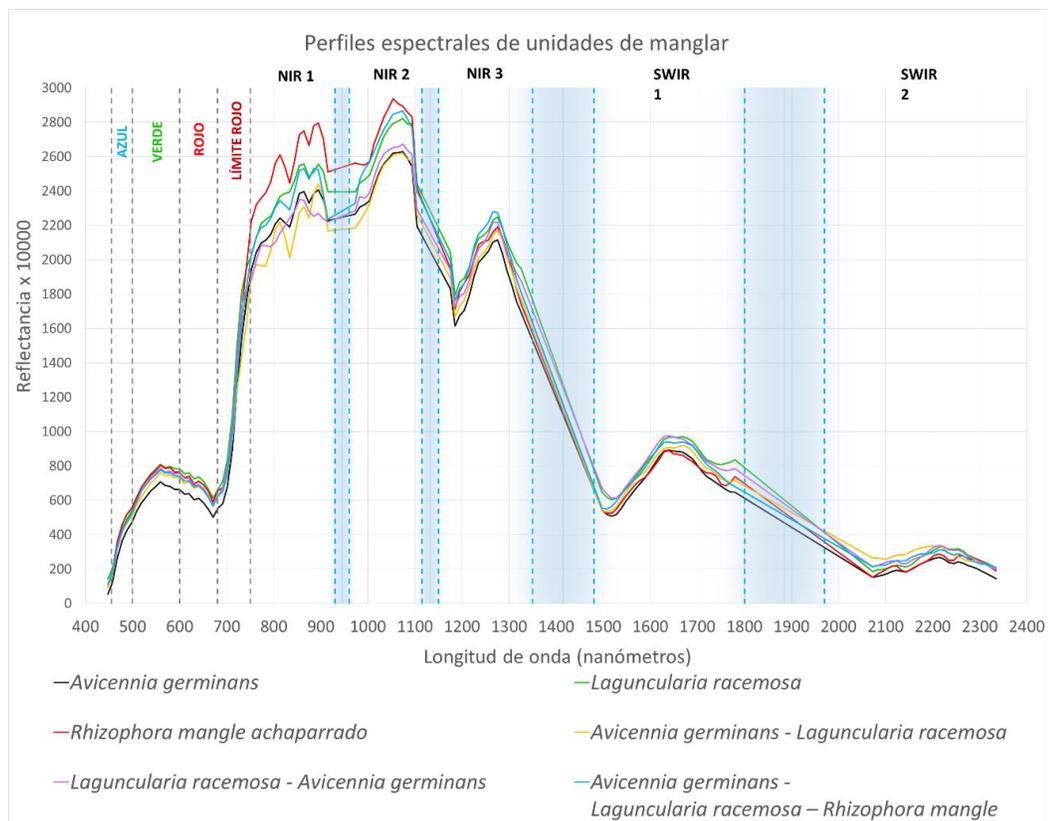


FIGURA 19. PERFILES ESPECTRALES DE DIFERENTES ASOCIACIONES DE MANGLAR

4.2.3 Variabilidad espectral de unidades de manglar

Si bien es posible encontrar diferencias aparentemente obvias entre firmas espectrales de los manglares y otras coberturas vegetales a partir de las figuras, es importante considerar variabilidad espectral que puede presentar cada unidad, causada por diferentes características de estructura del bosque como la densidad de árboles, espesor del dosel y altura. Las Figura 20 muestra la media, mediana, desviación estándar y valores máximos y mínimos de reflectancia para las unidades de manglar.

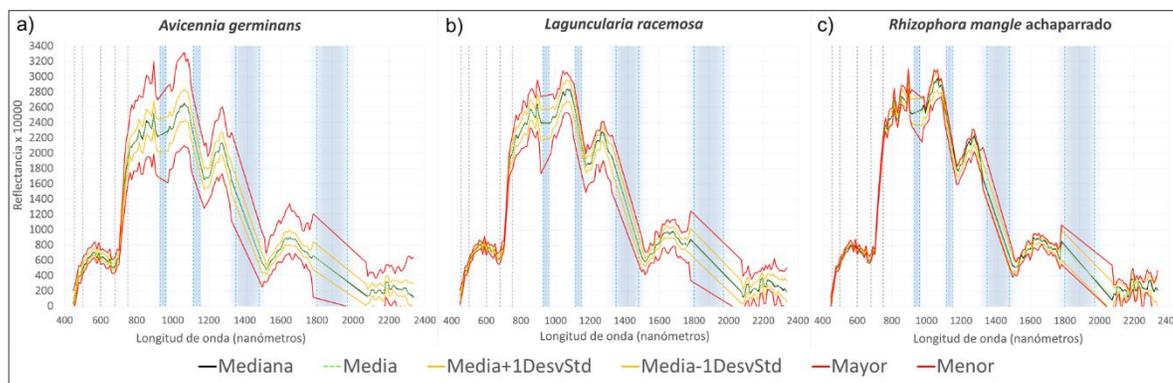


FIGURA 20. VARIABILIDAD ESPECTRAL DE UNIDADES DE MANGLAR

4.2.4 Perfiles espectrales unidades de manglar clasificadas por altura e índice de área foliar

Teniendo en cuenta la gran variabilidad de las respuestas espectrales de las unidades de cobertura de manglar y buscando elementos que permitan una comparación de bosques en condiciones de estructura similares, se clasificaron las zonas de manglar según la altura promedio y el índice de área foliar (LAI).

La clasificación de estructura general del bosque fue adaptada de IDEAM (2010), tomando las zonas con altura de la vegetación superior a 5 metros, exceptuando la clase *Rhizophora mangle* achaparrado, la cual presenta alturas inferiores.

Es importante aclarar que todas las áreas de manglar con alturas superiores a 5 m presentaron valores de LAI superiores a 3, por lo que la clasificación se restringió solo a rangos de altura.

Reflectancia de los manglares con alturas entre 5 y 8 metros

La primera clasificación de unidades de manglar incluye las unidades con altura entre 5 y 8 metros, las cuales se pueden observar en la Figura 21. Es importante resaltar que a pesar de tener alturas inferiores a 5 metros, en este análisis se incluyó la clase *Rhizophora mangle* achaparrado, por ser el grupo con las alturas inferiores.

En general en este tipo de bosques se puede notar la reflectancia de la clase *Avicennia germinans* (línea negra en la Figura 21) con respecto a las otras unidades de manglar es menor a

lo largo de todo el espectro electromagnético analizado. Resalta también la reflectancia superior de la unidad *Rhizophora mangle* achaparrado en el infrarrojo cercano entre los 800 y 1000 nanómetros. El comportamiento es similar en la región del infrarrojo de onda corta en longitudes de onda superiores a los 1500 nm.

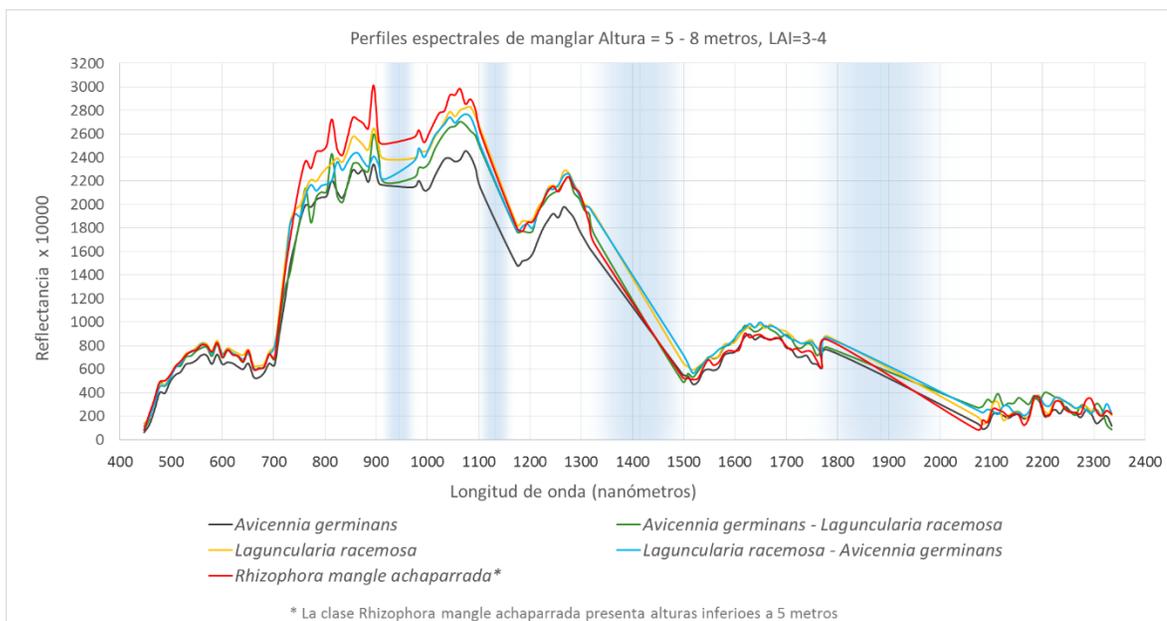


FIGURA 21. PERFILES ESPECTRALES DE UNIDADES DE MANGLAR CON ALTURAS ENTRE 5 Y 8 METROS Y LAI ENTRE 3 - 4

Reflectancia de los manglares con alturas entre 8 y 10 metros

Las firmas espectrales de las unidades de manglar con alturas entre 8 y 10 se muestran en la Figura 22. En este rango de alturas aparece la clase compuesta por las tres especies de manglar *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*.

Al igual que en el grupo de manglares con alturas entre 5 y 8, en los bosques con alturas entre 8 y 10 la unidad *Avicennia germinans* presenta una reflectancia menor a las otras clases, pero la diferencia disminuye significativamente en la región visible e infrarrojo cercano entre 450 y 930 nm. La unidad *Laguncularia racemosa* y la unidad compuesta por las tres especies de manglar, presentan niveles de reflectancia ligeramente superiores a las otras unidades de manglar a lo largo de todas las bandas.

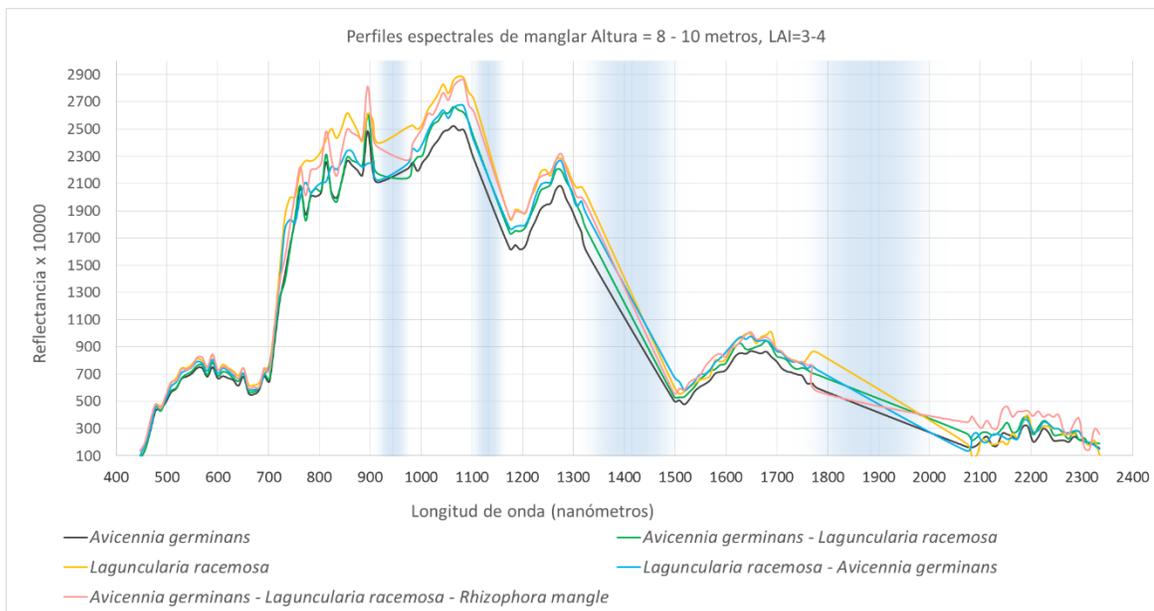


FIGURA 22. PERFILES ESPECTRALES DE UNIDADES DE MANGLAR CON ALTURAS ENTRE 8 Y 10 METROS Y LAI ENTRE 3 - 4

Reflectancia de los manglares con alturas entre 10 y 15 metros

Se pueden encontrar unidades de manglar con alturas entre 10 y 15 m en la Figura 23. En este rango de alturas no se encuentran zonas con predominio de *Laguncularia racemosa* para el área de estudio.

También se puede resaltar que la clase *Avicennia germinans* presenta valores de reflectancia ligeramente inferiores a las otras unidades en el espectro visible (450 – 700 nm) y en el infrarrojo de onda corta 2 (>2000 nm).

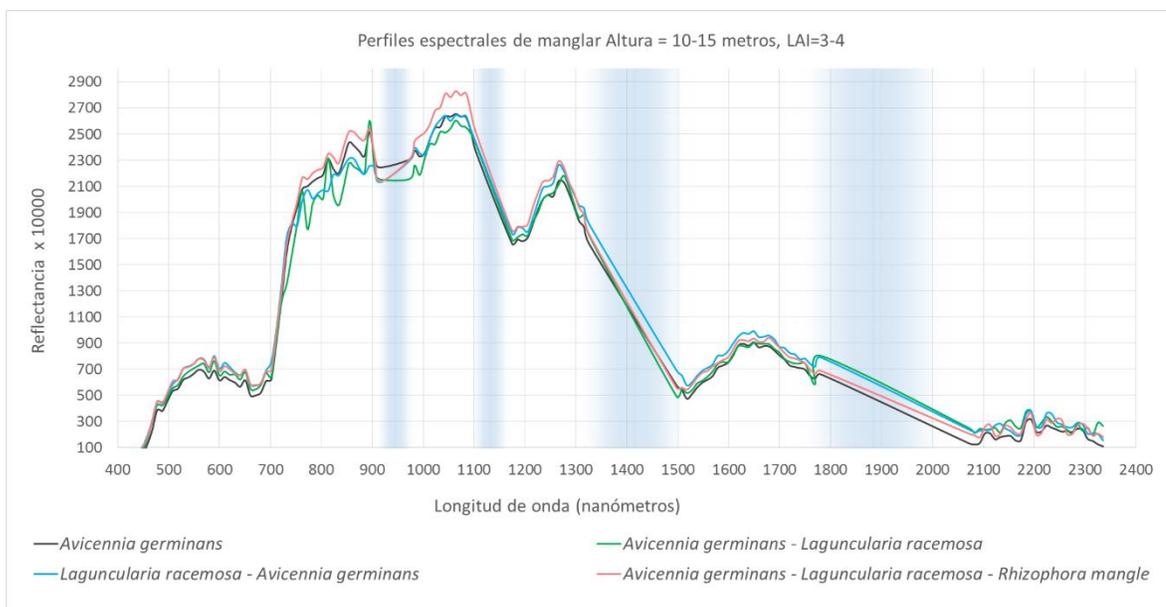


FIGURA 23. PERFILES ESPECTRALES DE UNIDADES DE MANGLAR CON ALTURAS ENTRE 10 Y 15 METROS Y LAI ENTRE 3 - 4

4.2.5 Grado de perturbación o estrés de los manglares identificado en imágenes hiperespectrales

La información del año 2015 de las estaciones de monitoreo de los manglares para el área de estudio muestran algunos problemas relacionados a la salud del bosque, como fitopatologías o daños mecánicos. Las categorías de perturbación del manglar fueron tomadas de INVEMAR (2015) y se listan en la Tabla 23.

En todas las estaciones, la categoría “muy afectado” fue la más representativa, seguida por “moderadamente afectado” y “muerto” (INVEMAR, 2015).

TABLA 23. CATEGORÍAS DE PERTURBACIÓN DE LOS MANGLARES DE LA CGSM 2015

Escala	Categoría	Descripción
0	Buen estado	Vigoroso, con buena nutrición aparente. Sin evidencia de síntomas ni daño mecánicos.
1	Moderadamente afectado	Follaje aceptablemente vigoroso, se evidencian problemas sanitarios menores al 50% del árbol, pero el área de las afectaciones está en menor proporción. No posee heridas severas como hendiduras, pudriciones, etc.,

		pero puede tener daños mecánicos como raspaduras, perforaciones, corte o caída de ramas. El árbol no está en peligro de muerte.
2	Muy afectado	Falta de vigor. Presencia de síntomas en más del 50% del árbol, que afectan su desarrollo, bienestar y capacidad de nutrirse. Presenta daños mecánicos como ruptura del tronco, volcamiento de raíces, chancros, pudriciones y otras lesiones severas. El árbol está en peligro de muerte inminente.
3	Muerto o defoliado*	Pérdida total del follaje y no hay evidencia de rebrotes. Las ramas están secas, huecas y se quiebran fácilmente. Área maderable del tronco está podrida o puede tener color blanquecino.

*Modificado de INVEMAR (2015)

Es importante mencionar que no fue posible encontrar todas las categorías de perturbación en todas las unidades de manglar, pues en la mayoría de las estaciones el nivel prevaleciente fue “muy afectado”. Por tanto para relacionar el grado de perturbación o estrés de los manglares fue necesario seleccionar muestras en zonas adicionales con características de composición de especies similares pero con niveles de perturbación diferentes, teniendo en cuenta, además de la información de las estaciones de monitoreo, los datos de recorridos de verificación de cobertura realizados en el año 2015.

Los grados de perturbación fueron relacionados con los niveles de profundidad de la banda de absorción ubicada entre 498 y 730 nanómetros, por su relación al contenido de clorofila. Estos valores fueron estimados después de aplicar la técnica ADFT a la imagen Hyperion.

La primera de dos unidades de manglar analizadas fue *Avicennia germinans*, para la cual fueron seleccionados cinco sectores correspondientes, “Kilometro 22, Rinconada-Clarín, Ciénaga La Solera, La Reserva y Rincón Grande”. Los resultados muestran que la profundidad de la banda de absorción para la categoría “muy afectado” varió entre 0.492 y 0.518. Para las categorías “moderadamente afectado” y “buen estado” se estimaron profundidades de absorción de 0.575 y 0.628 respectivamente, como se aprecia en la Figura 24.

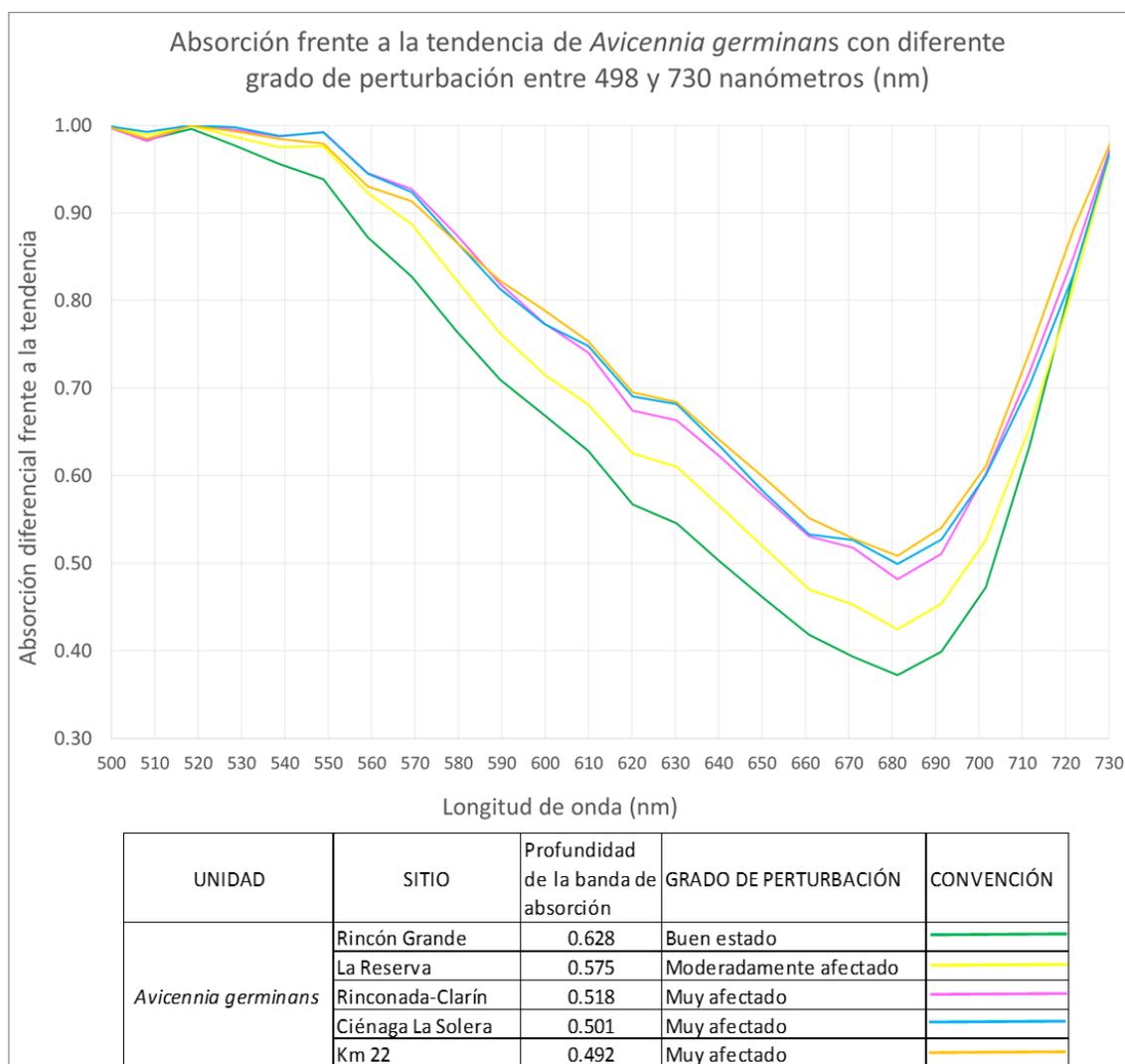


FIGURA 24. ABSORCIÓN DIFERENCIAL FRENTE A LA TENDENCIA *AVICENNIA GERMINANS*

Para la segunda unidad, *Laguncularia racemosa*, fueron seleccionadas muestras espectrales en los sitios Luna Sur, Luna 1, Ciénaga del muerto y Ciénaga del muerto 2. Los resultados arrojaron valores de profundidad de la banda de absorción entre 0.251 y 0.381 para la categoría “Muerto o defoliado” y 0.528 y 0.583 para las categorías “Muy afectado” y “moderadamente afectado” respectivamente, como se observa en la Figura 25.

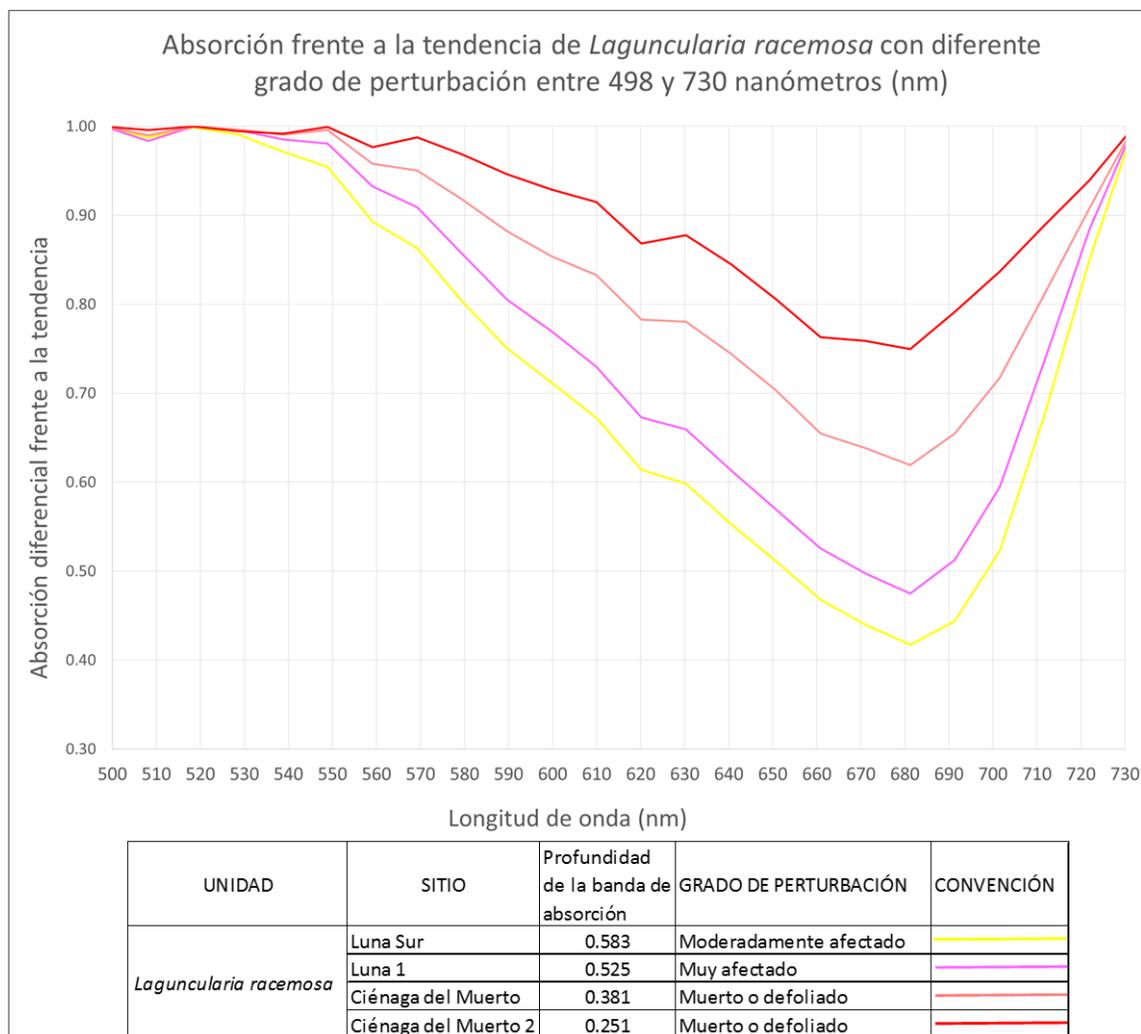


FIGURA 25. ABSORCIÓN DIFERENCIAL FRENTE A LA TENDENCIA *LAGUNCULARIA RACEMOSA*

4.2.6 Diferencias espectrales entre unidades de cobertura de la CGSM identificadas en imágenes Hyperion

Diferencias entre la reflectancia de los manglares y otras cubiertas vegetales a lo largo del espectro electromagnético

A continuación se presentan los resultados de la estimación de la diferencia espectral relativa entre las unidades de manglar y las otras cubiertas vegetales. Es necesario resaltar que el proceso de corrección atmosférica de las imágenes Hyperion presentó una subvaloración de los valores de reflectancia en la región del azul entre 400 y 478 nm, la cual se puede apreciar en las gráficas de firmas espectrales, y que se ve reflejada en las medidas de diferencia espectral relativa.

Diferencia espectral relativa entre Avicennia germinans y otras cubiertas vegetales

En la Figura 26 se puede apreciar que las mayores diferencias espectrales entre la clase *Avicennia germinans* y las otras cubiertas vegetales, sin incluir otros tipos de manglar, se presentan en la región del infrarrojo de onda corta 2 (SWIR 2), en longitudes de onda superiores a los 2000 nanómetros. En esta región del espectro electromagnético, la reflectancia tiende a ser menor a la de otras cubiertas vegetales entre un 100% y 400%, aproximadamente.

En la región del infrarrojo de onda corta 1 (SWIR 1), entre los 1500 y 1800 nm, la reflectancia de *Avicennia germinans* tiende a ser menor a la de otras cubiertas vegetales entre un 40% y 200%

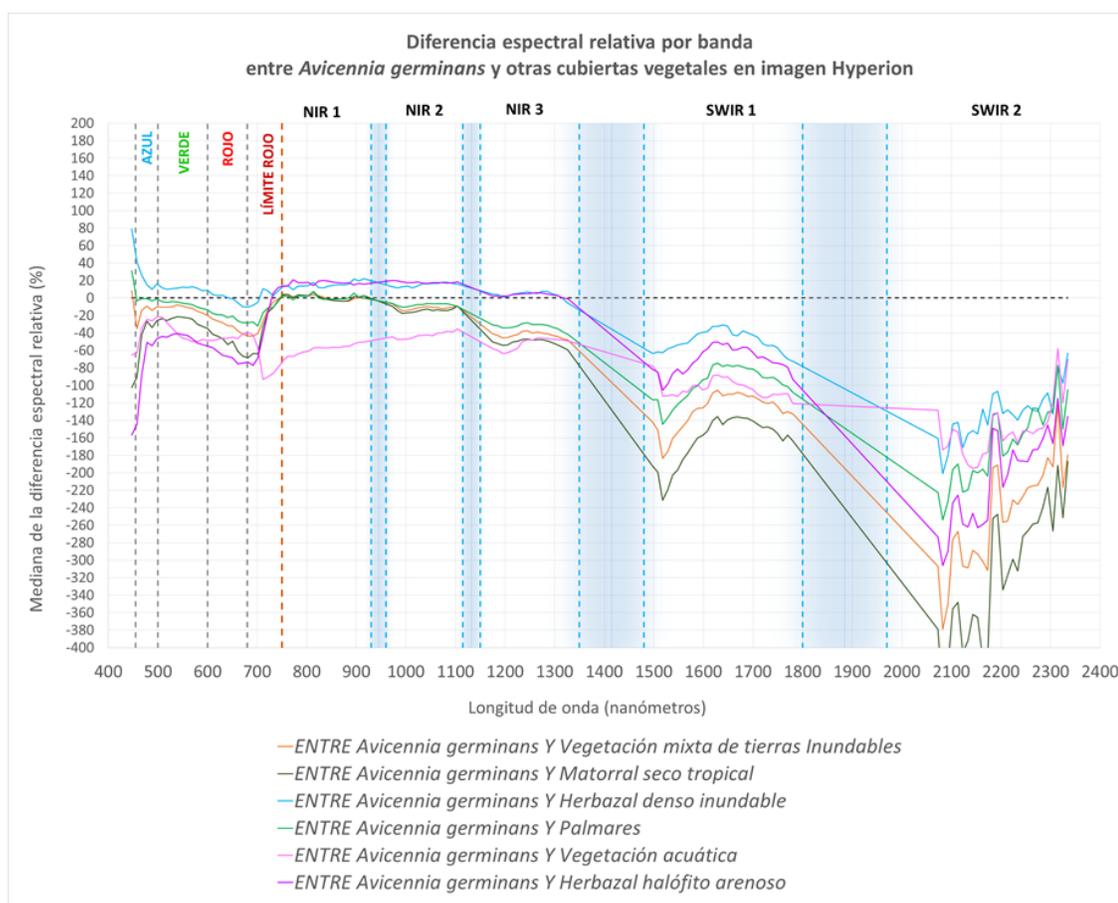


FIGURA 26. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* Y OTRAS CUBIERTAS VEGETALES EN IMAGEN HYPERION

En las regiones más altas del infrarrojo cercano, desde 1120 hasta 1350 nm, la reflectancia de *Avicennia germinans* tiende a ser menor a las unidades Matorral seco tropical, Vegetación acuática y Palmares, entre 30% y 60%. En esta región espectral, la diferencia de reflectancia entre *Avicennia germinans* y Vegetación acuática y Herbazal denso inundable tiende a cero.

Diferencia espectral relativa entre Laguncularia racemosa y otras cubiertas vegetales

En la Figura 27 se puede apreciar que las mayores diferencias de reflectancia entre *Laguncularia racemosa* y las otras unidades de cobertura, se encuentran en las regiones SWIR 2 y SWIR 1.

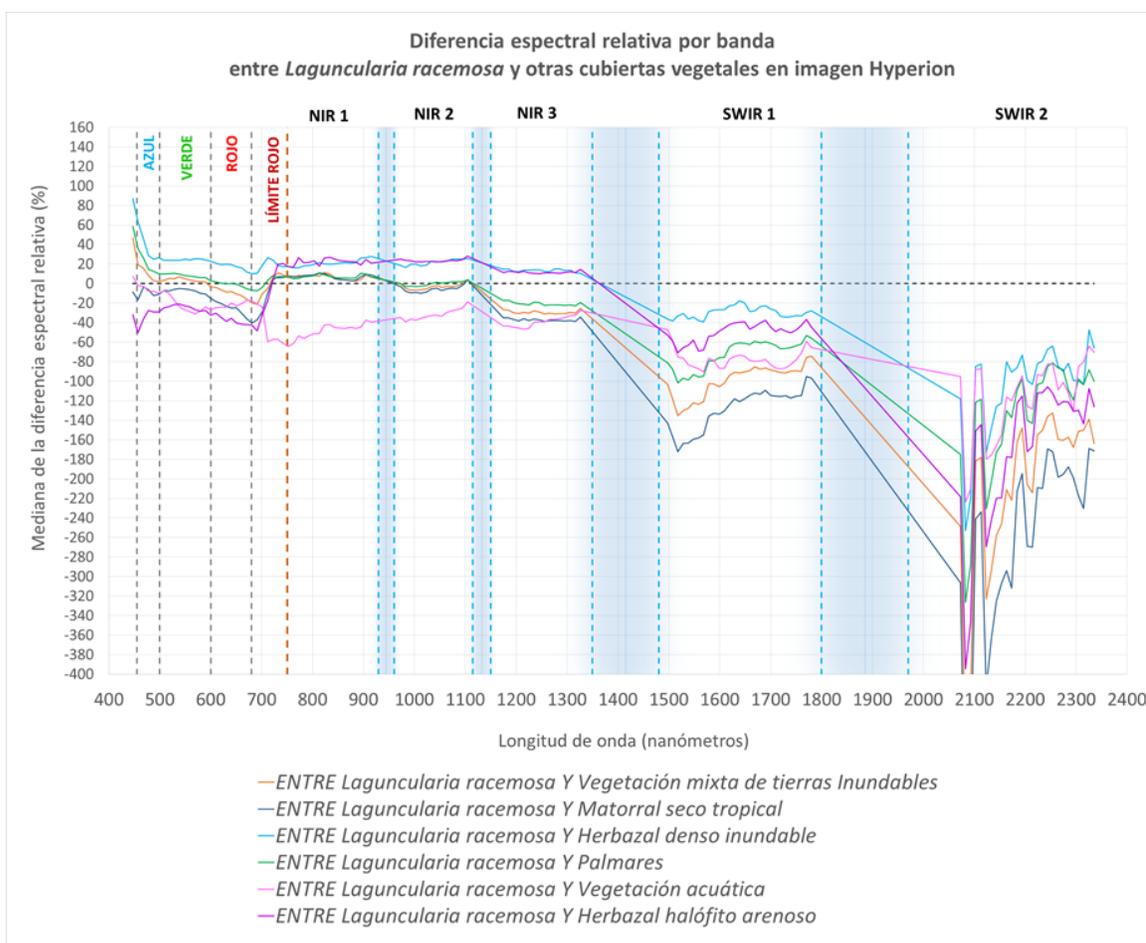


FIGURA 27. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS CUBIERTAS VEGETALES EN IMAGEN HYPERION

Diferencia espectral relativa entre *Rhizophora mangle* achaparrado y otras cubiertas vegetales

La Figura 28 muestra las principales zonas de diferencia porcentual en las regiones de SWIR 2, SWIR 1. En segundo lugar se encuentra el infrarrojo cercano y el espectro visible.

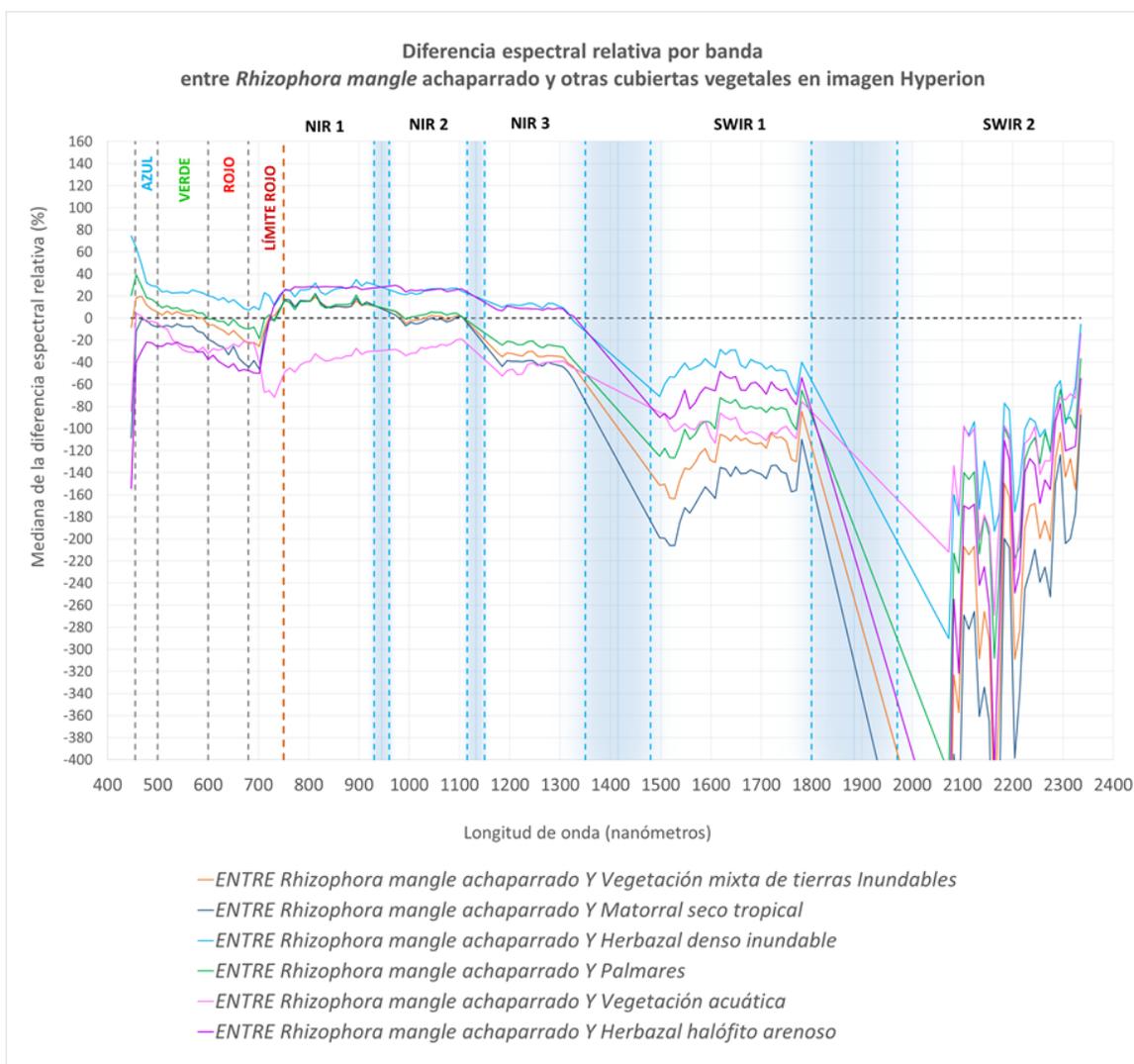


FIGURA 28. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTRAS CUBIERTAS VEGETALES EN IMAGEN HYPERION

Diferencias espectrales entre unidades de manglar a lo largo del espectro electromagnético

Diferencia espectral relativa entre Avicennia germinans y otros tipos de manglar con diferentes alturas

La Figura 29 muestra las diferencias porcentuales entre la unidad *Avicennia germinans* y otros tipos de manglar, estimadas con bosques de diferentes alturas y con un LAI de 3. Los resultados muestran que las mayores diferencias se encuentran en las regiones SWIR 2, SWIR 1 y límite rojo, seguidas por las bandas del espectro visible y NIR 3. Se puede notar también que las bandas de SWIR 2 tienen valores significativamente variables, lo que puede ser causado por la alta variabilidad de estas bandas causada por factores internos del instrumento.

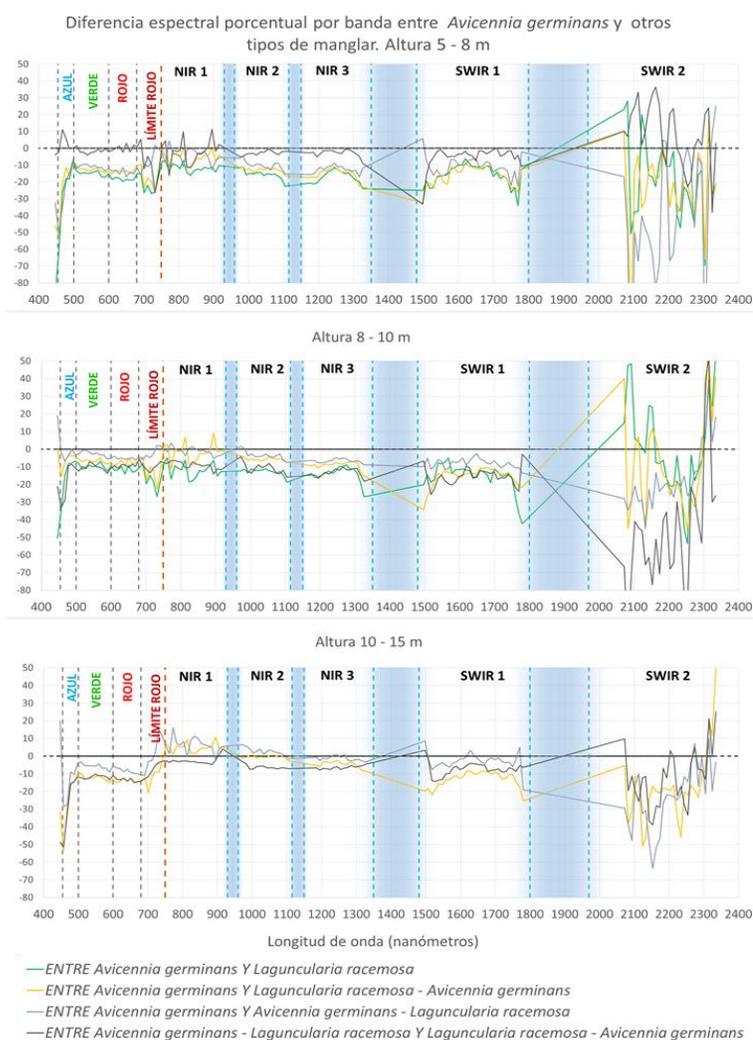


FIGURA 29. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* Y OTROS TIPOS DE MANGLAR CON DIFERENTES ALTURAS EN IMAGEN HYPERION

Diferencia espectral relativa entre *Laguncularia racemosa* y otros tipos de manglar con diferentes alturas

Las regiones con mayor diferencia *porcentual* entre *Laguncularia racemosa* y otros tipos de manglar se encuentra en SWIR 2, límite rojo y azul, como se observa en la Figura 30.

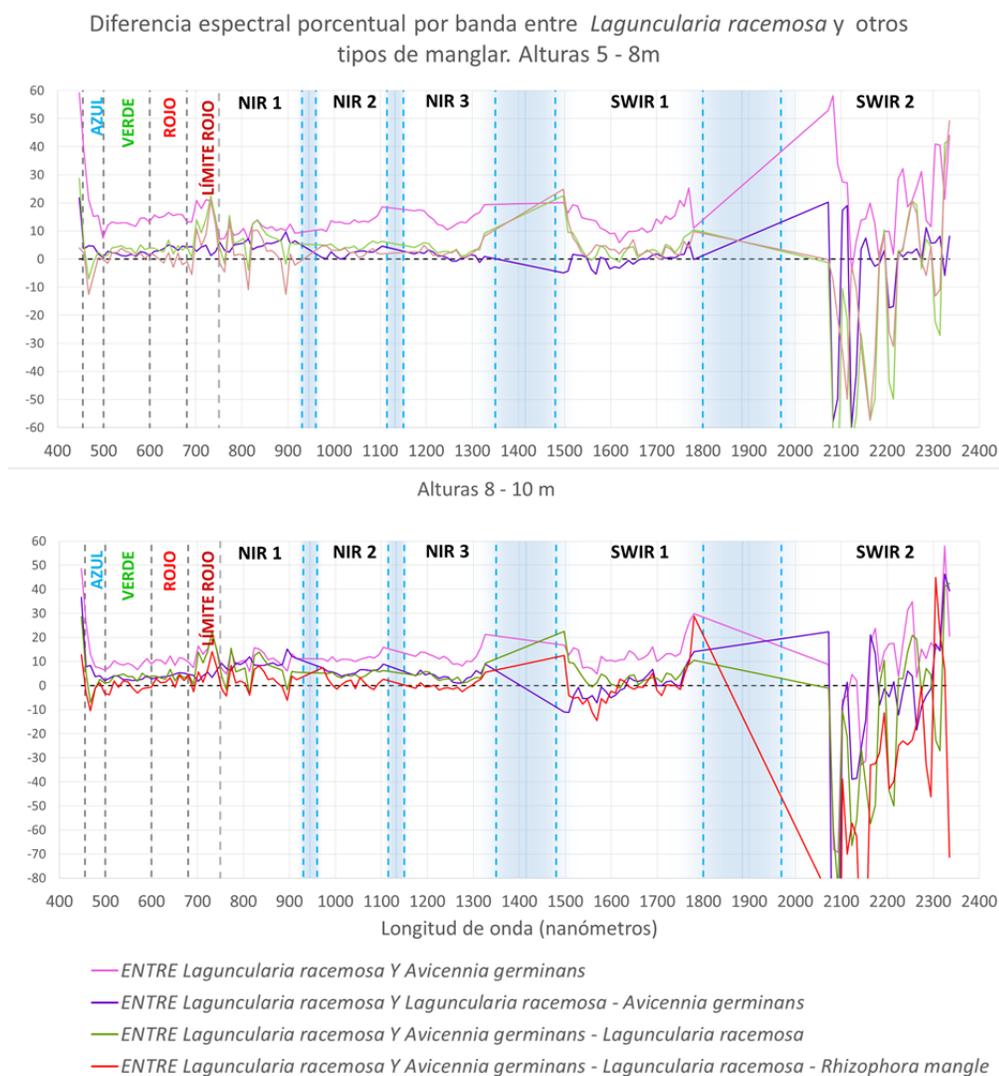


FIGURA 30. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTROS TIPOS DE MANGLAR CON DIFERENTES ALTURAS EN IMAGEN HYPERION

Diferencia espectral relativa entre *Rhizophora mangle* achaparrado y otros tipos de manglar

Las diferencias espectrales para *Rhizophora mangle* achaparrado fueron mayores en la región de SWIR 2 y NIR 1 como se puede observar en la Figura 31.

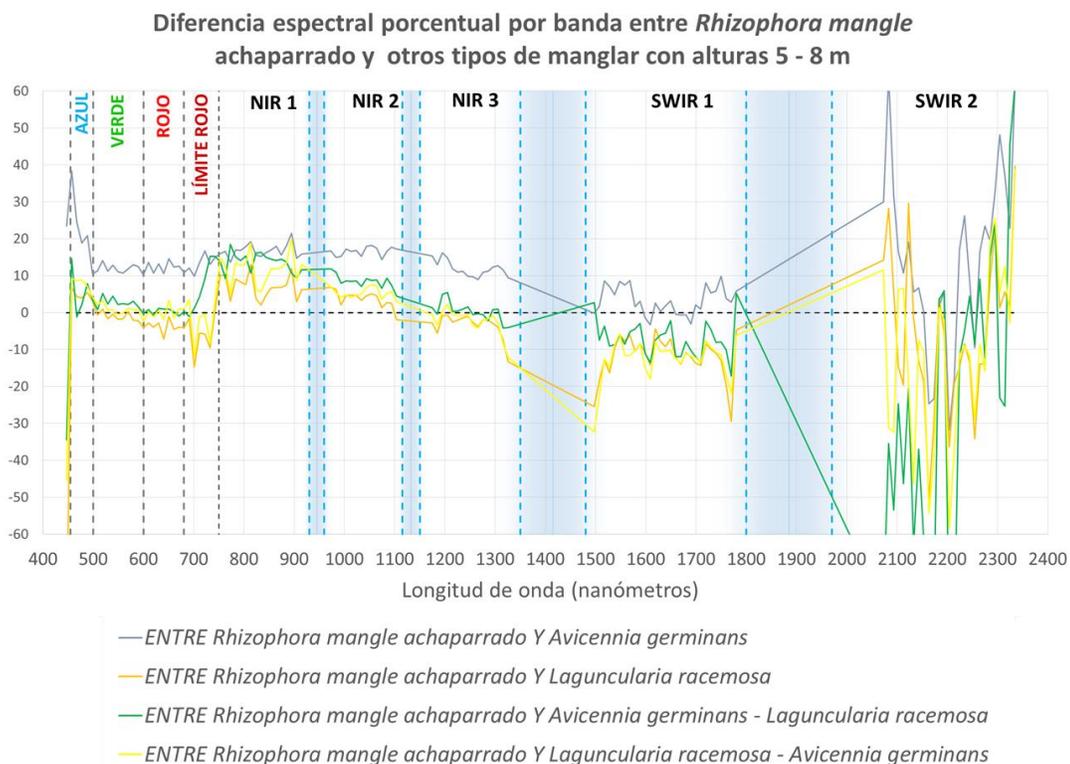


FIGURA 31. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTROS TIPOS DE MANGLAR EN IMAGEN HYPERION

Diferencia espectral relativa entre unidades de manglar compuestas con diferentes alturas

Las principales diferencias entre unidades compuestas de manglar de encontraron en SWIR 2 y límite rojo como se aprecia en la Figura 32.

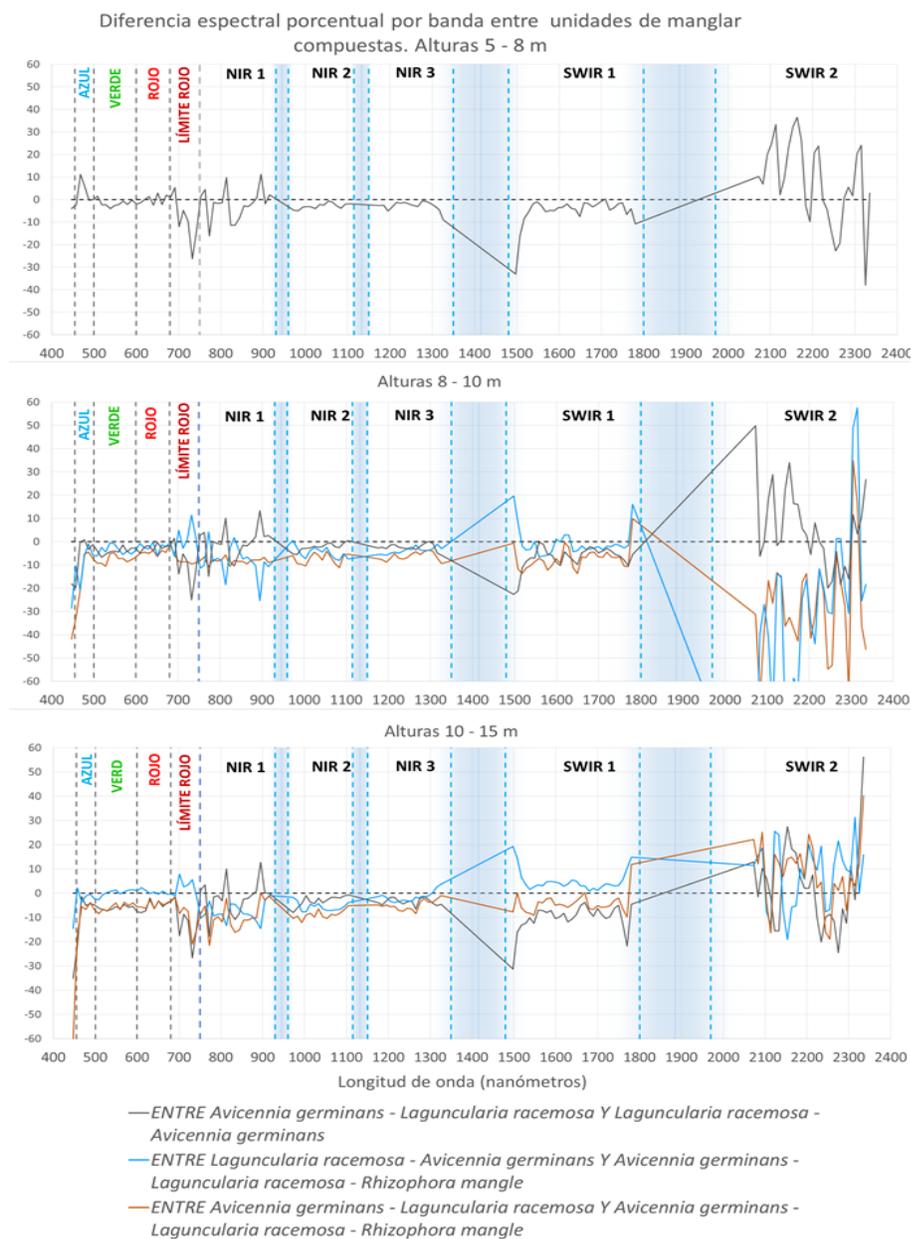


FIGURA 32. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE UNIDADES DE MANGLAR COMPUESTAS CON DIFERENTES ALTURAS EN IMAGEN HYPERION

4.2.7 Identificación de regiones del espectro electromagnético para diferenciación de unidades de manglar

Los resultados de aplicar el algoritmo BandMax para identificación de bandas o regiones espectrales que permitan una mejor diferenciación de unidades de cobertura son congruentes con los rangos del espectro identificados en las gráficas de diferencia porcentual, resaltando las regiones del infrarrojo de onda corta y el espectro visible. La Tabla 24 muestra los resultados para subconjuntos de 10 a 60 bandas.

TABLA 24. REGIONES DEL ESPECTRO ELECTROMAGNÉTICO PARA DIFERENCIACIÓN DE UNIDADES DE MANGLAR

REGIÓN	NÚMERO DE BANDAS						PROMEDIO
	10	20	30	40	50	60	
PORCENTAJE DE BANDAS SELECCIONADAS (%)							
AZUL	10	5	3	5	8	7	6
VERDE	40	45	30	23	18	15	28
ROJO	0	10	17	13	10	8	10
LÍMITE ROJO	0	0	3	5	4	3	3
NIR	0	0	0	0	0	0	0
SWIR1	40	25	27	28	26	22	28
SWIR2	10	15	20	28	34	45	25

Se puede resaltar que la mayoría de bandas seleccionadas estuvo en SWIR-1, verde y SWIR-2. El algoritmo no identificó ninguna banda del infrarrojo cercano como relevante para diferenciación de manglar.

4.2.8 Ángulo espectral (SAM) entre unidades de cobertura en imágenes Hyperion

Fue estimado el ángulo espectral entre unidades de cobertura a partir de los perfiles espectrales obtenidos en la imagen original y la corregida de los efectos de ruido espectral.

Ángulo Espectral entre *Avicennia germinans* y otras coberturas

Los resultados de la Tabla 25 muestran que la unidad con dominio de *Avicennia germinans* presenta un ángulo espectral promedio de 3.32 entre muestras de esta misma unidad obtenidas de la imagen Hyperion sin aplicar el filtro espectral, y de 2.74 con la imagen aplicando el filtro espectral entre bandas. La desviación estándar para muestras de la misma especie fue de 0.71 para la imagen original y de 0.76 para la imagen con el filtro espectral.

Con respecto a las otras unidades de manglar en orden de similitud con esta unidad, se encuentra la unidad compuesta por *Avicennia germinans* - *Laguncularia racemosa* - *Rhizophora mangle*, con un ángulo espectral de 3.35 en la imagen original y de 2.8 en la imagen ajustada por ruido espectral. Con respecto a los otros tipos de cobertura, la unidad más cercana es Vegetación acuática, con un ángulo de 7.69 en la imagen original y de 7.53 en la imagen ajustada con el filtro espectral.

TABLA 25. ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* Y OTRAS COBERTURAS

CLASE GENERAL	UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN HYPERION	HYPERION ORIGINAL		HYPERION CON FILTRO ESPECTRAL	
		ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL	ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL
	<i>Avicennia germinans</i>	3.32	0.71	2.74	0.76
	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	3.35	0.69	2.80	0.78
Manglar	<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	3.39	0.76	2.93	0.73
	<i>Laguncularia racemosa</i>	3.58	0.93	3.09	0.99
	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	3.85	0.68	3.39	0.71

	<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	4.43	0.88	3.86	0.96
Vegetación aledaña al manglar	Vegetación acuática	7.69	2.46	7.53	2.51
	Herbazal inundable	9.28	1.58	9.02	1.63
	Palmares	12.85	1.73	12.72	1.75
	Vegetación mixta de tierras Inundables	16.00	2.33	15.90	2.35
	Herbazal halófito arenoso	16.97	1.81	16.85	1.83
	Matorral seco tropical	18.92	1.59	18.84	1.59

Ángulo Espectral entre *Laguncularia racemosa* y otras coberturas

La case *Laguncularia racemosa* presenta un ángulo espectral entre perfiles de la misma especie de 2.86 y 2.30 para la imagen original y ajustada por el filtro espectral respectivamente. Los ángulos espectrales obtenidos con respecto a las unidades más cercana *Avicennia germinans* - *Laguncularia racemosa* - *Rhizophora mangle* fueron 3.65 y 3.11 para las imágenes original y ajustada por filtro espectral, respectivamente. La unidad de coberturas diferentes al manglar con ángulo espectral más cercano fue Vegetación acuática con 7.31 y 7.12, como se observa en la Tabla 26.

TABLA 26. ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS COBERTURAS

CLASE GENERAL	UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN HYPERION	HYPERION ORIGINAL		HYPERION CON FILTRO ESPECTRAL	
		ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL	ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL
	<i>Laguncularia racemosa</i>	2.86	0.86	2.30	0.94
Manglar	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	3.65	0.34	3.11	0.40
	<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	3.72	0.66	3.07	0.72
	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	3.75	0.50	3.10	0.53

	<i>Avicennia germinans</i>	3.97	0.56	3.44	0.62
	<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	4.22	0.75	3.75	0.73
Vegetación aledaña al manglar	Vegetación acuática	7.31	1.94	7.12	1.97
	Herbazal inundable	8.52	1.43	8.25	1.47
	Palmares	11.95	1.71	11.81	1.73
	Vegetación mixta de tierras Inundables	15.10	2.33	14.98	2.35
	Herbazal halófito arenoso	15.64	1.83	15.49	1.86
	Matorral seco tropical	17.94	1.56	17.84	1.56

Ángulo Espectral entre *Rhizophora mangle* achaparrado y otras coberturas

La unidad *Rhizophora mangle* achaparrado generó ángulos espectrales menores a las otras especies de 2.35 en la imagen original y 1.82 en la imagen ajustada con el filtro espectral. Nuevamente la cobertura diferente a manglar más cercana fue Vegetación acuática. Los resultados se encuentran en la Tabla 27.

TABLA 27. ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTRAS COBERTURAS

CLASE GENERAL	UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN HYPERION	HYPERION ORIGINAL		HYPERION CON FILTRO ESPECTRAL	
		ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL	ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL
	<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	2.35	0.52	1.82	0.45
	<i>Avicennia germinans</i>	4.09	0.97	3.54	1.02
Manglar	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	4.38	0.90	3.89	1.01
	<i>Laguncularia racemosa</i>	4.52	1.06	4.00	1.13
	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	4.91	0.89	4.58	0.94
	<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	5.83	1.07	5.27	1.15

Vegetación aledaña al manglar	Vegetación acuática	8.28	2.24	8.10	2.28
	Herbazal inundable	10.46	1.81	10.17	1.85
	Palmares	14.61	1.70	14.45	1.72
	Vegetación mixta de tierras Inundables	17.68	2.27	17.57	2.29
	Herbazal halófito arenoso	17.82	1.92	17.70	1.94
	Matorral seco tropical	20.57	1.56	20.47	1.56

Ángulo Espectral entre *Avicennia germinans* con *Laguncularia racemosa* y otras coberturas

La unidad *Avicennia germinans* combinada con *Laguncularia racemosa* presentó un ángulo espectral promedio de 2.58 (imagen original) y 2.09 (imagen con filtro espectral) entre individuos de esta misma unidad. La unidad de manglar más cercana fue la compuesta por las tres especies *Avicennia germinans* - *Laguncularia racemosa* - *Rhizophora mangle*. La unidad de otras coberturas más cercana fue vegetación acuática. Los resultados se pueden observar en la Tabla 28.

TABLA 28. ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* EN ASOCIACIÓN CON *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS COBERTURAS

CLASE GENERAL	UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN HYPERION	HYPERION ORIGINAL		HYPERION CON FILTRO ESPECTRAL	
		ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR ÁNGULO ESPECTRAL	ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL
Manglar	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	2.58	0.68	2.09	0.70
	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	3.59	0.90	3.00	0.83
	<i>Laguncularia racemosa</i>	3.93	0.79	3.23	0.87
	<i>Avicennia germinans</i>	4.33	0.85	3.77	0.87

	<i>Laguncularia racemosa - Avicennia germinans</i>	4.34	0.51	3.45	0.58
	<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	4.78	0.86	4.45	0.86
Vegetación aledaña al manglar	Vegetación acuática	7.76	1.88	7.54	1.96
	Herbazal inundable	8.58	1.23	8.15	1.31
	Palmares	11.33	1.64	11.09	1.68
	Vegetación mixta de tierras Inundables	14.30	2.28	14.14	2.31
	Herbazal halófito arenoso	15.11	1.77	14.98	1.79
	Matorral seco tropical	17.18	1.57	17.03	1.58

Ángulo Espectral entre *Laguncularia racemosa* con *Avicennia germinans* y otras coberturas

Resultados similares a los anteriores, con un ángulo espectral promedio de la misma unidad de 3.2 y de 3.41 para la unidad de manglar más cercana, tomando como fuente la imagen original. Los valores correspondientes para la imagen ajustada por el filtro espectral fueron de 2.52 y 2.83, como se observa en la Tabla 29.

TABLA 29. ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* EN ASOCIACIÓN CON *AVICENNIA GERMINANS* Y OTRAS COBERTURAS

CLASE GENERAL	UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN HYPERION	HYPERION ORIGINAL		HYPERION CON FILTRO ESPECTRAL	
		ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL	ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL
Manglar	<i>Laguncularia racemosa - Avicennia germinans</i>	3.20	0.68	2.52	0.77
	<i>Laguncularia racemosa</i>	3.41	0.93	2.83	1.03
	<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa</i>	3.89	0.60	3.12	0.63

	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	3.95	0.34	3.37	0.43
	<i>Avicennia germinans</i>	4.53	0.72	4.00	0.83
	<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	5.44	0.86	5.00	0.84
Vegetación aledaña al manglar	Vegetación acuática	7.45	1.86	7.23	1.88
	Herbazal inundable	7.90	1.28	7.63	1.33
	Palmares	10.74	1.69	10.59	1.71
	Vegetación mixta de tierras Inundables	13.91	2.33	13.79	2.35
	Herbazal halófito arenoso	14.84	1.76	14.67	1.79
	Matorral seco tropical	16.70	1.58	16.62	1.58

Ángulo Espectral entre *Avicennia germinans* - *Laguncularia racemosa* - *Rhizophora mangle* y otras coberturas

Los perfiles de la misma unidad presentaron un ángulo espectral de 2.99 y 2.42 en las imágenes original y ajustada por filtro espectral, respectivamente. La unidad de otras coberturas más cercana fue vegetación acuática con ángulo espectral de 7.82 (imagen original) y 7.63 (imagen ajustada por filtro espectral). La Tabla 30 muestra los resultados.

TABLA 30. ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* - *LAGUNCULARIA RACEMOSA* - *RHIZOPHORA MANGLE* Y OTRAS COBERTURAS

CLASE GENERAL	UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN HYPERION	HYPERION ORIGINAL		HYPERION CON FILTRO ESPECTRAL	
		ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL	ÁNGULO ESPECTRAL PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR DEL ÁNGULO ESPECTRAL
Manglar	<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	2.99	0.47	2.42	0.54

		<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia</i> <i>racemosa</i>	3.36	0.68	2.83	0.71
		<i>Laguncularia</i> <i>racemosa</i>	3.54	0.87	3.01	0.93
		<i>Avicennia germinans</i>	3.68	0.62	3.13	0.65
		<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	3.98	0.86	3.57	0.85
		<i>Laguncularia</i> <i>racemosa</i> - <i>Avicennia</i> <i>germinans</i>	4.09	0.77	3.44	0.83
		Vegetación acuática	7.82	2.28	7.64	2.33
		Herbazal inundable	9.04	1.43	8.75	1.48
		Palmares	12.22	1.70	12.07	1.72
Vegetación aledaña manglar	al	Vegetación mixta de tierras Inundables	15.31	2.30	15.20	2.32
		Herbazal halófito arenoso	16.29	1.78	16.16	1.81
		Matorral seco tropical	18.20	1.61	18.11	1.60

4.3 FIRMAS ESPECTRALES EN IMÁGENES SENTINEL-2

4.3.1 Firmas espectrales de las unidades de cobertura de la CGSM obtenidos en imágenes Sentinel-2

Al igual que en las firmas hiperespectrales, los perfiles multispectrales obtenidos del sensor MSI de los satélites Sentinel-2 muestran que las unidades de cobertura de manglar tienen una reflectancia inferior a la de las otras cubiertas vegetales en las regiones SWIR2, SWIR1 como se observa en la Figura 33. De manera similar la reflectancia de las unidades *Rhizophora mangle* achaparrado y *Avicennia germinans* fue inferior a la de las otras coberturas, especialmente en la región del rojo y límite rojo. Para estas mismas unidades de manglar las diferencias de reflectancia en los rangos del azul y verde fueron similares a las de las clases Vegetación mixta de tierras Inundables y Herbazal denso inundable.

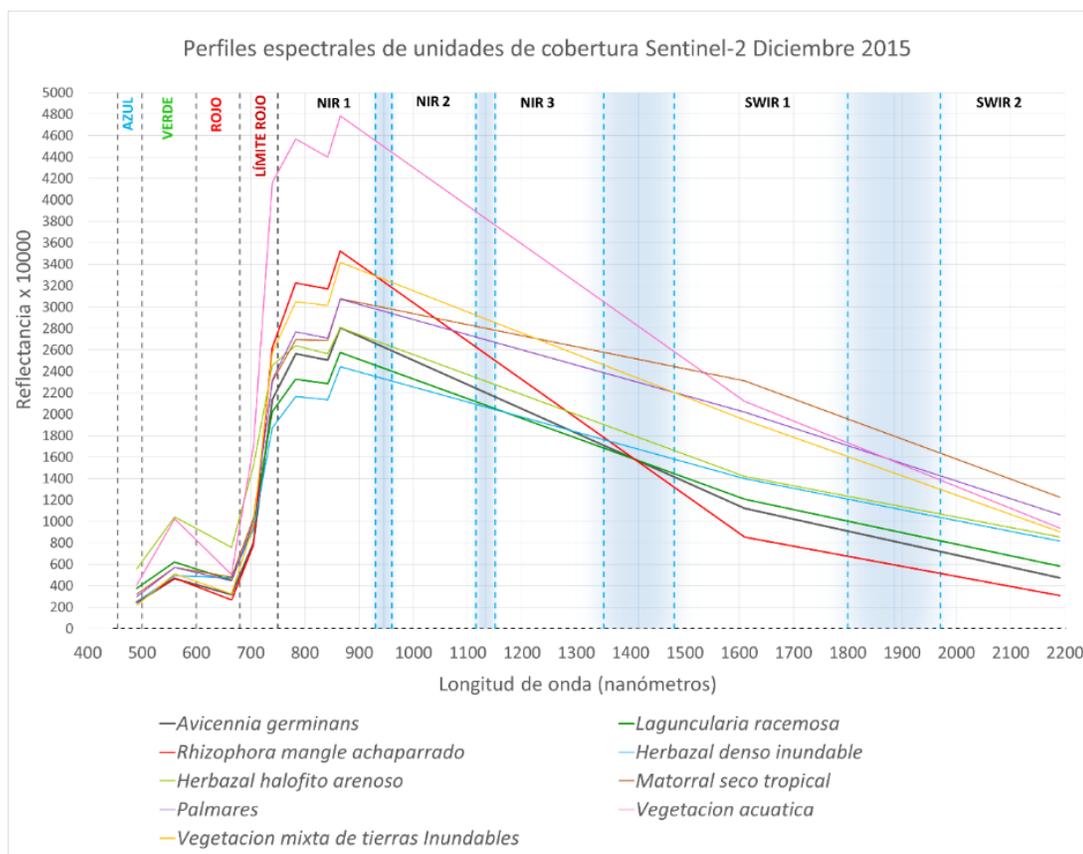


FIGURA 33. FIRMAS ESPECTRALES DE UNIDADES DE COBERTURA VEGETAL EN IMÁGENES SENTINEL2

Se puede resaltar la alta respuesta espectral de la clase Vegetación acuática en el espectro visible, pero especialmente en el infrarrojo cercano NIR1.

La unidad de manglar *Laguncularia racemosa* presentó niveles de reflectancia similares a las de las clases Vegetación acuática, Palmares, Matorral seco tropical y Herbazal denso inundable en la región del rojo.

Se observa una alta variación de los niveles de reflectancia en la región del infrarrojo cercano para todas las coberturas.

La Figura 34 muestra que el comportamiento espectral de las unidades compuestas por varias especies de manglar, se asemeja al de las unidades monoespecíficas en la región de SWIR 1 y SWIR 2, exceptuando la clase *Rhizophora mangle* achaparrado.

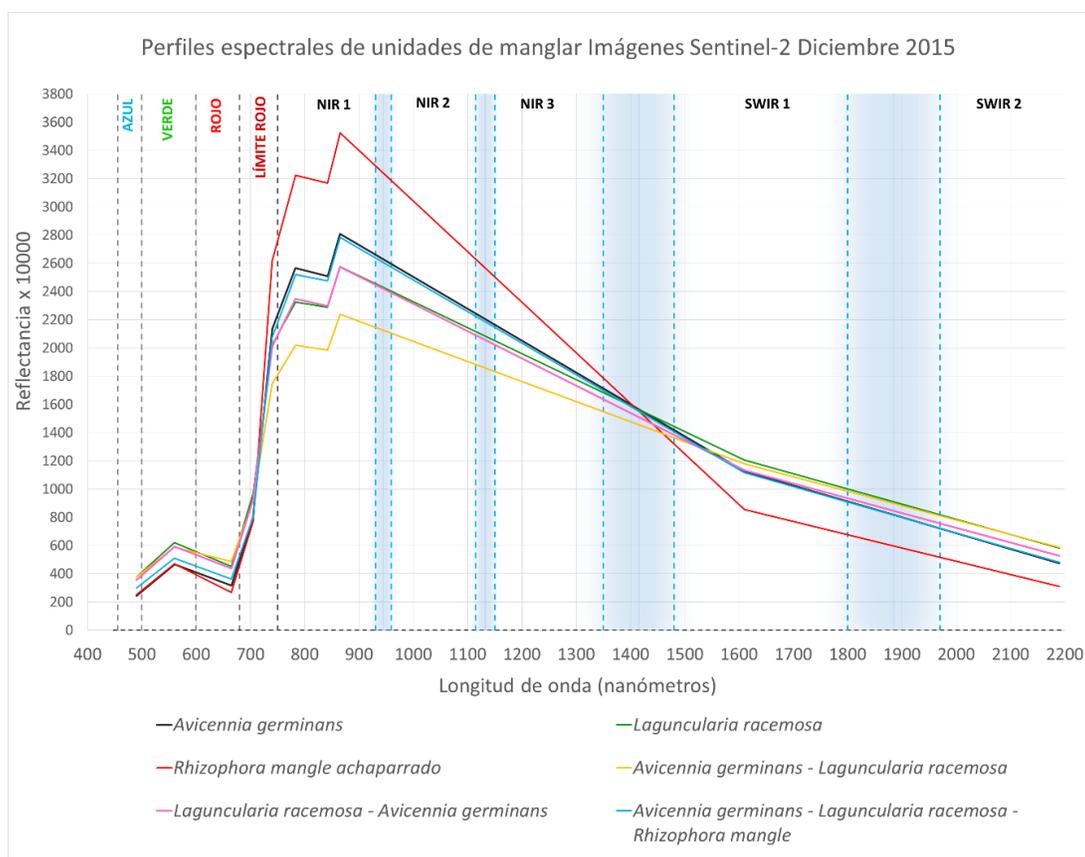


FIGURA 34. FIRMAS ESPECTRALES DE UNIDADES DE MANGLAR EN IMÁGENES SENTINEL-2

4.3.2 Diferencia espectral relativa en imágenes Sentinel-2

La Figura 35 muestra la diferencia espectral relativa entre las principales unidades de manglar y otras cubiertas vegetales, con las mayores diferencias en el espectro visible y el infrarrojo de onda corta 2.

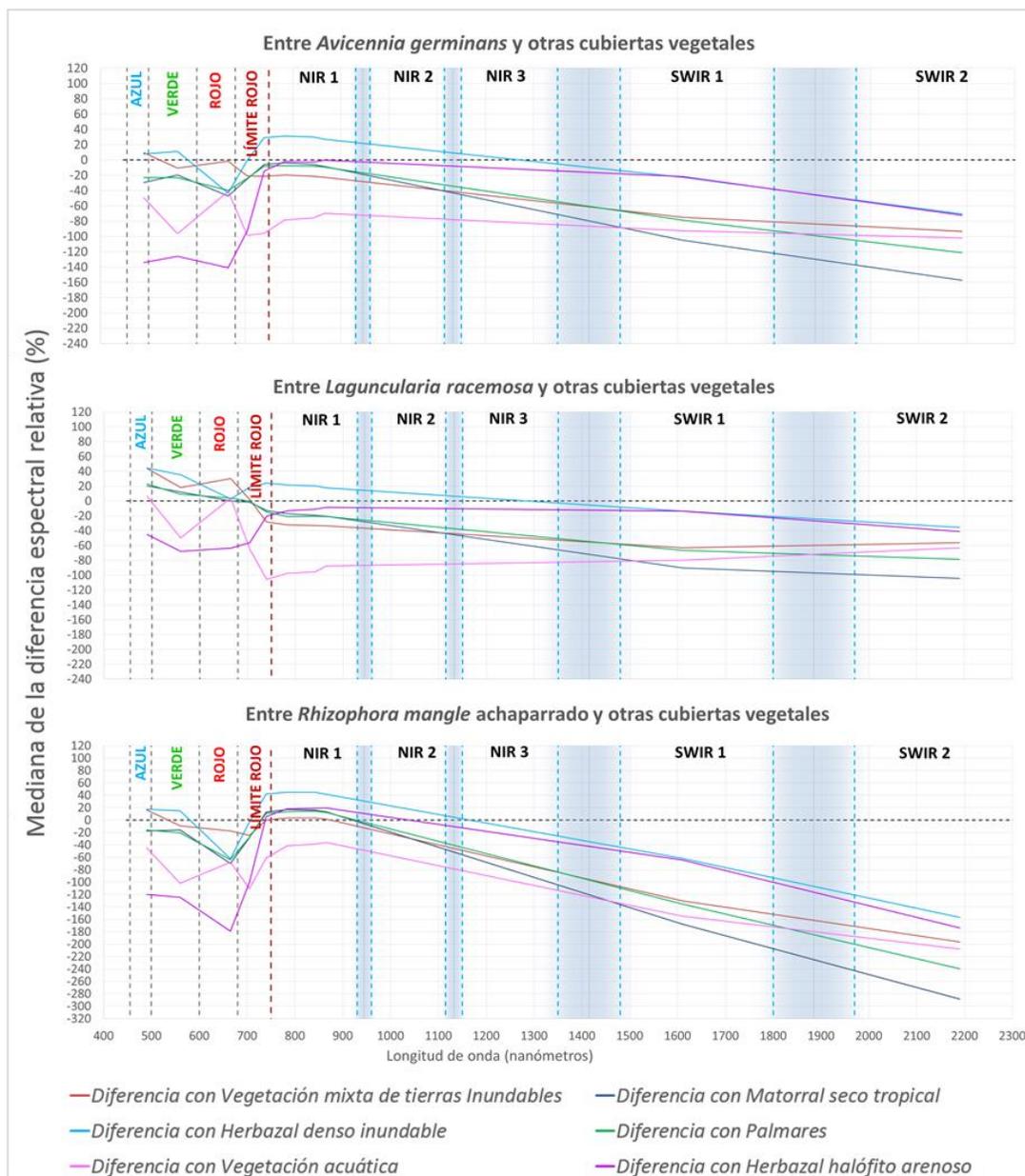


FIGURA 35. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE UNIDADES DE MANGLAR Y OTRAS CUBIERTAS VEGETALES EN IMAGEN SENTINEL-2 DICIEMBRE DE 2015

4.3.3 Distancia y ángulo espectral entre unidades de cobertura en imágenes Sentinel-2

Fueron estimados la distancia y el ángulo espectral entre unidades de cobertura a partir de los perfiles espectrales obtenidos en la imagen Sentinel-2 de diciembre de 2015, inicialmente con todas las bandas y posteriormente en subconjuntos seleccionados teniendo en cuenta las regiones del espectro en las que más Diferencia espectral relativa se encontraron en las firmas espectrales detalladas.

Las tablas presentadas contienen información de la media y desviación estándar (S.D.) de las medidas de distancia y ángulo espectral, entre la firma espectral promedio de la unidad evaluada y cada uno de los píxeles de las unidades de cobertura comparadas. También se indica la posición que ocupan las coberturas con respecto a la unidad evaluada, según la distancia y el ángulo espectral promedio, siendo la posición 1, correspondiente a la misma unidad evaluada.

Distancia y ángulo espectral entre *Avicennia germinans* y otras coberturas

Tomando en cuenta las imágenes con todas las bandas, se puede resaltar que la distancia espectral entre unidades de manglar es inferior a la estimada con otras coberturas, en la mayoría de los casos, a excepción de la clase “palmares”. Si el parámetro de diferenciación es el ángulo espectral, la categoría Vegetación acuática aparece más cercana que algunas unidades de manglar como *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* combinada con *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* achaparrado. La Tabla 31 muestra los resultados.

TABLA 31. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN SENTINEL-2 CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>AVICENNIA GERMINANS</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
<i>Avicennia germinans</i>	363	231	1	2.44	1.47	1
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	575	303	2	4.69	2.22	3
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	597	301	3	3.75	1.88	2

<i>Laguncularia racemosa</i>	676	289	4	5.57	2.62	5
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	1095	571	5	8.36	4.90	8
Palmares	1288	257	6	9.28	4.29	9
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	1347	289	7	6.13	0.83	6
Herbazal halófito arenoso	1410	133	8	11.78	2.64	11
Matorral seco tropical	1500	245	9	12.13	1.47	12
Vegetación mixta de tierras Inundables	1519	346	10	6.38	2.47	7
Herbazal denso inundable	1767	504	11	9.92	2.63	10
Vegetación acuática	4453	1288	12	5.16	2.67	4

Al eliminar las bandas del infrarrojo cercano, enfocándose solo en las bandas que presentan mayores diferencias porcentuales según los perfiles hiperespectrales, los valores de distancia y el ángulo espectral permiten diferenciar de manera más acertada todas las especies de manglar de las demás cubiertas vegetales, con un gradiente alrededor de 400 para la distancia y de 8 grados para el ángulo espectral, como lo muestra la Tabla 32.

TABLA 32. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* Y OTRAS COBERTURAS CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARRAJO DE ONDA CORTA

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN SENTINEL-2 CON LAS BANDAS DEL ESPECTRO VISIBLE Y SWIR 1 Y 2	FIRMA ESPECTRAL DE <i>AVICENNIA GERMINANS</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
<i>Avicennia germinans</i>	137	90	1	3.30	1.62	1
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	162	72	2	3.91	1.23	2
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	239	82	3	7.09	2.26	4
<i>Laguncularia racemosa</i>	290	90	4	6.71	2.27	3
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	316	146	5	7.64	2.85	6
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	323	59	6	7.63	1.67	5
Herbazal denso inundable	485	223	7	9.81	0.95	9
Vegetación mixta de tierras Inundables	942	171	8	10.52	2.12	10

Herbazal halófito arenoso	955	157	9	17.44	6.86	12
Palmares	1081	311	10	9.28	1.83	7
Vegetación acuática	1378	490	11	9.41	6.37	8
Matorral seco tropical	1402	187	12	11.03	1.22	11

Se puede resaltar que la posición de las unidades de cobertura varía entre la distancia y el ángulo espectral, por ejemplo la unidad *Laguncularia racemosa* es más cercana a la unidad evaluada *Avicennia germinans* si se toma como referencia el ángulo espectral (posición 3) en lugar de la distancia espectral (posición 4).

Distancia y ángulo espectral entre *Laguncularia racemosa* y otras coberturas

Tomando como referencia la firma espectral promedio de la unidad *Laguncularia racemosa*, la distancia y ángulo espectral promedio con respecto a los pixeles de la misma unidad, son mayores a las de la clase *Laguncularia racemosa* combinada con *Avicennia germinans*. Es importante resaltar que los valores de distancia y ángulo espectral promedio son muy cercanos en estas dos primeras clases, lo que puede generar dificultad en procesos de diferenciación. La unidad *Rhizophora mangle* achaparrado presenta distancia y ángulo espectral mayores al de varias unidades de cobertura diferentes a manglar, entre ellas, Herbazal halófito arenoso, Palmares, Herbazal denso inundable, Matorral seco tropical y Vegetación mixta de tierras Inundables.

TABLA 33. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN SENTINEL-2 CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>LAGUNCULARIA RACEMOSA</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
	<i>Laguncularia racemosa - Avicennia germinans</i>	405	256	1	3.04	1.74
<i>Laguncularia racemosa</i>	462	221	2	3.10	1.14	2
<i>Avicennia germinans</i>	645	245	3	5.42	1.60	5
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa</i>	709	517	4	4.77	4.36	3

<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa</i>	715	348	5	5.13	2.21	4
- <i>Rhizophora mangle</i>						
Herbazal halófito arenoso	1268	257	6	7.65	2.81	9
Palmares	1379	236	7	7.97	3.21	10
Herbazal denso inundable	1499	733	8	7.38	1.76	8
Matorral seco tropical	1515	272	9	10.01	1.12	11
Vegetación mixta de tierras Inundables	1758	445	10	6.92	1.20	7
<i>Rhizophora mangle achaparrado</i>	1806	284	11	10.39	0.84	12
Vegetación acuática	4751	1287	12	6.33	1.56	6

Al eliminar las bandas del infrarrojo cercano dejando las del espectro visible en combinación con el infrarrojo de onda corta SWIR1 y SWIR2, la distancia y ángulo espectral entre unidades de manglar, presentándose un gradiente aproximado de 400 en distancia y 9 grados en ángulo. También se puede observar que la unidad evaluada *Laguncularia racemosa* queda en primera posición tanto en distancia como en ángulo espectral.

TABLA 34. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS COBERTURAS CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARRJO DE ONDA CORTA

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN SENTINEL-2 CON LAS BANDAS DEL ESPECTRO VISIBLE Y SWIR 1 Y 2	FIRMA ESPECTRAL DE <i>LAGUNCULARIA RACEMOSA</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D	Posición / Ángulo
<i>Laguncularia racemosa</i>	106	48	1	2.48	1.23	1
<i>Laguncularia racemosa - Avicennia germinans</i>	142	82	2	2.67	1.70	2
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa</i>	160	117	3	3.40	2.30	3
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa - Rhizophora mangle</i>	244	105	4	4.36	1.07	4
<i>Rhizophora mangle achaparrado</i>	521	62	7	6.36	0.88	5
<i>Avicennia germinans</i>	309	99	5	7.17	2.81	6
Herbazal denso inundable	424	154	6	11.64	2.66	7

Herbazal halófito arenoso	710	149	8	11.90	6.19	8
Vegetación acuática	1210	473	11	12.91	4.62	9
Palmares	954	287	10	14.10	1.62	10
Matorral seco tropical	1269	170	12	15.86	1.67	11
Vegetación mixta de tierras Inundables	856	164	9	16.36	2.12	12

Distancia y ángulo espectral entre *Rhizophora mangle* achaparrado y otras coberturas

Al tomar como referencia la firma espectral promedio de la unidad *Rhizophora mangle* achaparrado, los valores de distancia y ángulo espectral entre esta unidad y los otros tipos de manglar son mayores al de algunas unidades diferentes al manglar como Vegetación mixta de tierras Inundables y Palmares entre otros.

TABLA 35. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN SENTINEL-2 CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>RHIZOPHORA MANGLE</i> ACHAPARRADO					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D	Posición / Ángulo
	<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	319	164	1	1.65	0.77
<i>Avicennia germinans</i>	1317	373	2	6.21	2.29	2
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	1393	630	3	6.87	3.64	3
Vegetación mixta de tierras Inundables	1409	238	4	11.58	2.78	7
Palmares	1667	468	5	14.86	4.43	9
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	1721	420	6	9.35	2.63	5
<i>Laguncularia racemosa</i>	1780	475	7	10.62	2.83	6
Herbazal halófito arenoso	1863	329	8	15.97	2.14	11
Matorral seco tropical	1994	172	9	17.77	1.52	12
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	2358	591	10	13.57	4.99	8
Herbazal denso inundable	2693	431	11	15.28	3.48	10
Vegetación acuática	3496	1220	12	8.94	2.46	4

Al seleccionar solo las bandas del espectro visible y las de infrarrojo de onda corta, se logra diferenciar las unidades de manglar de las otras cubiertas vegetales. También se puede observar que los ángulos espectrales entre la unidad analizada y los otros tipos de manglar son mayores cuando se toma como referencia otras unidades de manglar.

TABLA 36. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTRAS COBERTURAS CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARRJO DE ONDA CORTA

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN SENTINEL-2 CON LAS BANDAS DEL ESPECTRO VISIBLE Y SWIR 1 Y 2	FIRMA ESPECTRAL DE <i>RHIZOPHORA MANGLE</i> ACHAPARRADO					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D	Posición / Ángulo
	<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	67	31	1	1.90	0.89
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	333	148	2	5.49	1.92	2
<i>Avicennia germinans</i>	338	131	3	7.86	2.73	5
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	432	110	4	5.71	1.88	3
<i>Laguncularia racemosa</i>	525	91	5	6.31	1.44	4
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	537	167	6	7.86	2.47	6
Herbazal denso inundable	779	212	7	15.55	2.36	9
Herbazal halófito arenoso	1122	212	8	14.51	4.47	8
Vegetación mixta de tierras Inundables	1256	173	9	17.45	2.18	11
Palmares	1396	311	10	16.37	1.77	10
Vegetación acuática	1657	465	11	12.46	5.19	7
Matorral seco tropical	1719	186	12	18.23	1.28	12

4.4 FIRMAS ESPECTRALES EN IMÁGENES LANDSAT-8-OLI

4.4.1 Firmas espectrales de las unidades de cobertura de la CGSM obtenidos en imágenes Landsat-8-OLI

Al igual que en las firmas hiperespectrales, los perfiles multispectrales obtenidos del sensor OLI del satélite Landsat-8 muestran que las unidades de cobertura de manglar tienen una reflectancia inferior a la de las otras cubiertas vegetales en las regiones SWIR2, SWIR1 y el espectro visible como se observa en la Figura 36. Algunas coberturas como los palmares, vegetación acuática y vegetación mixta de tierras inundables presentan diferencias significativas en el infrarrojo cercano NIR1.

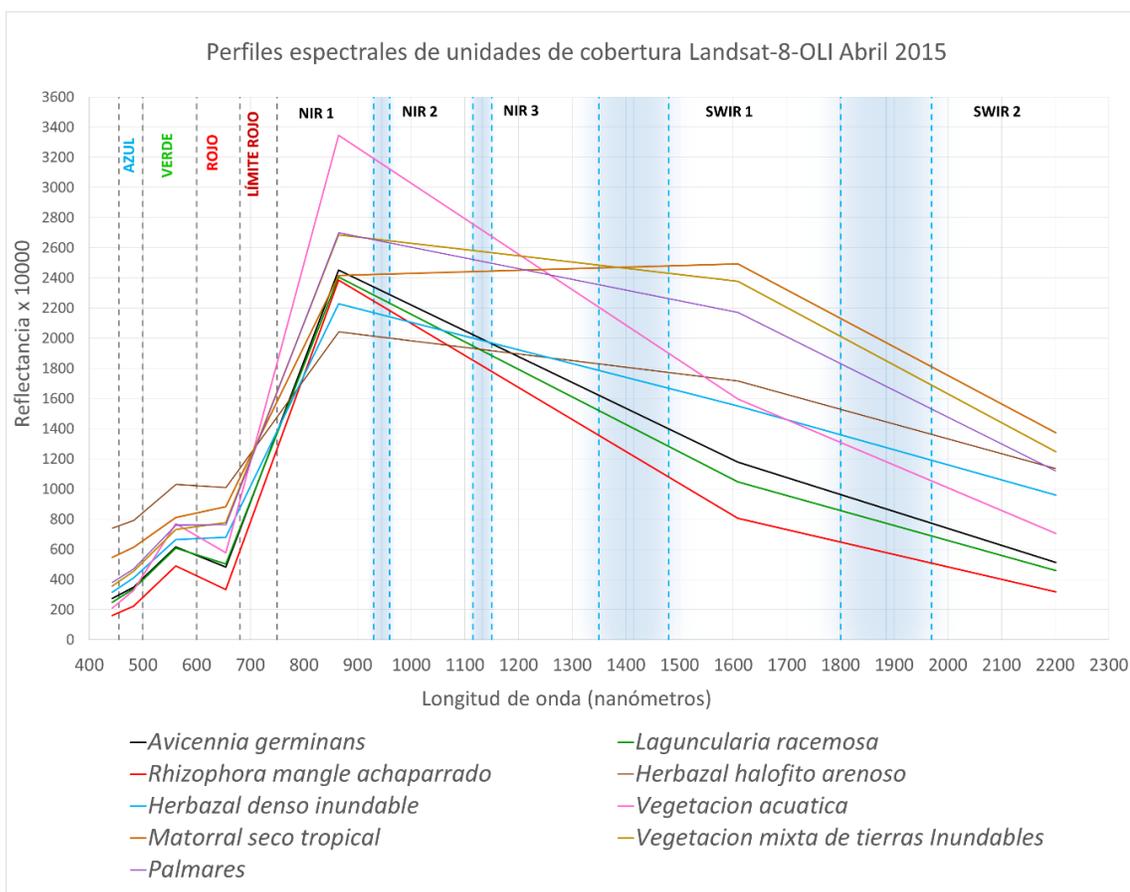


FIGURA 36. FIRMAS ESPECTRALES DE UNIDADES DE COBERTURA EN IMÁGENES LANDSAT-8-OLI

A diferencia de los perfiles hiperespectrales, la unidad *Rhizophora mangle* achaparrado presenta una reflectancia menor a la de otras unidades de manglar a lo largo de todo el espectro electromagnético en las imágenes Landsat-8.

En comparación a las firmas obtenidas de las imágenes Sentinel-2, la reflectancia de los manglares en el infrarrojo cercano es similar en las tres unidades principales.

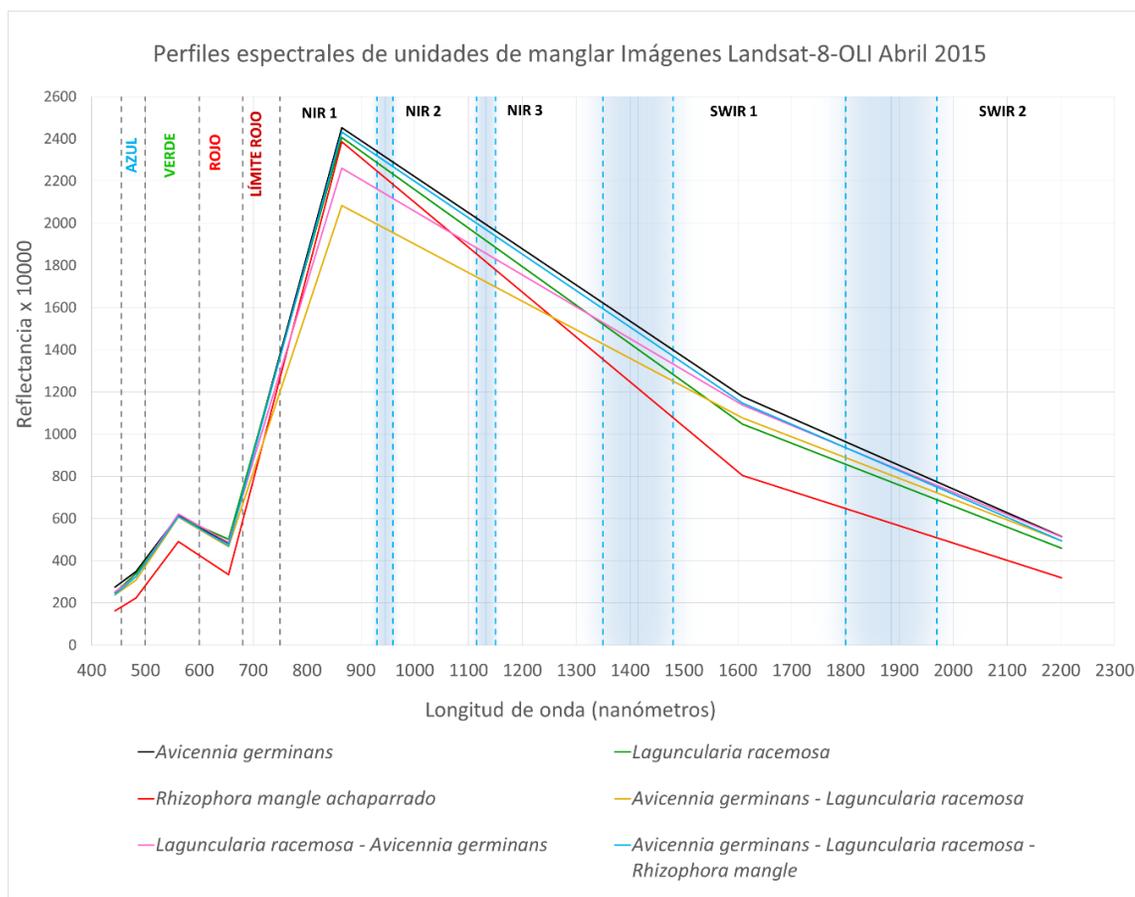


FIGURA 37. FIRMAS ESPECTRALES DE UNIDADES DE MANGLAR EN IMÁGENES LANDSAT-8-OLI

Como se aprecia en la Figura 37, las unidades compuestas de manglar se asemejan a las unidades mono-específicas en las regiones del espectro visible e infrarrojo de onda corta, con excepción de la unidad *Rhizophora mangle* achaparrado.

4.4.2 Diferencia espectral relativa en imágenes Landsat-8-OLI

Fue estimada la diferencia espectral relativa entre las unidades de manglar y otras cubiertas vegetales como se observa en la Figura 38.

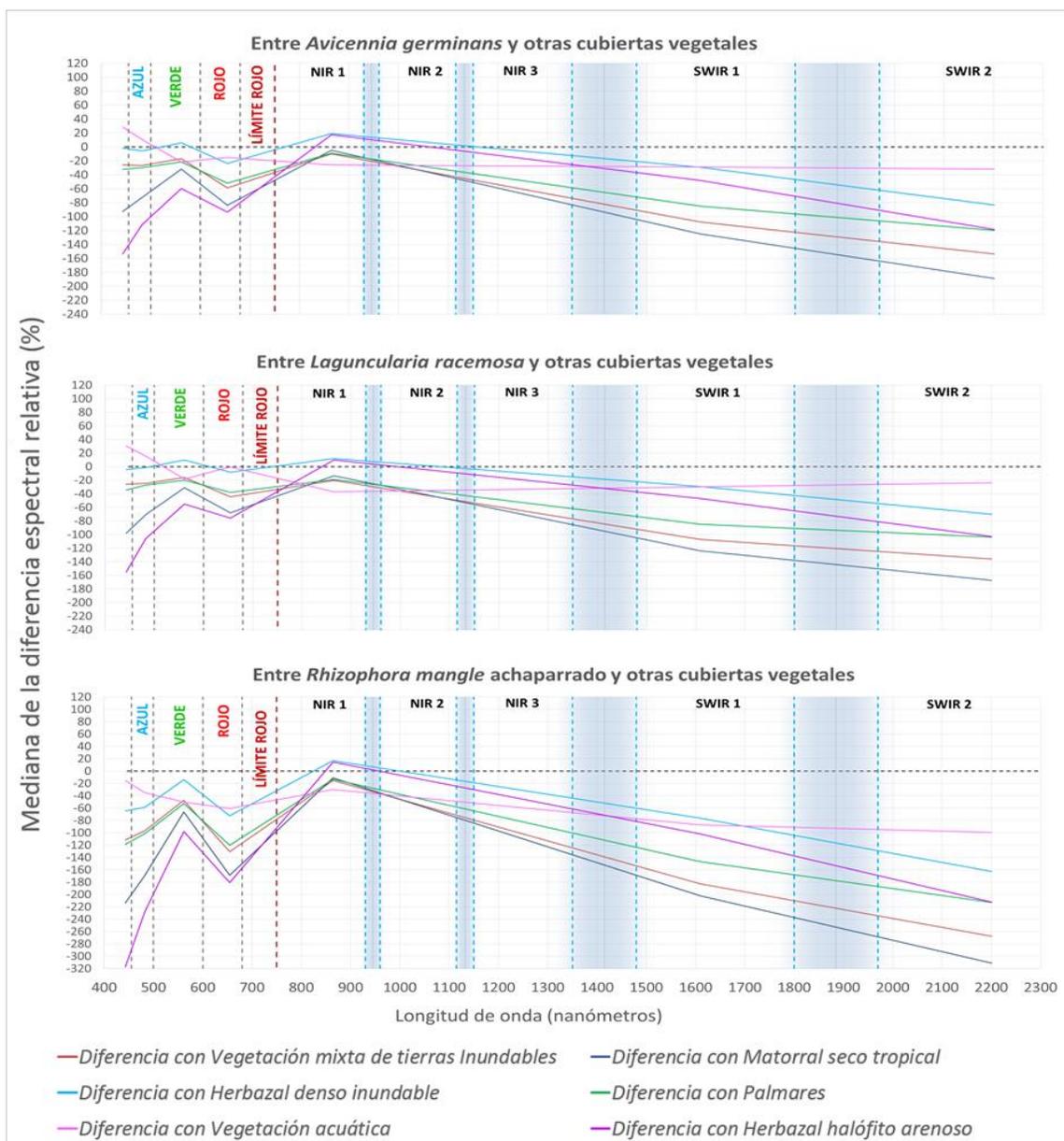


FIGURA 38. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE UNIDADES DE MANGLAR Y OTRAS CUBIERTAS VEGETALES EN IMAGEN LANDSAT-8-OLI DE ABRIL DE 2015

4.4.3 Distancia y ángulo espectral entre unidades de cobertura en imágenes Landsat-8 OLI

Fue estimado el ángulo espectral entre unidades de cobertura a partir de los perfiles espectrales obtenidos en la imagen Landsat-8 de abril de 2015, inicialmente con todas las bandas incluidas y posteriormente en subconjuntos de bandas seleccionados teniendo en cuenta las regiones del espectro en las que mayores diferencias espectrales se encontraron en las firmas detalladas.

Distancia y ángulo espectral entre *Avicennia germinans* y otras coberturas

Los resultados del análisis de la unidad *Avicennia germinans* muestran que la distancia y ángulo espectral de esta unidad con respecto a otras coberturas diferentes al manglar presenta gradientes aproximados de 600 y 11 grados respectivamente. No obstante los valores para unidades de manglar ubican a la misma unidad en tercer lugar en distancia espectral y cuarto en ángulo espectral, lo que indica dificultad en la diferenciación entre unidades de manglar.

TABLA 37. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS IMÁGENES LANDSAT-8

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN Landsat-8 OLI CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>AVICENNIA GERMINANS</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	177	69	1	4.54	1.14	3
<i>Laguncularia racemosa</i>	205	65	2	3.40	0.99	1
<i>Avicennia germinans</i>	223	98	3	4.75	2.03	4
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	238	99	4	4.11	1.34	2
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	345	110	5	4.87	1.61	5
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	473	84	6	9.40	1.45	7
Herbazal denso inundable	891	312	7	13.50	4.57	8
Herbazal halófito arenoso	1147	110	8	18.74	2.14	11
Palmares	1170	174	9	14.42	2.04	9
Vegetación acuática	1282	766	10	7.77	3.24	6
Vegetación mixta de tierras Inundables	1493	262	11	18.27	2.09	10

Matorral seco tropical	1795	180	12	22.32	2.47	12
------------------------	------	-----	----	-------	------	----

Al enfocarse en las bandas del espectro visible e infrarrojo de onda corta los gradientes de distancia y ángulo espectral disminuyen, pero sigue presentándose confusión entre unidades de manglar.

TABLA 38. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* Y OTRAS COBERTURAS CON CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARRJO DE ONDA CORTA IMÁGENES LANDSAT-8

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN LANDSAT-8 CON LAS BANDAS DEL ESPECTRO VISIBLE Y SWIR 1 Y 2	FIRMA ESPECTRAL DE <i>AVICENNIA</i>					
	<i>GERMINANS</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D	Posición / Ángulo
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa</i>	124	81	2	2.7	1.7	1
<i>Laguncularia racemosa - Avicennia germinans</i>	133	64	3	2.8	1.4	2
<i>Laguncularia racemosa</i>	163	65	4	3.3	1.2	3
<i>Avicennia germinans</i>	165	108	5	3.4	1.5	4
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa - Rhizophora mangle</i>	120	27	1	3.5	0.7	5
<i>Rhizophora mangle achaparrado</i>	446	85	6	4.5	1.7	6
Vegetación acuática	661	412	8	7.8	3.3	7
Palmares	1132	179	10	8.8	1.4	8
Herbazal denso inundable	551	199	7	9.8	1.3	9
Matorral seco tropical	1745	204	12	10.8	0.7	10
Vegetación mixta de tierras Inundables	1460	269	11	11.7	2.0	11
Herbazal halófito arenoso	962	132	9	12.8	3.8	12

Distancia y ángulo espectral *Laguncularia racemosa* y otras coberturas

El análisis de la unidad *Laguncularia racemosa* muestra mejores resultados en distancia y ángulo espectral para diferenciar manglares de otras coberturas, que la unidad *Avicennia germinans*.

TABLA 39. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS IMÁGENES LANDSAT-8

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN Landsat-8 OLI CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>LAGUNCULARIA</i> <i>RACEMOSA</i>					
	DISTANCIA			ÁNGULO		
	ESPECTRAL			ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
<i>Laguncularia racemosa</i>	165	64	1	3.31	1.02	1
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	189	92	2	4.56	1.73	2
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	236	86	3	5.04	1.25	3
<i>Avicennia germinans</i>	256	100	4	5.15	1.89	4
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	315	105	5	5.88	1.89	5
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	369	79	6	8.34	1.30	7
Herbazal denso inundable	947	332	7	14.73	5.06	8
Herbazal halófito arenoso	1202	130	8	20.06	2.24	11
Palmares	1311	174	9	15.90	2.07	9
Vegetación acuática	1367	791	10	7.73	3.55	6
Vegetación mixta de tierras Inundables	1633	265	11	19.74	2.10	10
Matorral seco tropical	1927	186	12	23.90	2.50	12

El eliminar la banda del infrarrojo cercano arroja resultados similares, pero mejora la diferenciación entre unidades de manglar con la medida del ángulo espectral.

TABLA 40. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS COBERTURAS CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARROJO DE ONDA CORTA IMÁGENES LANDSAT-8

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN LANDSAT-8 CON LAS BANDAS DEL ESPECTRO VISIBLE Y SWIR 1 Y 2	FIRMA ESPECTRAL DE <i>LAGUNCULARIA</i> <i>RACEMOSA</i>					
	DISTANCIA			ÁNGULO		
	ESPECTRAL			ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
<i>Laguncularia racemosa</i>	111	68	1	1.40	0.78	1
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	121	86	2	3.66	2.56	3

<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	157	61	3	4.55	1.52	5
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	168	58	4	3.47	1.87	2
<i>Avicennia germinans</i>	200	108	5	4.36	2.73	4
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	342	74	6	5.31	0.91	6
Herbazal denso inundable	664	195	7	11.11	2.64	9
Vegetación acuática	764	438	8	8.78	4.62	7
Herbazal halófito arenoso	1029	162	9	10.91	2.71	8
Palmares	1265	178	10	11.49	1.43	10
Vegetación mixta de tierras Inundables	1594	270	11	14.41	2.14	12
Matorral seco tropical	1876	205	12	13.35	0.83	11

Distancia y ángulo espectral *Rhizophora mangle* achaparrado y otras coberturas

La diferenciación la unidad *Rhizophora mangle* de otras unidades de manglar por medio de las medidas de distancia y ángulo espectral se facilita pues presenta valores inferiores al de las otras clases. Lo mismo ocurre con las demás unidades de cobertura.

TABLA 41. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS IMÁGENES LANDSAT-8

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN Landsat-8 OLI CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>RHIZOPHORA MANGLE</i> ACHAPARRADO					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
	<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	140	77	1	2.31	0.70
<i>Laguncularia racemosa</i>	423	125	2	7.09	2.19	2
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	468	70	3	7.33	2.30	3
<i>Avicennia germinans</i>	493	170	4	7.71	2.85	4
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	497	108	5	9.48	2.50	6
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	503	114	6	10.50	2.55	7
Herbazal denso inundable	1193	344	7	20.06	5.11	8
Herbazal halófito arenoso	1535	150	8	27.39	2.20	11
Vegetación acuática	1600	761	9	8.76	4.23	5
Palmares	1650	176	10	20.91	2.33	9

Vegetación mixta de tierras Inundables	1965	264	11	24.49	2.28	10
Matorral seco tropical	2273	188	12	29.47	2.73	12

La eliminación de la banda del infrarrojo cercano arroja resultados similares, pero disminuye la diferencia entre unidades de manglar.

TABLA 42. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTRAS COBERTURAS CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARROJO DE ONDA CORTA IMÁGENES LANDSAT-8

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN LANDSAT-8 CON LAS BANDAS DEL ESPECTRO VISIBLE Y SWIR 1 Y 2	FIRMA ESPECTRAL DE <i>LAGUNCULARIA</i>					
	<i>RACEMOSA</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D	Posición / Ángulo
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	100	42	1	3.33	1.25	1
<i>Laguncularia racemosa</i>	395	121	2	4.11	0.64	2
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	422	104	3	4.82	1.39	5
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	434	72	4	4.35	1.78	3
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	457	118	5	4.52	1.05	4
<i>Avicennia germinans</i>	457	162	6	5.14	1.47	6
Herbazal denso inundable	981	215	7	12.93	2.18	9
Vegetación acuática	1089	437	8	8.19	4.66	7
Herbazal halófito arenoso	1374	178	9	13.73	2.45	10
Palmares	1602	179	10	12.38	1.25	8
Vegetación mixta de tierras Inundables	1923	268	11	15.19	1.84	12
Matorral seco tropical	2216	204	12	14.60	0.65	11

4.5 FIRMAS EN IMÁGENES RAPIDEYE

4.5.1 Firmas espectrales de las unidades de cobertura de la CGSM obtenidos en imágenes Rapideye

Los perfiles espectrales obtenidos en las imágenes Rapideye se asemejan a los de las imágenes Landsat-8, en la región del espectro del visible e infrarrojo cercano, conservando la misma característica de una la reflectancia de los manglares inferior a la de las otras coberturas. No obstante, la reflectancia de las clases Herbazal halófito arenoso y Matorral seco tropical es inferior en las imágenes Rapideye en la región visible, como se observa en la Figura 39.

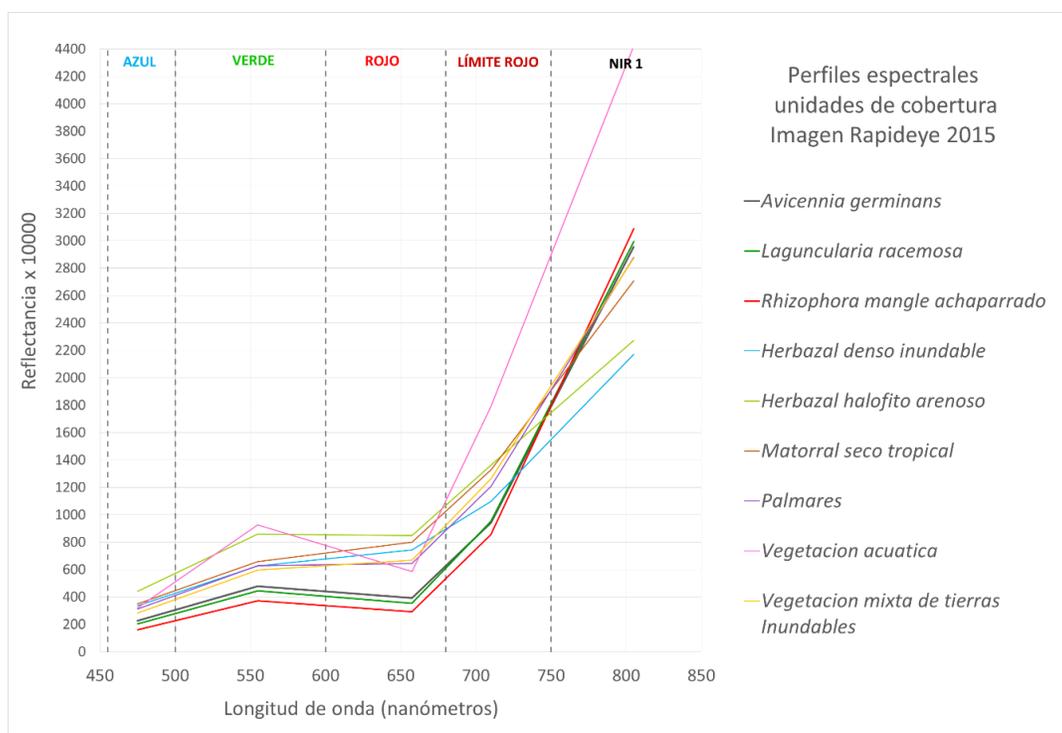


FIGURA 39. FIRMAS ESPECTRALES UNIDADES DE COBERTURA EN IMÁGENES RAPIDEYE

La Figura 40 muestra la similitud de los perfiles de las unidades compuestas de manglar con las unidades de una sola especie, exceptuando la unidad *Rhizophora mangle* achaparrado.

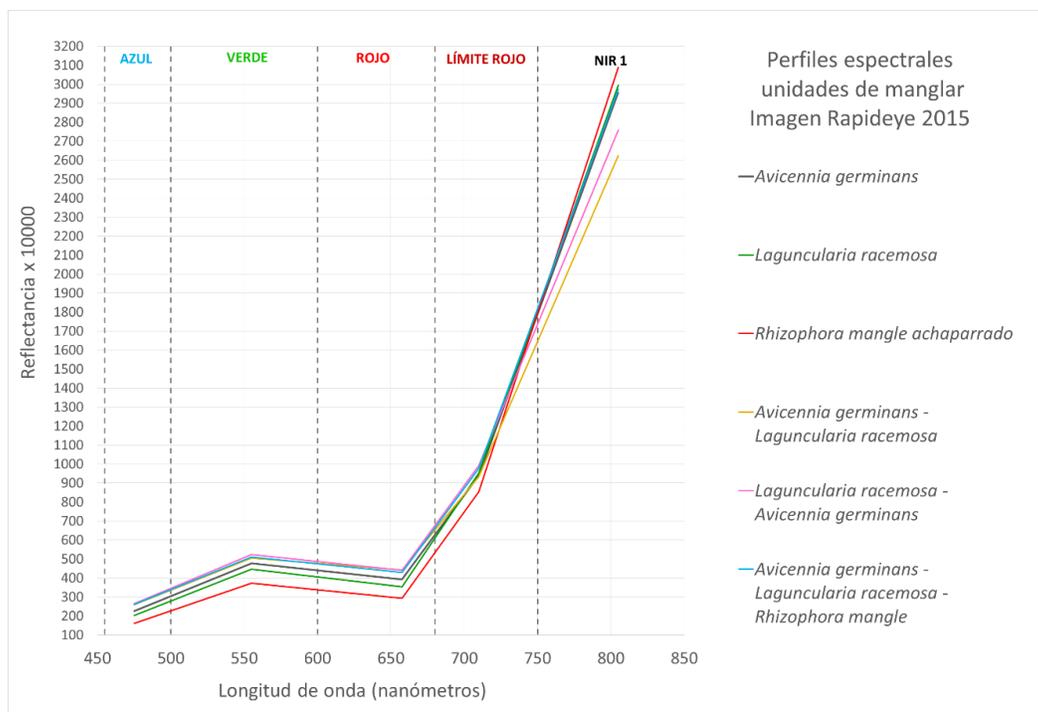


FIGURA 40. FIRMAS ESPECTRALES UNIDADES DE MANGLAR EN IMÁGENES RAPIDEYE

4.5.2 Diferencia espectral relativa en imágenes Rapideye

La Figura 41 muestra la diferencia espectral relativa entre unidades de manglar y otras cubiertas, destacándose la región del rojo y azul del espectro electromagnético.

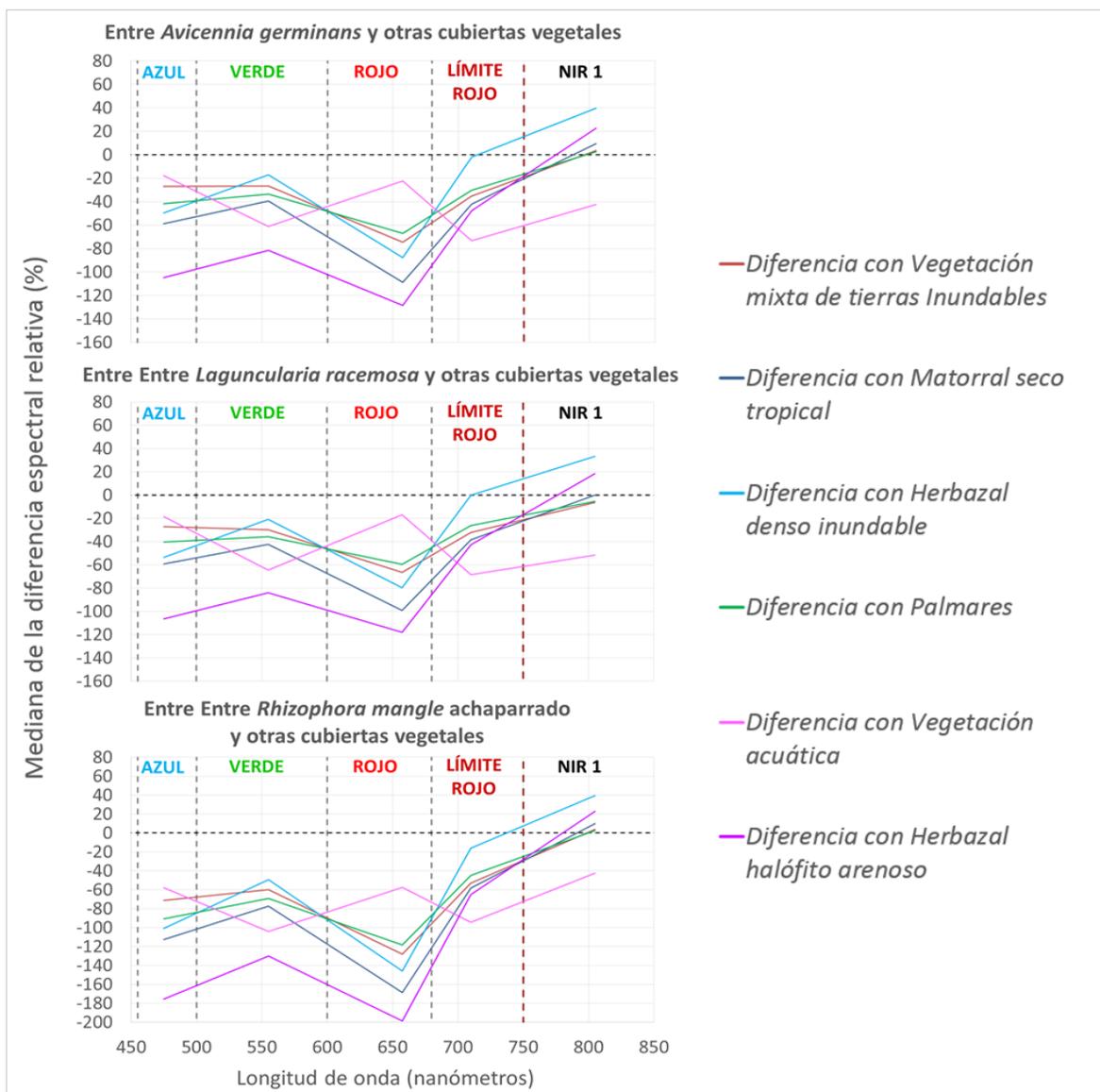


FIGURA 41. DIFERENCIA ESPECTRAL RELATIVA ENTRE UNIDADES DE MANGLAR Y OTRAS CUBIERTAS VEGETALES EN IMAGEN RAPIDEYE DE FEBRERO DE 2015

4.5.3 Distancia y ángulo espectral entre unidades de cobertura en imágenes Rapideye

Fue estimado el ángulo espectral entre unidades de cobertura a partir de los perfiles espectrales obtenidos en la imagen Rapideye de febrero de 2015, inicialmente con todas las bandas y posteriormente en subconjuntos.

Distancia y ángulo Espectral entre *Avicennia germinans* y otras coberturas

A partir de las medidas de distancia y ángulo espectral entre la unidad *Avicennia germinans* y otras coberturas diferentes a manglar, se puede identificar un gradiente de diferenciación, especialmente en el ángulo espectral a partir de los 4 grados. No obstante se puede presentar dificultad para diferenciar otras unidades de manglar con estas variables.

TABLA 43. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL *AVICENNIA GERMINANS* ACHAPARRADO Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS IMÁGENES RAPIDEYE

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN RAPIDEYE CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>AVICENNIA GERMINANS</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D	Posición / Ángulo
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	246	143	1	2.17	1.27	1
<i>Avicennia germinans</i>	265	177	2	2.31	1.51	3
<i>Laguncularia racemosa</i>	294	160	3	2.29	1.01	2
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	306	196	4	3.72	2.06	4
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	377	195	5	4.02	1.80	6
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	395	321	6	3.96	3.02	5
Vegetación mixta de tierras Inundables	492	127	7	7.93	2.58	9
Palmares	501	141	8	7.50	2.97	8
Matorral seco tropical	686	192	9	11.83	3.22	10
Herbazal halófito arenoso	1083	276	10	18.98	4.38	12
Herbazal denso inundable	1388	185	11	15.74	4.07	11
Vegetación acuática	1845	1210	12	6.66	4.04	7

Eliminar la banda del infrarrojo cercano y dejar solo las del visible y el límite rojo mejora la diferenciación a partir de distancia espectral, entre *Avicennia germinans* y otras coberturas, incluyendo otras unidades de manglar. No obstante la diferencia en ángulo espectral disminuye.

TABLA 44. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *AVICENNIA GERMINANS* Y OTRAS COBERTURAS CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARROJO CERCANO IMÁGENES RAPIDEYE

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN RAPIDEYE BANDAS 1, 2, 3 Y 4	FIRMA ESPECTRAL DE <i>AVICENNIA GERMINANS</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
	<i>Avicennia germinans</i>	96	50	1	2.96	1.38
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa - Rhizophora mangle</i>	104	42	2	3.10	1.49	2
<i>Laguncularia racemosa</i>	114	46	3	4.11	1.90	5
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa</i>	123	57	4	4.10	1.88	4
<i>Laguncularia racemosa - Avicennia germinans</i>	133	54	5	3.36	1.63	3
<i>Rhizophora mangle achaparrado</i>	195	63	6	5.21	2.26	6
Palmares	421	126	7	5.71	2.50	7
Vegetación mixta de tierras Inundables	451	124	8	6.02	2.23	8
Herbazal denso inundable	495	382	9	11.65	3.52	12
Matorral seco tropical	614	204	10	8.15	2.25	10
Herbazal halófito arenoso	768	232	11	9.25	3.43	11
Vegetación acuática	996	856	12	7.02	1.92	9

Distancia ángulo Espectral entre *Laguncularia racemosa* y otras coberturas

Se presenta un gradiente marcado en distancia espectral entre *Laguncularia racemosa* y otras coberturas. Similar ocurre con la variable ángulo espectral. No obstante los valores de estas medidas para diferenciar unidades de manglar son menores, lo que podría generar dificultades para su diferenciación.

TABLA 45. DISTANCIA ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN RAPIDEYE CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>LAGUNCULARIA</i> <i>RACEMOSA</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
	<i>Laguncularia racemosa</i>	285	164	3	2.08	1.00
<i>Avicennia germinans</i>	269	181	2	2.45	1.70	2
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	266	135	1	2.72	1.46	3
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	352	193	5	3.39	1.69	4
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	339	199	4	4.33	2.21	5
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	434	321	6	4.72	3.07	6
Vegetación acuática	1831	1207	12	6.59	4.46	7
Palmares	533	146	8	8.22	3.05	8
Vegetación mixta de tierras Inundables	522	132	7	8.57	2.63	9
Matorral seco tropical	726	193	9	12.55	3.25	10
Herbazal denso inundable	1422	172	11	16.54	4.11	11
Herbazal halófito arenoso	1129	276	10	19.76	4.38	12

Eliminar la banda del infrarrojo cercano produce resultados similares al análisis con todas las bandas en distancia y ángulo espectral.

TABLA 46. DISTANCIA ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *LAGUNCULARIA RACEMOSA* Y OTRAS COBERTURAS CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARROJO CERCANO RAPIDEYE

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN RAPIDEYE BANDAS 1, 2, 3 Y 4	FIRMA ESPECTRAL DE <i>LAGUNCULARIA RACEMOSA</i>					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo
	<i>Laguncularia racemosa</i>	101	45	1	3.31	1.47
<i>Avicennia germinans</i>	107	55	2	3.77	1.72	3
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa - Rhizophora mangle</i>	137	48	3	4.59	2.02	4
<i>Avicennia germinans - Laguncularia racemosa</i>	158	58	4	6.07	2.19	7
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	162	63	5	3.72	1.61	2
<i>Laguncularia racemosa - Avicennia germinans</i>	163	61	6	4.95	2.03	5
Palmares	453	128	7	7.45	2.86	9
Vegetación mixta de tierras Inundables	477	126	8	7.15	2.59	8
Herbazal denso inundable	535	377	9	13.76	3.67	12
Matorral seco tropical	645	204	10	9.88	2.44	10
Herbazal halófito arenoso	805	231	11	11.64	3.47	11
Vegetación acuática	1006	861	12	5.56	1.95	6

Distancia y ángulo espectral entre *Rhizophora mangle* achaparrado y otras coberturas

Es posible identificar un gradiente entre *Rhizophora mangle* achaparrado y otras coberturas, especialmente con la medida del ángulo espectral.

TABLA 47. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTRAS COBERTURAS CON TODAS LAS BANDAS RAPIDEYE

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN RAPIDEYE CON TODAS LAS BANDAS	FIRMA ESPECTRAL DE <i>RHIZOPHORA MANGLE</i> ACHAPARRADO					
	DISTANCIA ESPECTRAL			ÁNGULO ESPECTRAL		
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D.	Posición / Ángulo

<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	307	186	1	2.23	1.16	1
<i>Laguncularia racemosa</i>	334	167	2	3.49	1.73	2
<i>Avicennia germinans</i>	339	192	3	4.19	2.39	3
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	369	124	4	5.14	1.86	4
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	476	201	5	6.98	2.59	5
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	569	311	6	7.46	3.21	6
Vegetación mixta de tierras Inundables	673	138	7	11.45	2.63	9
Palmares	677	153	8	11.13	3.05	8
Matorral seco tropical	889	191	9	15.44	3.24	10
Herbazal halófito arenoso	1295	268	10	22.73	4.38	12
Herbazal denso inundable	1532	149	11	19.40	4.07	11
Vegetación acuática	1850	1182	12	8.32	5.55	7

Eliminar la banda infrarroja mejora los resultados en distancia y ángulo espectral.

TABLA 48. DISTANCIA Y ÁNGULO ESPECTRAL ENTRE *RHIZOPHORA MANGLE* ACHAPARRADO Y OTRAS COBERTURAS CON BANDAS EN EL ESPECTRO VISIBLE E INFRARROJO CERCANO RAPIDEYE

UNIDAD DE COBERTURA IMAGEN RAPIDEYE BANDAS 1, 2, 3 Y 4	FIRMA ESPECTRAL DE <i>RHIZOPHORA MANGLE</i> ACHAPARRADO					
	DISTANCIA			ÁNGULO ESPECTRAL		
	ESPECTRAL					
	Media	S.D.	Posición / Dist	Media	S.D	Posición / Ángulo
<i>Rhizophora mangle</i> achaparrado	89	37	1	3.34	1.41	1
<i>Laguncularia racemosa</i>	163	81	2	3.75	1.75	2
<i>Avicennia germinans</i>	196	77	3	5.37	1.99	4
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i>	254	68	4	7.99	2.32	7
<i>Avicennia germinans</i> - <i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Rhizophora mangle</i>	261	53	5	6.46	2.21	5
<i>Laguncularia racemosa</i> - <i>Avicennia germinans</i>	283	79	6	6.79	2.25	6

Palmares	590	129	7	9.14	3.01	9
Vegetación mixta de tierras Inundables	614	126	8	8.45	2.70	8
Herbazal denso inundable	629	402	9	15.54	3.66	12
Matorral seco tropical	782	205	10	11.43	2.52	10
Herbazal halófito arenoso	942	238	11	13.65	3.47	11
Vegetación acuática	1139	865	12	4.98	2.35	3

5. DISCUSIÓN

5.1 PATRONES ESPECTRALES ENTRE UNIDADES DE MANGLAR Y OTROS TIPOS DE CUBIERTAS VEGETALES

Como lo muestran las gráficas de las firmas espectrales y de diferencia espectral relativa obtenidas de las imágenes hiperespectrales Hyperion y multiespectrales Sentinel-2 y Landsat-8-OLI utilizadas en el presente estudio, existen patrones de diferenciación máxima entre unidades de manglar y otras cubiertas vegetales comunes en estos sensores, especialmente en las regiones de infrarrojo de onda corta 2, entre 2000 y 2300 nm, en donde la reflectancia del manglar tiende a ser hasta 4 veces inferior a la de otras coberturas. Este patrón se conserva en el infrarrojo de onda corta 1 entre 1500 - 1800 nm con valores de reflectancia para las unidades de manglar hasta 2 veces inferiores a los de otras coberturas. Es importante resaltar que aunque el ruido espectral que presentan las imágenes Hyperion en la región infrarrojo de onda corta 2 es alto, la tendencia a presentar menores valores de reflectancia en los manglares en comparación a las otras coberturas se conserva. En estos segmentos del espectro se puede resaltar la clase “Matorral seco tropical” como la de mayor diferencia y las clases “Vegetación acuática” y “Herbazal denso inundable” como las de menores diferencias con respecto a las unidades de manglar.

La segunda región del espectro electromagnético que presentó patrones de diferenciación espectral relativa máxima entre unidades de manglar y la mayoría de cubiertas vegetales adyacentes en todos los sensores (Hyperion, Sentinel-2, Landsat-8-OLI y Rapideye) fue el espectro visible entre 448 y 740 nm, con diferencias entre el 20% y 60%. No obstante esta tendencia no es igual en todos los sensores para todas las coberturas. Un ejemplo es el caso de las imágenes Hyperion y Sentinel-2, en las que la reflectancia de los manglares puede ser mayor a la de otras cubiertas vegetales adyacentes, mientras que en las imágenes Landsat-8-OLI y Rapideye los valores de reflectancia de los manglares en esta región del espectro tienden a ser inferiores a la de las otras cubiertas vegetales. Es importante señalar que la imagen Sentinel-2 fue tomada a finales de 2015 y no al principio como las imágenes de los otros sensores y que en ese periodo de tiempo los manglares sufrieron un acelerado proceso de deterioro (INVEMAR, 2018), que puede influir en la reflectancia de las coberturas.

De manera similar los resultados al aplicar el modelo BandMax a la imagen hiperespectral Hyperion para identificación de bandas más relevantes para diferenciación de coberturas, también resaltaron el infrarrojo de onda corta y la región del verde como lo muestra la Tabla 24.

Estos resultados concuerdan con los de otros estudios que han identificado las regiones del infrarrojo de onda corta y el espectro visible como las que más diferenciación logran entre el manglar y otras especies vegetales (Gao *et al.*, 2004; Wang L. y Sousa, 2009; Zhang X. *et al.*, 2013; Winarso *et al.*, 2014; Zhang X. *et al.*, 2017; Gupta *et al.*, 2018; Chakravortty *et al.*, 2018; Wang D. *et al.*, 2018).

El análisis de la respuesta espectral de las unidades de cobertura a partir de imágenes Sentinel-2 con la medición de las variables distancia y ángulo espectral permitió identificar diferencias entre unidades de manglar y otras coberturas en la mayoría de los casos, tomando como referencia la media y la desviación estándar. Sin embargo se encontró superposición entre los rangos de manglar y la unidad “vegetación acuática” con la medida del ángulo espectral.

La medición de la distancia y ángulo espectral como factor de diferenciación entre unidades de manglar y otras coberturas en las imágenes Landsat-8, arrojó resultados similares a los de las imágenes Sentinel-2, presentando dificultades para separar la unidad “vegetación acuática” de las unidades de manglar con el ángulo espectral.

Las firmas espectrales obtenidas de las imágenes Rapideye presentaron mayor confusión tomando como indicador el ángulo y la distancia espectral, con dificultad para diferenciar la unidad de manglar “*Avicennia germinans*” y las unidades “Palmares” y “Vegetación mixta de tierras Inundables”.

Teniendo en cuenta estos resultados, tanto para las imágenes hiperespectrales como las multispectrales, se puede plantear el uso de índices que relacionen las bandas del infrarrojo de onda corta o el espectro visible con otras regiones del espectro electromagnético como factor de diferenciación entre zonas con dominio de manglar y sitios con otro tipo de vegetación, lo cual podría brindar elementos importantes para la identificación de este tipo de coberturas, como ya lo han demostrado algunos estudios (Winarso *et al.*, 2014; Wang D. *et al.*, 2018).

Otra posibilidad es la aplicación de metodologías jerárquicas de clasificación que utilicen información de la reflectancia de las regiones del infrarrojo de onda corta y el espectro visible, especialmente el rojo y verde podrían ser útiles para mapeo de manglar (Zhang X. *et al.*, 2013; Wang D. *et al.*, 2018).

5.2 PATRONES ESPECTRALES ENTRE UNIDADES DE MANGLAR

El análisis de las firmas espectrales y los resultados de la diferencia espectral relativa entre unidades de manglar en todos los niveles de desarrollo, obtenidos en imágenes Hyperion muestran que las mayores diferencias se encuentran en la región del SWIR2 con valores que varían entre 10% y 80%, seguido por el rango del límite rojo con diferencias hasta del 20%. Sin embargo las diferencias en otros rangos del espectro electromagnético varían de una especie a otra, aunque no superan el 20%.

Aunque es importante resaltar es que algunas características de las firmas espectrales de las unidades de manglar con dominio de una especie obtenidas de imágenes Hyperion en la presente investigación se asemejan a las medidas en laboratorio en otros estudios para las especies *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* (Ramsey y Jensen, 1996; Wang L. y Sousa, 2009; Zhang C. *et al.*, 2014), como la tendencia del manglar negro a ser inferior al manglar blanco en la regiones del infrarrojo de onda corta 1 (1500 – 1800 nm) y 2 (2100 – 2350 nm), también es importante mencionar que aunque esta característica parece conservarse en el espectro visible e infrarrojo cercano (400 – 1000 nm), existen algunos estudios cuyos resultados muestran que estas diferencias pueden cambiar de un lugar a otro en la medida que cambian los elementos que componen la firma espectral, como porcentaje y tipo de sustrato, cantidad y química del agua, hojarasca, nivel de marea o la atmósfera (Blasco y Gauquelin 1998). A ese tipo de conclusiones han llegado estudios como Rebelo-Mochel y Ponzoni (2007) quienes obtienen valores de reflectancia del mangle blanco inferiores al mangle negro en la región del verde e infrarrojo cercano. Barbosa (2012) identifica discrepancias en la reflectancia de una misma especie obtenida en bordes de los cuerpos de agua y manglares internos. En un análisis más profundo con medidas radiométricas de campo en el rango del espectro entre 400 y 1100 nm, Lagomasino *et al.* (2014) encuentra divergencia en la reflectancia de las tres especies de manglar (negro, blanco y rojo) a lo

largo del año, llegando inclusive a invertirse la diferencia entre las tres especies. Ese tipo de comportamiento también se puede observar en la presente investigación en las firmas espectrales de las unidades de manglar obtenidas de los sensores multiespectrales Landsat-8-OLI, Sentinel-2 y Rapideye.

En cuanto a la relación de la respuesta espectral y la identificación de diferentes tipos de manglar en de diferentes niveles de salud o grados de perturbación, a la fecha existen pocos estudios que tengan en cuenta en conjunto todos estos aspectos. Con respecto a esa temática Zhang C. *et al.* (2014) menciona la dificultad diferenciar manglar negro con diferentes niveles de estrés de otros tipos de manglar, pero resalta las regiones del espectro 520, 560, 650, 710, 760, 2100 and 2230 nm, como las que mejores resultados generaron.

Por otra parte el ejercicio de análisis de las unidades de manglar con diferente grado de perturbación permitió asociar esta característica con la profundidad de la banda de absorción en las zonas de las estaciones de monitoreo de manglar de la CGSM del año 2015. No obstante los valores de perturbación corresponden solo a 2 de las cuatro categorías, que son “moderadamente afectado” y “muy afectado” por lo que fue necesario utilizar información cualitativa de las categorías “Buen estado” y “Muerto o defoliado”. Es necesario realizar pruebas adicionales que permitan corroborar estas relaciones entre grado de perturbación del manglar y profundidad de la banda de absorción.

La diferenciación entre unidades de manglar en imágenes Hyperion a partir de la medición del ángulo espectral fue más difícil puesto que los valores entre individuos de la misma unidad y los de las correspondientes a otros tipos de manglar fueron similares, resaltándose la unidad *Rhizophora mangle* achaparrado por presentar los ángulos espectrales más altos con respecto a las otras unidades, con un umbral de 4 grados.

La diferenciación entre unidades de manglar a partir de medidas de ángulo y distancia espectral en los sensores de los satélites Sentinel-2, Landsat-8 y Rapideye presentó mayores dificultades, pues los valores entre media más o menos la desviación estándar generan superposición entre unidades de manglar.

6. CONCLUSIONES

- Las firmas obtenidas en imágenes hiperespectrales Hyperion y multiespectrales Sentinel-2 y Landsat-8-OLI, permitieron identificar patrones espectrales de diferenciación máxima entre unidades de manglar y otras cubiertas vegetales adyacentes, hasta del 300% y 200% en las regiones del espectro infrarrojo de onda corta 2 (entre 2000 y 2300 nm) e infrarrojo de onda corta 1 (entre 1500 - 1800 nm) respectivamente. La coincidencia de estos resultados con otras investigaciones permite concluir que el uso de metodologías de análisis espectral que incluyan bandas que cubran estas regiones del espectro electromagnético podría ofrecer ventajas para la identificación de los manglares en la CGSM.
- La segunda región del espectro electromagnético que presentó patrones máximos de diferenciación espectral entre unidades de manglar y otras cubiertas vegetales en todos los sensores (Hyperion, Sentinel-2-MSI, Landsat-8-OLI y Rapideye-REIS) fue el espectro visible entre 448 y 740 nm, sin embargo las diferencias varían entre el 0% y el 60%. Teniendo en cuenta este aspecto y la alta variabilidad que muestran los resultados de desviación estándar de las firmas espectrales, la identificación de manglares utilizando umbrales absolutos de reflectancia exclusivamente en esta región del espectro podría no ser suficiente para la identificación precisa de los manglares en la CGSM.
- Los sensores multiespectrales que tienen bandas en el infrarrojo de onda corta en combinación con el espectro visible como Sentinel-2-MSI y Landsat-8-OLI, pueden tener un mayor potencial para discriminar unidades de manglar de otras coberturas en la CGSM, inclusive utilizando métricas simples como el ángulo y distancia espectral, como lo mostraron los resultados de este estudio.
- Los sensores multiespectrales que solo cubren la región del visible e infrarrojo cercano como Rapideye pueden requerir un análisis más profundo de la variabilidad espectral en relación a las condiciones locales, así como el posible uso de métodos de detección de mayor complejidad.
- Si bien se pudieron identificar patrones de diferencia espectral relativa entre unidades de manglar en las imágenes hiperespectrales hyperion, solo la región del infrarrojo de onda corta 2 mostró valores mayores al 20%. Adicionalmente la alta variabilidad de las firmas

espectrales, las medidas de ángulo espectral y los resultados de otros estudios, muestran que puede existir una gran dificultad para diferenciación entre tipos de manglar en lugares como la CGSM.

- Estos patrones de diferenciación de reflectancia pueden servir para la definición de umbrales en métodos de clasificación que utilicen como criterio de diferenciación valores máximos de reflectancia, por ejemplo, las metodologías de árboles de decisión o en la selección de bandas en la definición de índices de vegetación.
- Si bien fue posible desagregar las áreas de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta –CGSM, en el sector de estudio, en unidades específicas definidas por **composición de especies y nivel de desarrollo** y extraer firmas espectrales características a partir de las imágenes hiperespectrales Hyperion, identificando algunas unidades de manglar que presentaban diferentes niveles de perturbación, no se contó con datos de campo suficientes que permitieran obtener perfiles espectrales de todas las unidades de manglar en todos los grados de perturbación. Sin embargo los resultados de aplicar el método de absorción diferencial frente a la tendencia muestra que las áreas donde predomina “*Laguncularia racemosa*” han sido más afectadas que las zonas con dominio de “*Avicennia germinans*”.

7. RECOMENDACIONES

- Es importante tener en cuenta que los manglares son sistemas naturales dinámicos, cuya reflectancia es afectada por factores como el nivel de la marea, tipo de sustrato, estructura, especies dominantes y problemas de salud, y por tanto las firmas pueden presentar variaciones aún no determinadas, por lo que se recomienda realizar más estudios con imágenes de diferentes periodos climáticos, que permitan identificar patrones comunes a lo largo del tiempo en diferentes condiciones. Con respecto a este planteamiento, algunas iniciativas de análisis masivo de imágenes de sensores remotos, como Google Earth Engine (Kumar y Mutanga, 2018) o Cubo de Datos de Colombia (IDEAM, 2017), en combinación con información de campo del sistema nacional de monitoreo de manglares SIGMA, podrían contribuir a la determinación más precisa de estas diferencias y brindar elementos para una identificación exitosa de los manglares y otros tipos de vegetación presentes en los humedales costeros del país.
- Se aconseja desarrollar proyectos de investigación enfocados a establecer de manera precisa la relación entre reflectancia, regiones de absorción y grados de perturbación de los manglares, con imágenes hiperespectrales y multiespectrales, especialmente con sensores como los de los satélites Sentinel-2 y Rapideye que poseen bandas en la región límite rojo, utilizada comúnmente para este tipo de análisis o con la implementación de vehículos aéreos no tripulados (UAV) adaptados con sensores multiespectrales o hiperespectrales.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdon, M., & Miglioranza, E. (1989). Deteccao de degradacao e zonacao em areas de manguezal a partir de indices de vegetacao. In *Simpósio latino-americano de percepçion remota* (pp. 884–893).
- Adam, E., Mutanga, O., & Rugege, D. (2010). Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. *Wetlands Ecology and Management*, 18(3), 281–296. <http://doi.org/10.1007/s11273-009-9169-z>
- Adler-Golden, S. M., Berk, A., Bernstein, L. S., Richtsmeier, S., Acharya, P. K., Matthew, M. W., ... Chetwynd, J. (1998). FLAASH, A MODTRAN4 Atmospheric Correction Package for Hyperspectral Data Retrievals and Simulations. In *Proc. 7th Ann. JPL Airborne Earth Science Workshop, JPL Publication 97-21* (Vol. 4, pp. 9–14). Pasadena, Estados Unidos de America. Retrieved from ftp://137.78.180.197/pub/docs/workshops/98_docs/2.pdf
- Airbus Defense & Space. (2015). *WorldDEMTM Technical Product Specification Version 2.0. Digital Surface Model, Digital Terrain Model*.
- Ajithkumar, T. T., Thangaradjou, T., Kannan, L., & Campus, F. (2008). Spectral reflectance properties of mangrove species of the Muthupettai mangrove environment, Tamil Nadu. *Journal of Environmental Biology*, 29(September), 785–788.
- Aksornkoe, S., Arroyo, C., Blasco, F., Burbidge, P. R., Tuck, C. H., Cintron, G., ... Yokel, B. (1984). *Handbook for Mangrove Area Management*. (L. S. Hamilton & S. C. Snedaker, Eds.) *Commission on Ecology*. <http://doi.org/http://hdl.handle.net/10125/26547>
- Alatorre, L. C., Sánchez-Andrés, R., Cirujano, S., Beguería, S., & Sánchez-Carrillo, S. (2011). Identification of Mangrove Areas by Remote Sensing: The ROC Curve Technique Applied to the Northwestern Mexico Coastal Zone Using Landsat Imagery. *Remote Sensing*, 3(12), 1568–1583. <http://doi.org/10.3390/rs3081568>

- Alexandris, N., Chatenoux, B., Lopez Torres, L., & Peduzzi, P. (2013). *Monitoring mangrove restoration from space*. Retrieved from http://www.unep.org/pdf/Monitoring_the_Restoration_of_Mangroves.pdf
- Alsaaidh, B., Al-Hanbali, A., Tateishi, R., Kobayashi, T., & Hoan, N. T. (2013). Mangrove Forests Mapping in the Southern Part of Japan Using Landsat ETM+ with DEM. *Journal of Geographic Information System*, 5(August), 369–377. <http://doi.org/10.4236/jgis.2013.54035>
- Álvarez-León, R. (2003). Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas : revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques*, 9(1), 3–25. Retrieved from <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/617/61790101.pdf>
- Ardila M. (1984). *Analysis of Remote Sensing Techniques for Ecodevelopment Inventory: Rio Magdalena Estuarine Region of Colombia*. Thesis Master of Science. University of North Dakota. 94 p.
- Axelsson, C. (2011). *Predicting Mangrove Leaf Chemical Content from Hyperspectral Remote Sensing using Advanced Regression Techniques*. University of Twente. Retrieved from https://webapps.itc.utwente.nl/librarywww/papers_2011/msc/gem/axelsson.pdf
- Balçık, F. B. (2010). *Mapping and Monitoring Wetland Environment by Analysis of Different Satellite Images and Field Spectroscopy*. İstanbul Technical University. Institute Of Science and Technology. Retrieved from [http://www.irfanakar.com/Turkish/PDF2/Ua/Tezler/Havzaynetimi/1 \(1\).Pdf](http://www.irfanakar.com/Turkish/PDF2/Ua/Tezler/Havzaynetimi/1 (1).Pdf)
- Barbosa, J. (2012). *Sensoriamento Aplicado ao Estudo do Ecossistema Manguezal em Pernambuco*. PhD. Tesis. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. Retrieved from https://www3.ufpe.br/posgeografia/images/documentos/d_2012_janaina_barbosa_da_silva.pdf

- Barry, P. (2001). EO-1/ Hyperion Science Data User's Guide, 65. Retrieved from <https://remote-sensing.nci.org.au/u39/public/html/hyperion/raw-australiapasses-usgs/doc/EO1HSDataUsersGuide.pdf>
- Bassani, C., Manzo, C., Braga, F., Bresciani, M., Giardino, C., & Alberotanza, L. (2015). The impact of the microphysical properties of aerosol on the atmospheric correction of hyperspectral data in coastal waters. *Atmospheric Measurement Techniques*, 8(3), 1593–1604. <http://doi.org/10.5194/amt-8-1593-2015>
- Ben-Dor, E., Malthus, T., Plaza, A., & Schläpfer, D. (2013). Hyperspectral Remote Sensing. In M. Wendisch & J.-L. Brenguier (Eds.), *Airborne Measurements for Environmental Research* (1st ed., pp. 419–465). John Wiley & Sons, Ltd. <http://doi.org/10.1002/9783527653218.ch8>
- Berk, A., Anderson, P. K., Acharya, P. K., & Shettle, E. P. (2008). MODTRAN®5.2.0.0 USER'S MANUAL. Burlington: Spectral Sciences, Inc.
- Berk, A., & Hawes, F. (2017). Validation of MODTRAN®6 and its line-by-line algorithm. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, 203, 542–556. <http://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2017.03.004>
- Bernal, G. (1996). Caracterización geomorfológica de la llanura deltaica del Río Magdalena con énfasis en el sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 25, 19–28. Retrieved from http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/Vol24-27/BIMC_25_02A_BERNAL.pdf
- Blasco, F y Gauquelin, T. (1998). Recent advances in mangrove studies using remote sensing data. *Marine and Freshwater Research*, 49(4), 287–296. <http://doi.org/10.1071/MF97153>

- Blasco, F., F. Lavenu, y J. Baraza. (1986). Remote sensing data applied to mangroves of Kenya coast. *In Proceedings of the 20th International Symposium on Remote Sensing of the Environment 3*:1465-1480. Nairobi, Kenya
- Boegh, E., Soegaard, H., Broge, N., Hasager, C. B., Jensen, N. O., Schelde, K., & Thomsen, A. (2002). Airborne multispectral data for quantifying leaf area index, nitrogen concentration, and photosynthetic efficiency in agriculture. *Remote Sensing of Environment*, *81*, 179–193. [http://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00342-X](http://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00342-X)
- Bolaños, J., López, Á., Hernandez, M., Sierra, P., & Daniel Rozo. (2009). Imágenes Aster y Terrasar como apoyo a los Procesos de Zonificación Ambiental de Manglares en el Pacífico Colombiano. *In COLACMAR, XIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar* (pp. 1611– 621). La Habana. Retrieved from <http://aquaticcommons.org/14976/1/Publicaciones.pdf>
- Borengasser, M., Hungate, W. S., & Watkins, R. (2007). *Hyperspectral remote sensing: Principles and Applications*. (Q. Weng, Ed.) Taylor & Francis Series in Remote Sensing Applications (1st ed.). Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group. <http://doi.org/10.1002/9783527653218.ch8>
- Botero, L., y Mancera-Pineda, J. (1996). Síntesis de los cambios de origen antrópico ocurridos en los últimos 40 años en la Ciénaga de Santa Marta (Colombia). *Rev. Academia. Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*, 465–474. Retrieved from http://www.accefyn.org.co/revista/Vol_20/78/465-474.pdf
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume Ediciones. Pp 820. Madrid.
- Chakravortty, S., Li, J., & Plaza, A. (2018). A Technique for Subpixel Analysis of Dynamic Mangrove Ecosystems with Time-Series Hyperspectral Image Data. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, *11*(4), 1244–1252. <http://doi.org/10.1109/JSTARS.2017.2782324>

- Chuvieco, E. (1995). *Fundamentos de teledetección espacial*. (Ediciones Rialp, Ed.) (2nd ed.). Madrid, España.
- Córdoba-Aguilar, E., Puentes Galindo, M., & Otero-Díaz, L. (2006). Análisis de imágenes Landsat-7 ETM+ para determinar la cobertura del suelo de la zona costera de la bahía de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, (13), 41–52.
- Cortés-Castillo, D. V. (2017). *Vegetación estuarina y vegetación acuática de complejos cenagosos del Caribe colombiano*. (Tesis de Doctorado). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C, Colombia. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/56999/>
- Cushnahan, T. A., Yule, I. J., Pullanagari, R., & Grafton, M. C. E. (2016). Identifying Grass Species Using Hyperspectral Sensing. *Integrated Nutrient and Water Management for Sustainable Farming*, (29), 1–13. Retrieved from <http://flrc.massey.ac.nz/publications.html>
- Darvishzadeh, R., Atzberger, C., & Skidmore, A. K. (2006). Hyperspectral vegetation indices for estimation of leaf area index. *In Proceedings of the ISPRS Commission VII Symposium 'Remote Sensing: From Pixels to Processes* (p. 6). Enschede, The Netherlands. Retrieved from <http://www.isprs.org/proceedings/XXXVI/part7/PDF/233.pdf>
- Datt, B., McVicar, T. R., Van Niel, T. G., Jupp, D. L. B., y Pearlman, J. S. (2003). Preprocessing EO-1 Hyperion hyperspectral data to support the application of agricultural indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(6 PART I), 1246–1259. <http://doi.org/10.1109/TGRS.2003.813206>
- Datt, B., y Jupp, D. (2004). Hyperion Data Processing Workshop: Hands-on processing instructions. *CSIRO Office of Space Science y Applications Earth Observation Centre*, 1–49.

Demirkesen, C., y Leloglu, U. M. (2015). Destriping of hyperion images. *Signal Processing and Communications Applications Conference (SIU)*, 2015 23th, 2423–2426.

<http://doi.org/10.1109/SIU.2015.7130371>

Demuro, M., & Chisholm, L. (2003). Assessment of Hyperion for characterizing mangrove communities. *In International Conference the AVIRIS 2003 Workshop* (pp. 18 – 23).

Retrieved from

http://www.researchgate.net/profile/Martina_Demuro/publication/265453301_ASSESSMENT_OF_HYPERION_FOR_CHARACTERIZING_MANGROVE_COMMUNITIES/links/54ed27b20cf2465f5330d1a2.pdf

Díaz-González, F., Quintero Torres, S., Triana, J. S., & Morrón, D. (2014). *Aproximación a los sistemas de percepción remota en satélites pequeños (1st ed.)*. Bogotá, D. C.: Fondo de Publicaciones Universidad Sergio Arboleda.

Exelis Visual Information Solutions. (2009). *ENVI Programmer's Guide*. ITT Corporation.

Retrieved from [http://moodle-ensat.inp-](http://moodle-ensat.inp-toulouse.fr/pluginfile.php/6902/mod_folder/content/0/ENVI_Programmers_guide.pdf?force)

[toulouse.fr/pluginfile.php/6902/mod_folder/content/0/ENVI_Programmers_guide.pdf?force](http://moodle-ensat.inp-toulouse.fr/pluginfile.php/6902/mod_folder/content/0/ENVI_Programmers_guide.pdf?force)
download=1

Farias E, H. D. C. F., & Pereira, M. (2009). Evolução Temporal da Cobertura Vegetal do Manguezal do Rio Tavares (Florianópolis-SC) Empregando Técnicas de Sensoriamento Remoto. *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, (1993), 2705–2712.

Retrieved from

<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.21.03/doc/2705-2712.pdf>

Galal, A., Hasan, H., & Imam, I. F. (2012). Learnable hyperspectral measures. *Egyptian Informatics Journal*, 13(2), 85–94. <http://doi.org/10.1016/j.eij.2012.04.004>

Galileo Group Inc. (2003). BandMax TM. Melbourne: *Applied Hyperspectral Imaging Services*.

Retrieved from <http://www.galileo-gp.com/bandmax> - hyperspectral detection utility - galileo group, inc. - summer 2003.pdf

- Gao, J. (1998). A hybrid method toward accurate mapping of mangroves in a marginal habitat from SPOT multispectral data. *International Journal of Remote Sensing*, (917643020), 37–41. <http://doi.org/10.1080/014311698215045>
- Gao, J., Chen, H., Zhang, Y., & Zha, Y. (2004). Knowledge-Based Approaches to Accurate Mapping of Mangroves From Satellite Data. *Int. J. Remote Sensing*, 70(11), 1241–1248. Retrieved from http://asprs.org/a/publications/pers/2004journal/november/2004_nov_1241-1248.pdf
- García-Valencia, C., & Lozano-Rivera, P. (2010). Análisis de la variación temporal de la cobertura de la tierra para el área del delta y estuario. In *Teledetección aplicada al ordenamiento ambiental del Distrito de Manejo Integrado Cispatá*. Ediprint Ltda. Santa Marta, Colombia. 80 pp. Serie de publicaciones especiales No. 17
- Giri, C., Pengra, B., Zhu, Z., Singh, A., & Tieszen, L. L. (2007). Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(1-2), 91–100. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.12.019>
- Gómez Cubillos, C., Licero, L., Rodríguez, A., Vasquez, K., Bolaños, J., Espinosa, L. F., ... Barros, P. (2015). Piloto de restauración de ecosistemas de manglar en La Guajira - Plan Básico de Restauración y Monitoreo para ecosistemas de manglar en zonas semiáridas, casos de estudio: Distrito de Manejo Integrado Musichi y Santuario de Fauna y Flora los Flamencos. INVEMAR. *Informe Técnico Final PYR-CAM-009-14*. Santa Marta – Colombia. 40 p.
- Gónima, L., & Durango, J. (2005). Aplicaciones ambientales de imágenes digitales de satélite. *Geo Trópico GEOLAT (Universidad de Córdoba) Colombia*, 3(1), 21–30. Retrieved from http://www.geotropico.org/3_1_Gonima.pdf

- Gónima, L., Mancera-Pineda, E., & Botero, L. (1998). Aplicación de imágenes de satélite al diagnóstico ambiental de un complejo lagunar estuarino tropical: Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR). *Serie de Publicaciones Especiales, No. 4*, Santa Marta.
- González, A.E. (1991). El manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta: ecosistema en peligro de extinción. En: *Colombia sus gentes y Regiones, IGAC, 21: 2 – 21*
- Goodenough, G.D., Dyk, A., Niemann, O.K. and Pearlman, J.S., 2003. Preprocessing Hyperion and ALI for forest classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 41*(6 Part 1): 1321-1331.
- Green, E. P., Cb, C., Clark, C. D., Mumby, P. J., Edwards, A. J., Ne, T., & Ellis, A. C. (1998). Remote sensing techniques for mangrove mapping. *International Journal of Remote Sensing, 19*(5), 935–956.
- Green, E. P., Mumby, P. J., Edwards, A. J., & Clark, C. D. (2000). Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management (3rd ed.)*. Paris, Francia: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization 7,. <http://doi.org/10.1109/6.367967>
- Gupta, K., Mukhopadhyay, A., Giri, S., Chanda, A., Datta Majumdar, S., Samanta, S., ... Hazra, S. (2018). An index for discrimination of mangroves from non-mangroves using LANDSAT 8 OLI imagery. *MethodsX, 5*(September), 1129–1139. <http://doi.org/10.1016/j.mex.2018.09.011>
- Hamadache, Z., Smara, Y., & Chouaf, S. (2014). Preprocessing EO-1 Hyperion Hyperspectral Data to Support the Application of Forests and Vegetation Classification. *In ForestSAT 2014* (pp. 1–6). Riva del Garda.

- Han, T., Goodenough, D. G., Dyk, A., y Love, J. (2002). Detection and correction of abnormal pixels in Hyperion images. *In IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. IGARSS 2002. 24th Canadian Symposium on Remote Sensing* (Vol. 3, pp. 1327–1330). Toronto, Canada. <http://doi.org/10.1109/IGARSS.2002.1026105>
- Held, A., Ticehurst, C., Lymburner, L., & Williams, N. (2003). High resolution mapping of tropical mangrove ecosystems using hyperspectral and radar remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 24(13), 2737–2759.
<http://doi.org/10.1080/0143116031000066323>
- Heumann, B. W. (2011). *Remote Sensing of Mangrove Composition and Structure in the Galapagos Islands*. (Tesis doctoral). University of North Carolina. Retrieved from <https://cdr.lib.unc.edu/indexablecontent/uuid:e6af3a66-c665-4e57-84f5-e4624dae40cc>
- Hirano, A., Madden, M., & Welch, R. (2003). Hyperspectral image data for mapping wetland vegetation. *Wetlands*, 23(2), 436–448. <http://doi.org/10.1672/18-20>
- Hollstein, A., Segl, K., Guanter, L., Brell, M., y Enesco, M. (2016). Ready-to-use methods for the detection of clouds, cirrus, snow, shadow, water and clear sky pixels in Sentinel-2 MSI images. *Remote Sensing*, 8(8), 1–18. <http://doi.org/10.3390/rs8080666>
- IDEAM. (2010). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000*. (N. J. M. Ardila & U. G. M. García, Eds.). Bogotá, D. C: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. Comité de Comunicaciones y Publicaciones del IDEAM ©.
- IDEAM. (2017). Segundo seminario nacional anual sobre monitoreo de la cobertura forestal. *In Memorias*. Bogota, D. C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM]. Retrieved from http://181.225.72.78/archivosSIAC/recursosSiac/img/segundo_seminario_deforestacion_2017/Memorias_2do_seminario_cobertura_forestal.pdf

- Ibarra, K. P., Gómez, C., Vilorio, E., Arteaga, E., Quintero, M., Cuadrado, I., ... Rueda, M. (2014). *Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe técnico 2013*. Santa Marta D.T.C.H., Colombia.
- IGAC. (2004). *Aspectos Prácticos de la Adopción del Marco Geocéntrico Nacional de Referencia Magna-Sirgas Como Datum Oficial de Colombia*. Retrieved from <http://www.igac.gov.co/wps/wcm/connect/91311780469f77c3aff6bf923ecdf8fe/aspectos+practicos.pdf?MOD=AJPERES>
- IGAC. (2009a). *Estudio General de Suelos y Zonificación de Tierras del Departamento de La Guajira*. Cap. 2 Medio Biofísico. ISBN: 978-. Bogotá.
- IGAC. (2009b). *Estudio General de Suelos y Zonificación de Tierras: departamento del Magdalena, escala 1:100.000*. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia.
- INVEMAR. (2004). *Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades Coordinador vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe 2004*. Santa Marta D.T.C.H., Colombia.
- INVEMAR. (2016). *Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades Coordinador vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2015 (Vol. 14)*. Santa Marta. Retrieved from http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe_CGSM_2015.pdf/338fcf46-263e-4c02-86b2-58839838f872

- INVEMAR. (2018). *Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Final 2017 (Vol. 16)*. Santa Marta. Retrieved from http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/ITF+Monitoreo+CGSM+2017_VF%281.1%29.pdf/60c4ce36-e6bf-4f4f-9225-317df763d137
- ITT - Visual Information Solutions. (2009). Atmospheric Correction Module: QUAC and FLAASH User's Guide. ITT Visual Information. *ENVI QUAC and FLAASH User's Guide*. Retrieved from http://www.exelisvis.com/portals/0/pdfs/envi/Flaash_Module.pdf
- Jia, M., Zhang, Y., Wang, Z., Song, K., & Ren, C. (2014). Mapping the distribution of mangrove species in the Core Zone of Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong, using hyperspectral data and high-resolution data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33(1), 226–231. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2014.06.006>
- Jupp, D. L. B., Datt, B., Lovell, J., y Campbell, S. (2002). Discussions around Hyperion Data : Background Notes for the Hyperion Data Users Workshop With contributions from. *CSIRO Office of Space Science y Applications Earth Observation Centre Discussions*, 1–44.
- Kalacska, M., & Sanchez-Azofeifa, A. (2008). *Hyperspectral Remote Sensing of Tropical and Sub-Tropical Forests*. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group.
- Kamal, M., & Phinn, S. (2011). Hyperspectral data for mangrove species mapping: A comparison of pixel-based and object-based approach. *Remote Sensing*, 3(10), 2222–2242. <http://doi.org/10.3390/rs3102222>
- Katkovsky, L. V, Martinov, A. O., Siliuk, V. A., Ivanov, D. A., & Kokhanovsky, A. A. (2018). Fast Atmospheric Correction Method for Hyperspectral Data. *Remote Sensing*, 1–18. <http://doi.org/10.3390/rs10111698>

- Kaufman, Y. J., Wald, A. E., Remer, L. A., Gao, B.-C., Li, R.-R., y Flynn, L. (1997). The MODIS 2.1 μ m channel-correlation with visible reflectance for use in remote sensing of aerosol. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35(5), 1286–1298. <http://doi.org/10.1109/36.628795>
- Kawishwar, P. (2007). *Atmospheric Correction Models for Retrievals of Calibrated Spectral Profiles from Hyperion EO-1 Data*. (Tesis de maestría). International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC), Enschede, Netherlands. Retrieved from http://www.itc.nl/library/papers_2007/msc/iirs/kawishwar.pdf
- Kayadibi, Ö., & Aydal, D. (2013). Quantitative and comparative examination of the spectral features characteristics of the surface reflectance information retrieved from the atmospherically corrected images of Hyperion. *Journal of Applied Remote Sensing*, 7(1), 073528. <http://doi.org/10.1117/1.JRS.7.073528>
- Koedsin, W., & Vaiphasa, C. (2013). Discrimination of tropical mangroves at the species level with EO-1 hyperion data. *Remote Sensing*, 5(7), 3562–3582. <http://doi.org/10.3390/rs5073562>
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T. V., & Dech, S. (2011). Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. *Remote Sensing*, 3(12), 878–928. <http://doi.org/10.3390/rs3050878>
- Kumar, L., & Mutanga, O. (2018). Google Earth Engine applications since inception: Usage, trends, and potential. *Remote Sensing*, 10(10), 1–15. <http://doi.org/10.3390/rs10101509>
- Lagomasino, D., Price, R. M., Whitman, D., Campbell, P. K. E., & Melesse, A. (2014). Estimating major ion and nutrient concentrations in mangrove estuaries in Everglades National Park using leaf and satellite reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 154, 202–218. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2014.08.022>

- Latorre, J. P., Jaramillo Rodríguez, O., & Corredor, L. (2014). *Atlas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas Continentales en Colombia*. Parques Nacionales Naturales de Colombia - PNN.
- Lozano, P., & Sierra-Correa, P. C. (2003). *Informe Técnico Interpretación de Imagen Landsat Etm+ 09-52 Y 09- 53 para la Ciénaga Grande de Santa Marta. Enero de 2003*. Santa Marta, Colombia: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR.
- Lozano, P., & Sierra-Correa, P. C. (2005). Propuesta metodológica para delimitación de bosques de manglar a partir de datos satelitales utilizando SPRING v 4.1, en la reserva de biósfera Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *In XII Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto SBSR* (pp. 4285–4293). Goiânia, Brasil. Retrieved from <http://marte.sid.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.21.20.55.16/doc/4285.pdf>
- Lozano, P. (2007). *Técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica para la delimitación de bosques de manglar*. Santa mata: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés. Informe.
- Louis, J., Debaecker, V., Pflug, B., Main-Knorn, M., Bieniarz, J., Mueller-Wilm, U., ... Gascon, F. (2016). Sentinel-2 SEN2COR: L2A processor for users. *European Space Agency, (Special Publication) ESA SP, SP-740(May)*, 9–13. Retrieved from http://elib.dlr.de/107381/1/LPS2016_sm10_3louis.pdf
- Main-Knorn, M., Pflug, B., Debaecker, V., & Louis, J. (2015). Calibration and validation plan for the I2A processor and products of the Sentinel-2 mission. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 40(7W3), 1249–1255. <http://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-1249-2015>
- Manson, F. J., Loneragan, N. R., McLeod, I. M., & Kenyon, R. A. (2001). Assessing techniques for estimating the extent of mangroves: Topographic maps, aerial photographs and Landsat TM images. *Marine and Freshwater Research*, 52(5), 787–792. <http://doi.org/10.1071/MF00052>

- Mayer, B., & Kylling, A. (2005). The libRadtran software package for radiative transfer calculations -description and examples of use. *Atmospheric Chemistry and Physics, European Geosciences Union*, 5(2), 1855–1877. <http://doi.org/10.5194/acpd-5-1319-2005>
- Menéndez Carrera, L., & Guzmán Menéndez, J. M. (2002). *Ecosistemas de Manglar en el Archipiélago Cubano*. (L. Menéndez Carrera & J. M. Guzmán Menéndez, Eds.) (1st ed.). Editorial Academia Cuba. UNESCO. MAB. IES. Retrieved from <http://unesdoc.unesco.org/images/0017/001785/178568s.pdf>
- Mensah, J. (2013). *Remote Sensing Application for Mangrove Mapping in the Ellembele District in Ghana*. University Of Rhode Island. USAID Integrated Coastal and Fisheries Governance Program for the Western Region of Ghana. Narragansett, RI: Coastal Resources Center, Graduate School of Oceanography. Retrieved from <http://fonghana.org/wp-content/uploads/2014/01/REMOTE-SENSING-APPLICATION-FOR-MANGROVE-MAPPING-IN-THE-ELLEMBELLE-DISTRICT-IN-GHANA.pdf>
- Moses, W. J., & Philpot, W. (2012). Evaluation of atmospheric correction using bi-temporal hyperspectral images. *Israel Journal of Plant Sciences*, 60, 253–263. <http://doi.org/10.1560/IJPS.60.1-2.253>
- Muhammad, S., & Waqar, M. M. (2013). Hyperspectral Mapping Methods for Differentiating Mangrove Species along Karachi Coast. *International Journal of Environmental, Ecological, Geomatics, Earth Science and Engineering*, 7(12), 931–933. Retrieved from <http://waset.org/publications/9997270/hyperspectral-mapping-methods-for-differentiating-mangrove-species-along-karachi-coast->
- Müller-Wilm, U. (2016). Sentinel-2 MSI – Level-2A Prototype Processor Installation and User Manual. *European Space Agency, (Special Publication) ESA SP (Vol. 49)*. Retrieved from <http://step.esa.int/thirdparties/sen2cor/2.2.1/S2PAD-VEGA-SUM-0001-2.2.pdf>

- Ouerghemmi, W., Gadal, S., & Mozgeris, G. (2018). Urban Vegetation Mapping using Hyperspectral Imagery and Spectral Library. In *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS) 2018* (pp. 1632–1635). Valencia, España. Retrieved from <https://hal-amu.archives-ouvertes.fr/hal-01852849/document>
- Padma, S., & Sanjeevi, S. (2014). Jeffries Matusita-Spectral Angle Mapper (JM-SAM) spectral matching for species level mapping at Bhitarkanika, Muthupet and Pichavaram mangroves. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XL-8(December)*, 1403–1411. <http://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-8-1403-2014>
- Pande-Chhetri, R., y Abd-Elrahman, A. (2011). De-stripping hyperspectral imagery using wavelet transform and adaptive frequency domain filtering. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(5), 620–636. <http://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2011.04.003>
- Parra, A. (2005). *Estimación de niveles de severidad del fuego a partir de datos hiperespectrales EO-1 HYPERION (Tesis doctoral)*. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares (Madrid), España.
- Parra, A. (2014). *Análisis digital de imágenes de teledetección teoría y práctica (1st ed.)*. Mérida, Venezuela: Instituto de Fotogrametría, Facultad de Ingeniería. Universidad de Los Andes.
- Pargal, S. (2011). *Hyperspectral Subspace Identification and Endmember Extraction by Integration of Spatial-Spectral Information (Tesis de maestría)*. University of Twente, Netherlands. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Sourabh_Pargal/publication/215513391_Hyperspectral_subspace_identification_and_endmember_extraction_by_integration_of_spatial_spectral_information/links/09e4150dbd26947116000000/Hyperspectral-subspace-identification-

- Pérez-Gutiérrez, C., & Muñoz-Nieto, Á. L. (2006). *Teledetección: Nociones y Aplicaciones (1st ed.)*. España: Universidad de Salamanca. Retrieved from <https://mundocartogeo.files.wordpress.com/2015/03/teledeteccion-nocionesaplicaciones-2006publico.pdf>
- Pinto, L., Pellerin, J., & Panitz, M. N. (2001). Caracterização e Classificação do manguezal do Rio Ratoes, através das técnicas de sensoriamento remoto e do sistema geográfico de informações (SIG). Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Anais X SBSR*, 1521–1530.
- PNN. (2005). *Plan de manejo santuario de flora y fauna de la Ciénaga Grande De Santa Marta*. Colombia. Retrieved from <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2013/12/Cienaga.pdf>
- Prasad, K. A., & Gnanappazham, L. (2014). Discrimination of mangrove species of Rhizophoraceae using laboratory spectral signatures. *In International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)* (pp. 2906–2909). <http://doi.org/10.1109/IGARSS.2014.6947084>
- Prasad, K. A., Gnanappazham, L., Selvam, V., Ramasubramanian, R., y Kar, C. S. (2015). Developing a spectral library of mangrove species of Indian east coast using field spectroscopy. *Geocarto International*, (September), 1–22. <http://doi.org/10.1080/10106049.2014.985743>
- Qingwei, Z., Weisheng, M., Chang, L., Moquan, S., & Aihua, W. (2013). Research on Improved Destriping Algorithm with Spectral Moment Matching for Hyper-Spectral Images. In *The 34th Asian Conference On Remote Sensing*. (pp. 1–5). Bali: The 34th ACRS Bridging Sustainable Asia. Retrieved from http://a-a-r-s.org/acrs/administrator/components/com_jresearch/files/publications/SC02-0775-Qingwei-Zeng-O-.pdf

- Rahman, A. F., Dragoni, D., Didan, K., Barreto-Munoz, A., & Hutabarat, J. a. (2013). Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed-pixel analyses of high-fidelity MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, *130*, 96–107. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2012.11.014>
- Rani, N., Mandla, V. R., & Singh, T. (2017). Evaluation of atmospheric corrections on hyperspectral data with special reference to mineral mapping. *Geoscience Frontiers*, *8*(4), 797–808. <http://doi.org/10.1016/j.gsf.2016.06.004>
- Ramsey, E. W., & Jensen, J. R. (1996). Remote Sensing of Mangrove Wetlands: Relating Canopy Spectra to Site-Specific Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *62*(8), 939–948. Retrieved from http://www.asprs.org/a/publications/pers/96journal/august/1996_aug_939-948.pdf
- Rebelo-Mochel, F., & Ponzoni, F. J. (2007). Spectral characterization of mangrove leaves in the Brazilian Amazonian Coast: Turiacu Bay, Maranhao State. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, *79*(4), 683–692. <http://doi.org/10.1590/S0001-37652007000400009>
- Richards, J., & Xiuping, J. (2006). *Remote sensing digital image analysis. An Introduction (4th ed.)*. Berlin: Springer. <http://doi.org/10.1007/978-3-642-88087-2>
- Richter, R. (2004). *Atmospheric and Topographic Correction : Model ATCOR3. Aerospace (Vol. 3)*. Alemania. Retrieved from http://www.dlr.de/caf/Portaldata/36/Resources/dokumente/technologie/atcor_flyer_march2004.pdf
- Rivera, V. H., Twilley, R. R., Mancera, E., & Alcantara-eguren, A. (2006). Aventuras y desventuras en Macondo : rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *ECOTROPICOS*, *19*(2), 72–93. Retrieved from <http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/25595/1/articulo2.pdf>

- Roberts, D., Roth, K., & Perroy, R. (2011). Hyperspectral Vegetation Indices. In P. Thenkabail, J. G. Lyon, & A. Huete (Eds.), *Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation* (1st ed., pp. 309–328). CRC Press, Taylor and Francis Group. <http://doi.org/10.1201/b11222-20>
- Robila, S. A. (2005). Using spectral distances for speedup in hyperspectral image processing. *International Journal of Remote Sensing*, 26(24), 5629–5650. <http://doi.org/10.1080/01431160500168728>
- Rogass, C., Spengler, D., Bochow, M., Segl, K., Lausch, A., Doktor, D., ... Kaufmann, H. (2011). Reduction of radiometric miscalibration-applications to pushbroom sensors. *Sensors*, 11(6), 6370–6395. <http://doi.org/10.3390/s110606370>
- Rogass, C., Spengler, D., Bochow, M., Segl, K., Lausch, A., Doktor, D., ... Kaufm, H. (2012). A Contribution to the Reduction of Radiometric Miscalibration of Pushbroom Sensors. *Remote Sensing - Advanced Techniques and Platforms*, (June). <http://doi.org/10.5772/45740>
- Rogass, C., Mielke, C., Scheffler, D., Boesche, N. K., Lausch, A., Lubitz, C., ... Guanter, L. (2014). Reduction of uncorrelated striping noise-applications for hyperspectral pushbroom acquisitions. *Remote Sensing*, 6(11), 11082–11106. <http://doi.org/10.3390/rs6111082>
- Rollet, B. (1974). Introduction a l'étude des mangroves du Mexique. *Revue Bois et Forêts Des Tropiques*, 156, 1–26. Retrieved from http://bft.cirad.fr/cd/BFT_156_3-26.pdf
- Roslani, M. A., Mustapha, M. A., Lihan, T., & Wan, J. (2014). Applicability of RapidEye Satellite Imagery in Mapping Mangrove Vegetation Species at Matang Mangrove Forest Reserve, Perak, Malaysia. *Journal of Environmental Science and Technology*, 7(2), 123–136. <http://doi.org/10.3923/jest.2014.123.136>
- San, B., & Suzen, M. L. (2010). Evaluation of Different Atmospheric Correction Algorithms for Eo-1 Hyperion Imagery. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Science*, XXXVIII, 392–397. Retrieved from http://www.isprs.org/proceedings/XXXVIII/part8/pdf/W03C05_20100306205904.pdf

- Savitzky, A., & Golay, M. J. E. (1964). Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. *Analytical Chemistry*, 36(8), 1627–1639.
<http://doi.org/10.1021/ac60214a047>
- Schaepman-Strub, G., Schaepman, M. E., Painter, T. H., Dangel, S., & Martonchik, J. V. (2006). Reflectance quantities in optical remote sensing-definitions and case studies. *Remote Sensing of Environment*, 103(1), 27–42. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2006.03.002>
- Scheffler, D., & Karrasch, P. (2013). Preprocessing of hyperspectral images: a comparative study of destriping algorithms for EO1-Hyperion. In *Proceedings of SPIE Vol. 8892, Image and Signal Processing for Remote Sensing XIX* (Vol. 8892, p. 88920H–1–88920H–15).
<http://doi.org/10.1117/12.2028733>
- Scheffler, D., y Karrasch, P. (2014). Destriping of hyperspectral image data: an evaluation of different algorithms using EO-1 Hyperion data. *Journal of Applied Remote Sensing*, 8(1), 83645. <http://doi.org/10.1117/1.JRS.8.083645>
- Shanmugam, S., & SrinivasaPerumal, P. (2014). Spectral matching approaches in hyperspectral image processing. *International Journal of Remote Sensing*, 35(24), 8217–8251.
<http://doi.org/10.1080/01431161.2014.980922>
- Shen, H., y Zhang, L. (2009). A MAP-based algorithm for destriping and inpainting of remotely sensed images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47(5), 1492–1502.
<http://doi.org/10.1109/TGRS.2008.2005780>
- Sierra-Correa, P.C. (2001). *Coastal landscape analysis using advanced remote sensing techniques for ICZM : case study in Cuapi - Iscuande, Pacific Coast, Colombia*. The International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC), Thesis for degree of Master of Science.

- Smara, Y., & Hamadache, Z. (2014). A Comparative Study of Destriping methods for EO-1 Hyperion Hyperspectral Sensor for Land Use Classification. *6th International Conference on Graphic and Image Processing (ICGIP 2014), (October)*. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/267212748_A_Comparative_Study_of_Destriping_methods_for_EO-1_Hyperion_Hyperspectral_Sensor_for_Land_Use_Classification
- Tamura, M. (2011). Mapping Mangroves with the ALOS Sensors. *JAXA Special Publication: Final Reports of the ALOS Research Announcement Programs 1&2*. Retrieved from <https://repository.exst.jaxa.jp/dspace/bitstream/a-is/21605/1/65135082.pdf>
- Tempfli, K., Kerle, N., Huuneman, G. C., & Jansen, L. L. F. (2009). *Principles of Remote Remote Sensing. An introductory text book (4th ed.)*. Enschede, Países Bajos: The International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC).
- Tilstra, L. G., van Soest, G., & Stammes, P. (2005). Method for in-flight satellite calibration in the ultraviolet using radiative transfer calculations, with application to Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Chartography (SCIAMACHY). *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, 110(18), 1–11. <http://doi.org/10.1029/2005JD005853>
- Torbick, N., Becker, B., & Qi, J. (2009). Characterizing field-level hyperspectral measurements for identifying wetland invasive plant species. *Invasive Species: Detection, Impact and Control, (November 2015)*. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Characterizing+field-level+hyperspectral+measurements+for+identifying+wetland+invasive+plant+species#0>
- Torbick, N., & Becker, B. (2009). Evaluating principal components analysis for identifying Optimal bands using wetland hyperspectral measurements from the Great Lakes, USA. *Remote Sensing*, 1, 408–417. <http://doi.org/10.3390/rs1030408>
- Toutin, T. (2004). Review article: Geometric processing of remote sensing images: models, algorithms and methods. *International Journal of Remote Sensing*, 25(10), 1893–1924. <http://doi.org/10.1080/0143116031000101611>

- Ulloa-Delgado, G., Sánchez-Paez, H., Gil-Torres, W., Pinedo-Renjifo, J., Rodríguez-Crúz, H., & Alvarez-Leon, R. (1998). *Conservación y uso sostenible de los manglares del caribe colombiano*. (H. Sánchez-Paez, G. Ulloa-Delgado., & R. Alvarez-Leon, Eds.) *Ministerio del medio ambiente*. Bogotá D.C, Colombia: IMPREANDES. Retrieved from [http://www.itto.int/files/user/pdf/publications/PD171_91/pd171-91-p2-s1-6_rev2\(F\)_s.pdf](http://www.itto.int/files/user/pdf/publications/PD171_91/pd171-91-p2-s1-6_rev2(F)_s.pdf)
- U.S. Geological Survey. (2017). Product guide Landsat 8 Surface Reflectance Code (LASRC) Product. *Department of the Interior U.S. Geological Survey (Vol. Version 4.)*. Retrieved from [http://www.monsantobioag.com/global/us/Documents/2017 Product Guide.pdf](http://www.monsantobioag.com/global/us/Documents/2017_Product_Guide.pdf)
- Vaiphasa, C., & Ongsomwang, S. (2004). Hyperspectral Data for Tropical Mangrove Species Discrimination. In *Proceeding of 25th ACRS 2004 Chaing Mai, Thailand* (pp. 22–28). <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Vaiphasa, C., Ongsomwang, S., Vaiphasa, T., & Skidmore, A. K. (2005). Tropical mangrove species discrimination using hyperspectral data: A laboratory study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(1-2), 371–379. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.06.014>
- Vaiphasa, C. (2006). *Remote Sensing Techniques for Mangrove Mapping*. PhD. Tesis. Wageningen University. International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC), The Netherlands.
- Vermote, E., Justice, C., Claverie, M., y Franch, B. (2016). Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. *Remote Sensing of Environment*, 185, 46–56. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.008>
- Vesanto, V.-H. (2012). *Atmospheric Correction of a Seasonal Time Series of Hyperion EO-1 Images and Red Edge Inflection Point Calculation*. Master's thesis Geography Geoinformatics. University of Helsinki. Retrieved from <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/36454/atmosphe.pdf?sequence=1>

- Vidhya, R., Vijayasekaran, D., Ahamed Farook, M., Jai, S., Rohini, M., & Sinduja, a. (2014). Improved Classification of Mangroves Health Status Using Hyperspectral Remote Sensing Data. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XL-8(December)*, 667–670. <http://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-8-667-2014>
- Villamil, M. (2000). *Evaluación de los cambios espaciotemporales (1990-1999) de los bosques de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta utilizando imágenes de Satélite (tesis de pregrado)*. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia.
- Vo, Q., Oppelt, N., Leinenkugel, P., & Kuenzer, C. (2013). Remote sensing in mapping mangrove ecosystems - an object-based approach. *Remote Sensing*, 5(1), 183–201. <http://doi.org/10.3390/rs5010183>
- Wang, D., Wan, B., Qiu, P., Su, Y., Guo, Q., Wang, R., ... Wu, X. (2018). Evaluating the Performance of Sentinel-2, Landsat 8 and Pléiades-1 in Mapping Mangrove Extent and Species. *Remote Sensing*, 10(9), 1468. <http://doi.org/10.3390/rs10091468>
- Wang, L., & Sousa, W. P. (2009). Distinguishing mangrove species with laboratory measurements of hyperspectral leaf reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, 30(5), 1267–1281. <http://doi.org/10.1080/01431160802474014>
- Weng, Q. (2010). *Remote sensing and GIS integration: theories, methods, and applications* (1st ed.). New York: The McGraw-Hill Companies, Inc. Retrieved from <http://www.weibnc.com/wp-content/uploads/brkpdfs/Remote-Sensing-and-GIS-IntegrationTheories-Methods-and-Applications-by-Qihao-Weng-Nice-Book.pdf>
- Weichelt, H., Rosso, P., Marx, A., Reigber, S., Douglass, K., & Heynen, M. (2012). *The RapidEye Red Edge Band*. Black Bridge. Alemania. Retrieved from http://www.rapideye.com/upload/Red_Edge_White_Paper.pdf

- Wessel, B. (2016). TanDEM-X Ground Segment DEM Products Specification Document. *Public Document TD-GS-PS-0021*. Retrieved from <https://tandemx-science.dlr.de/>
- White, D. A. (2016). *Hyperion Tools 2.0 installation and user guide*. Retrieved from <https://github.com/dawwhite/HyperionTools/releases>.
- Winarso, G., Purwanto, A., & Yuwono, D. (2014). New mangrove index as degradation health indicator using remote sensing data: Segara Anakan and Alas Purwo case study. In *12th Biennial Conference of Pan Ocean Remote Sensing Conference (PORSEC 2014)*. Bali, Indonesia.
- Xu, Y., Wang, R., Liu, S., Yang, S., & Yan, B. (2008). Atmospheric correction of hyperspectral data using MODTRAN model. In *Proceedings of SPIE* (Vol. 7123). Beijing, China. <http://doi.org/10.1117/12.815552>
- Yang, C., Everitt, J. H., & Bradford, J. M. (2008). Yield Estimation from Hyperspectral Imagery Using Spectral Angle Mapper (SAM). *Transactions of the ASABE*, *51*(2), 729–737. <http://doi.org/10.13031/2013.24370>
- Yokoya, N., Miyamura, N., & Iwasaki, A. (2010). Detection and correction of spectral and spatial misregistrations for hyperspectral data using phase correlation method. *Applied Optics*, *49*(24), 4568–4575. <http://doi.org/10.1364/AO.49.004568>
- Zhang, C., Liu, Y., Kovacs, J. M., Flores-Verdugo, F., de Santiago, F. F., & Chen, K. (2012). Spectral response to varying levels of leaf pigments collected from a degraded mangrove forest. *Journal of Applied Remote Sensing*, *6*(1), 63501. <http://doi.org/10.1117/1.jrs.6.063501>
- Zhang, C., Kovacs, J. M., Wachowiak, M. P., & Flores-Verdugo, F. (2013). Relationship between hyperspectral measurements and mangrove leaf nitrogen concentrations. *Remote Sensing*, *5*(2), 891–908. <http://doi.org/10.3390/rs5020891>

- Zhang, C., Kovacs, J., Liu, Y., Flores-Verdugo, F., & Flores-de-Santiago, F. (2014). Separating Mangrove Species and Conditions Using Laboratory Hyperspectral Data: A Case Study of a Degraded Mangrove Forest of the Mexican Pacific. *Remote Sensing*, 6(12), 11673–11688. <http://doi.org/10.3390/rs61211673>
- Zhang, X., & Tian, Q. (2013). A mangrove recognition index for remote sensing of mangrove forest from space. *Current Science*, 105(8), 1149–1154. Retrieved from <http://www.currentscience.ac.in/Volumes/105/08/1149.pdf>
- Zhang, X., Treitz, P. M., Chen, D., Quan, C., Shi, L., & Li, X. (2017). Mapping mangrove forests using multi-tidal remotely-sensed data and a decision-tree-based procedure. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 62(June), 201–214. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2017.06.010>
- Zhang, Y., Lu, D., Yang, B., Sun, C., & Sun, M. (2011). Coastal wetland vegetation classification with a Landsat Thematic Mapper image. *International Journal of Remote Sensing*, 32(2), 545–561. <http://doi.org/10.1080/01431160903475241>
- Zomer, R. J., Trabucco, A., & Ustin, S. L. (2009). Building spectral libraries for wetlands land cover classification and hyperspectral remote sensing. *Journal of Environmental Management*, 90(7), 2170–2177. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.06.028>