



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

MAPEO DE TURBERAS NATURALES Y ANTROPOGÉNICAS EN LA COMUNA DE CHONCHI DE LA REGIÓN DE LOS LAGOS, MEDIANTE TÉCNICA DE PERCEPCIÓN REMOTA Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)



Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniera Ambiental

PAMELA MARGARITA HENRÍQUEZ RAMÍREZ

Profesor Guía: Dr. Mauricio Aguayo Arias

Profesor Comisión: Dr. Ricardo Figueroa Jara

Profesor Comisión: M.Cs. Jorge Fález

Concepción, Chile

2021



“MAPEO DE TURBERAS EN LA COMUNA CHONCHI DE LA REGIÓN DE LOS LAGOS, MEDIANTE TÉCNICA DE PERCEPCIÓN REMOTA Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG).”

PROFESOR GUÍA: Dr. Mauricio Aguayo Arias

PROFESOR COMISIÓN: Dr. Ricardo Figueroa Jara

PROFESOR COMISIÓN: Mg. Jorge Féliz Bernal

CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, junio 2021

DEDICATORIA



A mi familia, en especial a mis padres.

Por darme la libertad de elegir y siempre apoyarme en mis decisiones.

AGRADECIMIENTOS

La presente tesis fue realizada con la ayuda de muchas personas que, a pesar de los desafíos que conllevan el distanciamiento social y el confinamiento derivado de la pandemia de COVID-19, me han brindado su apoyo.

En primer lugar, quiero agradecer a mi profesor guía Mauricio Aguayo, por darme la oportunidad de estudiar las maravillosas turberas, por su calidad humana y profesional, su transmisión de conocimientos, su disposición para responder mis dudas y generar pensamiento crítico. Del mismo modo, quiero agradecer al profesor Jorge Félez, por su disposición para responder las preguntas que surgieron en el proceso metodológico, sus consejos y la disposición de insumos. Sin duda, sin su apoyo todo hubiese resultado mucho más difícil. También, agradezco al profesor Ricardo Figueroa, por contribuir a mi pensamiento crítico y la curiosidad por los humedales a lo largo de mi formación profesional. En particular, quiero agradecer por su amabilidad y consejos a María Elisa Díaz (Kichy) y, Luciana Silva (Luci), quienes han sido una nueva inspiración en el mundo científico.

A mi familia, la que con mucho esfuerzo me ha entregado las herramientas y valores con los que hoy cuento. En especial, a mis padres Adolfo y Cristina, por su valentía y lucha diaria. A mis tíos Raúl y Mirta, por creer en mí y entregarme su apoyo. A mis hermanos Antonio y Lala por su comprensión y a la Nini por su cariño desde mi primer año de U.

A Miguel, por su buena compañía, su apoyo incondicional, por las salidas a playas y bosques que nos ayudaron a asimilar las dificultades de la Universidad y por recordarme en más de una ocasión que puedo afrontar lo que me propongo.

A mis amigos, que me hacen sentir muy afortunada de poder seguir creciendo con ellos y tener su apoyo. En especial, a Carla, Cristián, Rafa, Mati, Pili, Ferni, Caro, Ale, Fabi, Bari, Ro, Ronald, Marcelo y Pablo, por su energía en momentos difíciles y por compartir conmigo lo que los motiva, convirtiéndose en distintos tipos de inspiración todos estos años.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE DE TABLAS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	v
RESUMEN	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
2.1. Turberas en la Patagonia chilena.....	3
2.2. Políticas públicas asociadas a turberas en Chile	6
2.3. Amenazas en las turberas de la región de Los Lagos.....	10
2.4. Teledetección como herramienta para la cartografía de turberas	15
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	22
OBJETIVOS	22
3. MATERIALES Y MÉTODOS	23
3.1. Área de estudio	23
3.2. Detección de Turberas en la comuna de Chonchi.....	28
3.2.1. Datos de teledetección y obtención de índices multiespectrales	28
3.2.2. Datos de referencia territorial.....	32
3.3. Identificación y validación de Turberas en la comuna de Chonchi	34
3.3.1. Construcción de mosaicos.....	36
3.3.2. Definición regiones de interés.....	38
3.3.3. Clasificación supervisada	43
3.3.4. Discriminación espectral de clases	43

3.3.5. Validación	44
3.4. Mapeo en Sistemas de Información Geográfica (SIG).....	45
4. RESULTADOS	46
4.1. Detección de turberas naturales y antropogénicas a partir de análisis.....	46
4.2. Discriminación espectral de las clases identificadas	47
4.3. Clasificación	57
4.4. Validación.....	59
4.5. Cartografía	60
5. DISCUSIÓN	63
6. CONCLUSIONES	68
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	70
8. ANEXOS.....	81



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Inventarios asociados a turberas realizados en Chile y en la Región.	8
Tabla 2. Información espectral y resolución espacial de las bandas de Sentinel-2.....	18
Tabla 3. Áreas de cobertura y uso de suelo en la comuna de Chonchi.	25
Tabla 4. Descripción de características extraídas de imágenes óptimas satelitales	31
Tabla 5. Número de ROI's de entrenamiento y validación	40
Tabla 6. Valoración del coeficiente Kappa	45
Tabla 7. Precisiones globales y coeficientes Kappa obtenidos de los diferentes.....	59
Tabla 8. Precisiones y coeficientes Kappa obtenidos para clases objetivo de.....	60
Tabla 9. Distribución de turberas naturales y antropogénicas en la comuna de	62

Tabla 10. Comparación turberas identificadas con inventarios previos disponibles..... 62

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Formación de turberas naturales (izquierda) y antropogénicas (derecha).....	5
Figura 2. Espectro electromagnético.	15
Figura 3. Área de estudio emplazada en la comuna de Chonchi.....	27
Figura 4. Catastros oficiales que identifican Turberas y otros humedales en la comuna de Chonchi.	32
Figura 5. Distribución puntos de muestreos en terreno.	35
Figura 6. Esquema representativo de la construcción de mosaicos multispectrales de 15 bandas.....	36
Figura 7. Mosaicos obtenidos a partir de la integración de bandas e índices espectrales del programa sentinel-2 para los diferentes lapsos.	37
Figura 8. Distribución espacial ROI's de entrenamiento y Validación.	41
Figura 9. Distribución espacial ROI's de entrenamiento según clases	42
Figura 10. Comportamiento espectral turberas naturales (A) y antropogénicas (B) según índices NDVI y NDWI (de izquierda a derecha) en el lapso 1: sept.2020.....	46
Figura 11. Comportamiento espectral turberas naturales (A) y antropogénicas (B) según los índices NDVI y NDWI (de izquierda a derecha) en el lapso 2: dic.2020.	47
Figura 12. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según bandas espectrales lapso 1.	48
Figura 13. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según bandas espectrales lapso 2..	49
Figura 14.. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según bandas espectrales lapso 3..	50
Figura 15. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según bandas espectrales lapso 4.	51

Figura 16. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según índices espectrales lapso 1.....	53
Figura 17. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según índices espectrales lapso 2.....	54
Figura 18. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según índices espectrales lapso 3.....	55
Figura 19. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según índices espectrales lapso 4.....	56
Figura 20. Comparación de resultados de clasificación en los cuatros lapsos: septiembre 2020, diciembre 2020, febrero 2021 y marzo 2021.	58
Figura 21. Distribución de turberas naturales y antropogénicas identificadas en la comuna de Chonchi.....	61

ÍNDICE ANEXOS

ANEXO 1. Índices espectrales computados para la detección de turberas y la construcción de imágenes clasificadoras para cada lapso.	81
ANEXO 2. Matriz de confusión clases propuestas para cada lapso.....	85
ANEXO 3. Matriz de confusión clases objetivo turberas naturales y antropogénicas para cada lapso	87

RESUMEN

Las turberas se encuentran amenazadas por diversas actividades humanas, a esto se suma la incertidumbre de su distribución y estado de conservación, factores que dificultan su adecuada gestión. Lo anterior, se debe a los costos de realizar un inventario y a la naturaleza dinámica y remota de estos ecosistemas. Otro desafío que presenta la precisión de cartografías digitales de turberas es la similitud espectral de sus clases. El presente estudio tiene como objetivo identificar turberas de origen natural y antropogénico distribuidas en la comuna de Chonchi, a partir de la disponibilidad de imágenes satelitales multiespectrales del programa Sentinel-2, el potencial de Google Earth Engine (GEE) y el uso del algoritmo de clasificación supervisada Random Forest (RF).

Las clasificaciones entregan resultados satisfactorios para el reconocimiento de turberas de suelos circundantes. En el caso de turberas naturales, RF reconoce bien coberturas abiertas con dominancia del musgo *Sphagnum*. Sin embargo, las turberas naturales que presentan una cobertura arbustiva, derivada de una alta intervención antrópica, tienen respuestas espectrales similares a las turberas antropogénicas.

Las turberas naturales y antropogénicas identificadas representan un 4.9% de la superficie total del área de estudio. En específico, las turberas naturales se distribuyen en 337.4 ha (5.0%). Mientras que, las turberas antropogénicas presentan una superficie de 6358.0 ha (95.0 %). Esta identificación tiene una precisión global de un 86.7 % y un

coeficiente kappa de 0.85. En comparación a los inventarios disponibles, las turberas antropogénicas presentan un aumento considerable al oeste de Chonchi.



1. INTRODUCCIÓN

Las turberas son un tipo de humedal que se desarrollan en zonas del planeta que se caracterizan por tener bajas temperaturas y un régimen pluvial abundante durante todo el año (Zegers et al., 2006). En las turberas se acumula materia orgánica en distintos estados de degradación anaeróbica que recibe el nombre de turba (Roig & Roig, 2004). La composición de la turba se estima de 90% de agua y 10% de restos de plantas como briófitos, líquenes y herbáceas de medios húmedos, entre otros (CKPP, 2008; Päivänen, 1982).

La acumulación de materia orgánica en las turberas se genera a partir del depósito de vegetación adaptada a vivir en estos ecosistemas como lo son los musgos del género *Sphagnum*, plantas hidrófitas con gran capacidad de retener agua (hasta 20 veces su peso en agua) (Díaz et al., 2008; Iturraspe & Roig, 2000). Además, el musgo *Sphagnum* tienen la capacidad de incrementar la acidez del medio. Esta acidez, combinada con otros factores como la falta de oxígeno, bajas temperaturas y la débil presencia de nutrientes (baja concentración de nitrógeno), limitan la actividad biológica, por lo tanto, se genera una descomposición incompleta de la materia orgánica depositada en las turberas (Roig & Roig, 2004; Schofield, 1985; Van Breemen, 1995).

Las turberas brindan importantes servicios ecosistémicos, a nivel global, regulan la química atmosférica del planeta, actuando como fuente y sumidero de carbono, gracias a la acumulación de las capas de turba, siendo las plantas del género *Sphagnum* las principales responsables (Clymo et al., 1998; Gerdol et al., 1996). Se estima que las turberas contienen aproximadamente el doble de carbono que toda

la biomasa forestal del mundo y el equivalente del 60% del carbono presente en la atmósfera, a pesar de solo cubrir un 3% de la superficie terrestre (Crump, 2017; Joosten, 2016; Parish et al., 2007). Mientras que, a escala local tienen un rol fundamental en el ciclo hidrológico, puesto que tienen una gran capacidad de captar agua de las precipitaciones que posteriormente es liberada gradualmente hacia las cuencas hidrográficas. También influyen en la calidad del agua, ya que actúan como filtro natural hacia las aguas subterráneas, reduciendo la movilización y transporte de sedimentos y fijando compuestos nocivos como metales pesados, constituyendo verdaderos reservorios hídricos (Clymo et al., 1998; Clymo & Hayward, 1982; Gorham, 1991; Martínez Cortizas et al., 2009; Moore et al., 1998).

Las turberas son ecosistemas con valor ecológico, paleoambiental y económico. Desempeñan un papel fundamental en la conservación de la biodiversidad, al ser refugio de especies de flora y fauna únicas y especializadas (Hauser, 1996; Parish et al., 2007). Por otro lado, la turba al presentar condiciones de anoxias bajo el agua permite la reconstrucción de los cambios paisajísticos y climáticos del pasado, la preservación del patrimonio cultural como restos arqueológicos y registros paleobiológicos, sumergidos en el sistema. (Gallego-Sala et al., 2016; Ramsar, 2018). Además, los depósitos de turba son reconocidos mundialmente como un recurso económico. La turba es utilizada como combustible, sustrato y retenedor de nutrientes en viveros de horticultura. También se emplea como aislante térmico, para el tratamiento de aguas residuales y para filtros industriales, lo cual ha llevado a un aumento sostenido de su interés comercial y su explotación, catalogada como

“ambientalmente depredadora”, al contribuir con la destrucción o degradación del 15% de las reservas mundiales (Crump, 2017; Hauser, 1996).

A pesar de la vasta extensión de beneficios que entrega este tipo de humedal, existe una incertidumbre sobre la distribución global y el estado de conservación de las turberas en la mayoría de los países. Esto se debe al costo de realizar un mapeo a gran escala, la falta de datos de referencia, el conocimiento limitado y la naturaleza dinámica y remota de estos ecosistemas (Gumbricht et al., 2017). Otra dificultad que presentan la precisión de las cartográficas con tecnología digital, es la similitud espectral de las clases de humedales de turberas (Mahdianpari et al., 2018). Estos problemas resultan en la desactualización o fragmentación parcial en los inventarios de humedales en la mayoría de los países del mundo, mientras que algunos no disponen de inventario alguno (Maxa & Bolstad, 2009).

En este contexto, la información actualizada de la distribución de turberas es la base para la adecuada gestión de estos recursos naturales.

2. ANTECEDENTES

2.1. Turberas en la Patagonia chilena

Los humedales de turberas presentes en Chile se concentran a lo largo de la Patagonia, entre la Región de la Araucanía (39°S) hasta Región de Magallanes y la Antártica Chilena (55°S) (Oberpaur et al., 2018).

La formación de las turberas en estas zonas se atribuye a procesos naturales y antropogénicos. Las primeras se generaron por el retiro de masas glaciares, permitiendo la formación de humedales y lagos someros que comenzaron a ser

colonizados por vegetación, principalmente por especies del musgo *Sphagnum* y otras briófitas (Hauser, 1996; Roig & Roig, 2004). (Yu et al., 2010), estiman que gran parte de las turberas de la Patagonia iniciaron su formación entre 17.000 y 13.500 años atrás.

Por otro lado, las turberas antropogénicas se originaron tras la quema o tala de bosque con drenaje deficiente. Donde las condiciones de anegamiento impiden que el bosque colonice el sitio perturbado y favorece la colonización en superficie por el musgo *Sphagnum*, junto con otras especies de los ecosistemas circundantes (Valenzuela-Rojas & Schlatter, 2004). Debido a que turberas antropogénicas constituyen formaciones jóvenes, no presentan una capa profunda de turba (Díaz et al., 2008). Este tipo de turbera se asocia a eventos de intensa degradación del bosque nativo a partir del siglo XIX (Armesto et al., 2010).

Díaz et al., (2008), evidencian diferencias en la composición florística entre las turberas presentes en la isla Grande de Chiloé. Las turberas antropogénicas, sin extracción, de musgo presentan una mayor diversidad, asociada a especies frecuentes en ambientes expuestos a disturbios constantes, como pastizales y tierras agrícolas (*Centella asiatica*, *Ugni molinae*), o bien especies propias de los bosques circundantes (como *Blechnum magellanicum*, *Campsidium valdivianum*, *Eucryphia cordifolia*, *Tepualia stipularis*, entre otras). Por otro lado, las turberas naturales presentan especies propias de este sistema, principalmente briófitas como el musgo *Sphagnum magellanicum*., vasculares como *Drosera uniflora*, *Pinguicula antártica*, *Nothofagus antártica*, entre otras. Además de una diversidad de líquenes.

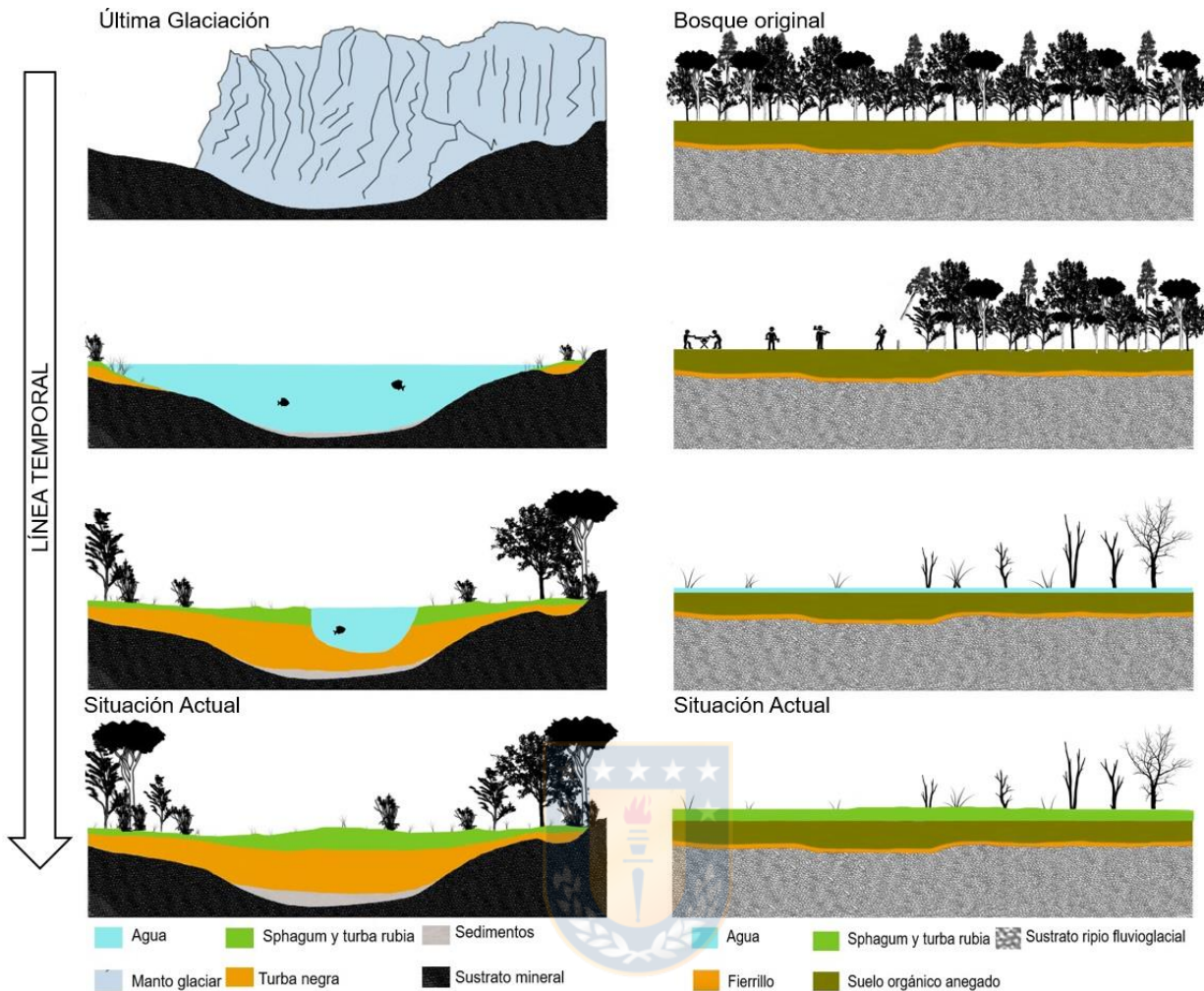


Figura 1. Formación de turberas naturales (izquierda) y antropogénicas (derecha).

Fuente: modificado de. (Oberpaur et al., 2018).

Los niveles freáticos constituyen otra diferencia entre los tipos de turberas, siendo menos superficiales en turberas naturales y antropogénicas sin extracción, en comparación con las turberas antropogénicas con extracción de *Shagnum*. En el caso de las antropogénicas, la napa freática se encuentra casi todo el año muy cercano a la superficie, llegando incluso a aflorar durante los meses de invierno, generando terrenos totalmente anegados. Por otro lado, en periodo estival, el nivel

freático desciende considerablemente. Mientras que las turberas naturales, se mantienen relativamente constante durante todo el año (Díaz et al., 2008; FAO, 2020) .

2.2. Políticas públicas asociadas a turberas en Chile

En Chile los humedales se encuentran reconocidos en su legislación, el primer cuerpo legal en establecer la definición de humedales es el Decreto N° 771 de 1981, que ratifica la Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional, también conocida como Convención Ramsar. En la definición de humedal estipulado en la convención, se incluye explícitamente las turberas. Este hito marca el inicio de una serie de políticas dirigidas a la conservación de los humedales en Chile. En el año 2005, la Estrategia Nacional de Biodiversidad incluye a los humedales como objetos de importancia para la conservación, lo que se oficializa en la Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Racional de los Humedales de Chile (ENH) y en el plan de acción de la CONAMA en el año 2007.(WCS Chile, 2020). En el año 2018, el Ministerio de Medio Ambiente mediante el Decreto N°14 Aprueba Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030, esta regulación tiene como objetivo estratégico: “desarrollar la conciencia, la participación, la información y el conocimiento sobre la biodiversidad, como base del bienestar de la población”, donde se propone como actividad “Mantener actualizado el Inventario y la Plataforma de Humedales de Chile”.

En el año 2011 Chile inicia la primera fase del Catastro Nacional de Humedales donde se identifican y delimitan humedales a partir del uso de herramientas de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica (SIG). La línea de base

fue publicada en el año 2015, catastrando un total de 40.378 humedales, correspondientes a 1.317.704 ha, sin embargo, este inventario no incorpora las islas oceánicas, turberas, ni los mallines de la zona sur austral del país. Por otro lado, las delineaciones cartográficas de este estudio se encuentran en escala de orden general en 1:250.000 (WCS Chile, 2020). En la actualidad, la FAO (2020) recomienda una escala aceptable de 1:30.000.

CONAFF (2017), a través de “Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile”, también indica superficies aproximadas de humedales de turbera en Chile, sin embargo, se realiza una pobre validación in situ. Por lo que se estima que la distribución y superficie difiere de la realidad, sobreestimando la cobertura al incluir otros tipos de humedales o subestimándola por excluir turberas recientes con una composición vegetal muy distinta a las de origen glaciar (WCS Chile, 2020). Para el caso de la Región de Los Lagos, la actualización de usos de suelo data del año 2013 (CONAF, 2013).

Algunos inventarios a nivel regionales como el realizado por Geosoluciones (2007) y SERNAGEOMIN (2008) para la Región de Los Lagos podrían contribuir a corregir esta información, sin embargo, al ser realizados en períodos diferentes con metodologías y objetivos distintos, su uso y comparación genera dificultad.

Finalmente, en el año 2020 el MMA publica el inventario de humedales urbanos y la actualización del inventario de humedales, los que se encuentran en constante actualización.

Tabla 1. Inventarios asociados a turberas realizados en Chile y en la Región de los Lagos.

Referencia	Zona geográfica	Tipo de ecosistema	Superficie (ha)
Geosoluciones (2007)	Región de Los Lagos	Turberas productoras de musgo	0.09 x 10 ⁶
SERNAGEOMIN (2008)	Provincia de Chiloé	Reservas de turba explotables	2.40x10 ³
CONAF (2017)	Chile	Turberas y otros tipos de humedales	3.60 x 10 ⁶
MMA (2020)	Chile	Turberas y otros tipos de humedales	5,60 x 10 ⁶

Fuente: WCS Chile, 2020; MMA, 2020.

En la COP25 realizada el año 2019, se reconoce el doble valor de las turberas, tanto para aportar a la mitigación como a la adaptación del cambio climático. Además, del doble impacto que tiene la conservación de humedales de turbera en temas relacionados con disponibilidad de agua y conservación de ecosistemas terrestres (WCS Chile, 2020). En este contexto, Chile en la actualización de la Contribución Determinada a Nivel Nacional, se compromete al año 2025 a realizar un inventario de humedales de turberas y a 2030 a desarrollar métricas estandarizadas para la evaluación de la capacidad de adaptación o mitigación al cambio climático de estos humedales (MMA, 2020a).

A pesar de los esfuerzos por la conservación de humedales de turbera, en la práctica se observa una fragmentación en relación con las herramientas

administrativas que participan en la conservación y manejo de las turberas. Donde se hacen presentes al menos tres ministerios.

En Chile la turba es considerada una sustancia mineral concesible por el Ministerio de Minería, de acuerdo con Ley N°18.248 Código de Minería y se encuentra sujeta a aprovechamiento de acuerdo con la Ley N°18.097 Orgánica Constitucional Sobre Concesiones Mineras. Este marco normativo es aplicable a todo el territorio chileno, incluidas las áreas del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNAPE), permitiendo la explotación y exportación de turba bajo concesión minera (WCS Chile, 2020). Por su parte, la Ley N°19.300 sobre Bases Generales de Medio Ambiente, establece que todo proyecto que considera la extracción de turba es susceptible de causar impacto ambiental, debido a esto, los proyectos que pretendan extraerla deben someterse a evaluación en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA). En el caso de los pomponales, el Ministerio de Agricultura en el año 2017 modifica el Decreto N° 25, Dispone Medidas Para La Protección Del Musgo *Sphagnum magellanicum*. Dicho decreto autoriza sectorialmente la extracción y manejo del musgo, donde los proyectos con fines productivos deben presentar un plan de cosecha ante el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). Por otro lado, las prohibiciones dictadas en el decreto sólo aplican a humedales declarados como Sitios Prioritarios para la Conservación y Sitios Ramsar, dejando fuera de esta protección a los humedales de turbera que no cuentan con estas categorías o que se encuentren fuera de las áreas protegidas (WCS Chile, 2020).

La política más reciente que involucra a las turberas es la Ley N°21.202 Modifica Diversos Cuerpos Legales con el Objetivo de Proteger Los Humedales Urbanos, publicada en enero del 2020. Esta ley introduce en la legislación nacional, el concepto de humedal urbano y establece que los humedales con una superficie total o parcial en el límite urbano y declarados por el Ministerio del Medio Ambiente deben ser incluidos en los Instrumentos de Planificación Territorial a toda escala como “área de protección de valor natural”. También modifica la ley N°19.300, donde los proyectos que busquen intervenir humedales urbanos deberán ingresar al SEIA.

2.3. Amenazas en las turberas de la región de Los Lagos

Desde principios del siglo XIX, las turberas se encuentran amenazadas por diversas actividades humanas, en la misma turbera o su entorno (Oberpaur et al., 2018). En 2020, El MMA en conjunto con WCS Chile identifican en la Región de Los Lagos 7 amenazas definidas como “aquellas actividades humanas que poseen efectos negativos directos sobre los humedales de turbera”.

➤ Extracción de turba

La extracción de la turba en Chile data de principios del siglo XIX (Hauser, 1996), desarrollándose con mayor concentración en la Región de Magallanes, aunque también en la Región de los Lagos; pero en menor proporción. Villela (2017), indica que esta industria ha presentado un aumento sostenido en el tiempo, alcanzando las 2.306 toneladas de turba extraída al año 2015. Esta actividad minera implica una serie de procesos que conllevan a drásticas

modificaciones en estos ecosistemas. (WCS Chile, 2020). El proceso de extracción incluye la construcción de canales de drenaje para la evacuación del agua, con la finalidad de permitir el ingreso de maquinaria y reducir el contenido de agua en el material extraído (Villela, 2017). Cuando se alcanza el drenaje, se procede a la habilitación de caminos para tránsito del personal al interior del humedal, también se establecen zonas de secado y acopio de turba. Esta actividad, implica la remoción de la cubierta vegetal, dejando totalmente expuesto el suelo, generando efectos sobre sus condiciones fisicoquímicas. (WCS Chile, 2020).

➤ **Extracción del musgo *Sphagnum***

La extracción del musgo *S. magellanicum* es una práctica que originalmente se concentraba en la Región de los Lagos, sin embargo, debido a falta de medios de subsistencia de la población local y falta de regulación, en las últimas décadas se ha observado un aumento en su práctica, extendiéndose al resto de las regiones que componen la Patagonia chilena (WCS Chile, 2020). Desde el año 2002, la exportación del musgo *S. magellanium* ha tenido un aumento continuo y sostenido, con una expansión de la actividad, tanto en volumen como en valor de su exportación (Figueroa et al., 2019). A pesar de que esta actividad se encuentra regulada por el DS N°25/18 del Ministerio de Agricultura, los estudios utilizados para definir los límites y metodologías para la extracción del musgo se concentran únicamente en la provincia de Chiloé. La extracción del musgo consiste en la remoción manual o industrial, que al igual que la turba, posteriormente es almacenado en sacos y secado. Luego,

es separado del resto del material vegetal para su envasado y venta (León et al., 2012). La regeneración del musgo *Sphagnum* demora aproximadamente 12 años en Chiloé y en la región de Magallanes aproximadamente 85 años (Figuroa et al., 2019). La actividad de remoción del musgo conlleva un riesgo para otras especies vegetales, como hongos y líquenes que crecen junto con el musgo. Además, puede modificar las características de la turbera y la calidad de agua en el suelo (Díaz et al., 2008; León et al., 2012). (Oberpaur et al., 2018) indican que en numerosas localidades rurales de las provincias de Chiloé y Llanquihue se ha observado que la sobreexplotación del musgo *Sphagnum* conlleva a que las áreas de extracción no se regeneren, además de ser abandonadas y contaminadas con desechos de las faenas de extracción.

➤ **Obras civiles sobre humedales de turbera**

Proyectos asociados a construcción de caminos, alcantarillas, la instalación de plantas eólicas u otra infraestructura de generación o transmisión de energía, constituyen obras civiles que afectan a las turberas. La intensidad e irreversibilidad depende de la magnitud y características de cada proyecto, así como el tipo y tamaño de la turbera intervenida. Algunos impactos comunes entre proyectos son la remoción de la vegetación de superficie, el drenaje del ecosistema parcial o completo, la compactación del suelo y fragmentación del paisaje. Las acciones realizadas en el desarrollo de estas obras modifican las características estructurales y funciones de las turberas, fragmentan o destruyen hábitat, favorecen la llegada de especies invasoras,

generando consecuencias directas o indirectas en los servicios ecosistémicos que prestan estos servicios a nivel local o global (WCS Chile, 2020).

➤ **Ganadería sobre las turberas**

El ingreso de ganado en las turberas puede generar compactación, erosión y fertilización del humedal, con la consecuente alteración de las características estructurales y funcionales del suelo en las turberas. La ganadería provoca cambios en la composición y estructura de la vegetación debido al ramoneo, además de la incorporación de especies de plantas que normalmente resultan invasoras. (Cabezas et al., 2015; Díaz et al., 2008; Valdés-Barrera et al., 2019).

➤ **Presencia de la especie invasora espinillo**

Conocida comúnmente como espinillo, *Ulex esropeaus*, es una leguminosa arbustiva que ha tenido un rápido avance en la Región de Los Lagos. Fue introducida a principios del siglo XIX para ser utilizada como cerco vivo y para el forraje del ganado. Posee una ventaja competitiva sobre especies nativas, debido a su rápido crecimiento vegetativo y a su dispersión por semilla (Muñoz, 2009). Además, al ser una especie pirófito o pirófila, genera riesgo de incendios en periodos áridos o secos, escenarios presentes en Chiloé durante los últimos 8 años. Estos cambios en las condiciones ambientales han permitido el asentamiento de esta especie invasora en turberas antropogénicas, lo que genera un riesgo sobre la vegetación nativa de estos ecosistemas (WCS Chile, 2020).

➤ **Turismo no sustentable sobre las turberas**

En los últimos años se ha generado un interés creciente por el conocimiento de las turberas, que ha generado una nueva actividad económica y turística, la implementación de talleres con lupa, actividades de divulgación científica que buscan dar a conocer especies criptógamas que debido a su pequeño tamaño y hábitat son difíciles de identificar (Rozzi et al., 2010). Sin embargo, la falta de regulación permite que estas actividades se lleven a cabo en turberas sin tomar las adecuadas precauciones para su conservación. Acciones como el tránsito de personas por espacios no habilitados puede compactar el suelo o facilitar el ingreso de especies invasoras, por consiguiente, afectar a las especies del ecosistema y alterar la estructura de la vegetación y el suelo (WCS Chile, 2020).

➤ **Cambios de precipitación y temperatura asociados al cambio climático**

La reducción de precipitaciones y el incremento en las temperaturas en la zona austral de Chile tienen un impacto directo en los humedales de turbera, afectando el ingreso de agua y el contenido de humedad retenido en estos sistemas. La disminución del contenido de humedad, tiene efectos en el funcionamiento de las turberas, generando una degradación de estos ecosistemas y una liberación de gases de efecto invernadero (Marquet et al., 2019; Minasny et al., 2019).

2.4. Teledetección como herramienta para la cartografía de turberas

La teledetección permite obtener información sobre un objeto, área o fenómeno sin estar en contacto directo con el mismo. Ese proceso se realiza a través del análisis de datos adquiridos por un dispositivo (sensor), el que puede tener una distancia de cientos de kilómetros, como es en el caso de la teledetección satelital (Lillesand et al., 2008). La teledetección se puede separar en dos grandes procesos: adquisición de datos y análisis de datos. En el proceso de adquisición de datos, los sensores (activos o pasivos) se utilizan para registrar variaciones en la forma en que las características de la superficie terrestre se reflejan y emiten energía electromagnética. En la teledetección es común categorizar ondas electromagnéticas por su ubicación de longitud de onda dentro del espectro electromagnético (Barthelmes et al., 2015).

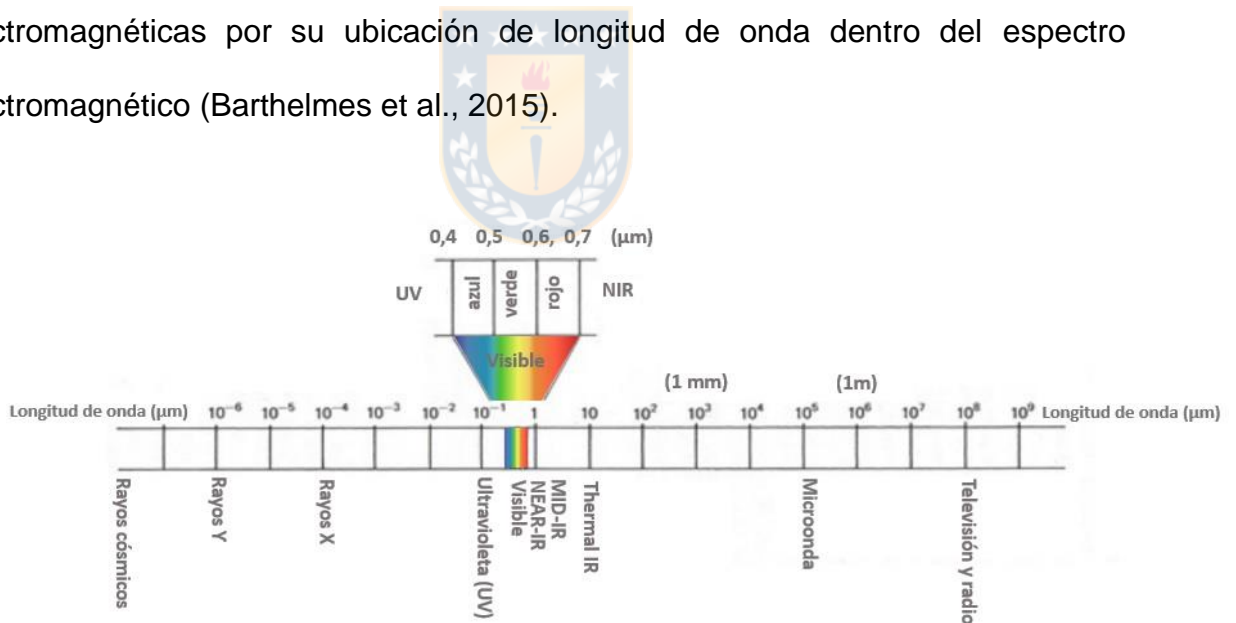


Figura 2. Espectro electromagnético.

Fuente: modificado de. (Barthelmes et al., 2015).

Los elementos u objetos reflejados en la tierra se pueden distinguir a partir de huellas espectrales o huellas digitales que se basan en la absorción, reflectancia y transmisión de la radiación electromagnética (Lillesand et al., 2008). Por ejemplo, Pang et al., (2020) a través de un estudio con bandas hiperespectrales evidencian que el musgo *Sphagnum*, puede ser diferenciado de otras plantas, debido a sus características espectrales únicas ubicadas en el rango del infrarrojo cercano y el infrarrojo de onda corta (NIR-SWIR; 760-2400 nm) de la región de reflectancia del espectro, específicamente en el NIR presenta valles espectrales en 980 nm y 1150 nm, y en SWIR una muy baja reflectancia, estas características se atribuyen a su estructura celular simple y la gran capacidad de retención de agua.

En las últimas dos décadas, la disponibilidad de herramientas y datos de teledetección de libre acceso han demostrado ser una fuente útil de información objetiva para mapear y monitorear ecosistemas de humedales a diferente escala temporal y espacial (Mahdianpari et al., 2018). Estudios actuales han determinado la extensión de turberas utilizando la cobertura del suelo en base a sensores remotos, ecología y estudios de campo (Barthelmes et al., 2015; Bourgeau-Chavez et al., 2017; Gumbricht et al., 2017; Mahdianpari et al., 2018; Rozzi et al., 2010). Sin embargo, las validaciones en terreno y el cálculo de la incertidumbre son limitadas por la naturaleza remota de estos ecosistemas (Minasny et al., 2019). Así, la cartografía precisa de humedales de tipo turberas mediante datos de teledetección, especialmente a gran escala, ha sido un desafío por mucho tiempo (Mahdianpari et al., 2018).

Las técnicas de percepción remota que se utilizan para cartografiar turberas son diversas, estas incluyen mediciones geofísicas, teledetección de radar (SRTM, SAT) e imágenes ópticas (visible e infrarroja) (FAO, 2020). Minasny et al.,(2019) indican que cuando se implementa más de una covariable para el mapeo de turberas, como productos ópticos y de radar el resultado es más favorable.

Las imágenes ópticas permiten detectar las diferencias de uso de suelo, así como el de tipo de vegetación y humedad. Sin embargo, los sensores ópticos están limitados por las condiciones climáticas y dependen de la energía solar, iluminación o radiación térmica. Estos sensores son incapaces de capturar las condiciones del suelo bajo una capa de nube (Gumbrecht et al., 2017). Así, un factor importante a considerar en la teledetección óptica, es que el resultado de una clasificación aceptable depende de los datos de entrada, los que deben estar suficientemente libre de nubes, bruma u otras perturbaciones (FAO, 2020; Gallant, 2015). Los datos de entrada contemplan la recopilación de un periodo específico de imágenes satelitales, con el fin de poder distinguir espectralmente clases similares (Mahdianpari et al., 2018). Históricamente, el costo de adquirir datos de teledetección impidió una cobertura terrestre (por ejemplo turberas) a gran escala (Gallant, 2015). A pesar que los sensores Landsat han estado en órbita recopilando datos de observación de la tierra desde 1980, sólo a partir del 2008 se generó un acceso abierto de sus productos. (Xie et al., 2008). Este hecho ha contribuido al beneficio de cartografías a gran escala de recursos vegetaciones con una resolución espacial de 30 m (Teluguntla et al., 2018).

En la actualidad, el programa Sentinel-2 desarrollado por la Agencia Espacial Europea (ESA) dispone gratuitamente imágenes satelitales con una resolución espacial (10m - 60m). Este programa cuenta con dos satélites idénticos (Sentinel-2A y Sentinel-2B), que están planeados para operar simultáneamente, trabajando en lados opuestos de la órbita, con una resolución temporal de 5 días. El satélite Sentinel-2A tuvo fecha de lanzamiento en junio de 2015, mientras que Sentinel-2B, marzo de 2017 (ESA, 2015). La misión Sentinel-2 está compuesta por el instrumento MSI (*Multi Spectral Instrument*), que captura la información de la superficie terrestre en 13 bandas espectrales, con diferentes resoluciones espaciales, cuatro bandas de 10 m del componente visible e infrarrojo cercano del sensor, seis bandas de 20 m en el puente del rojo e infrarrojo, además del infrarrojo de onda corta y tres bandas con resolución de 60 m de corrección atmosférica. (ESA, 2021).

Tabla 2. Información espectral y resolución espacial de las bandas de Sentinel-2.

Bandas	Función	S2-A		S2-B		Resolución espacial (m)
		Longitud central de la onda (nm)	Ancho de banda (nm)	Longitud central de la onda (nm)	Ancho de banda (nm)	
B1	Aerosol costero	442.7	21	442.2	21	60
B2	Azul	492.4	66	492.1	66	10
B3	Verde	559.8	36	559	36	10
B4	Rojo	664.6	31	664.9	31	10
B5	Infrarrojo cercano – NIR	704.1	15	703.8	16	20
B6	Infrarrojo cercano – NIR	740.5	15	739.1	15	20

B7	Infrarrojo cercano – NIR	782.8	20	779.7	20	20
B8	NIR	832.8	106	832.9	106	10
B8A	Infrarrojo cercano – NIR	864.7	21	864	22	20
B9	Vapor de Agua	945.1	20	943.2	21	60
B10	Cirrus – SWIR	1373.5	31	1376	30	60
B11	SWIR	1613.7	91	1610.4	94	60
B12	SWIR	2202.4	175	2185.7	185	60

Fuente: (ESA, 2021).

A partir de operaciones matemáticas entre las distintas bandas de imágenes satelitales se han desarrollado una serie de índices espectrales, los que permiten condensar la información de distintas zonas del espectro en valores únicos que facilitan la detección e identificación de características de la superficie de la tierra. En estudios de mapeo de coberturas vegetales como (Chávez et al., 2019; Hird et al., 2017; Mahdianpari et al., 2018; Xie et al., 2008) destaca el uso de los índices Vegetación de Diferencia Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, por sus siglas en inglés, NDVI) (Rouse et al., 1974), el Índice de Agua de Diferencia Normalizada (*Normalised Difference Water Index*, por sus siglas en inglés, NDWI) (McFeeters, 1996) y el Índice de vegetación ajustado por el suelo modificado (en inglés, *Modified Soil-adjusted Vegetation Index 2*, MSAVI2) (Qi et al., 1994). En particular, el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) propuesto por (Rouse et al., 1974) es uno de los índices más utilizados para el monitoreo remoto de la cubierta vegetal. Este índice permite discriminar suelo con vegetación de suelos sin vegetación. Se basa en la absorción diferencial de la canopia en las distintas zonas del espectro electromagnético. Donde la clorofila, el principal

pigmento de las plantas, absorbe la energía en los rangos azul y rojo del espectro visible. Mientras que las estructuras celulares presentes en el interior de la planta reflejan la radiación solar correspondiente al infrarrojo cercano. (Tucker, 1979).

A pesar de la disponibilidad de productos gratuitos y de alta calidad de las imágenes satelitales del programa Sentinel-2, la gestión de altos volúmenes de datos de teledetección para analizar grandes áreas geográficas es un desafío utilizando tecnología tradicional. Esto se debe a que recopilar, almacenar, procesar y manipular un gran número de datos de teledetección, utilizando softwares locales de procesamiento de imágenes convencionales, basados en el sistema "PC" es un proceso lento y extenso (Teluguntla et al., 2018). A esto se le conoce como el problema "Geo Big Data". Afortunadamente, en la actualidad, es posible optar por potentes algoritmos de aprendizaje automático, también conocido como *Machine Learning Algorithms* (MLA), que pueden ser implementados en plataformas de computación en la nube como Google Earth Engine (GEE). Esta plataforma permite el procesamiento paralelo de datos a escala de petabytes. Su acceso es a través de internet, mientras que su control es por medio de un Interfaz de Programación de Aplicaciones (API) en un entorno de desarrollo integrado o interactivo, en inglés Integrated Development Environment (IDE), la que permite una rápida visualización de resultados (Gorelick et al., 2017; Mahdianpari et al., 2018).

Así, el desarrollo de herramientas de aprendizaje automático ha contribuido al manejo de grandes volúmenes de datos de teledetección, como es el caso de Random Forest (FR) (Breiman, 2001), que a diferencia de los clasificadores tradicionales, maneja grandes volúmenes de información, distribuye los datos de

entrada de forma independiente. Además, es insensible al ruido y al sobreentrenamiento (Mahdianpari et al., 2018). Estudios como (Hribljan et al., 2017; Mahdianpari et al., 2018; Minasny et al., 2019) han demostrado que el clasificador de aprendizaje supervisado RF tiene una alta precisión en el proceso de clasificación de humedales de tipo turbera.



PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Es posible discriminar entre turberas naturales y antropogénicas mediante el uso de técnica de percepción remota y, además, en qué porcentaje estas se distribuyen en la comuna Chonchi de la Región de Los Lagos?

OBJETIVOS

Objetivo General

Diferenciar la distribución de turberas naturales y antropogénicas en la comuna de Chonchi de la Región de los Lagos.

Objetivos Específicos

- I. Detectar mediante la utilización de imágenes satelitales áreas de turberas naturales y antropogénicas en la comuna de Chonchi de la Región de los Lagos.
- II. Identificar y validar la distribución de turberas naturales y antropogénicas a partir de datos de terreno e información secundaria disponible para la comuna de Chonchi de la Región de los Lagos.
- III. Mapear mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG) turberas naturales y antropogénicas en la comuna de Chonchi de la Región de los Lagos.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

El área de estudio se localiza en la Isla Grande de Chiloé, específicamente en la comuna de Chonchi, región de Los Lagos, entre los paralelos 46° 36' latitud sur y los meridianos 73° 46' longitud oeste. Contempla una superficie de 1.361. km² que equivalen a aproximadamente un 15% del total de la Provincia de Chiloé. Esta zona presenta un clima Templado Marítimo Lluvioso, que se caracteriza por la presencia de precipitaciones, las que en muchos casos supera los 3.000 mm. Además de una escasa amplitud térmica anual. En específico, el área de estudio entra en la clasificación climática de Templado lluvioso frío sin estación seca (Cfc) en las zonas más altas de la cordillera de la costa, donde las temperaturas son moderadas por efecto del océano pacífico, mientras que el área noreste de Chonchi, la clasificación es de Templado lluvioso frío con leve sequedad estival (Cfcs), intercambiándose en la precordillera con la clasificación anterior, esta zona tiende a presentar una estación seca en verano. Al sur de la comuna, predomina el clima Templado cálido lluvioso sin estación seca Cfb, donde las precipitaciones son abundantes y homogéneas todo el año, disminuyendo ligeramente en primavera (PLADECO, 2018; Salazar, 2017; SUBDERE, 2020).

Con un total 14.858 habitantes, en la comuna de Chonchi predomina la alta ruralidad, con un 61,5% de sus habitantes viviendo fuera del radio urbano (Censo, 2017), en forma dispersa, complementada con el aislamiento geográfico del sector oeste de la comuna. Además, en la zona de estudio, destaca la presencia e

influencia del pueblo originario williche (etnia propia de Chiloé), donde un 40% de la comuna se identifica perteneciente a dicha etnia (PLADECO, 2018).

En particular, la económica de Chonchi es de carácter primario, con una fuerte influencia de la exportación de recursos naturales, siendo el sector Pesca que lidera la actividad económica (PLADECO, 2018). (Pérez, 2019) plantea que, debido a la crisis del Salmón, que generó una alta cesantía en la década pasada, la población retomó parcialmente la actividad agrícola tradicional, que junto con la actividad silvícola y turística forman parte del pilar económico de la comuna. Sin embargo, el repunte de la industria del mar ha generado un abandono de la actividad agrícola tradicional.

Con respecto al uso de suelo en la comuna, según el catastro de (CONAF, 2013), destaca un área de 92.410,5 ha (68,1 %) como “bosque nativo”, seguido por “praderas y matorrales” que contemplan una extensión espacial de 33.459,7 ha, que equivalen a un 24,6% de la superficie total. Mientras que las zonas de humedales corresponden al 1,5 % de la superficie, con un total de 2086,5 ha. donde 1603 ha corresponden a turberas aproximadamente. (ver Tabla 3).

Tabla 3. Áreas de cobertura y uso de suelo en la comuna de Chonchi.

Uso de suelo CONAF 2013	Área (ha)	%
Bosques	92.410,5	68.1%
Praderas y Matorrales	33.459.7	24.6%
Cuerpos de Agua	6.498.3	4.8%
Humedales	2.086,5	1.5%
Áreas sin vegetación	963.0	1.2%
Áreas Urbanas	308.7	0.2%
Terrenos Agrícolas	11.7	0.01%

Fuente: (CONAF, 2013)

Sin embargo, (Elwell et al., 2018) describe que el archipiélago de Chiloé está experimentando un rápido cambio en el uso de suelo (por ejemplo, la gran extracción del musgo *Sphagnum* spp.). Suceso que es sumado a otros factores responsables del fenómeno de escasez hídrica estacional que se está desarrollando en la isla.

En la actualidad, las turberas presentes en la comuna de Chonchi, se encuentran perturbadas por la extracción del musgo *Sphagnum* spp., la presencia de especies invasoras, presencia de ganado y el cambio de uso de suelo como plantaciones de eucaliptos en áreas de turberas (Oberpaur et al., 2018; WCS Chile, 2020). Además de la explotación del recurso turba, ejemplo de esto, son las turberas Romazal y Tarahuín identificadas en el “Catastro y levantamiento geológico de reservas explotables del recurso turba en Chiloé”. (SERNAGEOMIN, 2008).

Por otro lado, en abril del 2021 el Consejo de Ministros para la Sustentabilidad de Chile declara Santuario de la Naturaleza las turberas de Pulpito, emplazadas en el área de estudio, con una distribución espacial de 243 ha aproximadamente. Este sistema de turberas se une junto a las turberas de Aucar y de Punta Lapa de la comuna de Quellón para conformar la Red de Turberas de Chiloé. (Ladera Sur, 2021).

La Figura 3 muestra el área de estudio emplazada en la comuna de Chonchi. El sistema de coordenadas proyectadas es Universal Transverse Mercator (UTM) 18 Sur. Mientras que el área de referencia está representada en el sistema de referencia geográfico World Geodetic System 1984. (WGS 84).



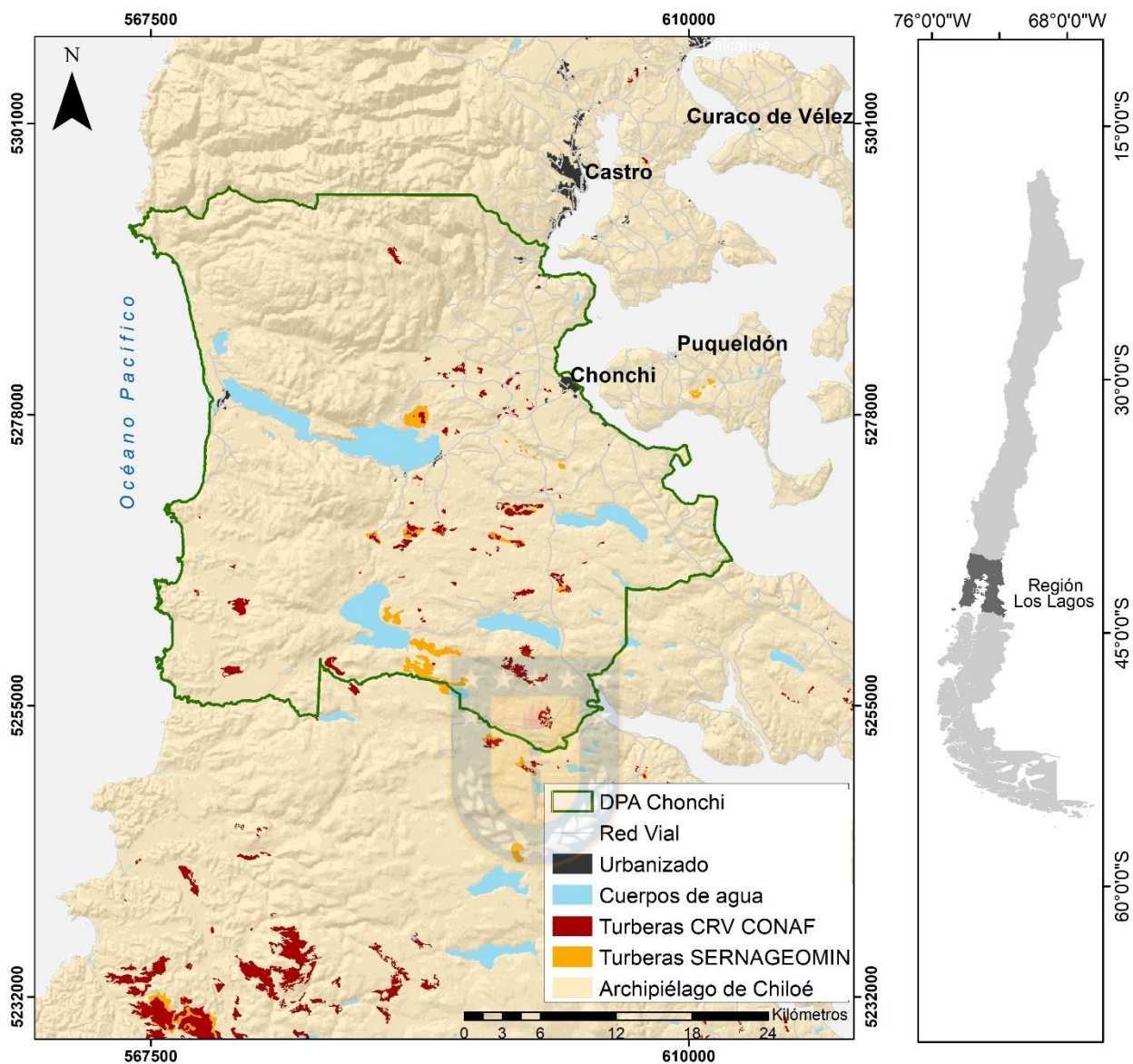


Figura 3. Área de estudio emplazada en la comuna de Chonchi.

Fuente: Elaboración propia en base a SERNAGEOMIN (2008); JAVA (2011); CONAF (2013), SUBDERE (2020); MOP (2019).

3.2. Detección de Turberas en la comuna de Chonchi

El proceso de detección e identificación de la distribución espacial de turberas en Chonchi se basó en la integración de información territorial de diferente naturaleza. Entre ellas, imágenes satelitales multiespectral, obtenidas por el sensor MSI (*MultiSpectral Instrument*) del programa Sentinel-2, traducidos en niveles de radiancia normalizada al nivel de superficie terrestre (eliminación del efecto atmosférico, o corrección BOA, *Bottom Of Atmosphere* por sus siglas en inglés y ortorectificada). Además del uso de productos radar del Programa Sentinel-1. Las imágenes radar fueron procesadas y suministradas por el Proyecto “Inventario de Turberas y Turbales de la Región de Los Lagos” del centro EULA-CHILE, elaborado para el MMA. También se incorporó información secundaria derivada principalmente de las fuentes: “Catastro y levantamiento de reservas explotables del recurso turba en Chiloé, región de Los Lagos” (SERNAGEOMIN, 2008), “Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile” (CONAF, 2013) e “Inventario Nacional de Humedales (MMA, 2020). Esta última información constituyó la base para los sitios visitados en la campaña de terreno, actividad que permitió el levantamiento de información in situ para el proceso de clasificación y validación.

3.2.1. Datos de teledetección y obtención de índices multiespectrales

El punto de partida para la detección de las turberas en la comuna de Chonchi fue la recopilación de imágenes multiespectrales adquiridas a través de “Copernicus Scientific Data Hub” página web asociada a la ESA. El programa Sentinel-2, cuenta con el sensor óptico *Multispectral Instrument* (MSI) que contiene una resolución

espacial óptima acorde a las escalas de análisis (1:30.000) (FAO, 2020). En específico, las 13 bandas que lo componen (10 metros de resolución del componente visible e infrarrojo cercano y 20 metros en el puente del rojo e infrarrojo, además del infrarrojo de onda corta), permiten la extracción de parámetros de análisis vinculados al componente fenológico/vegetacional y del contenido de humedad, variables óptimas para identificar la presencia de las formaciones vegetacionales asociadas a turberas.

Las variables estacionales son un factor limitante desde el componente multiespectral, debido que es prácticamente imposible acceder a imágenes de invierno sin cobertura nubosa (saturación de nubosidad). Dado este contexto, las imágenes utilizadas contemplaron cuatro lapsos temporales de las condiciones actuales del área de estudio (septiembre de 2020, diciembre de 2020, febrero de 2021 y marzo de 2021) con el fin de analizar los contenidos de humedad y el vigor vegetacional de las formaciones de *Sphagnum* que involucra la presencia de turberas en niveles de suelo. De lo anterior, La estación invernal fue descartada del análisis debido, principalmente, a la densa cobertura de nubes en el área de estudio que imposibilitan la visualización de las coberturas de suelo.

Con los productos BOA de los cuatro lapsos se usaron las diferentes bandas espectrales incluidas en el sensor MSI (B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8, B8A, B11, B12) a las cuales se sumaron los siguientes índices multiespectrales: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, por sus siglas en inglés, NDVI en adelante) (Rouse et al., 1974), Índice de Agua de Diferencia Normalizada (*Normalised Difference Water Index*, por sus siglas en

inglés, NDWI en adelante) propuesto por (McFeeters, 1996), Índice de Estrés Hídrico (en inglés, *Moisture Stress Index*, MSI en adelante) (Hunt & Rock, 1989), Índice de Humedad de Diferencia Normalizada (*Normalized Difference Moisture Index*, NDMI en adelante) (Wilson & Sader, 2002) e Índice de Vegetación Ajustado por el Suelo Modificado (*Modified Soil-adjusted Vegetation Index 2*, en inglés, MSAVI2 en adelante) (Qi et al., 1994), con los que se caracterizó el área de interés.



Tabla 4. Descripción de características extraídas de imágenes ópticas satelitales.

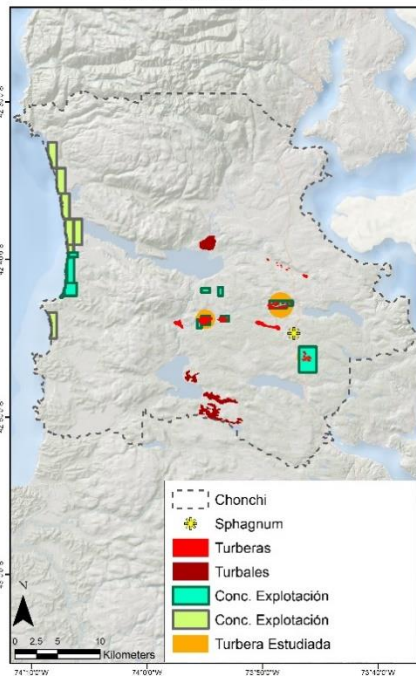
Satélite	Índices	Formula
Sentinel-2	Bandas espectrales 2 (azul), 3 (verde), 4 (rojo), 5 (VNIR), 6 (VNIR), 7(VNIR), 8 (NIR 1), 8A (NIR 2), 11 (SWIR 1), 12 (SWIR 2)	$B_2, B_3, B_4, B_5, B_6, B_7, B_8, B_{8A}, B_{11}, B_{12}$
	NDVI	$\frac{(B_8 - B_4)}{(B_8 + B_4)}$
	NDWI	$\frac{(B_3 - B_8)}{(B_3 + B_8)}$
	MSI ¹	$\frac{B_{11}}{B_{8A}}$
	NDWI ²	$\frac{B_{8A} - B_{11}}{B_{8A} + B_{11}}$
	MSAVI2	$\frac{2B_8 + 1 - \sqrt{(2B_8 + 1)^2 - 8(B_8 - B_4)}}{2}$

NOTA¹⁻²: en el caso de índices y ratios que involucran integración SWIR y NIR, se priorizó la inclusión de la banda B8A respecto a la original, aprovechando el ancho de muestreo espectral de este canal; a saber, la banda B8 mantiene un rango de muestreo de 106 nm versus 21 o 22 nm de la banda B8A, del sensor 2A o 2B respectivamente.

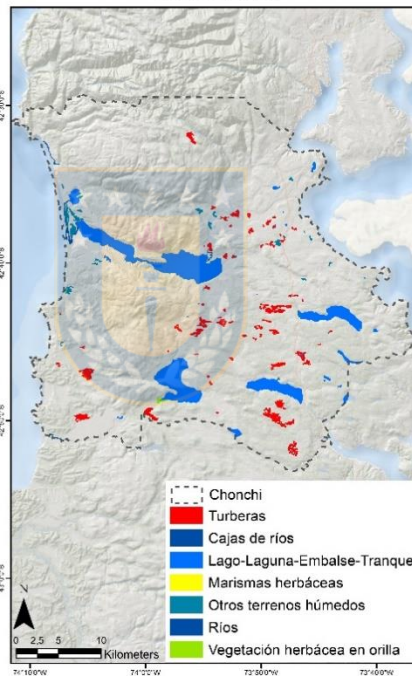
3.2.2. Datos de referencia territorial

Las fuentes de información secundaria disponible en los catastros de SERNAGEOMIN (2008), CONAF (2013) y MMA (2020) (ver Figura 4) y descritas a continuación, fueron utilizadas como apoyo en los procesos de detección e identificación.

Catastro y levantamiento de reservas explotables del recurso turba en Chiloé, región de Los Lagos SERNAGEOMIN (2008)



Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile CONAF (2013)



Inventario Nacional de Humedales MMA (2020)

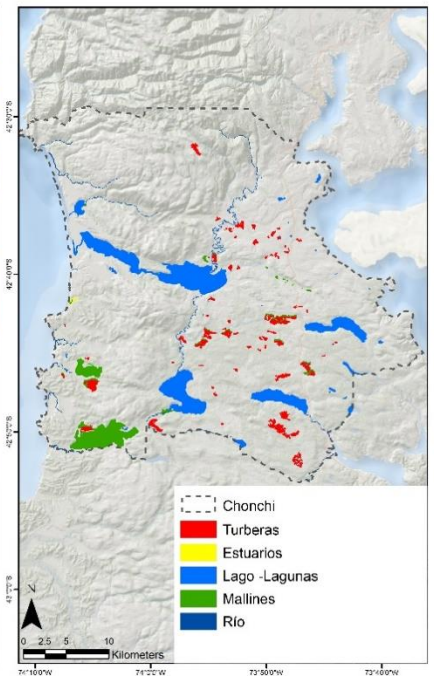


Figura 4. Catastros oficiales que identifican Turberas y otros humedales en la comuna de Chonchi.

Fuente: Elaborado a partir de SERNAGEOMIN (2008); CONAF (2013); MMA (2020).

El Catastro y levantamiento de reservas explotables del recurso turba en Chiloé, región de Los Lagos (SERNAGEOMIN, 2008) dispone de una serie de datos sobre estudios de turberas y turbales, áreas con presencia de *Sphagnum* spp., además, las áreas de concesión y explotación asociadas al componente extractivista del recurso minero turba en la isla Grande de Chiloé. A pesar que este insumo carece de una falta de actualización idónea, aporta información destacable, debido a los análisis específicos que fueron implementados en el área de estudio (sistemas de Púlpito, Tarahuín y Romazal), permitiendo así, un análisis multitemporal y generalización de información en estos sistemas.

Por otro lado, el Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile (2013), desarrollado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) plantea un análisis de la distribución de las coberturas y uso de suelo en el país. En el caso de estudio, se integró los datos asociados al levantamiento más reciente (2013). Si bien, este insumo puede presentar algunas falencias de contenido de análisis (básicamente asociadas a los objetivos generales del insumo, los que no son centrados específicamente en el catastro de la variable de interés como son las turberas), si constituye una base importante para la caracterización de las formaciones vegetales.

Finalmente, el Inventario Nacional de Humedales (Ministerio de Medio Ambiente, 2020), presenta la distribución territorial de cuerpos de agua y humedales en el territorio nacional. El inventario contiene diferentes niveles de información y uno de ellos está vinculado a la presencia de turberas. Se debe destacar que, si bien, el lapso de análisis más reciente ha considerado un esfuerzo especial en el catastro

de humedales urbanos, para el ámbito no urbano (o rural), los datos integrados son los vinculados al CRV (CONAF, 2013), es decir, no se encuentran actualizados.

3.3. Identificación y validación de Turberas en la comuna de Chonchi

La recopilación de datos in situ se llevó a cabo a través de una campaña en terreno en época estival, específicamente, enero de 2021. La información territorial de inventarios anteriormente descritos fue integrada en un único mapa digital visualizado a través de la aplicación móvil Avenza Maps. En la aplicación se registraron los sitios visitados, con el respectivo punto de Sistema de Posicionamiento Global (GPS), junto con el nombre de la clase, fecha del monitoreo y fotografías digitales de cada punto visitado. También se registró la descripción de los puntos (por ejemplo, vegetación dominante y estado de intervención antrópica), para ayudar a preparar la clasificación. En específico, se visitaron un total 42 puntos, los que permitieron levantar una red de muestreos en el área de estudio (ver Figura 5). Mayoritariamente se constataron y registraron turberas naturales y antropogénicas con dominancia de musgo *Sphagnum*, con algún grado de intervención antrópica, extracción de *Sphagnum* spp, extracción de turba, presencia de plantas invasoras como *Ulex*, plantaciones de eucaliptos en áreas de turberas, indicios de tala de árboles e incendios. Además, se registraron otros tipos de humedales sin presencia de *Sphagnum*.

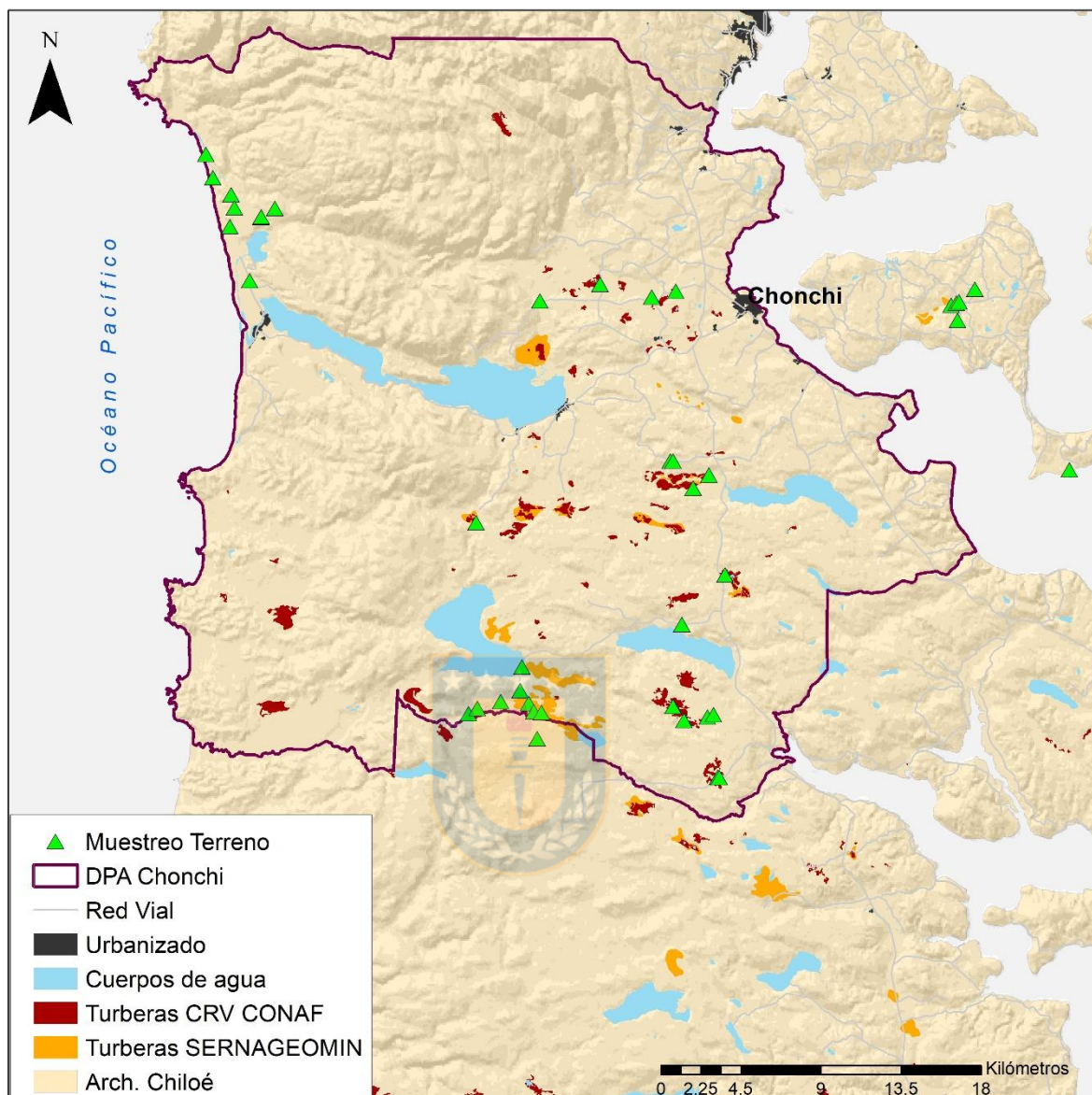


Figura 5. Distribución puntos de muestreos en terreno.

Fuente: Elaboración propia en base a SERNAGEOMIN (2008); JAVA (2011); CONAF (2013), SUBDERE (2020); MOP (2019).

3.3.1. Construcción de mosaicos

Aprovechando el potencial de GEE, se construyeron 4 mosaicos con una resolución espacial de 20 m que abarcan el área de estudio para los meses de septiembre y diciembre de 2020 y los meses de febrero y diciembre de 2021. Los mosaicos se constituyeron con 15 bandas; 10 bandas originales de Sentinel-2 y los cinco índices computados. (ver Figura 6 y Figura 7).

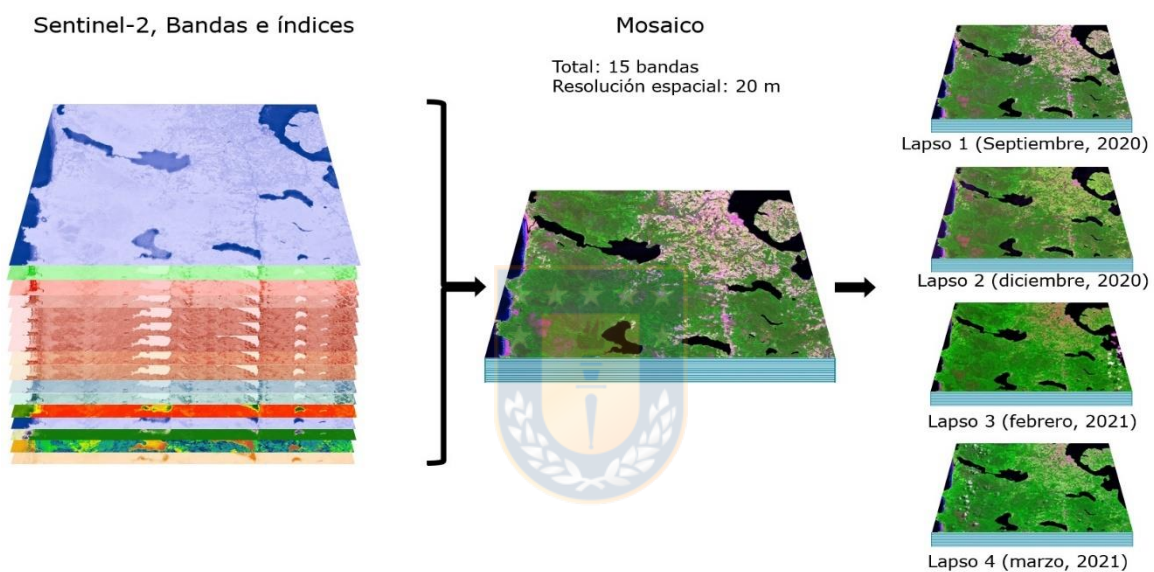


Figura 6. Esquema representativo de la construcción de mosaicos multispectrales de 15 bandas. El orden de las bandas corresponde a: B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8, B8A, B11, B12, NDVI, NDWI, MSAVI2, NDMI Y MSI.

Fuente: Elaboración propia.

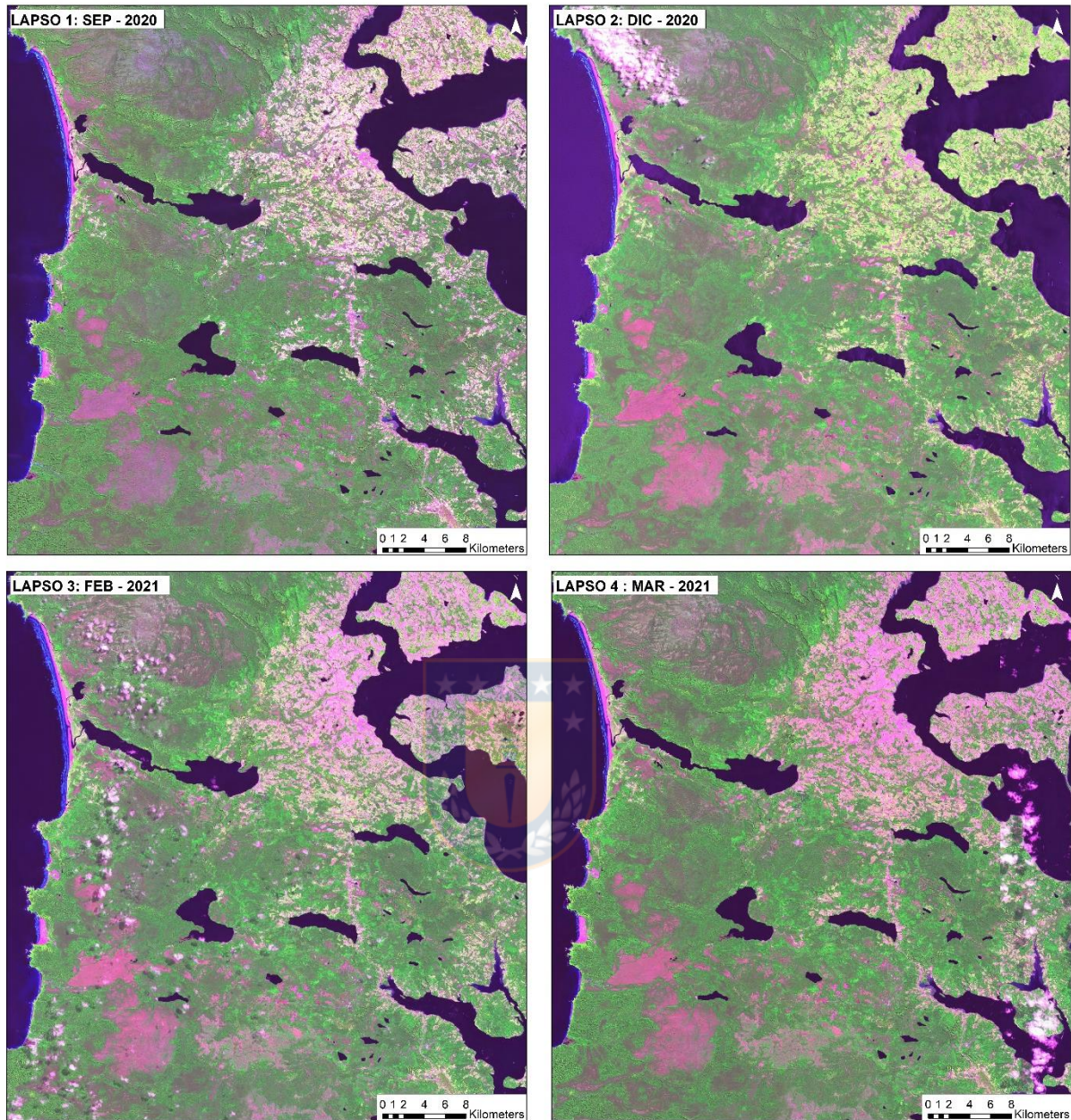


Figura 7. Mosaicos obtenidos a partir de la integración de bandas e índices espectrales del programa sentinel-2 para los diferentes lapsos analizados, con visualización 643. Esta composición facilitó la identificación y discriminación de las áreas de interés.

Fuente: elaborado a partir de datos obtenidos de Copernicus. (2021).

3.3.2. Definición regiones de interés

El trabajo secuencial fue la definición de regiones de interés (ROI por sus siglas en inglés), el cual corresponde a un punto importante del proceso para obtener una clasificación supervisada exitosa. La definición de ROI's se fundamenta en dos pasos: 1) la elección de clases representativas, acorde a las diferentes respuestas espectrales de las coberturas y usos del suelo presentes en un territorio y 2) la traslación correcta de esas categorías a la definición de regiones de interés ya sean en forma de área o puntual a la imagen satelital (Lu & Weng, 2007; Perea et al., 2019). El proceso de definición de ROI's contempló en una primera instancia la exportación de los puntos GPS registrados en Avenza Maps a Google Earth para la definición de clases a partir de polígonos derivados de los puntos visitados, productos radar Sentinel-1 derivados del proyecto "Inventario de Turberas y Turbales". Este último insumo permitió discriminar áreas de turberas y otros humedales. Además, por medio de fointerpretación y el apoyo del CRV (CONAF, 2013), se identificaron el resto de las clases descritas más adelante. Luego, los polígonos creados fueron modificados y redefinidos en el Software ArcMap 10.4.1, según respuestas espectrales, a través de la combinación 643. Para la definición y ajuste de las ROI's, se consideró la distribución espacial, tamaños acotados y una relación proporcional de número de muestras para cada clase. Además, se evitaron áreas con nubosidad que podrían generar datos atípicos.

A partir de la creación de polígonos (ROI's), asociados a 8 clases propuestas, se generó un proceso de muestreo aleatorio para definir la distribución entre ROI de entrenamiento (75%) y ROI de validación (25%).

Las 8 categorías propuestas en este estudio se agrupan en:

- 1.) **Cuerpos de agua:** integra diferentes tipos de masas y cuerpos de agua, asociadas a lagos, lagunas, ríos, humedales con saturación de suelo (presencia de agua superficial), así como aguas marinas entre otras.
- 2.) **Turbera Natural:** considera la tipología de turbera natural identificada en terreno. Sin embargo, en este estudio no se considera los niveles de alteración antrópica o composición florística.
- 3.) **Turbera Antropogénica:** considera la tipología de turbera antropogénica identificada en terreno. Sin embargo, en este estudio no se considera los niveles de alteración antrópica o composición florística.
- 4.) **Humedal:** considera áreas de sitios húmedos con vegetación propia de humedales de tipo semiacuático o terrestres visitados en terreno, con ausencia de *Sphagnum* spp. e identificados en el CRV (CONAF, 2013), junto al Inventario Nacional de Humedales (MMA, 2020b) e imágenes radar.
- 5.) **Bosque:** se compone a las unidades de vegetación distintas vinculadas a las actividades antropogénicas (principalmente agropecuaria) y las propias turberas naturales y antropogénicas. Se asimila a vegetación de bosque y matorral en sus diferentes condiciones.
- 6.) **Bosque explotado:** las ROI's consideran aquellas áreas de bosque que han sido recientemente intervenidas, que se caracterizan por presentar una fragmentación en la superficie natural o una modificación en su densidad.

7.) **Pradera:** se compone por áreas destinadas a praderas de talaje y distintos cultivos, entre otros elementos que comparten las condiciones de manejo antrópico y estacional para la producción agrícola.

8.) **Sin vegetación:** se consideran las áreas urbanas/edificadas (incluyendo infraestructuras como caminos) y otras cubiertas equiparables en términos espectrales (suelos desnudos, afloramiento rocoso, etc.).

En total se crearon 753 polígonos (ROI's), asociados a las 8 categorías propuestas. La Tabla 5 muestra el número de ROI's generados para las diferentes clases y etapas del proceso metodológico.

Tabla 5. Número de ROI's de entrenamiento y validación.

Clase	ROI's Entrenamiento	ROI's Validación
Turbera Natural	69	23
Turbera antropogénica	70	23
Humedal	54	18
Bosque	86	29
Pradera	61	21
Bosque explotado	61	20
Sin Vegetación	83	27
Cuerpo de agua	81	27
Total	565	188

Fuente: Elaboración propia.

La Figura 8 muestra la distribución espacial entre las ROI's de entrenamiento (75%) y ROI's de validación (25%) a partir del proceso aleatorio del total de ROI's creadas.

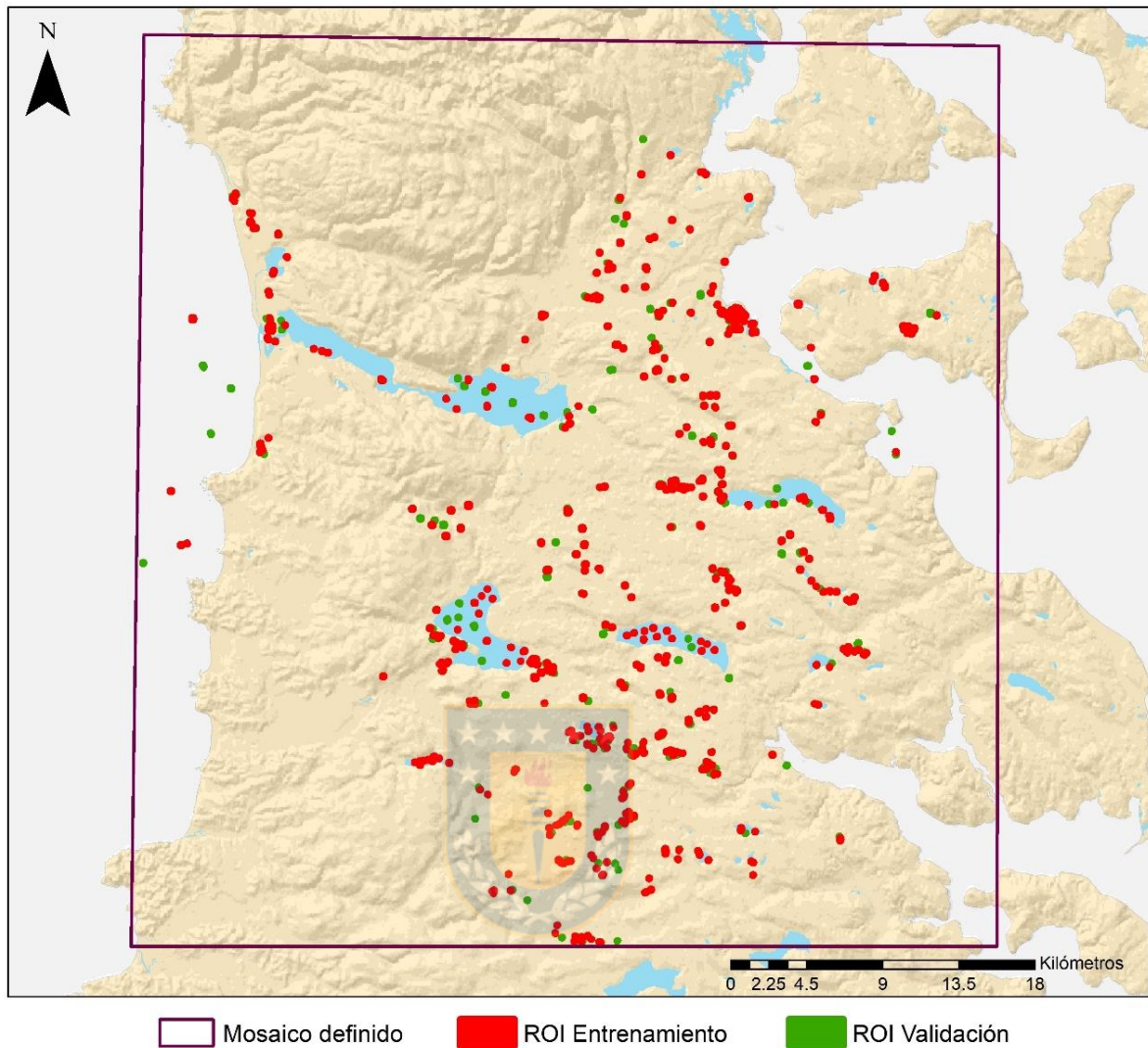


Figura 8. Distribución espacial ROI's de entrenamiento y Validación.

Fuente: Elaboración propia.

La Figura 9 muestra la distribución de las ROI's de entrenamiento creadas para las clases propuestas. Las ROI's fueron implementadas en los cuatros escenarios de clasificación supervisada.

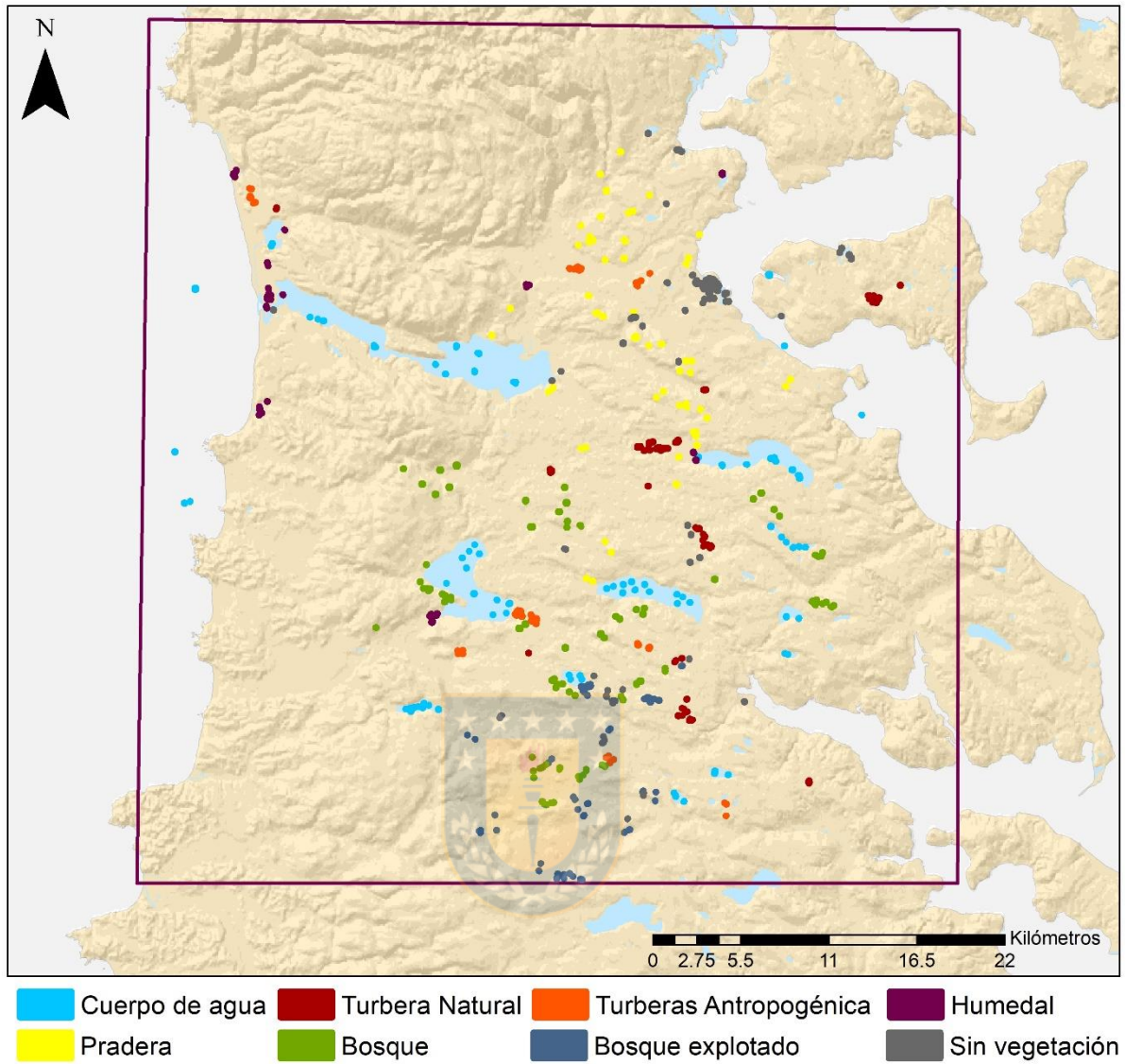


Figura 9. Distribución espacial ROI's de entrenamiento según clases identificadas en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia.

3.3.3. Clasificación supervisada

La clasificación se desarrolló en GEE, a través de la ejecución del algoritmo RF, clasificador capaz de manejar datos de teledetección de gran dimensión. Utiliza n clasificadores aleatorios para formar “un árbol aleatorio”, que asigna una clase a cada pixel en base a un consenso de todos los árboles (Belgiu & Drăgu, 2016; Breiman, 2001; de Almeida et al., 2016). En la configuración de RF se pueden ajustar dos parámetros: El número de árboles (Ntree) y el número de variables (Mtry), que se utiliza para la evaluación en cada nodo del árbol (de Almeida et al., 2016). (Breiman, 2001) indica que el uso de más árboles de los requeridos puede ser innecesario; pero que esto no daña el modelo.

En base a la definición de ROI's de clasificación seleccionadas de forma aleatoria para el proceso de entrenamiento (ver Tabla 5), RF, permitió ejecutar una clasificación basada originalmente en la respuesta espectral de cada píxel. El método consideró la aplicación del algoritmo en los cuatro lapsos temporales. Según las recomendaciones en (Mahdianpari et al., 2018), para los parámetros en GEE “Number of trees” se utilizó el valor 100 y “Bag fraction” = 0.7, este último valor difiere del predeterminado 0.5.

3.3.4. Discriminación espectral de clases

Para la discriminación de las clases identificadas en función de las diferentes bandas e índices espectrales se realizó un análisis cualitativo en el software R a partir de los datos obtenidos de la clasificación supervisada de los diferentes lapsos.

3.3.5. Validación

El proceso de validación contempló el cálculo de la precisión general (*Overall Accuracy*, OA, por sus siglas en inglés) y el coeficiente Kappa global. Además, se obtuvo la precisión y coeficiente kappa de las clases objetivo. Para ambos índices se utilizaron los polígonos de prueba retenidos para fines de validación (ver Tabla 5 y Figura 8). La precisión general determina la eficiencia general del algoritmo. Se puede obtener a partir de la división del total de datos clasificados correctamente por el número total de datos de la muestra (Mahdianpari et al., 2018).

El coeficiente Kappa indica el grado de concordancia entre los datos de referencia y los valores de la clasificación supervisada. Así, el análisis de Kappa es una técnica multivariable discreta que se usa para evaluar la precisión global estadísticamente. Si bien, el coeficiente Kappa fue desarrollado originalmente por Cohen (1960), para propósitos computacionales se utiliza la fórmula presentada por (Bishop et al., 1975):

$$\hat{K} = \frac{n * \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k n_{i+} * n_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^k n_{i+} * n_{+i}}$$

La Tabla 6 muestra la clasificación para expresar cualitativamente la fuerza de concordancia en términos cualitativos propuesta por (Altman, 1991).

Tabla 6. Valoración del coeficiente Kappa.

Índice Kappa	Fuerza de concordancia
< 0.2	Pobre
0.21 – 0.40	Débil
0.41 - 0.60	Moderada
0.61 - 0.80	Buena
0.81 – 1.00	Muy buena

Fuente: (Altman, 1991).

3.4. Mapeo en Sistemas de Información Geográfica (SIG)

A partir del análisis de los resultados de clasificación, para el proceso de la cartografía digital, se seleccionó el lapso que presentó mejores resultados y ventajas de nubosidad (lapso 2). Con la ayuda del producto SCL de Sentinel- 2 se identificaron zonas con presencia de nubosidad densa y sombra. A estas áreas se le incorporaron pixeles del lapso que entregaba mejores resultados para el área afectada con nubosidad (lapso 4) a partir de herramientas de álgebra de mapas en el Software ArcGIS. Luego, se ejecutaron herramientas de generalización en la imagen obtenida. Las herramientas fueron empleadas en el siguiente orden: “Filtro Mayoritario” que, según la mayoría de las celdas vecinas contiguas reemplaza las celdas del raster. La segunda herramienta de generalización utilizada fue “Escoger”, la que disminuyó la mixtura entre bosque explotado y turberas antropogénicas. Finalmente, se ejecutó “Refinado de Límites”, esta herramienta suavizó los límites entre las clases mediante expansión y contracción (Esri, 2016). En este proceso, se consideraron todas las clases, con el fin de evitar la pérdida de distribución de

turberas de menor tamaño. A partir de esta generalización se eliminó el efecto “sal pimienta” dentro de lo posible del formato raster.

Finalmente, se realizó una reclasificación y se calculó la superficie de las clases objetivo (turberas naturales y antropogénicas). Las superficies obtenidas fueron comparadas con los inventarios disponibles asociados a turberas en el área de estudio.

4. RESULTADOS

4.1. Detección de turberas naturales y antropogénicas a partir de análisis espectral

Las Figuras 10-11 muestran un ejemplo del análisis espectral para la detección de turberas naturales y antropogénicas en el área de estudio. La zona A contempla turberas naturales en la localidad de Púlpito, mientras que la zona B turberas antropogénicas al sureste del lago Tepuhuico.

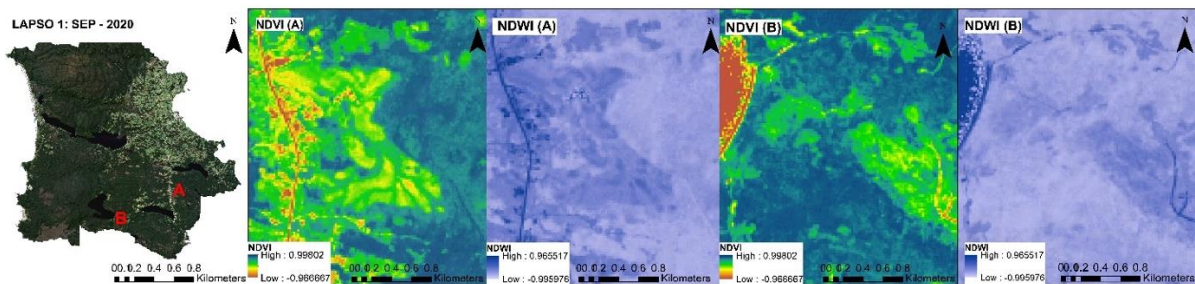


Figura 10. Comportamiento espectral turberas naturales (A) y antropogénicas (B) según índices NDVI y NDWI (de izquierda a derecha) en el lapso 1: sept. 2020.

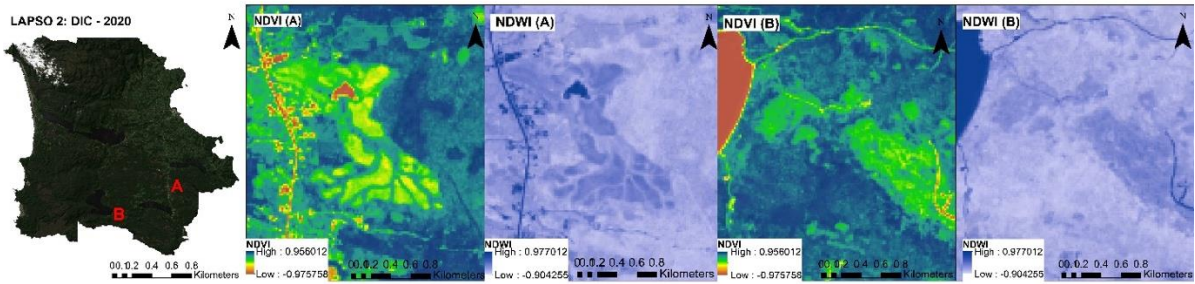


Figura 11. Comportamiento espectral turberas naturales (A) y antropogénicas (B) según los índices NDVI y NDWI (de izquierda a derecha) en el lapso 2: dic.2020.

En las Figuras 10-11 se puede observar el comportamiento de las turberas según NDVI y NDWI. En general, es posible detectar turberas de las coberturas de suelo colindantes. Especialmente turberas naturales, que presentan formas más uniformes. Sin embargo, el escenario con más humedad (septiembre-2020), presenta una homogeneidad en los límites de las turberas con su entorno en términos de humedad. Así, a inicios de la época estival, la disminución de humedad genera una ventaja para el reconocimiento de los límites en turberas.

4.2. Discriminación espectral de las clases identificadas

Las Figuras 12-15 muestran la distribución estadística en valores de reflectancia de las bandas originales de Sentinel-2 (B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8, B8A, B11 y B12) para los lapsos estudiados: septiembre-2020, diciembre-2020, febrero-2021 y marzo-2021 respectivamente, a partir de diagramas de cajas.

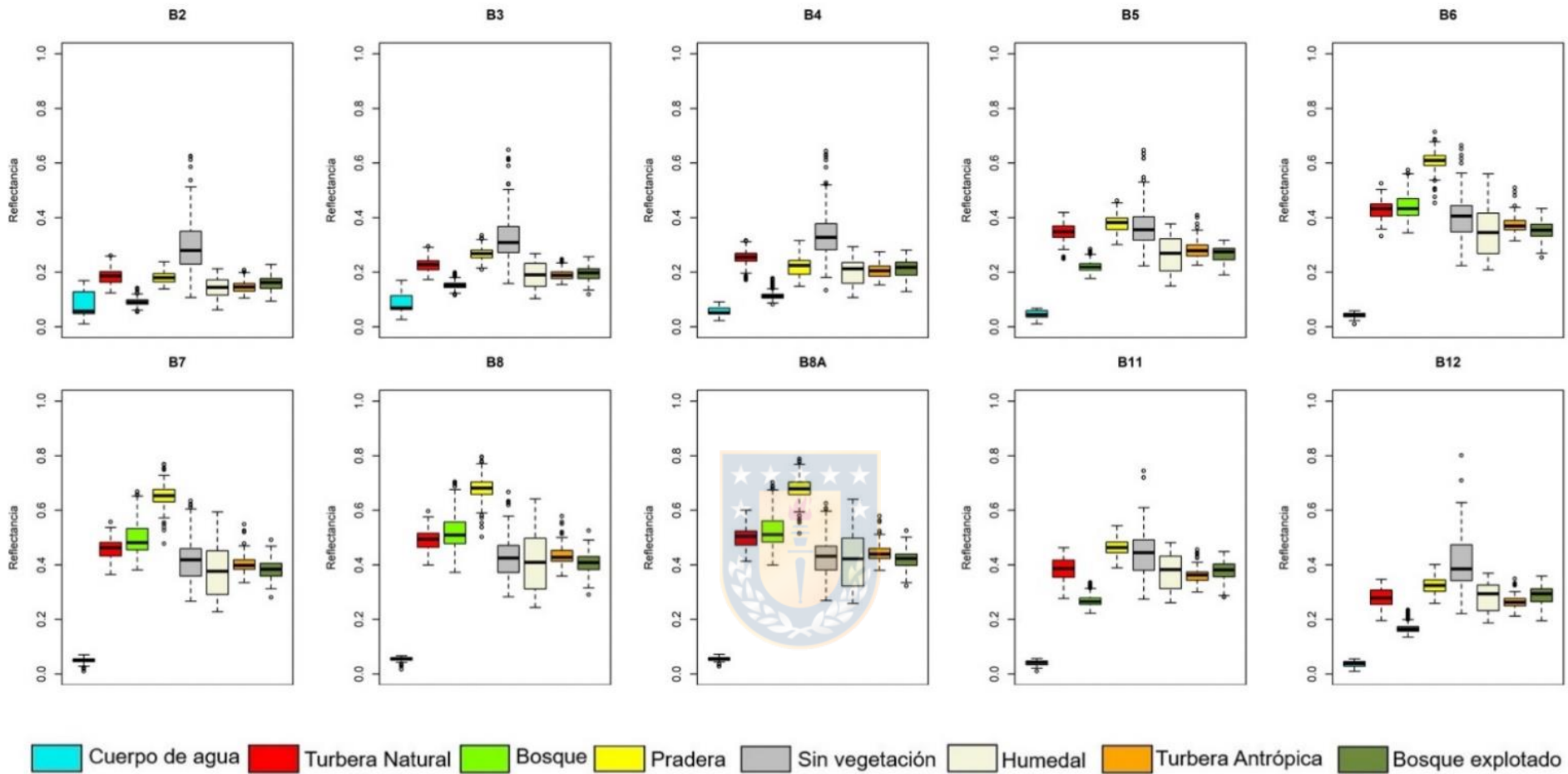


Figura 12. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según bandas espectrales lapso 1. El valor extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo el valor máximo, la barra negra de la caja representa la mediana, la línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a los valores atípicos.

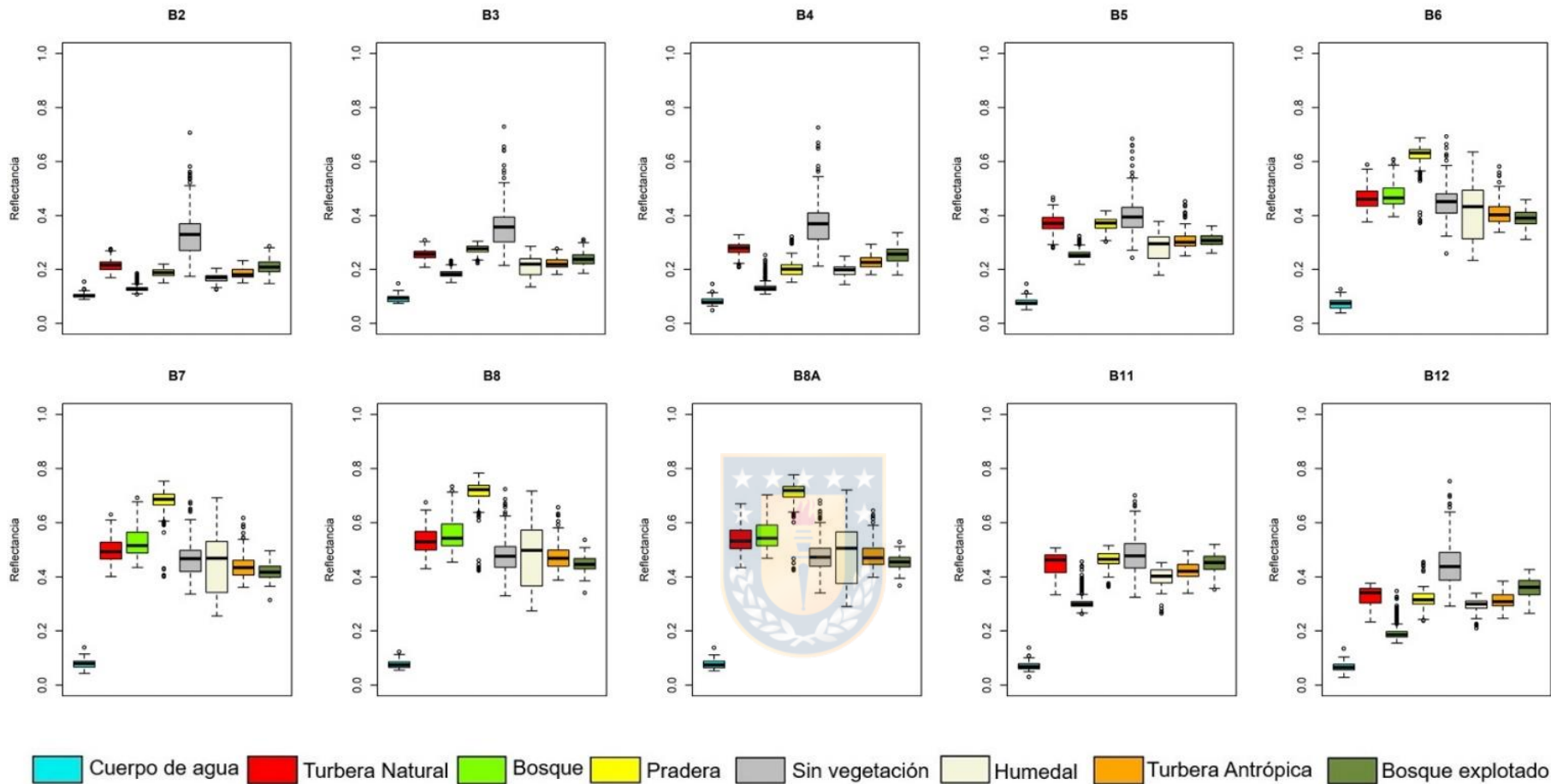


Figura 13. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según bandas espectrales lapso 2. El valor extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo el valor máximo, la barra negra de la caja representa la mediana, la línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a los valores atípicos.

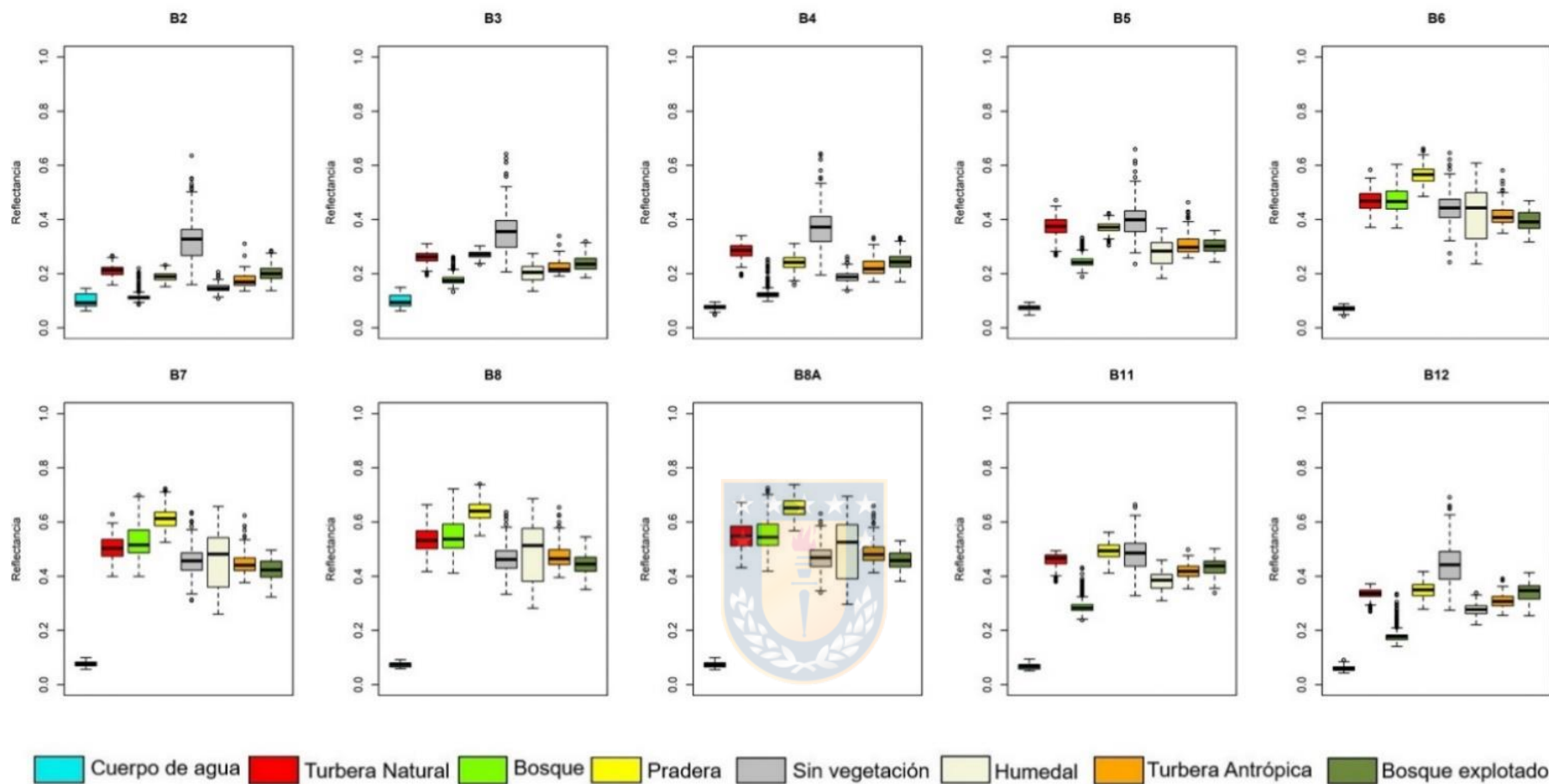


Figura 14. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según bandas espectrales lapso 3. El valor extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo el valor máximo, la barra negra de la caja representa la mediana, la línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a los valores atípicos.

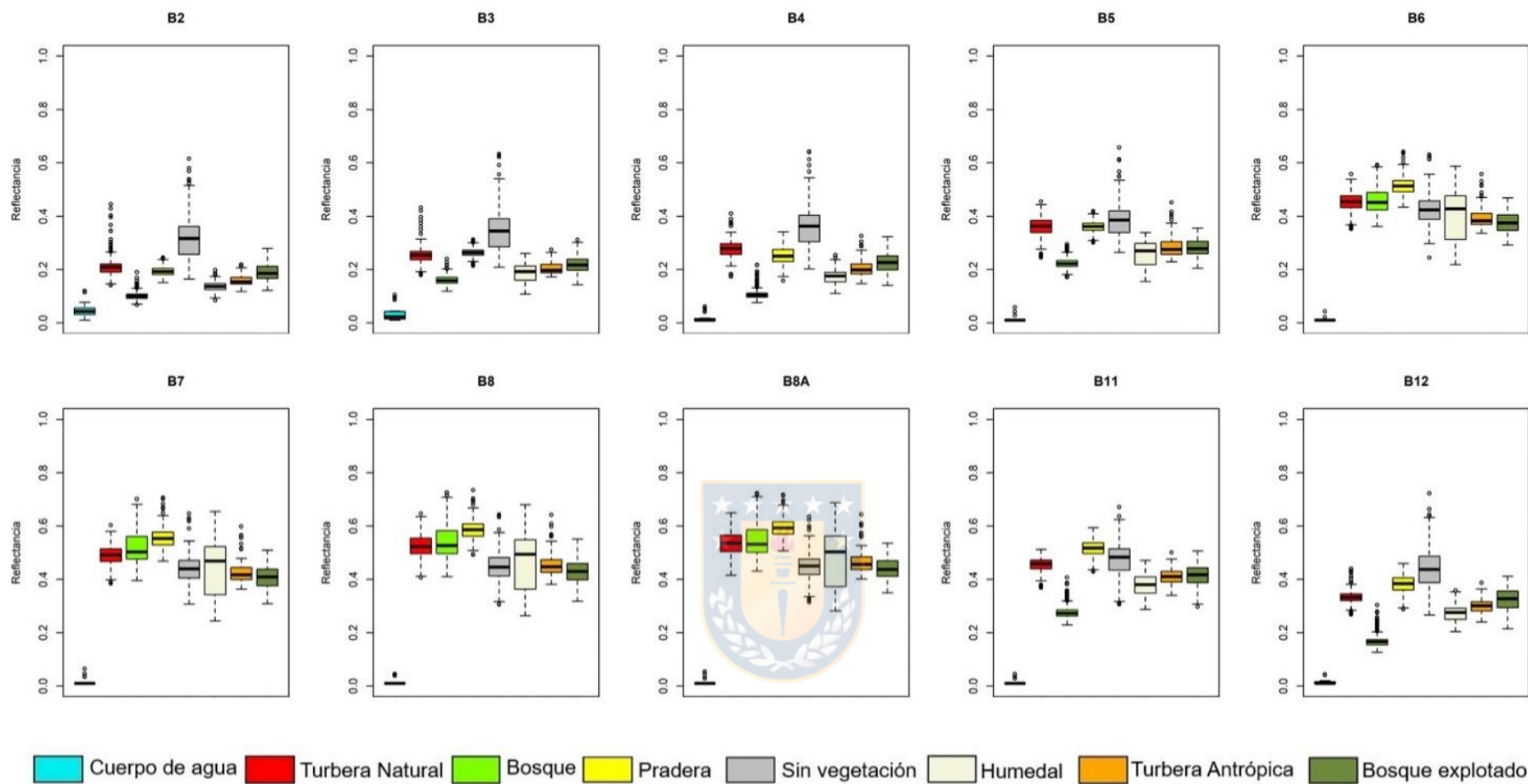


Figura 15. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según bandas espectrales lapso 4. El valor extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo el valor máximo, la barra negra de la caja representa la mediana, la línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a los valores atípicos.

En las Figuras 12-15, se muestra que las bandas originales discriminan efectivamente las clases de turberas naturales y antropogénicas. Sin embargo, las bandas por sí solas presentan similitud espectral entre las otras clases. Al comparar las clases objetivo se puede observar que, las turberas naturales (caja color rojo) presentan una mayor reflectancia, que las antropogénicas (caja color naranja), mayoritariamente en el rango NIR.

Las Figuras 16-19 presentan la distribución estadística en valores de reflectancia de los índices espectrales para los lapsos estudiados: septiembre- 2020, diciembre- 2020, febrero, 2021 y marzo- 2021 respectivamente.



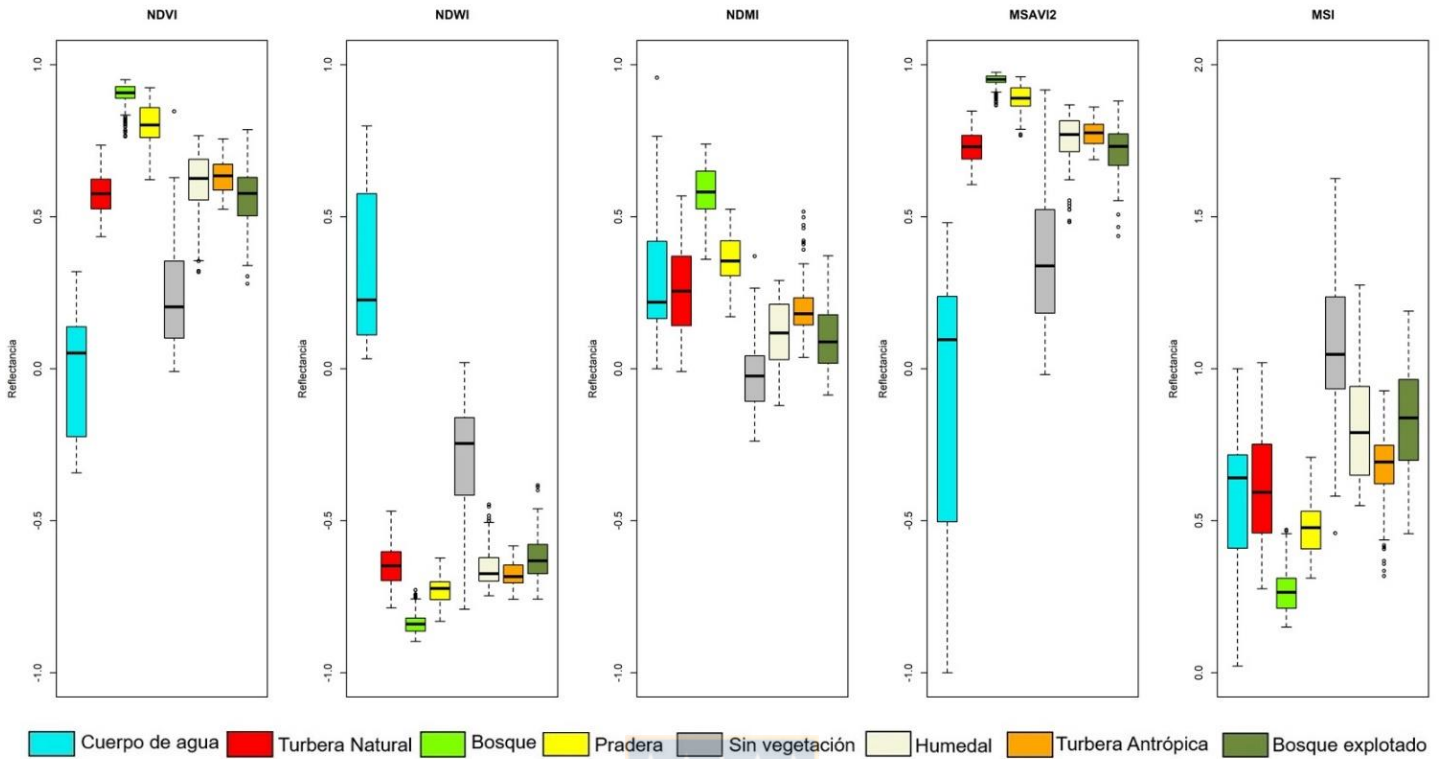


Figura 16. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según índices espectrales lapso 1. El valor extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo el valor máximo, la barra negra de la caja representa la mediana, la línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a los valores atípicos.

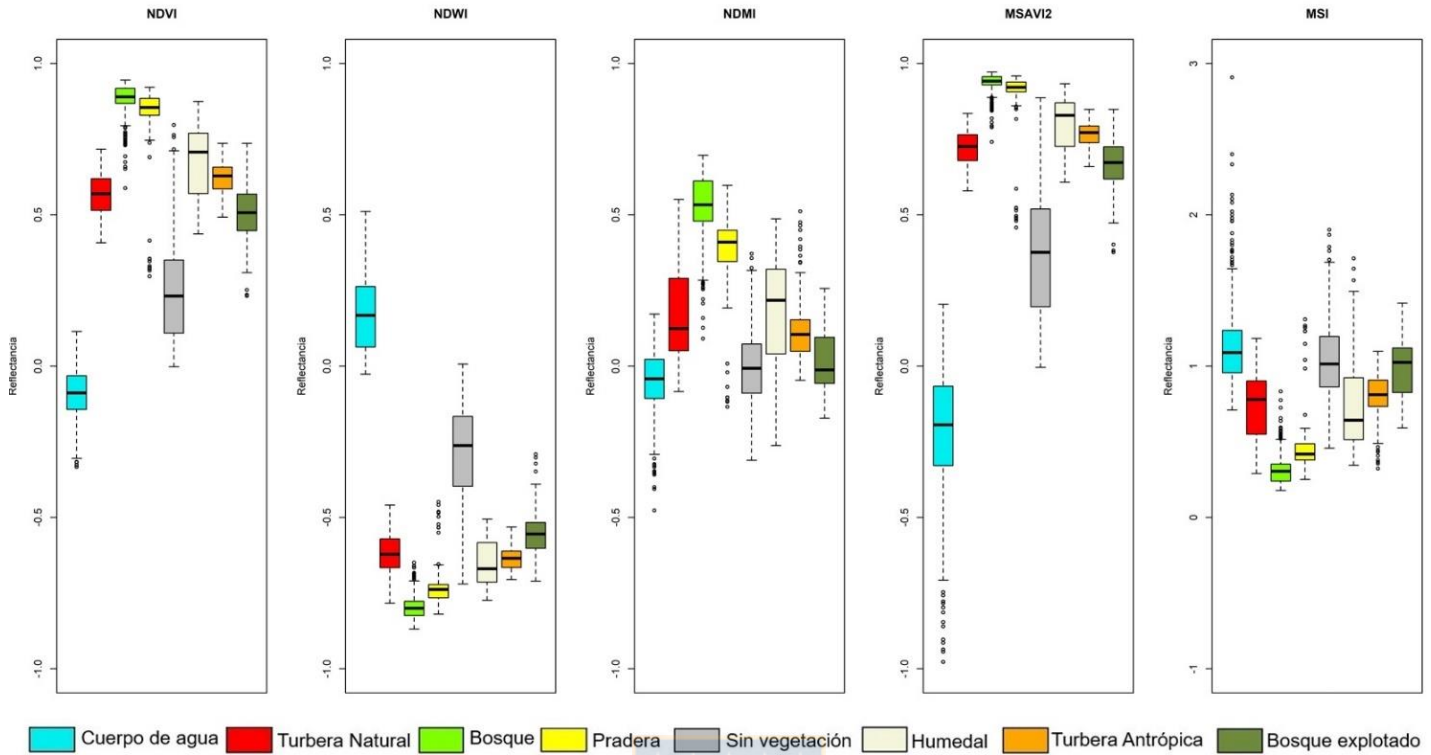


Figura 17. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según índices espectrales lapso 2. El valor extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo el valor máximo, la barra negra de la caja representa la mediana, la línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a los valores atípicos.

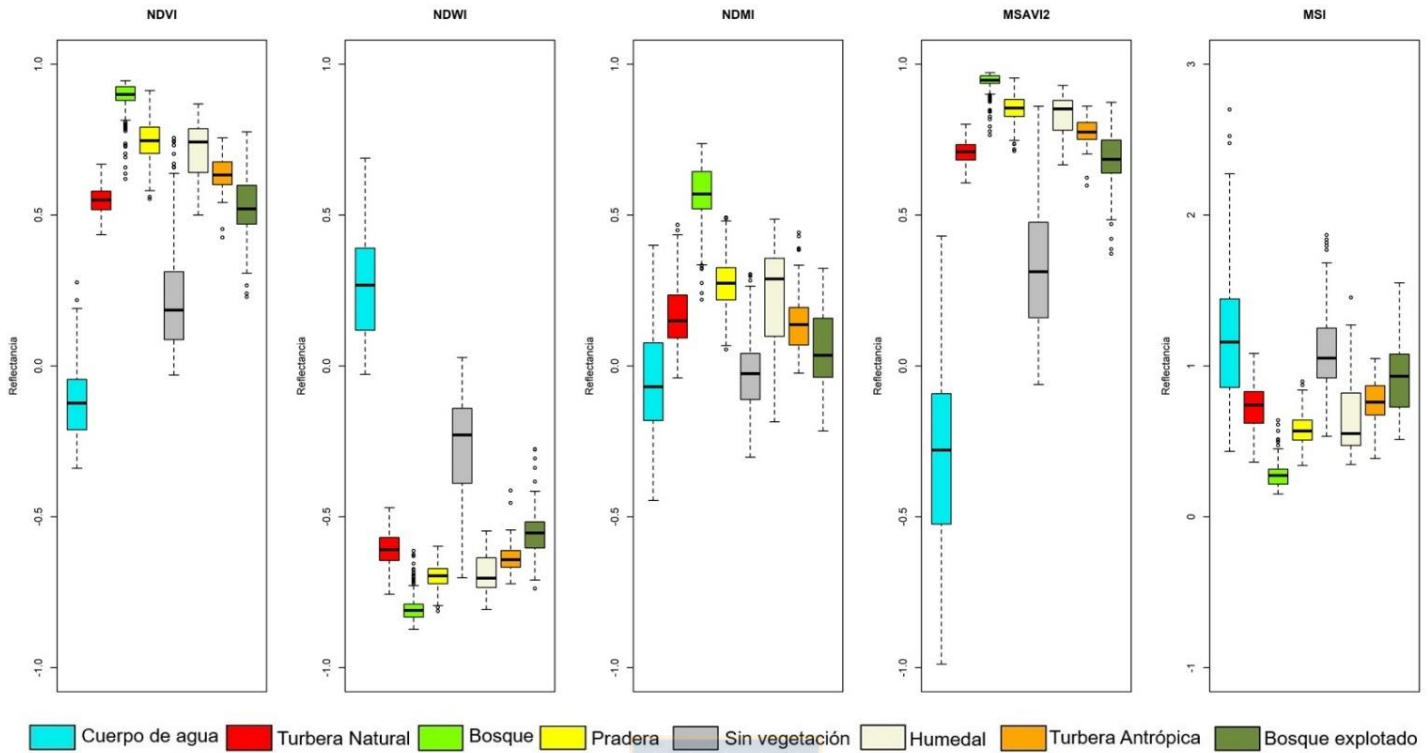


Figura 18. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según índices espectrales lapso 3. El valor extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo el valor máximo, la barra negra de la caja representa la mediana, la línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a los valores atípicos.

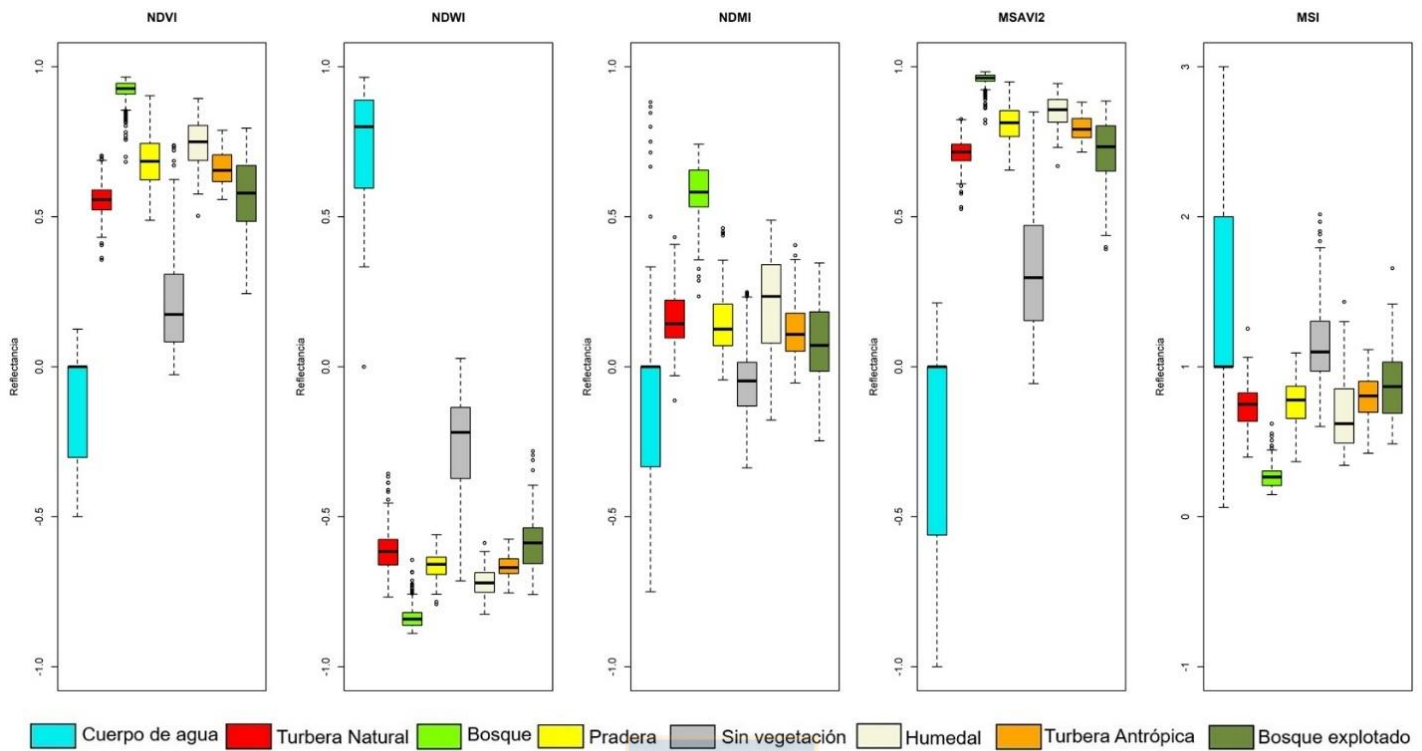


Figura 19. Diagramas de cajas sobre la distribución de reflectancia en las distintas clases según índices espectrales lapso 4. El valor extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo el valor máximo, la barra negra de la caja representa la mediana, la línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a los valores atípicos.

En general, las Figuras 16-19 muestran que los índices espectrales son más ventajosos para la discriminación de las clases en comparación a las bandas originales. Los índices NDVI, NDWI y MSAVI2 permiten una mejor discriminación entre las clases de turberas naturales y antropogénicas. Mientras que los valores de MSI y NDMI no proporcionan diferencias para las clases objetivo.

4.3. Clasificación

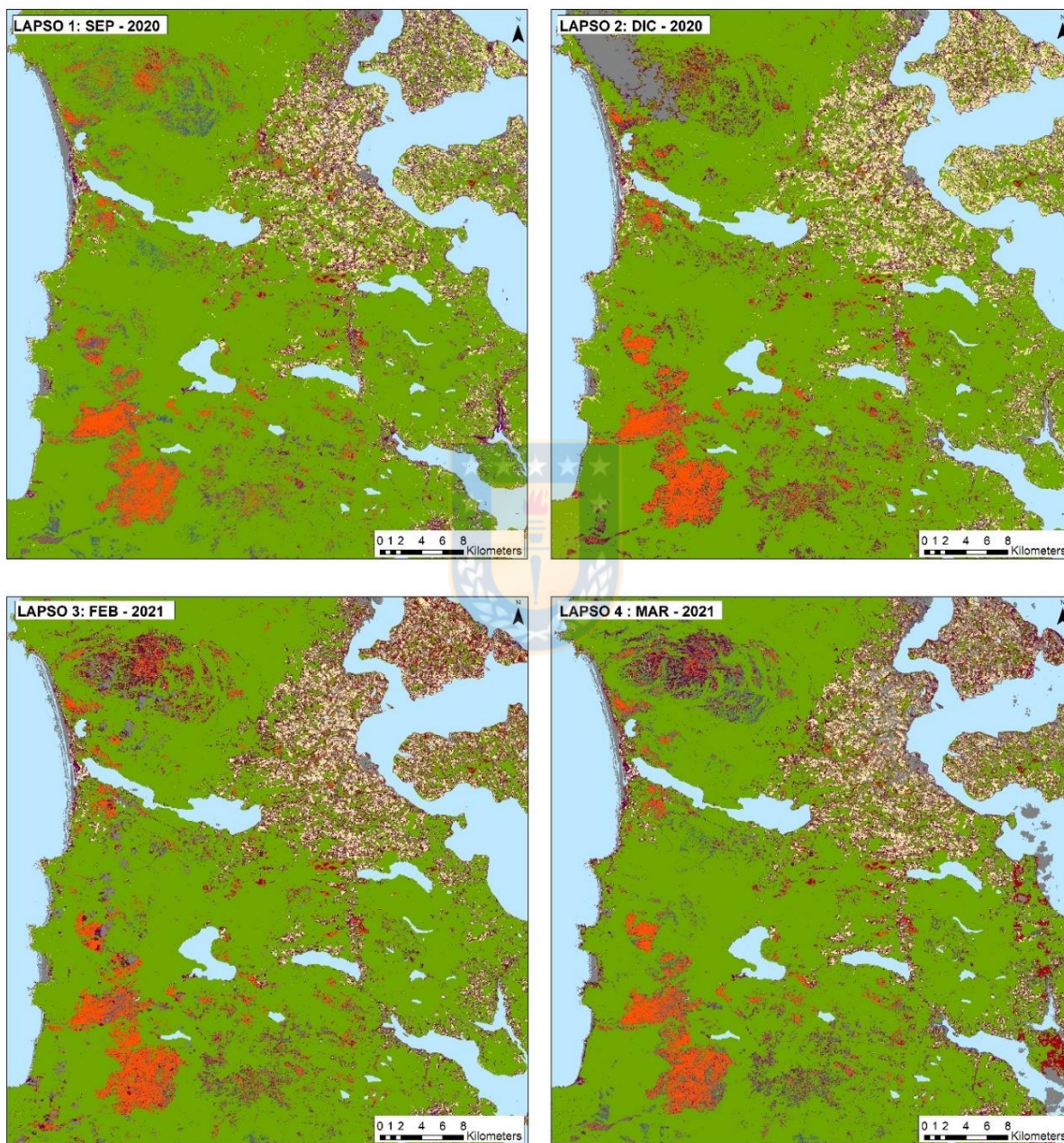
En la Figura 20 se presentan las cartografías de clasificación supervisada, a partir de la implementación del algoritmo RF, el cual permitió la ejecución de una clasificación basada en la respuesta espectral de cada píxel por medio de la plataforma GEE para cada lapso.

Los resultados muestran que, en los lapsos de análisis, es posible discriminar turberas de otro tipo de suelo. Logrando diferenciar las coberturas colindantes con las turberas. Sin embargo, en el periodo con mayor contenido de humedad (inicios de primavera), la clasificación presenta un aumento en la distribución de turberas antropogénicas en la zona alta al noroeste del área de estudio. Mientras que, en comparación a los otros lapsos, hay una mixtura para establecer diferencias entre turberas antropogénicas, otros humedales y bosque explotado en esta zona.

Las clases de turberas naturales y antropogénicas pueden distinguirse en términos espectrales en todos los lapsos. Sin embargo, según lo evidenciado en terreno, las turberas naturales que han sido intervenidas, presentan una condición de vegetación arbustiva más densa, por ejemplo, debido a la presencia de Vautro (*Baccharis patagónica*) (Oberpaur et al., 2018), lo que genera una condición parecida a las turberas antropogénicas, siendo reconocidas como esta última clase por FR. Del mismo modo, RF reconoce bien turberas de origen natural de estructura vegetacional abierta con predominancia de *Sphagnum*.

Un factor importante de perturbación que se puede visualizar en las cartografías es el contenido de nubes en los lapsos diciembre-2020, febrero-2021 y marzo-2021. Esta perturbación entrega resultados atípicos de la distribución espacial de las

clases sin vegetación, turberas antropogénicas, turberas naturales y otros humedales.



■ Cuerpo de agua ■ Turbera Natural ■ Bosque ■ Pradera ■ Sin vegetación ■ Humedal ■ Turbera Antropogénica ■ Bosque explotado.

Figura 20. Comparación de resultados de clasificación en los cuatros lapsos: septiembre 2020, diciembre 2020, febrero 2021 y marzo 2021.

4.4. Validación

En la Tabla 7 se presenta las precisiones globales (OA) y los coeficientes Kappa para los diferentes escenarios de clasificación. En general todos los escenarios obtuvieron sobre un 86.7 % de precisión en cuando a la clasificación y los datos de referencia. Del mismo modo, los coeficientes Kappa en las diferentes clasificaciones indican una muy buena concordancia entre los pixeles de clasificación y los datos de validación. En el Anexo 2 se adjuntan las matrices de confusión obtenidas para los cuatro lapsos en este estudio.

Tabla 7. Precisiones globales y coeficientes Kappa obtenidos de los diferentes escenarios de clasificación.

Escenario	Precisión global (%)	Coeficiente Kappa
Lapso 1	88.3	0.87
Lapso 2	86.7	0.85
Lapso 3	89.4	0.88
Lapso 4	86.7	0.85

La Tabla 8. muestra la precisión y coeficiente kappa de las clasificaciones de clases objetivo (turberas naturales y antropogénicas). Los diferentes escenarios presentan una buena concordancia entre la clasificación de las clases turberas naturales y antropogénicas.

Tabla 8. Precisiones y coeficientes Kappa obtenidos para clases objetivo de los diferentes escenarios de clasificación.

Escenario	Precisión clases objetivo (%)	Coeficiente Kappa (%)
Lapso 1	91.5	0.79
Lapso 2	89.9	0.77
Lapso 3	92.0	0.79
Lapso 4	90.4	0.77

4.5. Cartografía

En la Figura 21 se muestra la distribución de turberas naturales y antropogénicas identificadas en el área de estudio a partir de la metodología descrita en el capítulo 3.



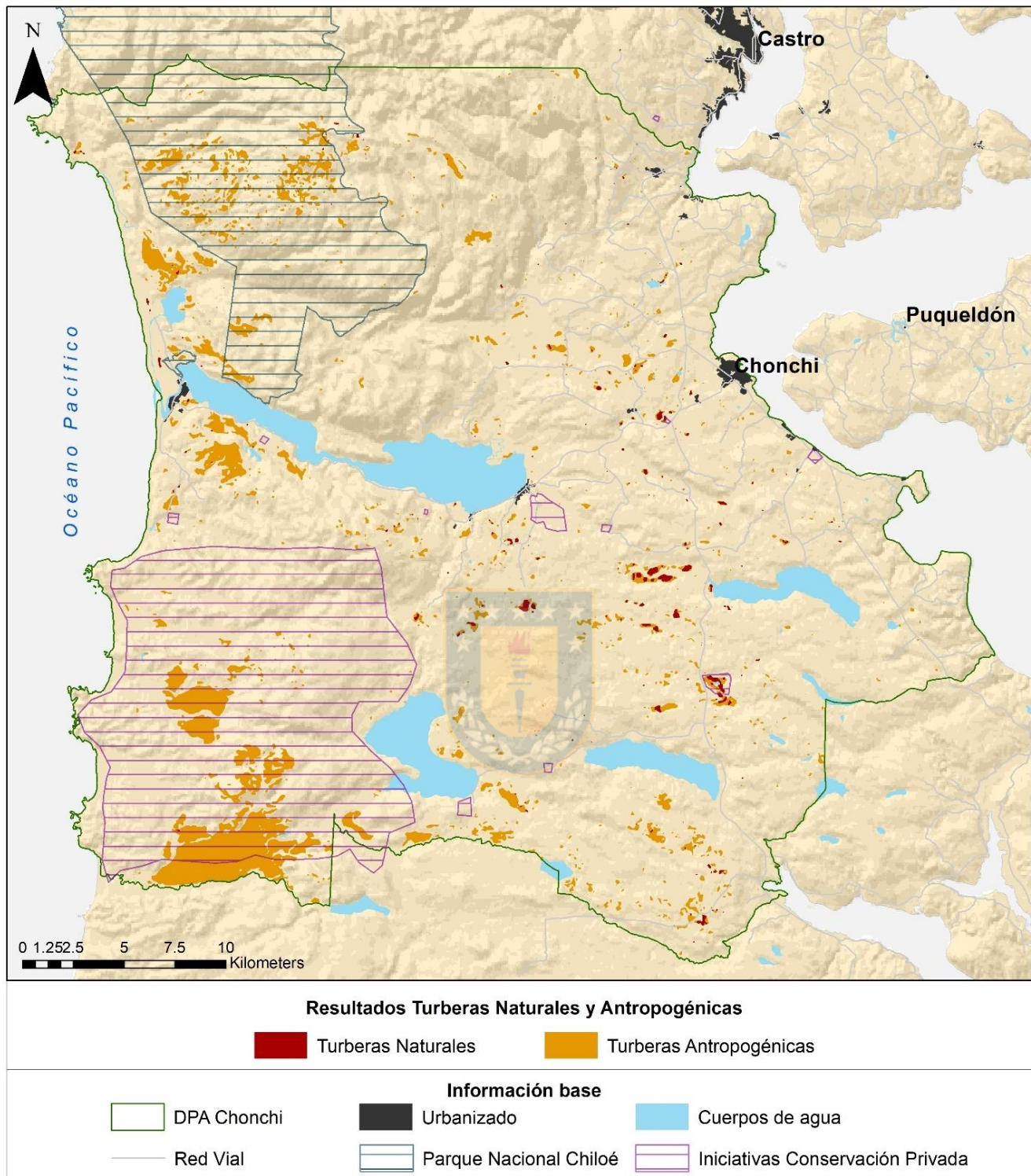


Figura 21. Distribución de turberas naturales y antropogénicas identificadas en la comuna de Chonchi.

La Tabla 9 presenta la distribución de turberas naturales y antropogénicas identificadas en el área de estudio a partir de la metodología descrita en el capítulo 3.

Tabla 9. Distribución de turberas naturales y antropogénicas en la comuna de Chonchi.

Tipo de Turbera	Superficie (Ha)
Natural	337.4
Antropogénica	6358.0
Total	6695.4

La comparación entre las turberas identificadas y los inventarios que involucran turberas en el área de estudio (ver Tabla 10) indica que hay un aumento considerable de turberas, mayoritariamente de turberas antropogénicas en la zona oeste de Chonchi. (ver Figura 4 y Figura 21).

Tabla 10. Comparación turberas identificadas con inventarios previos disponibles.

Inventario	Superficie Inventario (Ha)	Diferencia Superficie Estudio - Superficie Inventario (Ha)
SERNAGEOMIN (2008)	1319.9	5375.5
CONAF (2013)	1603,5	5092.1
MMA (2020)	1563.5	5131.9

5. DISCUSIÓN

En general, los resultados obtenidos para la detección e identificación de turberas muestran que el uso de las imágenes multiespectrales del programa Sentinel-2 permiten identificar áreas de turberas de las clases circundantes, como bosques, cuerpos de agua, praderas y zonas urbanas.

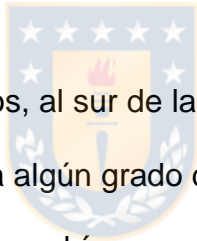
En cuanto al análisis espectral de bandas originales, presentan similitud espectral entre las clases. Las turberas naturales tienen una mayor reflectancia en comparación a las turberas antropogénicas. Esta respuesta espectral, se debe a que la primera clase objetivo se caracteriza por la presencia de una cobertura abierta con predominancia del musgo *Sphagnum*. Este tipo de musgo al ser capaz de contener una gran cantidad de agua en sus células, genera una mayor reflectancia, principalmente en el rango NIR (Pang et al., 2020). Por otro lado, las turberas antropogénicas, a pesar de disponer de musgo *Sphagnum* en el suelo, se caracterizan por presentar una estructura de tipo arbustiva- arbórea, esto genera que la onda espectral registrada por el sensor MSI tenga contacto con este tipo de vegetación (canopia) y no con lo que hay debajo de ella.

NDVI, NDWI y MSAVI2 permiten la discriminación entre las clases de turberas naturales y antropogénicas en todos los escenarios, presentando una mayor diferenciación a partir del lapso 2. Por otro lado, MSI no proporciona valores para una adecuada discriminación de las clases objetivo. Esta condición se repite en NDMI. Lo anterior, puede indicar el descarte de estos índices para futuras identificaciones de tipos de turberas, mejorando el resultado de la resolución espacial de 20 m a 10 m.

En cuanto a los resultados de clasificación, las tipologías de vegetación natural o naturalizada como bosque y cuerpos de agua, pueden distinguirse en términos espectrales, apropiadamente de las coberturas objeto de estudio. Sin embargo, en zonas altas al noroeste de Chonchi, la clase humedal, presenta mixtura espectral con turberas antropogénicas y bosque explotado en los lapsos analizados. Esta condición podría generar una sobreestimación de la clase turbera antropogénica con respecto a la realidad en los meses más húmedos. Por otro lado, debido a que los números de ROI's de entrenamiento para la clase de turbera natural, se caracterizan por la presencia y predominancia vegetal de *Sphagnum*, no es posible identificar otros tipos de turberas naturales, como tipo graminoide o pulvinadas, las que se caracterizan por presentar otro tipo de vegetación predominante como ciperáceas y juncáceas de los géneros *Carex*, *Schoenus* o *Carpha* en el caso de las gramínoideas y *Orebolus*, *Donatia* y *Asteria* en pulvinadas (Oberpaur et al., 2018). Estos tipos de turberas pueden presentar una respuesta espectral diferente a las turberas con dominancia de *Sphagnum* (Mahdianpari et al., 2018). De lo anterior, no se descarta la presencia de otros tipos de turberas naturales en las zonas altas identificadas como antropogénicas o humedales.

En el caso de las áreas sin vegetación, los resultados de las clasificaciones también son satisfactorias, considerando que, es posible discriminar estas áreas de turberas naturales y antropogénicas en las clasificaciones sin perturbación de nubes, además es posible discriminar la rotación de uso de suelo de praderas agrícolas a áreas sin vegetación (final temporada productiva) a lo largo de los lapsos estudiados.

Las clases objetivo de turberas naturales y antropogénicas pueden ser discriminadas en términos espectrales. Sin embargo, según lo evidenciado en terreno, las turberas naturales con un alto grado de intervención antrópica, presentan una condición de vegetación arbustiva más densa, debido al drenaje de la turbera, lo cual genera ambientes más propicios para otras especies, por ejemplo, Vautro (*Baccharis patagonica*) (Díaz & Armesto, 2007; Oberpaur et al., 2018). Esta sucesión ecológica genera una condición espectral similar a las turberas antropogénicas. Debido a lo anterior, la clase de turbera natural con estas características es reconocida como antropogénica por FR. Del mismo modo, RF reconoce bien turberas de origen natural de cobertura abierta con dominancia de *Sphagnum*.



Por otro lado, en todos los periodos, al sur de las imágenes clasificadoras, la clase de turbera antropogénica presenta algún grado de confusión espectral con la clase de bosque explotado. Estas zonas podrían constituir áreas transición ecológica de bosque explotado a turbera antropogénica, debido a que, por lo general, después de la tala o quema del bosque en la isla de Chiloé, los sitios anegados son invadidos por musgos del género *Sphagnum*, principalmente por *S. magellanicum*, que forma cojines entre los arbustos de *Baccharis patagónica* (Díaz & Armesto, 2007). Sin embargo, según lo registrado en terreno, hay zonas de bosque intervenidos que aún no presentan una colonización de *Sphagnum* en su superficie. De lo anterior, no se descarta una sobreestimación de turberas antropogénicas en zonas intervenidas. Es necesaria la obtención de información espacial sobre las condiciones ecológicas actuales de las áreas de bosques explotados en el siglo XIX y en la actualidad

(Armesto et al., 2010; Torrejón et al., 2011), con el objetivo conocer su estado de transición ecológica y mejorar la precisión de la identificación de turberas antropogénicas. Por otro lado, la incorporación de otro tipo de información derivada de Modelos de Elevación Digital (DEM) o imágenes radar del programa Sentinel-1 en el proceso de clasificación, podrían mejorar potencialmente la precisión de las clases identificadas (Mahdianpari et al., 2018; Minasny et al., 2019).

Los coeficientes Kappa globales obtenidos para los cuatro escenarios analizados se encuentran en los rangos de muy buena concordancia (Altman, 1991), lo que entrega una alta fiabilidad de las clasificaciones desarrolladas. Mientras que los valores de precisión y coeficiente kappa para la clasificación de las clases objetivo presentaron una buena concordancia, observándose una disminución para la diferenciación entre estas clases. De los resultados de validación, se puede confirmar que el algoritmo RF es una herramienta confiable para una clasificación supervisada con imágenes satelitales del programa Sentinel-2 en el área de interés, a pesar de las limitaciones climáticas. De este modo, las interpretaciones realizadas en este estudio pueden ajustarse a la realidad en zonas validadas. Es relevante considerar que, las ROI's reservadas para la etapa de validación, no proporcionan información de las zonas altas al oeste del área de estudio. Debido a lo anterior, es necesario la recolección de puntos de muestreo para una adecuada validación mayoritariamente en zonas altas al oeste de Chonchi.

Las turberas identificadas en la comuna de Chonchi presentan una superficie de aproximadamente de 6695.4 ha, que representa un 4.9% de la superficie total del área de estudio. En particular, la distribución de turberas naturales equivale a un

5.0% de las turberas identificadas con 337.4 ha, mientras que las turberas antropogénicas tienen una superficie de 6358.0 ha, que equivalen a un 95.0% de las turberas identificadas. Esta última clase, se encuentra distribuida mayoritariamente al oeste de la comuna, con amplias extensiones en áreas con protección privada (Parque Tepuhuico) y estatal (Parque Nacional Chiloé) (CONAF, 2018; MMA, 2015). Mientras que las turberas naturales se encuentran distribuidas en zonas bajas al este del área de estudio, mayoritariamente fuera de áreas con protección.

En comparación con los inventarios previos, hay un aumento considerable en la distribución de turberas. Este aumento deriva principalmente de la identificación de extensas áreas de turberas antropogénicas. Por ejemplo, las identificadas al sur del Parque Tepuhueico que, en el catastro de MMA, son codificados como mallines (MMA, 2020b).

La identificación de turberas naturales y antropogénicas en este estudio es un potencial aporte a la protección de estos humedales. En particular aquellos que cuenten con las características tipificadas en la legislación actual. Como la reciente Ley N°21.202 establece que, los humedales urbanos declarados por el Ministerio del Medio Ambiente deben ser incluidos en los Instrumentos de Planificación Territorial a toda escala como “área de protección de valor natural”.

Así, aquellas turberas identificadas que presenten una superficie total o parcial dentro del límite urbano podrán ser declaradas por el MMA como humedal urbano y tener un grado de protección. Sin embargo, es relevante mencionar que el presente

estudio, no entrega una delimitación vectorial de alta precisión de las áreas de turberas identificadas.

6. CONCLUSIONES

Según los objetivos de este estudio se concluye que, el uso de imágenes multiespectrales del programa Sentinel 2 de la Agencia Espacial Europea es una fuente de información confiable para el mapeo de turberas en la comuna de Chonchi, a pesar de presentar limitaciones atmosféricas.

El algoritmo RF permite discriminar entre turberas naturales y antropogénicas, siempre que la primera clase no presente una cobertura arbustiva-arbórea densa, la que mayoritariamente deriva de intervenciones antrópicas. Esta condición genera una similitud espectral entre turberas naturales y de origen antrópico. Lo anterior, se atribuye a la sucesión ecológica en áreas drenadas que favorecen la colonización de otras especies arbustivas como *Baccharis patagonica*.

Las turberas identificadas constituyen un 4.9% de la superficie total de la comuna de Chonchi con 6695.4 ha. Del total de turberas identificadas, 337.4 ha corresponden a turberas naturales (5.0%), mientras que las turberas antropogénicas presentan una distribución de 6358.0 ha (95.0%). Esta identificación tiene una precisión global de un 86.7 % y un coeficiente kappa de 0.85.

En cuanto a las reflexiones, para una mayor precisión y una adecuada validación de las áreas reconocidas por RF como turberas antropogénicas en zonas altas al

oeste de la comuna de Chonchi, es necesaria la incorporación de información en terreno.

Además, la integración de otras fuentes de información como Modelos de Elevación Digital (DEM) e imágenes radar en el proceso de clasificación, mejorarían la precisión de la identificación de turberas.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altman, D. G. (1991). *Practical statistics for medical research*. New York: Chapman and Hall.
- Armesto, J. J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramirez, C., Rozzi, R., Abarzúa, A. M., & Marquet, P. A. (2010). From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy*, 27(2), 148–160. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.07.006>
- Barthelmes, A., Ballhorn, U., & Couwenberg, J. (2015). Consulting Study 5: practical guidance on locating and delineating peatlands and other organic soils in the tropics. In *High Carbon Stock (HCS)*. <https://doi.org/http://www.fao.org/3/ca8200en/ca8200en.pdf>
- Belgiu, M., & Drăgu, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>
- Bishop, Y., Fienberg, S., & Holland, P. (1975). *Discrete Multivariate Analysis--Theory and Practice*. MIT Press, Cambridge, MA.
- Bourgeau-Chavez, L. L., Endres, S. L., Graham, J. A., Hribljan, J. A., Chimner, R. A., Lillieskov, E. A., & Battaglia, M. J. (2017). Mapping peatlands in boreal and tropical ecoregions. *Comprehensive Remote Sensing*, 1–9, 24–44. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10544-5>
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 54, 5–32. <https://doi.org/10.1201/9780429469275-8>
- Cabezas, J., Galleguillos, M., Valdés, A., Fuentes, J. P., Pérez, C., & Perez-Quezada, J. F. (2015). Evaluation of impacts of management in an anthropogenic peatland using field and remote sensing data. *Ecosphere* 6(12): 282. <http://dx.doi.org/10.1890/ES15-00232.1>
- Chávez, R. O., Christie, D. A., Olea, M., & Anderson, T. G. (2019). A multiscale

- productivity assessment of high andean peatlands across the Chilean Altiplano using 31 years of landsat imagery. *Remote Sensing*. 2019; 11(24):2955. <https://doi.org/10.3390/rs11242955>
- CKPP, Central Kalimantan Peatland Project. (2008). Questions & Answers: Facts about peatland degradation in Southeast Asia in a global perspective. Wetlands International. Wageningen.
- Clymo, R. S., & Hayward, P. M. (1982). The ecology of *Sphagnum*. In Smith AJE (Ed.), *Bryophyte Ecology*, 229–289. Chapman and Hall.
- Clymo, R. S., Turunen, J., & Tolonen, K. (1998). Carbon accumulation in peatland. *Oikos*, 81, 368–388.
- Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37–46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
- CONAF, Corporación Nacional Forestal. (2013). Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile.
- CONAF, Corporación Nacional Forestal. (2018). Delimitación SNASPE.
- Crump, J. (2017). Smoke on water: countering global threats from peatlands loss and degradation. A UNEP rapid response assessment. In United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, Nairobi and Arendal. <https://doi.org/https://www.unep.org/resources/publication/smoke-water-countering-global-threats-peatland-loss-and-degradation-rapid>
- de Almeida, L. F., Silva, T. S. F., & Novo, E. M. L. de M. (2016). Dual-season and full-polarimetric C band SAR assessment for vegetation mapping in the Amazon várzea wetlands. *Remote Sensing of Environment*, 174, 212–222. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.013>
- Decreto N° 25. Dispone Medidas para la Protección del Musgo *Sphagnum Magellanicum*. Ministerio de Agricultura. Publicado el 2 de febrero de 2018.
- Decreto N° 771. Promulga la Convención sobre Zonas Húmedas de Importancia

Internacional Especialmente como Habitat de las Aves Acuáticas, Suscrito en Iran el 2 de febrero de 1971. Ministerio de Relaciones Exteriores. Publicado el 11 de noviembre de 1981.

Decreto N°14. Aprueba Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030. Ministerio de Medio Ambiente. Publicado el 19 de junio de 2018.

Díaz, M. F., & Armesto, J. J. (2007). Limitantes físicos y bióticos de la regeneración arbórea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80(1), 13–26. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2007000100002>

Díaz, M. F., Larraín, J., Zegers, G., & Tapia, C. (2008). Caracterización florística e hidrológica de turberas de la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81(4), 455–468. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2008000400002>

Elwell, T. L., Gelcich, S., Gaines, S. D., & López-Carr, D. (2018). Using people's perceptions of ecosystem services to guide modeling and management efforts. *Science of the Total Environment*, 637–638, 1014–1025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.052>

ESA, European Space Agency. (2015). Sentinel 2. https://www.esa.int/Space_in_Member_States/Spain/SENTINEL_2

ESA, European Space Agency. (2021). Sentinel Online-Radiometric resolution. <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/resolutions/radiometric>

Esri (2016). Una vista general de las herramientas de Generalización. <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.4/tools/spatial-analyst-toolbox/an-overview-of-the-generalization-tools.htm>

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2020). Peatlands mapping and monitoring – Recommendations and technical overview. En *Peatlands mapping and monitoring*. <http://www.fao.org/3/ca8200en/ca8200en.pdf>

- Figuroa, A., Iturraspe, A., & Urciolo, A. (2019). Conservación y marco regulatorio de turberas en la Patagonia Austral, Argentina y Chile. En P. Koleff, A. Figuroa, B. Saavedra, & C. Rojas (Eds.), *Biodiversidad, Género y Cambio Climático: Propuestas basadas en conocimiento. Iniciativa Latinoamericana y el Caribe*. https://www.capitalbiodiversidad.cl/wp-content/uploads/2020/01/PolicybriefsCompilado_10-01-20-1.pdf
- Gallant, A. L. (2015). The challenges of remote monitoring of wetlands. *Remote Sensing*, 7(8), 10938–10950. <https://doi.org/10.3390/rs70810938>
- Gallego-Sala, A. V, Booth, R. K., Charman, D. J., Prentice, I. C., & Yu, Z. (2016). Peatlands and climate change. In A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, & R. Stoneman (Eds.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice* (pp. 129–150). Cambridge University Press.
- Geosoluciones. (2007). Informe Final Estudio Acerca de las Turberas Productoras de Musgo en la Región de los Lagos Región de los Lagos ”.
- Gerdol, R., Bonora, A., Gualandri, R., & Pancaldi, S. (1996). CO₂ exchange, photosynthetic pigment composition, and cell ultrastructure of *Sphagnum* mosses during dehydration and subsequent rehydration. *Canadian Journal of Botany*, 74(5), 726–734. <https://doi.org/10.1139/b96-091>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202(2016), 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Gorham, E. (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1(2), 182–195. <https://doi.org/10.2307/1941811>
- Gumbricht, T., Roman-Cuesta, R. M., Verchot, L., Herold, M., Wittmann, F., Householder, E., Herold, N., & Murdiyarso, D. (2017). An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Global Change Biology*, 23(9), 3581–3599.

<https://doi.org/10.1111/gcb.13689>

Hauser, A. (1996). Los depósitos de turba en Chile y sus perspectivas de utilización. *Revista Geologica de Chile*, 23(2), 217–229.

Hird, J. N., DeLancey, E. R., McDermid, G. J., & Kariyeva, J. (2017). Google earth engine, open-access satellite data, and machine learning in support of large-area probabilistic wetland mapping. *Remote Sensing*, 9(12). <https://doi.org/10.3390/rs9121315>

Hribljan, J. A., Suarez, E., Bourgeau-Chavez, L., Endres, S., Lilleskov, Erik A. Chimbolema, Segundo Wayson, C., Serocki, E., & Chimner, R. A. (2017). Multi-date, multi-sensor remote sensing reveals high density of carbon -rich mountain peatlands in the páramo of Ecuador. *Global Change Biology*, 23, 5412–5425. <https://doi.org/10.1111/gcb.13807>

Hunt, E. R., & Rock, B. N. (1989). Detection of changes in leaf water content using Near- and Middle-Infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment*, 30(1), 43–54. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90046-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90046-1)

INE, Instituto Nacional de Estadísticas. (2015). Medio ambiente: Informe anual 2014.

Iturraspe, R., & Roig, C. (2000). Aspectos hidrológicos de turberas de *Sphagnum* de Tierra del Fuego - Argentina. En: Coronato A & C Roig (eds). *Conservación de ecosistemas a nivel mundial con énfasis en las turberas de Tierra del Fuego. Disertaciones y Conclusiones: 85-93*. Ushuaia, Argentina.

Joosten, H. (2016). Peatlands across the globe. In A. Bonn, T. Allott, M. Evans, H. Joosten, & R. Stoneman (Eds.). *Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice*. 19–43. Cambridge University Press.

Ladera Sur. (2021). Tres nuevos santuarios de la naturaleza conformarán la “Red de Turberas de Chiloé”. <https://laderasur.com/estapasando/tres-nuevos-santuarios-de-la-naturaleza-conformaran-la-red-de-turberas-de-chiloe/>

León, C. A., Oliván, G., & Fuertes, E. (2012). Turberas esfagnosas de Chiloé (Chile) y su problemática ambiental. *Boletín de La Sociedad Española de Briología*,

38–39, 29–40.

Ley N°18.097. Ley Orgánica Constitucional sobre Concesiones Mineras. Ministerio de Minería. Publicada el 21 de enero de 1982.

Ley N°18.248. Código de Minería. Ministerio de Minería. Publicada el 14 de octubre de 1983.

Ley N°21.202. Modifica Diversos Cuerpos Legales con el Objetivo de Proteger los Humedales Urbanos. Ministerio de Medio Ambiente. Publicada el 23 de enero de 2020.

Ley N°19.300. Abrueba Ley sobre Bases Generales de Medio Ambiente. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Publicada el 9 de marzo de 1994.

Lillesand, T. M., Kiefer, R., & Chipman, J. (2008). Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons Inc.: Hoboken, NJ, USA.

Lu, D & Weng, Q. (2007). A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance, International Journal of Remote Sensing, 28:5, 823-870. <http://dx.doi.org/10.1080/01431160600746456>

Mahdianpari, M., Salehi, B., Mohammadimanesh, F., Homayouni, S., & Gill, E. (2018). The first wetland inventory map of newfoundland at a spatial resolution of 10 m using sentinel-1 and sentinel-2 data on the Google Earth Engine cloud computing platform. Remote Sensing, 11(1). <https://doi.org/10.3390/rs11010043>

Marquet, P. A., Altamirano, A., Arroyo, M., Fernández, M., Gelcich, S., Górski, K., Habit, E., Lara, A., Maass, A., Pauchard, A., Pliscoff, P., Samaniego, H., & Smith-Ramírez, C. (2019). Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones. Informe de la mesa de Biodiversidad. Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.

Martínez Cortizas, A., Pontevedra Pombal, X., Nóvoa Muñoz, J. C., Rodríguez Fernández, R., & López-Sáez, J. A. (2009). Turberas ácidas de esfagnos. In VV.AA (Ed.), Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos

de hábitat de interés comunitario en España. 1–64. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.

Maxa, M., & Bolstad, P. (2009). Mapping northern wetlands with high resolution satellite images and LiDAR. *Wetlands*, 29(1), 248. <https://doi.org/10.1672/08-91.1>

McFeeters, S. K. (1996). Landslides Extraction From Diverse Remote Sensing Data Sources. *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 687–711. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>

Minasny, B., Berglund, Ö., Connolly, J., Hedley, C., de Vries, F., Gimona, A., Kempen, B., Kidd, D., Lilja, H., Malone, B., McBratney, A., Roudier, P., O'Rourke, S., Rudianto, Padarian, J., Poggio, L., ten Caten, A., Thompson, D., Tuve, C., & Widyatmanti, W. (2019). Digital mapping of peatlands – A critical review. *Earth-Science Reviews*, 196, 1–38. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.05.014>

MMA, Ministerio de Medio Ambiente. (2015). Delimitación Iniciativas de Conservación Privadas.

MMA, Ministerio de Medio Ambiente. (2020a). Contribución Determinada a Nivel Nacional. Actualización 2020. https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2020/04/NDC_Chile_2020_espan%CC%83ol-1.pdf

MMA, Ministerio de Medio Ambiente. (2020b). Inventario Nacional de Humedales de Chile.

Moore, T. R., Roulet, N. T., & Waddington, J. M. (1998). Uncertainty in Predicting the Effect of Climatic Change on the Carbon Cycling of Canadian Peatlands. *Climatic Change*, 40(2), 229–245. <https://doi.org/10.1023/A:1005408719297>

MOP, Ministerio de Obras Públicas. (2019). Red vial. Dirección de Vialidad.

Muñoz, E. (2009). El espinillo (*Ulex europaeus* L. 1753) un invasor biológico en el sur de Chile: estado de su conocimiento y alternativas de control. *Gestión Ambiental*, 17, 23–44.

- Oberpaur, C., Díaz, M. F., & León, C. (2018). Turberas de *Sphagnum* de Chiloé: ¿Cómo hacer un uso sustentable?. Ediciones Universidad Santo Tomás.
- Päivänen, J. (1982). Main Physical Properties of Peat Soils. In J. Laine (Ed.), Peatlands and their utilization in Finland, 33–36. Finnish Peatland Soc., Helsinki.
- Pang, Y., Huang, Y., Zhou, Y., Xu, J., & Wu, Y. (2020). Identifying spectral features of characteristics of *Sphagnum* to assess the remote sensing potential of peatlands: A case study in China. *Mires and Peat*, 26, 1–19. <https://doi.org/10.19189/MaP.2019.OMB.StA.1834>
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silvius, M., & Stringer, L. (2007). Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen.
- Perea, M.A., Oviedo, B., Leal, J. (2019). Cartografía de bosques de manglar mediante imágenes de sensores remotos: estudio de caso Buenaventura, Colombia. *Revista de Teledetección*. (53), 73-86. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.11684>
- Pérez, D. (2019). “Uso Histórico de los servicios ecosistémicos en la Isla Grande de Chiloe, Región de Los Lagos, Chile: una aproximación conceptual.” Universidad de Chile.
- PLADECO. (2018). “Plan de Desarrollo Comunal, PLADECO 2018-2025, Municipalidad de Chonchi, Provincia de Chiloé, Región de Los Lagos”. Municipalidad de Chonchi. Elaborado por SOVAL consultores.
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H., & Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 48(2), 119–126. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)
- Ramsar. (2018). Lineamientos para inventarios de turberas tropicales a fin de facilitar su designación como sitios Ramsar. Nota informativa N°9.
- Roig, C., & Roig, F. (2004). Consideraciones generales. In D. Blanco & V. M. de la

- Balze (Eds.), *Los Turbales de la Patagonia: Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad*, 19–21. Wetlands Internacional.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In *3er Earth Resources Technology Satellite- 1 Symposium*, NASA SP-351, 301–317. Washington: NASA Scientific and Technical Information Office.
- Rozzi, R., Massardo, F., Medina, Y., Moses, K., Caballero, P., Camelio, E., Morales, V., Lewis, L., Goffinet, B., Méndez, M., Cavieres, L., Chávez, J., & Russell, S. (2010). Ecoturismo con lupa: integración de las ciencias ecológicas y la ética ambiental. *Ambiente y Desarrollo*, 24, 30–37.
- Salazar, P. (2017). *Tendencias climáticas y sus efectos en el Golfo de Ancud por medio de series de precipitaciones y temperatura más largas*. Universidad de Chile. Tesis Pregrado.
- Schofield, W. B. (1985). *Introduction to Bryology*. Blackburn.
- SERNAGEOMIN, Servicio Nacional de Geología y Minería. (2008). *Catastro y levantamiento geológico de reservas explotables del recurso turba en Chiloé, Región de Los Lagos*. Informe Final. Servicio Nacional de Geología y Minería - Gobierno Regional de Los Lagos.
- SUBDERE, Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo. (2020). *División Política Administrativa*. <https://www.ide.cl/index.php/limites-y-fronteras/item/1528-division-politica-administrativa-2020>
- Teluguntla, P., Thenkabail, P., Oliphant, A., Xiong, J., Gumma, M. K., Congalton, R. G., Yadav, K., & Huete, A. (2018). A 30-m landsat-derived cropland extent product of Australia and China using random forest machine learning algorithm on Google Earth Engine cloud computing platform. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 144, 325–340. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.07.017>
- Torrejón, F., Cisternas, M., Alvia, I., & Torres, L. (2011). Consecuencias de la tala maderera colonial en los bosques de alerce de Chiloé, sur de Chile (siglos XVI-

- XIX). *Magallania*, 39(2), 75–95.
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- Valdés-Barrera, A., Kutzbach, L., Celis-Diez, J. L., Armesto, J. J., Holl, D., & Perez-Quezada, J. F. (2019). Effects of disturbance on the carbon dioxide balance of an anthropogenic peatland in northern Patagonia. *Wetlands Ecology and Management*, 27(5), 635–650.
- Valenzuela-Rojas, J., & Schlatter, R. (2004). Las turberas de la Isla Chiloé (X Región, Chile): aspectos sobre usos y estado de conservación. In D. Blanco & V. M. de la Balze (Eds.), *Los Turbales de la Patagonia Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad*. 87–92. Wetlands Internacional.
- Van Breemen, N. (1995). How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(7), 270–275. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(95\)90007-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(95)90007-1)
- Villela, D. (2017). Potencial de la turba en la minería no metálica en Chile. Ministerio de Minería, Chile.
- WCS Chile. (2020). Diseño de una hoja de ruta para la conservación y gestión sustentable de turberas de Chile. Ministerio de Medio Ambiente, Chile.
- Wilson, E. H., & Sader, S. A. (2002). Detection of forest harvest type using multiple dates of Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, 80(3), 385–396. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00318-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00318-2)
- Xie, Y., Sha, Z., & Yu, M. (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology*, 1(1), 9–23.
- Yu, Z., Loisel, J., Brosseau, D. P., Beilman, D. W., & Hunt, S. J. (2010). Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters*, 37, L13402. <https://doi.org/10.1029/2010GL043584>
- Zegers, G., Larraín, J., Díaz, M. F., & Armesto, J. (2006). Impacto ecológico y social

de la explotación de pomponales y turberas de *Sphagnum* en la Isla Grande de Chiloé. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 22(1), 28–34.



8. ANEXOS

ANEXO 1. Índices espectrales computados para la detección de turberas y la construcción de imágenes clasificadoras para cada lapso. Extraídos de Sentinel-2.

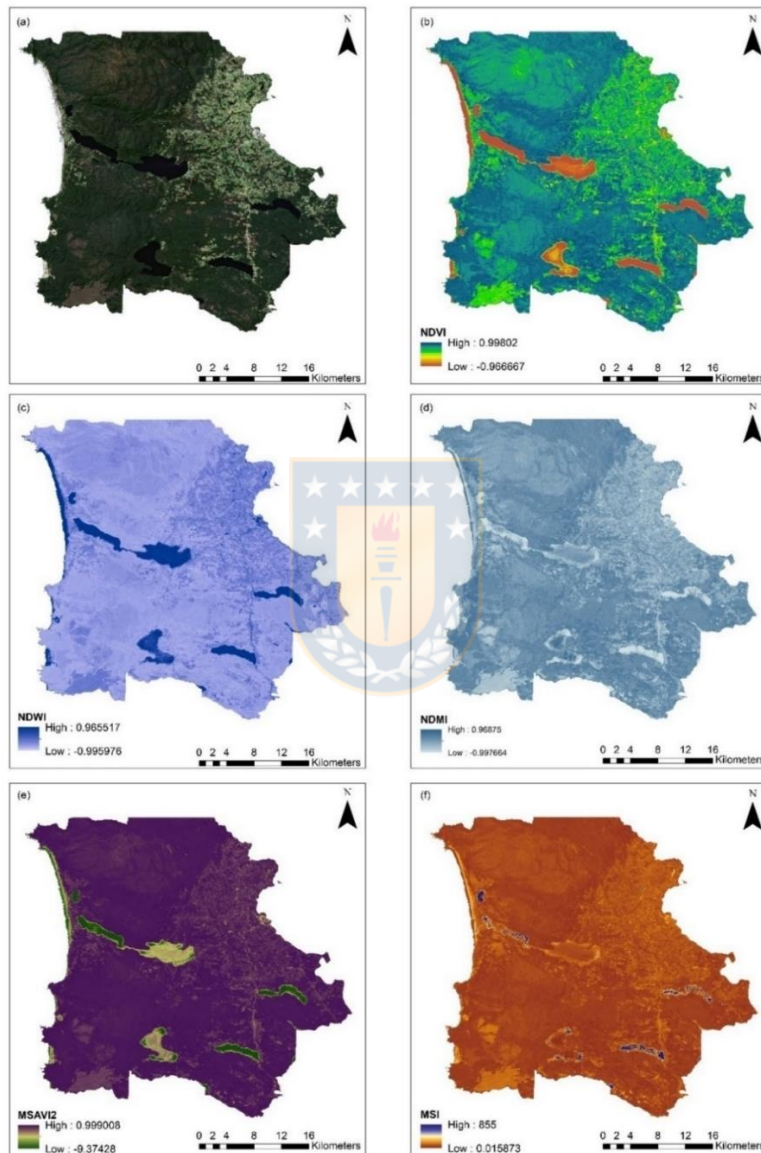


Figura Anexo 1. Índices espectrales computados para la detección de turberas en el área de estudio y construcción del mosaico base para el lapso 1: septiembre-2020. (a) Composición falso color, (b) NDVI, (c) NDWI, (d) NDMI, (e) MSAVI2 y (f) MSI extraídos del programa Sentinel-2.

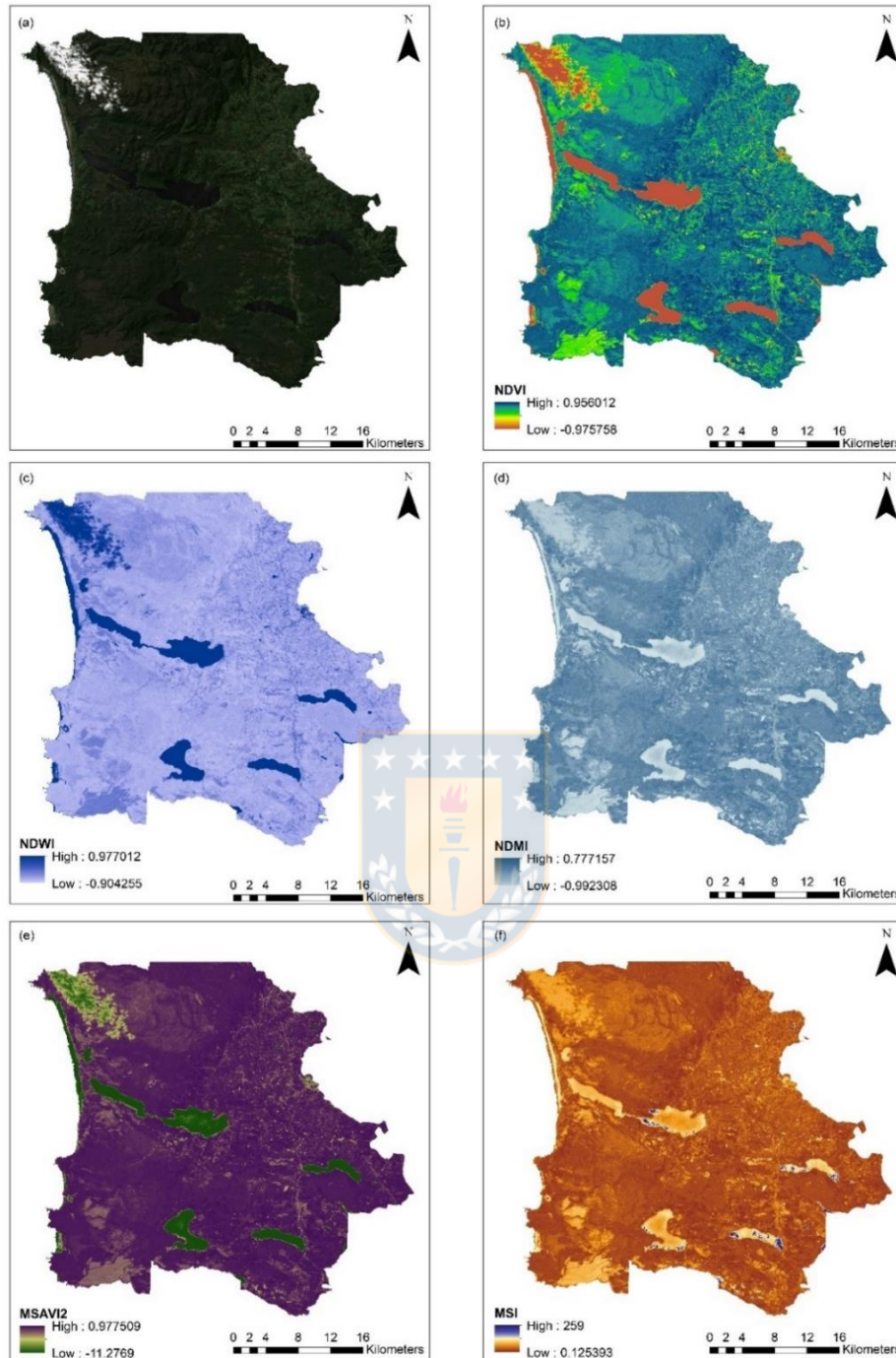


Figura Anexo 1. Índices espectrales computados para la detección de turberas en el área de estudio y construcción del mosaico base para el lapso 2: diciembre -2020. (a) Composición falso color, (b) NDVI, (c) NDWI, (d) NDMI, (e) MSAVI2 y (f) MSI extraídos del programa Sentinel-2.

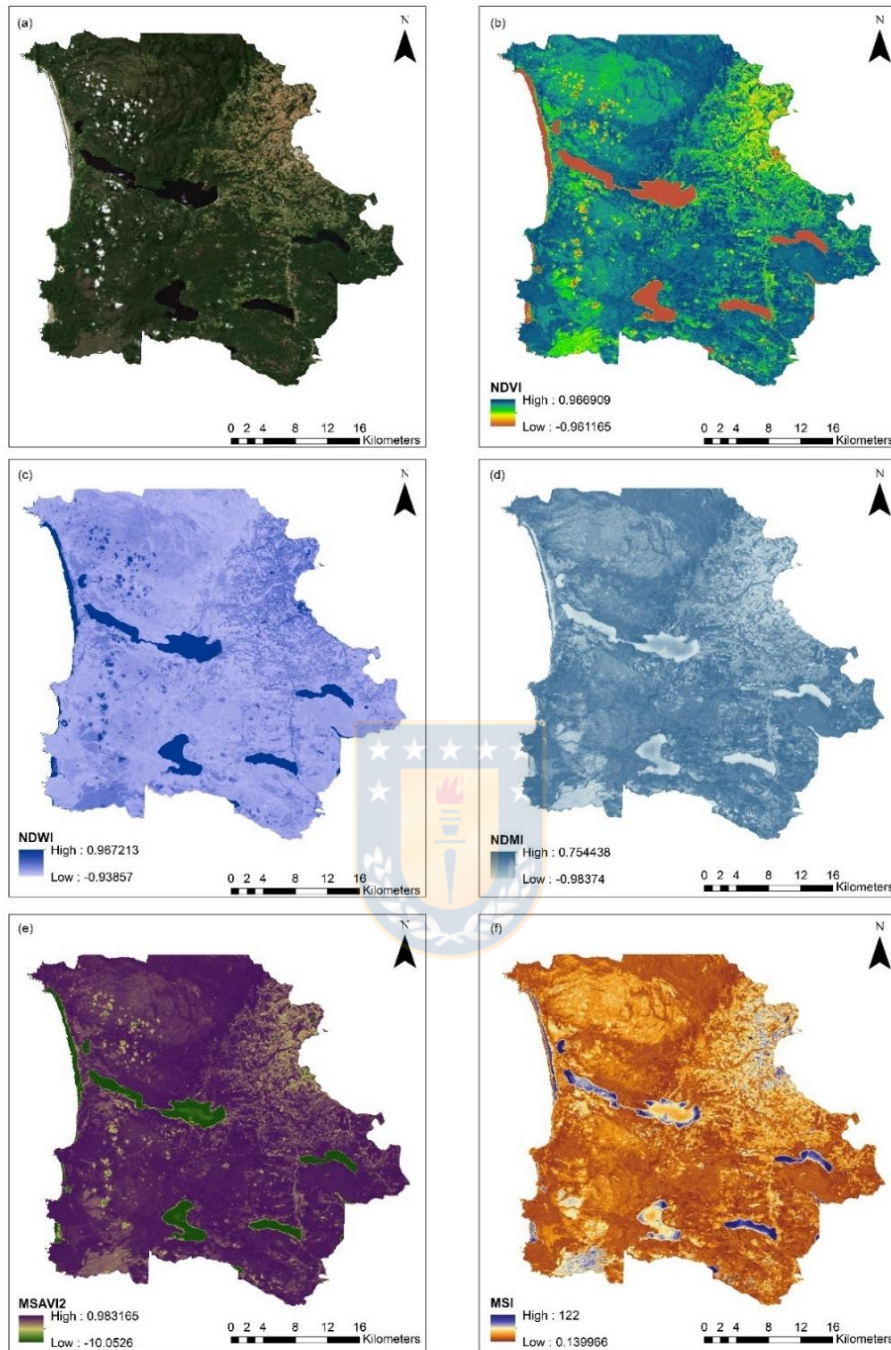


Figura Anexo 1. Índices espectrales computados para la detección de turberas en el área de estudio y construcción del mosaico base para el lapso 3: febrero-2021. (a) Composición falso color, (b) NDVI, (c) NDWI, (d) NDMI, (e) MSAVI2 y (f) MSI extraídos del programa Sentinel-2.

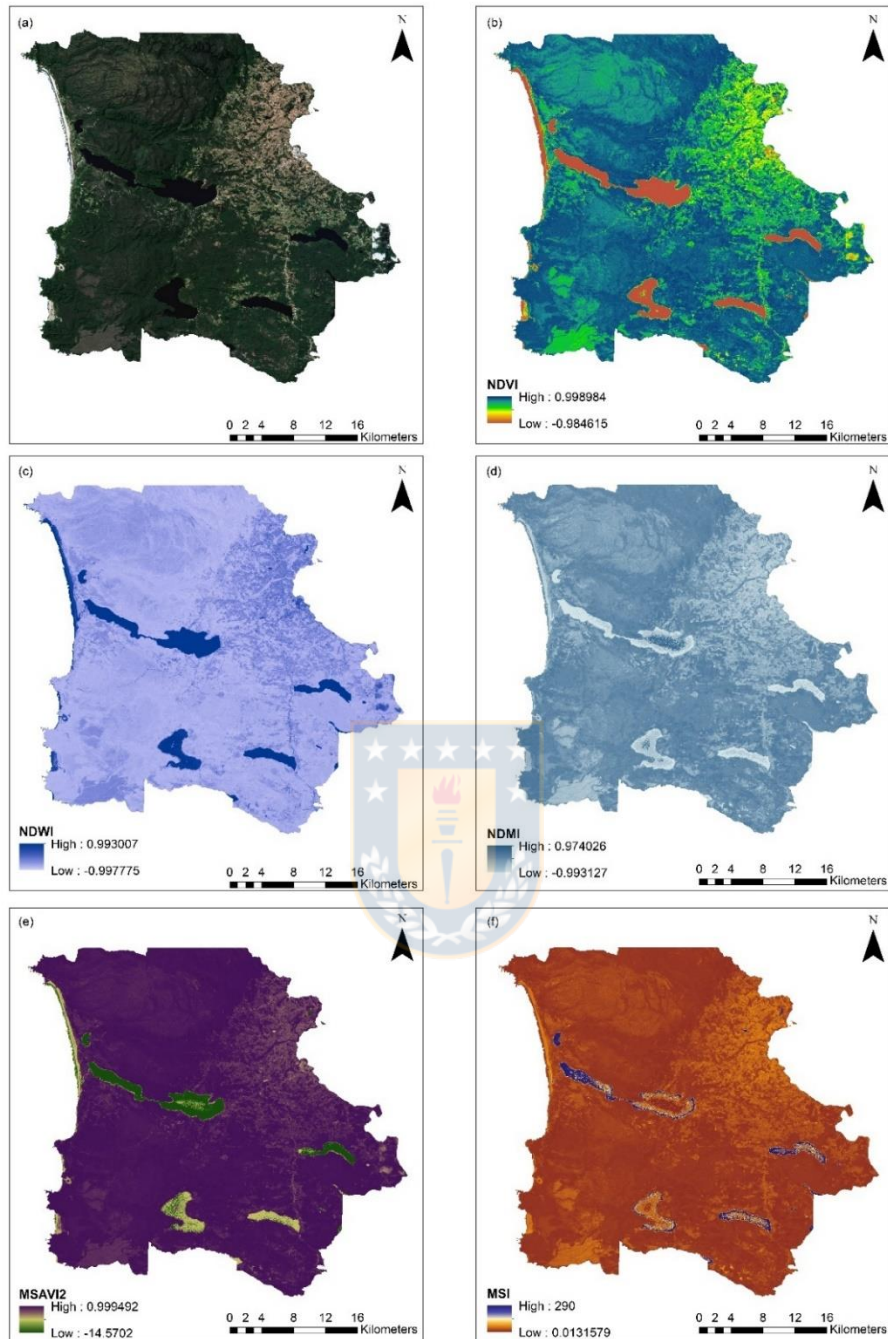


Figura Anexo 1. Índices espectrales computados para la detección de turberas en el área de estudio y construcción del mosaico base para el lapso 4: marzo-2021. (a) Composición falso color, (b) NDVI, (c) NDWI, (d) NDMI, (e) MSAVI2 y (f) MSI extraídos del programa Sentinel-2.

ANEXO 2. Matriz de confusión clases propuestas para cada lapso.

	CA	TN	B	P	SV	H	TA	BE
CA	27	0	0	0	0	0	0	0
TN	0	18	0	0	1	0	3	1
B	0	0	29	0	0	0	0	0
P	0	0	0	21	0	0	0	0
SV	0	0	0	0	27	0	0	0
H	0	0	0	2	0	11	3	2
TA	0	3	0	0	0	1	18	1
BE	0	0	0	0	1	1	3	15

Figura Anexo 2. Matriz de confusión según resultados de clasificación y datos de validación para el lapso 1: septiembre-2020. Las siglas corresponden a: CA= cuerpos de agua, TN=turberas naturales, B= bosque, P= pradera, SV= sin vegetación, H= humedal, TA= turberas antropogénicas, BE= bosque explotado.

	CA	TN	B	P	SV	H	TA	BE
CA	27	0	0	0	0	0	0	0
TN	0	18	0	0	0	0	4	1
B	0	0	28	0	0	1	0	0
P	0	0	0	20	1	0	0	0
SV	0	0	0	0	27	0	0	0
H	0	1	1	1	0	11	3	1
TA	0	1	0	0	0	0	21	1
BE	0	2	0	0	1	0	6	11

Figura Anexo 2. Matriz de confusión según resultados de clasificación y datos de validación para el lapso 2: diciembre-2020. Las siglas corresponden a: CA= cuerpos de agua, TN=turberas naturales, B= bosque, P= pradera, SV= sin vegetación, H= humedal, TA= turberas antropogénicas, BE= bosque explotado.

	CA	TN	B	P	SV	H	TA	BE
CA	27	0	0	0	0	0	0	0
TN	0	18	0	0	0	0	4	1
B	0	0	29	0	0	0	0	0
P	0	0	0	21	0	0	0	0
SV	0	0	0	0	25	0	0	2
H	0	0	1	0	0	14	3	0
TA	0	1	0	0	0	0	21	1
BE	0	0	0	0	2	0	5	13

Figura Anexo 2. Matriz de confusión según resultados de clasificación y datos de validación para el lapso 3: febrero-2021. Las siglas corresponden a: CA= cuerpos de agua, TN=turberas naturales, B= bosque, P= pradera, SV= sin vegetación, H= humedal, TA= turberas antropogénicas, BE= bosque explotado.

	CA	TN	B	P	SV	H	TA	BE
CA	27	0	0	0	0	0	0	0
TN	0	18	0	0	1	0	3	1
B	0	0	28	0	0	1	0	0
P	0	0	0	21	0	0	0	0
SV	0	0	0	0	25	0	0	2
H	0	0	0	0	0	15	2	1
TA	0	3	0	1	0	0	18	1
BE	0	1	0	0	2	1	5	11

Figura Anexo 2. Matriz de confusión según resultados de clasificación y datos de validación para el lapso 4: marzo-2021. Las siglas corresponden a: CA= cuerpos de agua, TN=turberas naturales, B= bosque, P= pradera, SV= sin vegetación, H= humedal, TA= turberas antropogénicas, BE= bosque explotado.

ANEXO 3. Matriz de confusión clases objetivo turberas naturales y antropogénicas para cada lapso.

	TN	TA	O
TN	18	3	2
TA	3	18	2
O	0	6	136

Figura Anexo 3. Matriz de confusión según resultados de clasificación y datos de validación para clases objetivo. Lapso 1: septiembre-2020. Las siglas corresponden a: TN= turberas naturales, TA= turberas antropogénicas, O= otras clases.

	TN	TA	O
TN	18	4	1
TA	1	21	1
O	3	9	130

Figura Anexo 3. Matriz de confusión según resultados de clasificación y datos de validación para clases objetivo. Lapso 2: diciembre-2020. Las siglas corresponden a: TN= turberas naturales, TA= turberas antropogénicas, O= otras clases.

	TN	TA	O
TN	18	4	1
TA	1	21	1
O	0	8	134

Figura Anexo 3. Matriz de confusión según resultados de clasificación y datos de validación para clases objetivo. Lapso 3: febrero-2021. Las siglas corresponden a: TN= turberas naturales, TA= turberas antropogénicas, O= otras clases.

	TN	TA	O
TN	18	3	2
TA	3	18	2
O	1	7	134

Figura Anexo 3. Matriz de confusión según resultados de clasificación y datos de validación para clases objetivo. Lapso 4: marzo-2021. Las siglas corresponden a: TN= turberas naturales, TA= turberas antropogénicas, O= otras clases.

