



UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Arquitectura y Urbanismo  
Escuela de Pregrado  
Carrera de Geografía

**EVALUACIÓN DEL IMPACTO ALUVIONAL DE MAYO 2017 EN LA  
VEGETACIÓN DEL HUMEDAL DESEMBOCADURA RÍO COPIAPÓ  
MEDIANTE IMÁGENES SATELITALES SENTINEL 2.  
COMUNA DE CALDERA, III REGIÓN DE ATACAMA.**

Memoria para optar al título de Geógrafo  
FERNANDO GONZÁLEZ CASTILLO.  
Profesora guía: Dr. Pamela Smith Guerra

SANTIAGO – CHILE

2021

## AGRADECIMIENTOS

Mis más sinceros agradecimientos a todos y todas quienes me apañaron en este capítulo de mi vida como estudiante. En especial a mi Mamá Magaly y mi Papá Eduardo, gracias por darme cariño, valores y educación, además que fueron fundamentales en la memoria al acompañarme en ir a terreno al humedal, muchas gracias los amo un montón. A mi hermano y amigo Pablo, por acompañarme en los buenos y malos momentos de mi estadía en Santiago.

A los amigos/as de la FAU Dani, Fran, Pepe, Paty y Yeru, gracias por las sonrisas que nunca faltaron aún en los momentos más difíciles de cualquier vida estudiantil.

También agradecer a la profesora Pamela Smith que contribuyó con buenas ideas al desarrollo de esta memoria. Y a la consultora ambiental Biota por facilitarme encontrar el shape de catastro de uso de suelo de CONAF, Región de Atacama 2018.

## RESUMEN

Los humedales costeros ubicados en el norte de Chile son espacios únicos ya que, a pesar de las condiciones de extrema aridez que subyace a las regiones nortinas, estos albergan una alta riqueza en biodiversidad y cumplen una serie de beneficios ecosistémicos tanto para el desarrollo humano como para la fauna.

Sin embargo, una de las tantas perturbaciones a las que se enfrentan estos humedales son los aluviones, procesos que se estima van a ser cada vez más recurrentes producto del cambio climático. En la última década, estos eventos extremos ya han ocurrido en la Región de Atacama dos veces en un muy corto periodo de tiempo (25 de marzo del 2015 y 10-13 de mayo del 2017), ambos con suficiente poder destructivo para afectar seriamente a las localidades y ecosistemas aledaños.

En esta memoria se analiza a corto y largo plazo el efecto del aluvión ocurrido entre el 11-13 de mayo 2017 en la vegetación del Humedal Desembocadura Río Copiapó, un ecosistema que alberga más de la mitad de las aves existente en la Cuenca del Río Copiapó, y que además fue recientemente declarado como Santuario de la Naturaleza (2021).

Para ello, la memoria se apoya en la disciplina de la percepción remota la cual permite analizar hechos ya pasados sin necesariamente recurrir en el contacto directo con el objeto de investigación, en esta memoria se trabajó con una serie de imágenes satelitales de mediana resolución Sentinel-2. Se realizaron unas series de técnicas tales como: Clasificación supervisada para conocer las coberturas previas al aluvión, cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para analizar el vigor y densidad de la vegetación del humedal con la cual, a su vez, fue base para analizar a corto y largo plazo la alteraciones del aluvión en la vegetación, para la primera se calculó diferencia entre NDVI (dNDVI) entre abril – mayo 2017 y para la segunda se realizan series de tiempos NDVI desde 2016 a 2018.

Los resultados indican que el 78,52% de la superficie del Humedal Desembocadura Río Copiapó que resistió o que fue alterada levemente por el flujo aluvional, a corto y/o largo plazo se vio beneficiada por el superávit de lluvias aumentado su vigorosidad y densidad vegetal. En cambio, el 21,48% de la superficie del humedal, ocupadas mayormente por vegetación riparia, experimentó las mayores disminuciones a corto plazo debido a su ubicación cercana al curso fluvial, sin embargo, de estas áreas y según lo observado a largo plazo el 20,67% demostraron una alta resiliencia recuperando su vigor y densidad vegetal a valores similares al año previo al aluvión (2016), pero no así si compara con los primeros meses del 2017. Por último, solo el 0,81% de las coberturas del humedal experimentaron una disminución tan alta que cambiaron a cuerpos de agua después del aluvión.

Los resultados llevan a concluir que los aluviones se deben entender como perturbaciones naturales de los humedales dependientes de la cuenca, que no siempre tienen consecuencias negativas y que frente a estas perturbaciones los humedales poseen una alta resiliencia y rápida respuesta.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

<b>CAPÍTULO 1: PRESENTACIÓN</b> .....	8
1.1. INTRODUCCIÓN .....	8
1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	9
1.3. ESTADO DEL ASUNTO .....	11
1.3.1. Definición sobre humedales costeros estuarinos .....	11
1.3.2. Servicios ecosistémicos de los humedales costeros.....	13
1.3.3. El uso de la percepción remota en el seguimiento de catástrofes naturales... 14	
1.3.4. La vegetación como bioindicador de humedales.....	15
1.3.5. Monitoreo de la vegetación en base a Teledetección. ....	16
1.3.6. Técnicas de análisis multitemporal para abordar fenómenos naturales.....	19
1.4. ÁREA DE ESTUDIO .....	23
1.4.1. Clima.....	23
1.4.2. Régimen hidrológico.....	25
1.4.3. Flora del humedal .....	26
1.4.4. Avifauna del humedal.....	29
1.5. OBJETIVOS GENERALES Y ESPECIFICOS .....	30
1.5.1. Objetivo general: .....	30
1.5.2. Objetivos específicos: .....	30
<b>CAPÍTULO 2: PLANTEAMIENTO METODOLOGICO</b> .....	31
2.1. Preprocesamiento de imágenes .....	31
2.2. Análisis de detección de cambios post-aluvional a corto plazo.....	32
2.2.1. Obtención mapa de cobertura previa con clasificador Random Forest. ....	32
2.2.2. Cálculo dNDVI ambas imágenes. ....	37
2.2.3. Detección de cambios NDVI por coberturas del humedal.....	37
2.3. Evolución temporal de la vegetación del humedal .....	38
<b>CAPITULO 3: RESULTADOS</b> .....	39
3.1. Coberturas previas al aluvión de mayo 2017 .....	39
3.1.1. Evaluación de la exactitud temática de la clasificación supervisada .....	39
3.1.2. Cálculo de superficie y promedio de NDVI para cada clase.....	41

3.2. Cambios a corto plazo en los valores de vigorosidad de las coberturas y posterior evolución a largo plazo. ....	42
3.2.1 Alteraciones a corto plazo (diferencia NDVI entre imagen pre y post aluvión) .	43
3.2.2.1.Evolución temporal de las áreas que han aumentado su NDVI post-aluvión.....	45
3.2.3. Coberturas que disminuyeron su NDVI post-aluvión en forma leve (-0,16 – 0).....	47
3.2.3.1. Evolución temporal de áreas que han disminuido levemente su NDVI post-aluvión.....	48
3.2.4. Coberturas que han disminuido su NDVI post-aluvión en forma media a leve.....	49
3.2.4.1. Evolución temporal de las coberturas que han disminuido media a leve su NDVI post-aluvión. ....	50
3.2.5. Coberturas que han disminuido su NDVI post-aluvión en forma alto a medio.....	51
3.2.5.1. Evolución temporal de las áreas que han disminuido alta a media sus NDVI post-aluvión. ....	52
3.2.6. Coberturas que han disminuido su NDVI post-aluvión en forma alta (-1,04 – -0,63).....	53
3.2.6.1. Evolución temporal de las coberturas que han disminuido altamente NDVI post-aluvión. ....	54
<b>CAPITULO 4: Discusión, conclusiones y recomendaciones. ....</b>	<b>55</b>
4.1. Discusión y conclusiones .....	55
4.2. Recomendaciones .....	56
<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>58</b>
<b>ANEXOS. ....</b>	<b>64</b>
Anexo N°1: Puntos de levantamiento de información realizada por la Consultora Tierra del Sol en el Humedal Desembocadura Río Copiapó.....	64
Anexo N°2: Estaciones georreferenciadas de levantamiento de información en el Humedal Desembocadura Río Copiapó.....	64
Anexo N°3.- Imágenes satelitales analizadas en la memoria.....	65
Anexo N°4.- Bandas espectrales de Sentinel 2. Fuente: <a href="https://natura.es/">https://natura.es/</a> .....	66
Anexo N°5: Capa vectorial del catastro y actualización de los recursos vegetacionales y uso de la tierra (CONAF) de Atacama 2018, superpuesto en un raster NDVI Sentinel con fecha 2017/04/09 .....	66

Anexo N°6: A la izquierda Imagen NDVI Sentinel 2_SR de Fecha 4 de abril 2017, y a la derecha Imagen NDVI Sentinel 2_SR de Fecha 19 de mayo 2017.....	67
Anexo N°7: Ráster de fecha más próxima y posterior al aluvión (2017/05/19). .....	67
Anexo N°8: Comparativa de la cobertura riparia en distintos periodos. (Sector desembocadura).....	68
Anexo N°9: Comparativa de la cobertura praderas y matorrales en distintos periodos. (Sector norte del humedal).....	68
Anexo N°10: Comparativa de suelos descubierto y praderas abiertas en distintos periodos. (Sector norte del humedal).....	69
Anexo N°11: Comparativa de suelos descubierto y praderas abiertas en distintos periodos. (Sector norte del humedal).....	69

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°1 y 2: Comparativa visual entre imágenes ex y post -aluvión.....	10
Figura N°3: Temporalidad de algunos fenómenos ambientales.....	15
Figura N°4: Firma espectral de la vegetación.....	17
Figura N°5: Cálculo NDVI.....	17
Figura N°6: Firmas espectrales de coberturas típicas.....	18
Figura N°7 y N°8 (gráficos ejemplo): Series de tiempo que expresan la disminución de valores de índices NDVI y EVI por perturbación meteorológica en Bangladesh, 2017.....	21
Figura N°9: Área de estudio.....	23
Figura N°10: Histograma de precipitación mensual de Estación Manflas.....	24
Figura N°11: Histograma de precipitación mensual de Estación Copiapó.....	25
Figura N°12: Histogramas sobre caudal (m <sup>3</sup> /s) para las estaciones Río Copiapó en Angostura.....	25
Figura N°13: Sarcocornia fruticosa y suelo salino en el sector norte del Humedal.....	26
Figura N°14: Typha angustifolia con raíces sumergidas dentro del río Copiapó.....	28
Figura N°15: Distichlis Spicata de escasa cobertura sector sur del Humedal.....	28
Figura N°16: Aves descansando en la zona de la desembocadura.....	29
Figura N°17: Esquema metodológico.....	31
Figura N°18 Arriba curvas espectrales promedios de los pixeles de entrenamiento.....	34
Figura N°19: Ejemplo de Matriz de confusión.....	35
Figura N°20: Script para crear una función para calcular NDVI en cada imagen.....	38

Figura N°21: Script para graficar series de tiempo.....	38
Figura N°22: Cartografía resultante de la clasificación supervisada.....	42
Figura N°23: Cartografía resultante del cálculo dNDVI.....	43
Figura N°24: Áreas que a corto plazo aumentaron su NDVI post-aluvi3n.....	45
Figura N°25: Serie temporal en 3reas que aumentaron sus valores NDVI post-aluvi3n a corto plazo.....	46
Figura N°26: 3reas que a corto plazo disminuyeron levemente su NDVI post-aluvi3n....	47
Figura N°27: Serie temporal en 3reas que disminuyeron levemente sus valores NDVI post-aluvi3n a corto plazo .....	48
Figura N°28: 3reas que a corto plazo disminuyeron media a leve su NDVI post-aluvi3n.....	49
Figura N°29: Serie temporal en 3reas que disminuyeron media a leve sus valores NDVI post-aluvi3n a corto plazo.....	50
Figura N°30: 3reas que a corto plazo disminuyeron alta a media su NDVI post-aluvi3n.....	51
Figura N°31: Serie temporal en 3reas que disminuyeron alta a media sus valores NDVI post-aluvi3n a corto plazo.....	52
Figura N°32: 3reas que a corto plazo disminuyeron altamente su NDVI post-aluvi3n....	53
Figura N°33: Serie temporal en 3reas que disminuyeron altamente sus valores NDVI post-aluvi3n a corto plazo.....	54

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1: Variables climatol3gicas de la zona.....	24
Tabla N°2: Especies registradas por la consultora tierra del sol en el a3o 2017.....	27
Tabla N°3: Especies registradas por la consultora tierra del sol en el a3o 2018.....	27
Tabla N°4: An3lisis de separabilidad espectral Jeffries-Matusita.....	34
Tabla N°5: Formulas de las estadísticas de concordancia.....	36
Tabla N°6: Niveles de cambios a corto plazo dNDVI.....	37
Tabla N°7: Resultados de evaluaci3n tem3tica.....	40

## CAPÍTULO 1: PRESENTACIÓN

### 1.1.INTRODUCCIÓN

En el contexto de crisis climática que pareciera irreversible, los fenómenos extremos como los aluviones podrían agudizarse y ser cada vez más frecuentes (Galilea, 2019). Generalmente asociados a inusuales periodos de lluvia, estos eventos naturales se traducen en un flujo súbito de barro y detritos con suficiente poder destructivo para ocasionar cuantiosos daños tanto en la población como en los ecosistemas aledaños.

Ante esta perturbación esporádica, los humedales dependientes del régimen hidrológico de la cuenca son alterados en estructura y paisaje, especialmente en la vegetación ripariana, la cual cumple un importante rol ecosistémico para la biota y el desarrollo humano. La pérdida de vegetación en estos ecosistemas repercute directamente en la reducción del hábitat de una gran cantidad de biodiversidad como aves, insectos, peces, anfibios, en otros, que utilizan estos espacios como zonas de refugio y alimentación (Paicho-Hidalgo et al., 2015).

En la comuna de Caldera y en la costa de la Región de Atacama se ubica el Humedal Desembocadura Río Copiapó, un estuario especial que alberga fauna y flora acuática no recurrente en la región debido a la condición climática de extrema de aridez que subyace el desarrollo de la biota nortina (Sielfeld et al., 2012).

En la última década y, en un lapsus muy cercano, la zona ha experimentado dos episodios de lluvias intensas que han terminado en procesos aluvionales (25 de marzo del 2015 y 10-13 de mayo del 2017), ambos de gran impacto económico, social y ambiental en la región. Para estudiar el impacto de este último fenómeno meteorológico (2017) en la vegetación del humedal, esta memoria desarrolla técnicas de percepción remota que entregan la posibilidad de realizar amplios análisis temporales para detectar cambios en el medio ya pasados (Chuvienco, 2010).

Desde una perspectiva espacial y temporal este trabajo pretende analizar a corto y largo plazo (2016 – 2018) los principales cambios en cuanto a densidad y vigor vegetal en el humedal por medio del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Para ello, primero se identifican las zonas de disminución y aumento de vigorosidad vegetal post-aluvién experimentadas en el transcurso de un mes (abril-mayo). Posteriormente se analiza el comportamiento de estas áreas a través de series de tiempo NDVI que abarquen el periodo desde el año 2016 al 2018. El trabajo se apoya de imágenes de mediana resolución provenientes del satélite Sentinel-2, las cuales poseen una resolución espacial de 10 metros de pixel acompañado de una aceptable resolución temporal de aproximadamente 5 días.

Los resultados pueden proporcionar información relevante sobre el comportamiento del humedal ante estos eventos extremos, más cuando el Humedal de Desembocadura Río Copiapó fue recientemente declarado como Santuario de la Naturaleza (24Horas.cl, 2021).

## 1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El panorama de los humedales frente al cambio climático no es del todo alentador, a pesar de ser nuestros aliados en la mitigación del calentamiento global al aportar como sumideros de carbono, estabilizadores de costa, reguladores de la calidad del agua, fuente de recursos alimenticios, entre otros servicios (Ramsar, 2018), son ecosistemas bastantes frágiles a las consecuencias del cambio climático (escasez hídrica, por ej.).

El Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) en su tercer informe publicado el año 2001 concluyó que los humedales figuran dentro de los ecosistemas más expuestos al riesgo climático por su escasa capacidad de adaptación (Ramsar, 2002). Dentro de los impactos potenciales del cambio climático en los humedales se encuentran la afectación ecológica por la alteración de las condiciones físico-químicas, afectación por erosión costera, afectación por sequías y eventos extremos, entre otros (Moya et al., 2005).

La reducción de los humedales por factores climáticos puede ser perjudiciales para la biodiversidad, por ejemplo, la mayoría de estos ecosistemas son importantes para especies con capacidad de movimientos por debajo del umbral crítico de 10-20 km (Marquet et al., 2012), lo que indica que su mantención favorece una adecuada conectividad ecológica.

Especialmente para la avifauna, los humedales denominados costeros son espacios de alta concentración de especies de aves migratorias y residentes ya que sirven como lugares de descanso, nidificación y reabastecimiento de alimentos después de largas travesías de viajes.

*“Alrededor de 125 especies de aves, aproximadamente un 30% de las especies que habitan regularmente en Chile, utilizan este tipo de ambientes, lo que los transforma en sitios de alto valor para la conservación de la diversidad biológica”* (Marquet et al., 2012, p. 69).

El Humedal Desembocadura Río Copiapó es un ejemplo de aquello. Según el estudio de Demangel (2011), el cual identificó y clasificó las áreas ambientales más relevantes dentro de la cuenca del Río Copiapó, considerando tanto la fauna vertebrada (riqueza, especies amenazadas y singularidad) como la presión antrópica (intervención humana), se concluyó que este estuario es el que posee mayor valor de sitio, encontrándose más de la mitad de todas las especies de aves observadas en la cuenca (60 de 112).

Hay que destacar que este ecosistema acuático está ubicado en una región climáticamente condicionada por la extrema aridez que caracteriza al desierto de Atacama, sin embargo, pese a su alto valor ambiental y paisajístico regional, se encuentran escasos y poco detallados estudios sobre monitoreos en base a teledetección.

El fenómeno meteorológico acaecido en la Región de Atacama, entre el 11 y 13 de mayo, producto de un sistema de baja presión activa (DGA, 2018), fue de tal magnitud que se registraron precipitaciones inusuales para la zona. En la estación Manflas, ubicada a 1410 msnm en la subcuenca del Río Manflas perteneciente a la Cuenca Río Copiapó, se registró

86,9 mm solo en el día 11 de mayo, es decir, aproximadamente en un solo día llovió 4 veces más que la precipitación media anual registrada en la misma estación al año 2016 (22,8mm) (Datos meteorológicos del DGA). Como consecuencia se registraron remociones masa, socavones y colapsos laterales del cauce del Río que tuvieron consecuencias no solo socio-económicas, sino también ecosistémicas que merecen ser estudiadas.

En las siguientes imágenes Sentinel 2 (Figura 1 y 2) se muestra a simple vista el arrastre o cubrimiento del aluvión sobre la vegetación en el tramo final del Río Copiapó, en ambas imágenes se utilizó un falso color de vegetación, de modo que esta se muestra en color rojo con diferentes intensidades según su vigorosidad.

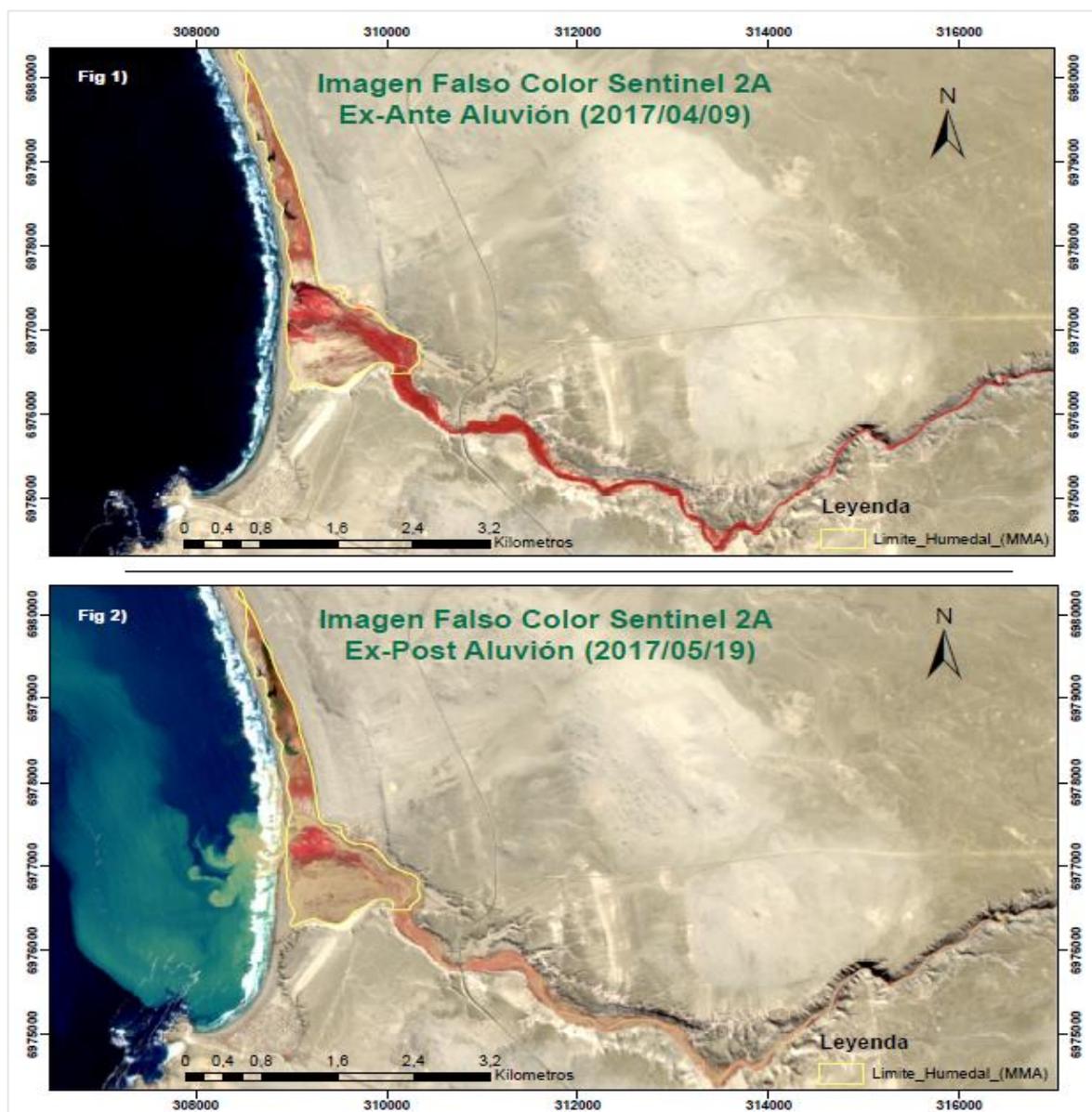


Figura n°1 y 2 Comparativa visual entre imágenes ex y post aluvión.

Fuente: Elaboración Propia.

Para este estudio cabe aclarar que, producto de la no existencia de imágenes Sentinel-2 para el evento aluvional 2015 y la escasa disponibilidad de imágenes Landsat para dicho periodo, se ha preferido trabajar solo con el evento aluvional 2017 en beneficio además de contar con imágenes de aceptable resolución temporal y espacial, obtenidas gratuitamente de los satélites gemelos Sentinel 2A y 2B.

### 1.3. ESTADO DEL ASUNTO

#### 1.3.1. Definición sobre humedales costeros estuarinos

Según el grado de operatividad en la literatura científica existen variadas definiciones de lo que es un Humedal. La más conocida es la dictada por la Convención Ramsar que entiende a un Humedal como *“las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”* (Ramsar, 2006). Sin embargo, esta definición ha sido criticada por ser demasiado amplia y poco operacional, como indica Marquet et al. (2012) si se aplica a nivel nacional casi todas las áreas costeras serían incluidas como humedales marinos o costeros.

Para superar esta limitación, se encuentra en la literatura internacional (U.S. Army Corps of Engineers, 1987; Federal Geographic Data Committee, 2013) una definición operativa de humedales en la que se considera que son tres criterios los necesarios para establecer su existencia:

- 1) Presencia de suelos hídricos con mal o sin drenaje: Son aquellos suelos en condición de saturación que favorecen la presencia de vegetación hidrófita. Estos deben ser inundados el tiempo suficiente para que los poros del suelo sean ocupados por el agua, esta inundación puede ser debida a lluvias intensas, escorrentía, efecto de las mareas o por alimentación de napas subterráneas (INIA, 2001). Sin embargo, es necesario mencionar que el suelo es considerado de humedal solo si este sustenta vegetación hidrófita acompañado de un régimen de saturación permanente o periódica (US Army Corps of Engineers, 1987).
- 2) Régimen Hidrológico temporal o permanente que genera condiciones de inundación periódica: Según la US Army Corps of Engineers (1987) la profundidad media de la inundación debe ser aproximadamente menor o igual a 2,2 metros o la saturación del suelo debe ser hasta la superficie durante el periodo de crecimiento de vegetación prevalente. Sin embargo, también indican la necesidad de establecer si estas condiciones hidrológicas tienen una influencia directa en la vegetación o en el suelo, ya que la duración media anual de la inundación no excluye la aparición de vegetación no hidrófita.
- 3) Vegetación Hidrófita: Se refiere a toda aquella vegetación que está adaptada a condiciones de saturación de agua y, por tanto, a diferencia de la vegetación común

(Mesófito y/o Xerofita) tiene la habilidad de desarrollarse y reproducirse en condiciones anaeróbicas (sin oxígeno). Las plantas acuáticas constituyen una flora de tipo azonal, es decir, su sobrevivencia no depende de las condiciones climáticas regionales sino de las condiciones de anegamiento del suelo (Ramírez & Álvarez, 2012). Podría señalarse que la vegetación es el indicador más directo de la presencia de humedales porque es la consecuencia de las condiciones anteriormente señaladas.

En Chile, el año 2006 la Ex Comisión Nacional de Medio Ambiente en cooperación con el Centro de Ecología Aplicada de forma parecida definió a los humedales como “Ecosistemas asociados a sustratos saturados temporal o permanentemente, los cuales permiten la existencia y desarrollo de biota acuática” (CONAMA-CEA, 2006). En el documento, se propuso una clasificación de Humedales basadas en ecotipos, en función de los factores físico-químicos que regulan la existencia del humedal, especialmente de los que regulan su balance hídrico.

En esta taxonomía (al cual adhiere esta memoria), los humedales que surgen de la desembocadura de un río al mar caen en la categoría de ecotipo de intrusión salina tipo canal. En su estructura, los componentes abióticos están definidos por una matriz acuosa con presencia de agua dulce y salada (en función de las mareas) con alto contenido de nutrientes y con baja concentración de oxígeno en estratos profundos. El componente biótico asociado al agua está principalmente compuesto por flora hidrófita de tipo dulceacuícola y halófito, y en fauna se puede encontrar fauna bentónica, peces de agua dulce y marinos (CONAMA-CEA, 2006).

En ese sentido, los estuarios (de tipo canal) a diferencia de las lagunas costeras (de tipo cubeta) están influenciados por procesos fluviales y marinos dinámicos, y los segundos son cuerpos de agua estancados y separados del mar por barreras sedimentarias donde el agua marina ingresa de manera intermitente (Bird, 2007 citado en Cienfuegos et al., 2012)

Por otro lado, los estuarios pueden ser clasificados según el grado de influencia por las dinámicas mareales. Según Davies (1964 citado en Morales et al., 2009) los estuarios son denominados como régimen micromareales cuando la amplitud mareal va de 0 a 2 metros, mesomareales cuando este va de 2 a 4 metros o macromareales cuando son mayores a 6 metros.

Como indica Cienfuegos et al. (2012), la mayoría de los estuarios en Chile son micromareales, es decir, dominados principalmente por el oleaje y las corrientes fluviales más que por corrientes marinas intensas, estos últimos pueden ser encontrados más al sur.

### 1.3.2. Servicios ecosistémicos de los humedales costeros

Los ecosistemas otorgan una serie de beneficios a los seres vivos en general, los cuales son las principales razones del porque a nivel mundial son investigados, monitoreados y conservados de manera transdisciplinar.

A rasgos generales algunos de los servicios ecosistémicos que entregan los humedales costeros y que han sido ampliamente señalados en la literatura científica son:

- 1) **Servicios ecosistémicos de aprovisionamiento:** Los humedales costeros son fuente de recursos pesqueros importante para reaprovisionamiento de aves migratorias, según la Organización medioambiental no gubernamental WCS (2019) 2/3 de los peces de importancia comercial depende de estos humedales en alguna etapa de su ciclo vital, también proporcionan algas e invertebrados relevantes para el comercio local (Valdovinos et al., 2010). Gracias a su efecto depurativo proporcionan agua dulce para irrigación en agricultura, saciar la sed de animales y para el uso doméstico. También otorgan material para pastoreo y forraje convirtiéndose en recursos de atractiva comercialización (Moreno-Casasola et al., 2012).
- 2) **Servicios ecosistémicos de regulación:** Reducen gases de efecto invernadero al servir como sumideros de carbono, aunque de no conservarlos producen el efecto contrario (Zuleta & Contreras, 2019). Gracias a la capacidad inherente de absorción y filtro naturales de la vegetación, los humedales ayudan a reducir los desechos contaminantes que son arrojados al río y que tienen capacidad de llegar al mar (WCS, 2019). También juegan un papel importante en el control de la erosión del suelo, control de inundaciones y en la disipación de la energía de las amenazas naturales en áreas urbanas costeras como son los tsunamis. Además, son sostén para la biodiversidad animal especialmente de la avifauna (Marquet et al., 2012), microorganismos y de la vegetación de tipo azonal, especialmente de aquellas especies de flora y/o fauna en peligro de extinción.
- 3) **Servicios ecosistémicos culturales:** Debido a la belleza paisajística de los humedales, estos sitios son una buena oportunidad económica para la realización de ecoturismo, el cual bien llevado puede fomentar la educación ambiental en las comunidades aledañas. También destaca el aporte a las investigaciones científicas especialmente a la biología, y la relevancia del cuidado de estos sitios para las comunidades indígenas (Cid & Araos, 2021).

### 1.3.3. El uso de la percepción remota en el seguimiento de catástrofes naturales.

Las imágenes satelitales históricamente se han utilizado para analizar procesos dinámicos. A diferencia de las cámaras fotográficas aerotransportadas, los satélites tienen la capacidad de extraer información multiespectral de las cubiertas que se encuentran en la superficie en un espacio-tiempo dado. Estos datos son producto de la energía reflejada por las cubiertas en forma de ondas electro-magnéticas, las cuales, según la región del espectro, son capaces de entregar información físico-química del estado de las cubiertas sin necesidad de contacto físico directo con el objeto (Balbontín et al., 2016).

Gracias a esta capacidad, la teledetección referida a la disciplina que se encarga no solo de la obtención de la imagen sino también de su tratamiento y posterior interpretación (Chuvienco, 2010), es una herramienta valiosa para analizar cambios producidos por procesos dinámicos tanto ambientales (Catástrofes naturales, desertificación, cambios agrícolas, etc.) como antrópicos (Expansión urbana, deforestación, contaminación atmosférica, etc.).

Según Chuvienco (2010), el seguimiento correcto de estos procesos en tanto duración del evento y pervivencia de sus efectos dependen lógicamente de los fenómenos que se estudiarán, pero también de las capacidades del satélite para seguirlas. Es así, que eventos de larga duración y de escasa rapidez (expansión urbana, por ej.) no necesitan de sensores de gran resolución temporal, por tanto, para estos casos es recomendable realizar análisis interanuales.

Sin embargo, como se puede observar en la figura n°3, en el caso de las inundaciones estos tienen alta rapidez sin embargo su permanencia es variable *“El efecto de una inundación puede ser breve, si está fue superficial, o bastante permanente, si ha supuesto modificación de algunos rasgos geomorfológicos (deslizamiento, por ejemplo).”* (Chuvienco, 2010, p. 434).

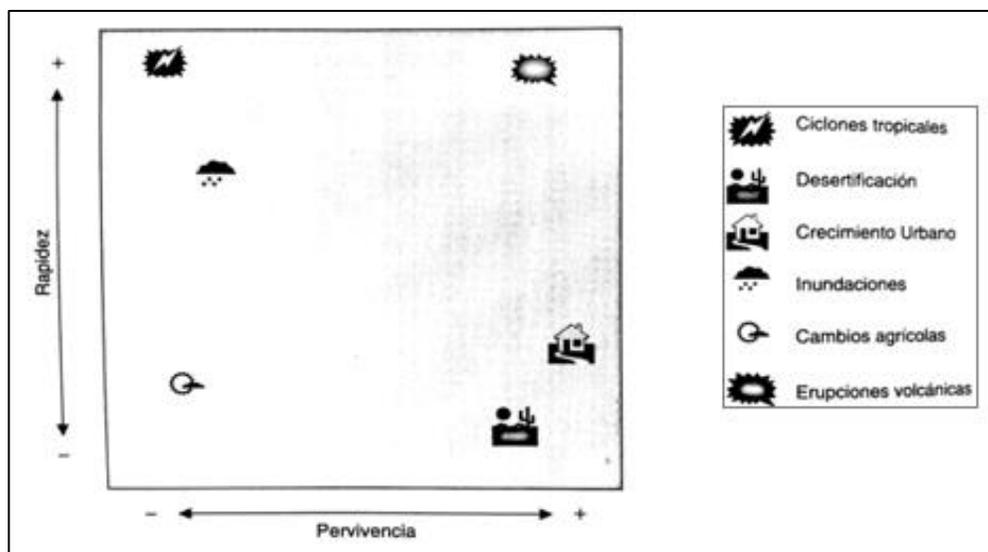


Figura n°3: Temporalidad de algunos fenómenos ambientales

Fuente: Imagen obtenida de Chuvieco (2010)

En especial para las inundaciones, la resolución temporal de un sensor puede ser mermada por la alta cobertura nubosa propia de estos eventos meteorológicos. Para no perjudicar el análisis temporal, y considerando que la pervivencia del impacto aluvional en la vegetación humedal puede ser menor que un año, se utilizó imágenes sentinel-2 que tienen la ventaja de que el tiempo de revisita es de aproximadamente 5 días, muy por sobre satélites Landsat que es de 16 días aprox.

#### 1.3.4. La vegetación como bioindicador de humedales

Una forma de monitorear el estado de salud de un humedal es en base a su vegetación, especialmente la de tipo acuática denominada hidrófita, la cual es un criterio fundamental para la identificación y delimitación de humedales en múltiples sistemas de clasificación tanto nacionales (Reglamento de la Ley de Humedales Urbanos, por ej.) como internacionales (US Army Corps Engineers, 1987).

Un ejemplo de lo anterior, es el Plan de Conservación Humedal de Batuco (2018-2023) donde la vegetación glicófita compuesta de Juncales y Totorales (*Thypha angustifolia* L. Y *Schoenoplectus californicus*) han sido seleccionadas como objetos a conservar por su papel en la mantención del hábitat de diversas especies de aves acuáticas, como la Tagua de Frente Roja (*Fulica rufifrons*) que esconde sus nidos dentro de estas especies vegetales, también destacan su papel en la purificación del agua, retención de nutrientes y disminución de la erosión (Bardi et al., 2019).

En línea parecida, un informe ambiental sobre las áreas ambientales vinculadas al agua en el área de la Cuenca del Río Copiapó (2009), señalaron que un correcto monitoreo para el Humedal Desembocadura Río Copiapó debiese considerar como indicadores de cambio

ambiental las áreas dominadas por las especies *Thypha angustifolia* (Totoras) y *Phragmites Australis* (Carrizo).

*“por una parte, en la medida que se presenten sanos y vigorosos se encontrarán en óptimas condiciones para su desarrollo, o bien, en la medida que se presente débiles y senescentes y otras especies de las formaciones del entorno empiecen a colonizar estos sectores, significará que ha disminuido el contenido de agua y/o aumentado la salinidad”* (Pérez et al., 2009, P.121)

#### 1.3.5. Monitoreo de la vegetación en base a Teledetección.

La vegetación es frecuentemente objeto de estudio de variadas investigaciones ecológicas mediante teledetección, estas poseen un comportamiento espectral particular que permite su discriminación por sobre otras coberturas y, lo que es más interesante aún, posibilita conocer su estado de salud de manera remota (área foliar, biomasa vegetal, vigor, etc.).

Según Chuvieco (2010), la reflectancia de la vegetación depende de tres grupos de factores: 1) Los relacionados a la propia reflectividad de la hoja (propiedades físico-químicas) como son el pigmento de las hojas, la estructura celular y el contenido de agua. 2) Los relacionados a la arquitectura de la planta, principalmente su área foliar, la distribución de las hojas, su forma, etc. y 3) factores externos como la pendiente del terreno, orientación, etc.

El más importante para la teledetección es el primer grupo, la figura n°4 muestra como estos factores afectan la reflectancia (%) de la vegetación a lo largo de las regiones espectrales del visible (0.4-0.7  $\mu\text{m}$ ), infrarrojo cercano (0.7-1.1  $\mu\text{m}$ ) y el medio (1.1-2.5  $\mu\text{m}$ ).

En el visible ocurre la fotosíntesis (Alonso et al, 1999), proceso químico donde la clorofila absorbe una gran parte de la luz solar en las longitudes de onda del azul y el rojo reflejando la mayor parte en la banda verde, por esta razón la vegetación sana se expresa de ese color a nuestros ojos.

En la región del infrarrojo cercano (IRC) la estructura interna de las hojas (epidermis, parénquima y mesófilo esponjoso) hace que se refleje la mayor parte de la energía incidente, por tanto, una vegetación sana tendrá una alta reflectividad en esta zona. La estructura interna es diferente en todas las especies de hojas, por este motivo, es en el IRC la región más adecuada para diferenciar entre una u otra especie de planta (Chuvieco, 2010).

Por último, en el infrarrojo medio (SWIR) opera principalmente el efecto absorbente del agua contenido en las hojas, en consecuencia, vegetación con alto estrés hídrico presentará una alta reflectancia en esta región (Chuvieco, 2010)

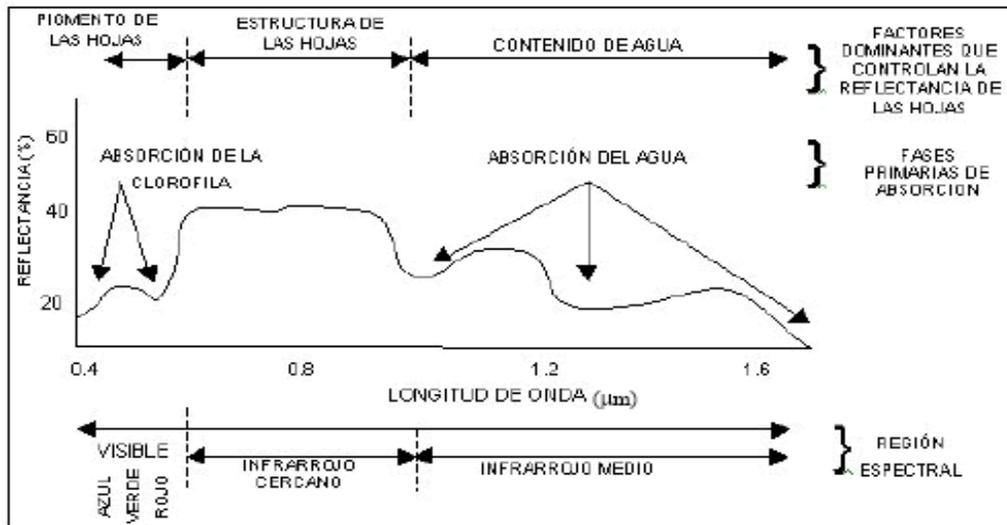


Figura n°4: Firma espectral de la vegetación  
 Fuente: Imagen obtenida de Arango et al. (2005)

La banda del rojo (0,65 – 0,68 µm) y la banda del infrarrojo cercano (0,78 – 0,90 µm) son las más utilizadas para el análisis de vegetación debido a su alto contraste reflectivo. Uno de los cálculos más conocido que utilizan ambas bandas es el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI).

Un índice espectral es una combinación matemática entre diferentes bandas del espectro electromagnético que tiene como finalidad discriminar entre cubiertas y/o evaluar el estado de estas. El cálculo del NDVI (ver figura n°5) es el siguiente:

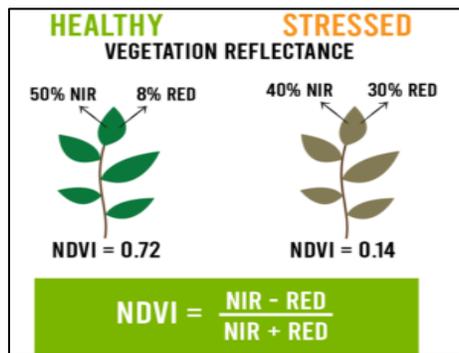


Figura n°5: Cálculo NDVI  
 Fuente: Imagen obtenida de myeasyfarm.com

Donde:

NIR = Banda infrarrojo de onda corta

RED = Banda roja

Este índice de verdor se ha usado en teledetección para medir el estado de salud (vigor) de la vegetación. También se ha demostrado una asociación positiva asintótica entre el índice

NDVI y el índice de área foliar (Chuvienco, 2010), este último definido como el cociente entre el área de las hojas de una especie y el área del suelo sobre el cual se encuentra. Excepto para áreas muy densas como selvas o bosques donde los índices de vegetación tienden a saturarse, esta asociación indica que un pixel con alto NDVI posiblemente tenga un mayor porcentaje de cobertura vegetal dentro de sus límites de superficie.

Generalmente entre más diferencia haya entre la banda del rojo y la del infrarrojo cercano con mayor seguridad se puede aseverar que el dosel de la vegetación se encuentra densa y saludable, y viceversa. El resultado del cálculo va de -1 a 1, aunque dependiendo de la cobertura y contexto de análisis el rango puede variar. La literatura señala que los valores positivos cercanos a 0 son indicativos de vegetación muy escasa, estresada o suelo desnudo, valores cercanos a 1 indican vegetación de alta vigorosidad y densidad, y valores negativos indican cuerpos de agua o áreas urbanas ya que en estas coberturas la reflectividad de la banda RED es mayor que la banda NIR (ver figura n°6).

Como se observa en la figura n°6, el contraste entre estas dos bandas es mayor en la vegetación que en otras coberturas. La arena posee una alta reflectividad que va aumentando paulatinamente desde el visible hasta disminuir levemente en el infrarrojo medio. Respecto al agua, básicamente absorbe mayor parte de la energía reflejando escasamente en el visible.

Tres coberturas principalmente que se encuentran en el humedal con distinto grado de cobertura son: Suelo desnudo (arena), vegetación (hidrófilas tanto de agua dulce como salada), y cuerpos de agua, aunque estos últimos se pueden ver influenciado por vegetación acuática natante como las especies *Ruppia Maritima* L. o *Potamogeton pusillus* L., que aumentaría el valor de NDVI del cuerpo acuoso.

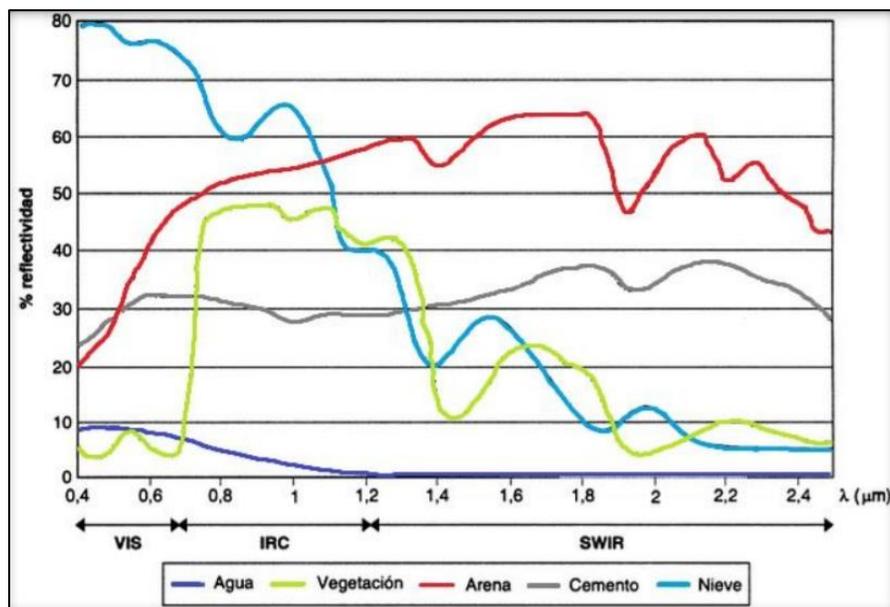


Figura n°6: Firmas espectrales de coberturas típicas.  
Fuente: Imagen obtenida de Jiménez (2016), adaptada de Chuvienco (2010).

De interés para la memoria es que la vegetación ripariana que está emplazada en un sustrato húmedo tiene una respuesta espectral diferente a la vegetación terrestre en suelo seco. Especialmente en las bandas del infrarrojo medio (SWIR) es que se puede notar tal diferencia:

*“A partir de 1,4  $\mu\text{m}$  el efecto absorbente del agua es muy claro, por lo que la reflectividad de la vegetación sana se reduce drásticamente en el SWIR. Las medidas de laboratorio muestran una notable diferencia en esa región del espectro entre las hojas secas y las infiltradas con agua... Queda patente, pues, que la observación en el SWIR es de gran utilidad para conocer el estado hídrico de la hoja”* (Chuvienco, 2010, p.62).

Cabe mencionar que en imágenes de resolución media o baja es habitual que un pixel capte información de distintas cubiertas ya que su tamaño abarca una gran extensión. En Sentinel-2 abarca una extensión de 100 m<sup>2</sup> de terreno, por tanto, la firma espectral de un pixel en un área de coberturas heterogéneas será un promedio de todas las firmas espectrales provenientes de todos los objetos que abarque los límites del pixel -con mayor o menor preponderancia según el grado de densidad-. En consecuencia, cualquier trabajo con imágenes de mediana resolución tiene que tener en cuenta que solo se podrán señalar las especies vegetales indirectamente dentro de un grupo muy amplio de coberturas (Bosques, Praderas y Matorrales, etc.)

Como se verá más adelante en el Humedal Desembocadura Río Copiapó, con un pixel tan grueso, es fácil encontrar una mezcla de coberturas tales como vegetación con arena o, como la extensión de cuerpos de agua estancadas es de pequeña extensión, existen pixeles con respuesta espectral promediada entre vegetación y cuerpos de agua.

#### 1.3.6. Técnicas de análisis multitemporal para abordar fenómenos naturales

Estudios de percepción remota sobre los impactos de los aluviones en la vegetación se encuentran escasas referencias, por lo cual, no se ha permitido desarrollar una metodología estandarizada que sirviese de referencia.

Sin embargo, en los estudios multitemporales basados en teledetección es usual que la base común en todos los trabajos es la comparación pixel a pixel entre distintas fechas, ya sea comparando el nivel de reflectancia del pixel o la clase al que pertenece en los casos de clasificación supervisada.

En estos análisis el previo tratado estandarizado de las imágenes a trabajar es un paso fundamental para evitar cualquier cambio que no sea debido a las propias cubiertas (desplazamiento de imágenes, por ej.), por tanto, es necesario siempre corregir geométrica y radiométricamente las imágenes a utilizar (Chuvienco, 2010).

Según Chuvienco (2010), las técnicas se pueden resumir en dos grupos según se utilicen imágenes continuas o imágenes ya clasificados en categorías.

En el primero se utilizan técnicas cuantitativas como diferencias entre imágenes, series de tiempo, regresiones, frecuencias, etc., las cuales han sido relevantes en la elaboración de sistemas georreferenciados a tiempo real de varios organismos tales como la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y su sistema de vigilancia de la sequía agrícola – ASIS o en Chile con el Instituto De Investigación Agropecuaria (INIA) y su plataforma agrícola satelital (PLAS).

En el segundo grupo se utilizan matrices de contingencia entre categorías de distinto periodo (errores de comisión/omisión, índice kappa, precisión general, etc.), técnica que ha sido útil para elaborar las cartografías temáticas regionales de cambios de uso de suelo de CONAF.

Como se observa a simple vista en la figura n°1 y n°2 el aluvión ha ocasionado principalmente una disminución de la vigorosidad de la vegetación. Para mapear y constatar cuantitativamente las áreas de cambio, se ha trabajado en esta memoria con la técnica de diferencia entre imágenes. Si bien el cálculo puede resultar algo simple (resta de imágenes), este método ha sido ampliamente utilizado en estudios relacionados a los cambios de reflectancia de los pixeles post catástrofes naturales, principalmente en estudios sobre la severidad de incendios en la vegetación. (García & Robles, 2009).

Frecuentemente esta operación considera índices espectrales tales como el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) o el índice de área quemada (NBR) y, según los valores de la imagen resultante, los valores radiométricos previos pueden mantenerse estables (valores iguales a 0), pueden disminuir (valores negativos) o aumentar (valores positivos).

A las áreas clasificadas según su grado de afectación o severidad además se les puede aplicar un perfil temporal de vegetación para analizar el efecto de la perturbación y su evolución posterior a largo plazo. Esta técnica grafica en series de tiempo todos los valores de NDVI (u cualquier otro índice de verdor) que toman los pixeles durante una determinada temporalidad (semanas, meses, años, etc.) y espacialidad, las cuales puede ser un punto (área del pixel) o un polígono (promedio o mediana del conjunto de los pixeles).

Esta técnica se ha utilizado en estudios sobre recuperación de vegetación post-volcanismo, mega sequía y tormentas de fuego (Garreud, 2018), incendios forestales (Rodriguez, 2012; Peña, 2019; Díaz-Delgado & Pons, 1999), análisis fenológico de cultivos (Balbontín et al., 2016), análisis de comportamiento de sistemas ambientales (Ceroni et al., 2015) inundaciones (Kwak et al., 2015), entre otros. En las figuras n°7 y 8, se muestra un ejemplo del efecto que tuvieron las inundaciones monzónicas sobre los cultivos de arroz, sin y con riego de inundación, en Bangladesh (2007), calculados con índices NDVI y EVI. Se observa como las inundaciones afectaron principalmente a los cultivos con riego de inundación.

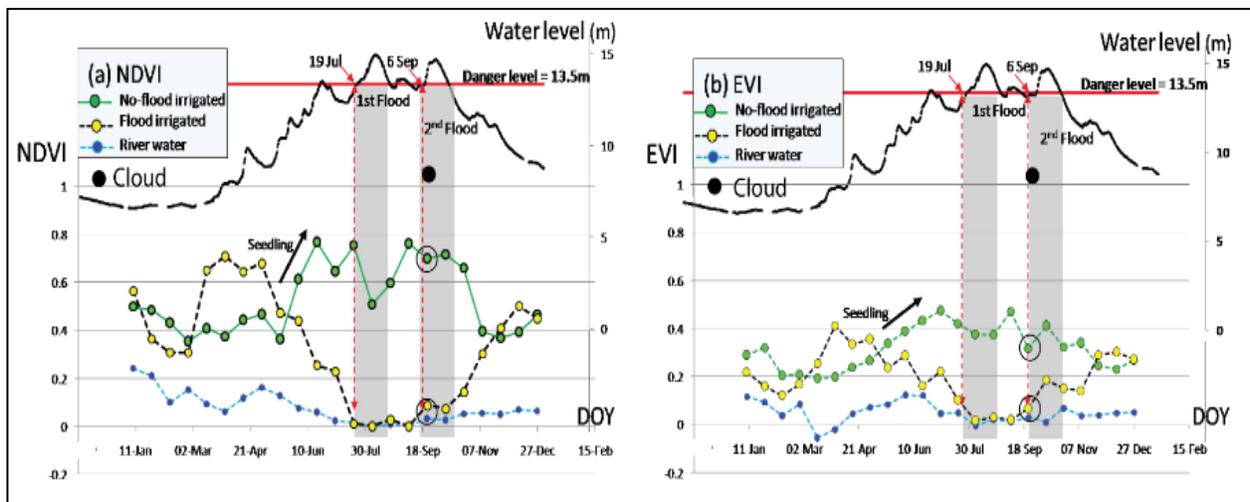


Figura n°7 y n°8 (gráficos ejemplo): Series de tiempo que expresan la disminución de valores de índices NDVI y EVI por perturbación meteorológica en Bangladesh, 2017.

Fuente: Gráficos obtenidos de Kwak et al., 2015.

En Chile, referidos a aluviones destaca la publicación de Paicho-Hidalgo et al. (2015) denominado “Impacto aluvionales en humedales de Quebrada: El caso de Altuza e Iquiuca-Parca en la Región de Tarapacá”, que tuvo como objetivo analizar los aluviones ocurridos el 13 de marzo del 2012 en los humedales de Altuza y Iquiuca-Parca y estimar el impacto que ocasionaron estos eventos en la vegetación ripariana mediante técnicas de teledetección.

A modo general, la metodología utilizada fue clasificar y comparar los valores NDVI de las cuatro imágenes Woldview-2 adquiridas antes del aluvión (18-08-2011 para Iquiuca Parca y 11-09-2011 para Altuza) y Post-aluvión (29-04-2012 para Iquiuca Parca y 14-07-2012 para Altuza).

Las clases fueron separadas en rangos según las clasificaciones establecidas por otros autores, resultando 4 clases: 1) Clase sin vegetación (-1 a 0.18): Correspondiente a yermas de roca, suelo desnudo y/o cuerpos de agua 2) Clase de vegetación escasa (0.18 – 0.46): Vegetación dispersa de tipo herbácea y arbustiva presentes en ambos humedales 3) vegetación moderada (0.46 – 0.75): No se definen especies y 4) Vegetación densa (0.75 – 1): Asociadas a especies arbóreas. El área que abarca cada clase de vegetación fue comparada antes y post aluvión para cada humedal.

Si bien la metodología puede ser mejorada al considerar más fechas de análisis y verificar si los rangos NDVI efectivamente agrupan los estratos mencionados, los resultados de la investigación sirven como referencia para este trabajo ya que, a diferencia de incendios en ecosistemas boscosos, los eventos extremos hidrológicos no necesariamente poseen una consecuencia negativa más bien estos eventos son perturbaciones naturales propias de los ecosistemas emplazados en ríos o quebradas (Paicho-Hidalgo et al., 2015).

*Esta característica de los ambientes fluctuantes les atribuye una capacidad para resistir a los efectos de las perturbaciones naturales, puesto que rápidamente inician procesos ecológicos de restauración del ecosistema, es decir, capacidad de resiliencia (Paicho-Hidalgo et al., 2015, p.13)*

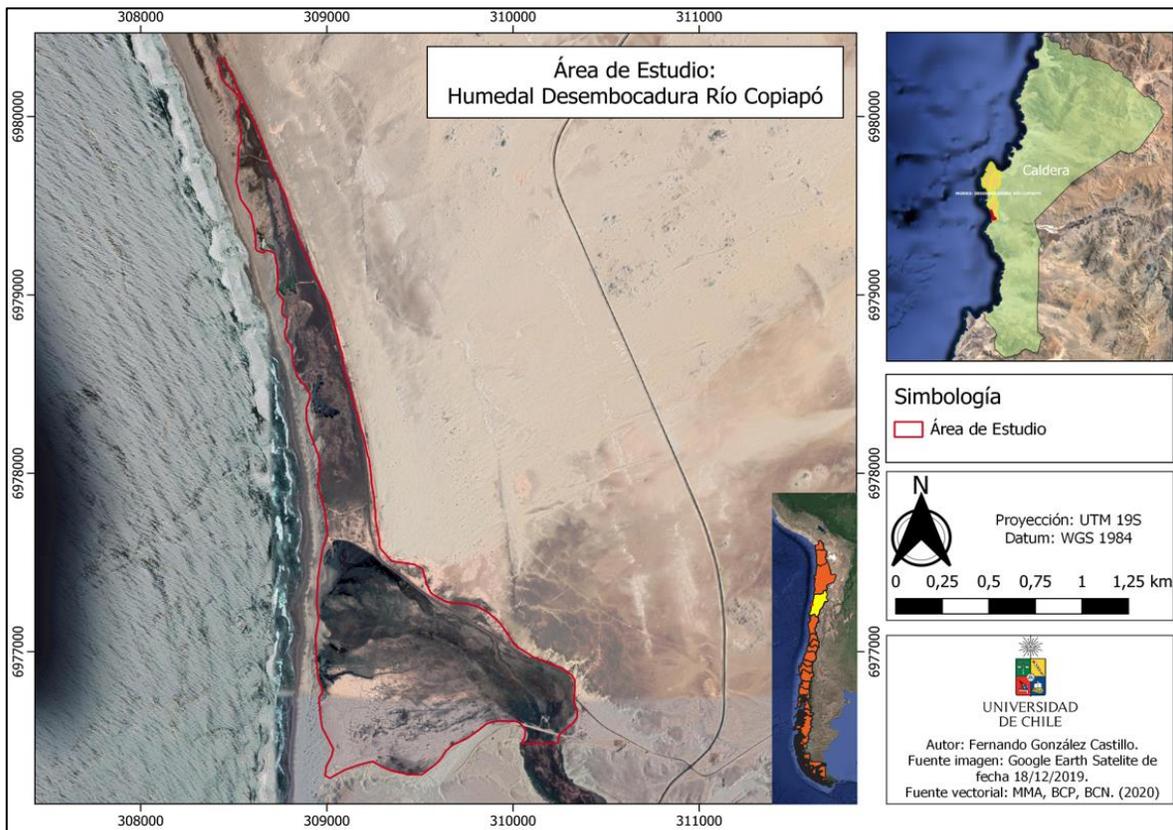
Además, como señalan los resultados del estudio, la vigorosidad de la vegetación (medida por el índice NDVI) tendrá una respuesta positiva (aumento) o negativa (disminución) dependiendo del grado de impacto del Aluvión en un área específica. Por ejemplo, en el estudio se concluye que la vegetación que resistió o no fue alterada por el impacto del aluvión y, que por tanto permaneció al periodo de lluvias, registraron mayores valores de NDVI que las que fueron arrasadas.

Esta perturbación disímil se puede observar en trabajos de otros autores donde el factor explicativo en común es la ubicación previa de la vegetación, la vegetación ubicada al borde del área de inundación es menos propensa a ser arrasada por tanto tiene una respuesta más favorable que si se ubicara al centro del lecho de inundación (Shoopala, 2008; Džubáková et al., 2015).

## 1.4. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio (ver figura n°9) corresponde a la delimitación propuesta en el inventario nacional de humedales elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente (2020). Este tiene una extensión de 1,750219 km<sup>2</sup> (Aproximadamente 175 hectáreas) y es catalogado como Estuarino. Se ubica en la Región de Atacama, al suroeste de comuna de Caldera, colindando con la localidad de Puerto Viejo (-27°31' latitud sur, -70°92' longitud oeste).

Cabe destacar que además de ser Santuario de la Naturaleza, es un área protegida desde el año 2006 al estar inserto dentro del bien nacional protegido Morro-Desembocadura Río Copiapó, dependiente del Ministerio de Bienes Nacionales.



*Figura n°9: Área de estudio*

*Fuente: Elaboración propia en base a delimitación MMA, 2020.*

### 1.4.1. Clima

Según el Atlas Agroclimático de Chile (2017), la zona se inserta en un clima tipo desierto con influencia marina y régimen de humedad tipo xérico. Para el periodo climatológico comprendido entre 1980 – 2015 (ver tabla n°1), la temperatura media anual es 15,2° Celsius con máximo en enero 18,5° y un mínimo en Julio de 12,1°. La humedad relativa media anual es del 75%. Anualmente precipita en promedio unos 28mm, registrándose nula precipitación

(0 mm) entre los meses de noviembre a diciembre, hay mayor concentración de precipitación entre los meses de mayo, junio, julio y agosto con 4, 7, 11 y 5 mm respectivamente. Debido a la alta evapotranspiración anual (1403mm) hay también un alto déficit hídrico (1374mm) en la zona.

Valores climáticos promedios del periodo comprendido entre 1980 – 2015.													
VARIABLE	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Anual
T.MED(°C)	18,5	18,1	16,9	15,3	13,7	12,5	12,1	12,3	13,2	14,8	16,6	18	15,2
H.RELAT(%)	78	78	77	75	73	72	71	71	72	74	76	78	75
PP.MEDIA(mm)	0	0	0	1	4	7	11	5	1	1	0	0	28
EV.POT.(mm)	151	146	134	117	100	88	83	88	100	117	134	146	1403
DEF.HIDR.(mm)	151	146	134	116	96	81	72	83	99	116	134	146	1373

Tabla n°1: Variables climáticas de la zona. Fuente: Elaboración propia en base al atlas agroclimáticas de Chile (2017).

En específico, para el periodo de interés (2016 a 2018) los histogramas muestran que el 2017 fue un año extremadamente lluvioso para la cuenca del Río Copiapó, especialmente en el mes del aluvión (mayo) donde se registró 120,4 mm en la estación Manflas (ver figura n°10), estación ubicada en la subcuenca Río Manflas a 1410 msnm de altitud.

Para la estación meteorológica Copiapó (ver figura n°11) ubicada en la subcuenca Rio Copiapó Bajo (Entre Q. Paipote y Desembocadura), estación de menor altitud (385 msnm) y más cercana al humedal dentro de la cuenca, no existió prácticamente información desde el 10 a 18 de mayo de 2017, por lo que el fenómeno meteorológico extremo no se logró registrar.

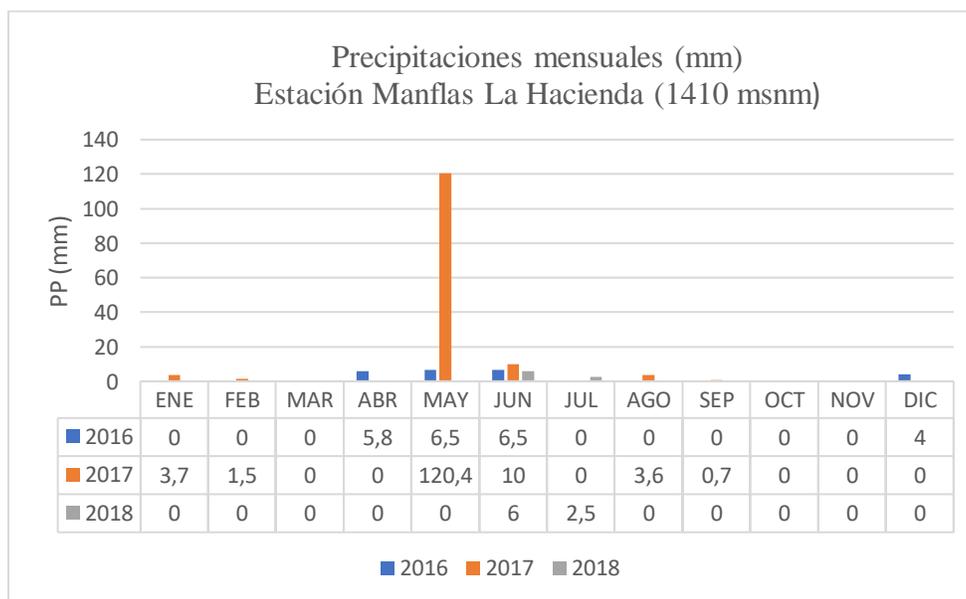
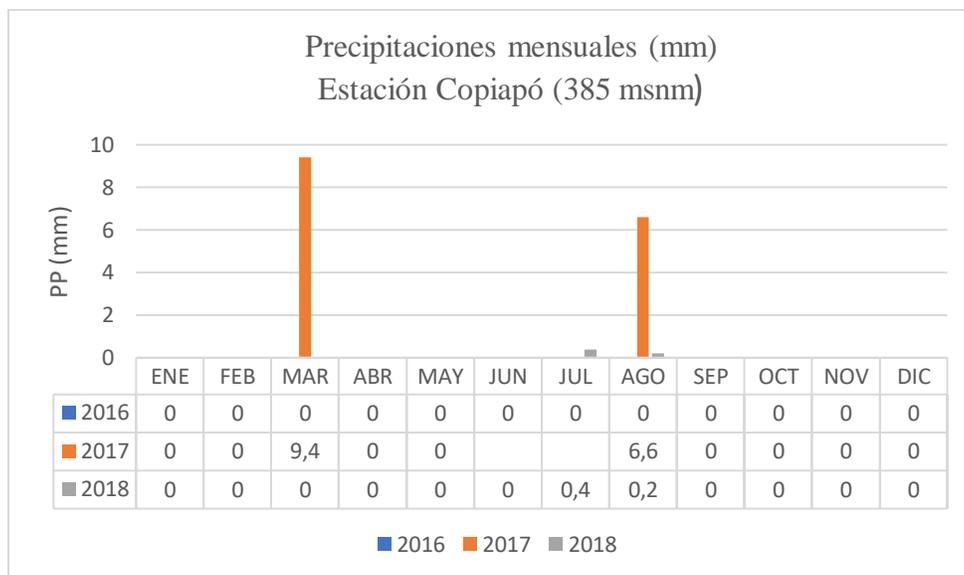


Figura n°10: Histograma de precipitación mensual de Estación Manflas. Fuente: Elaboración propia en base a datos de la DGA.

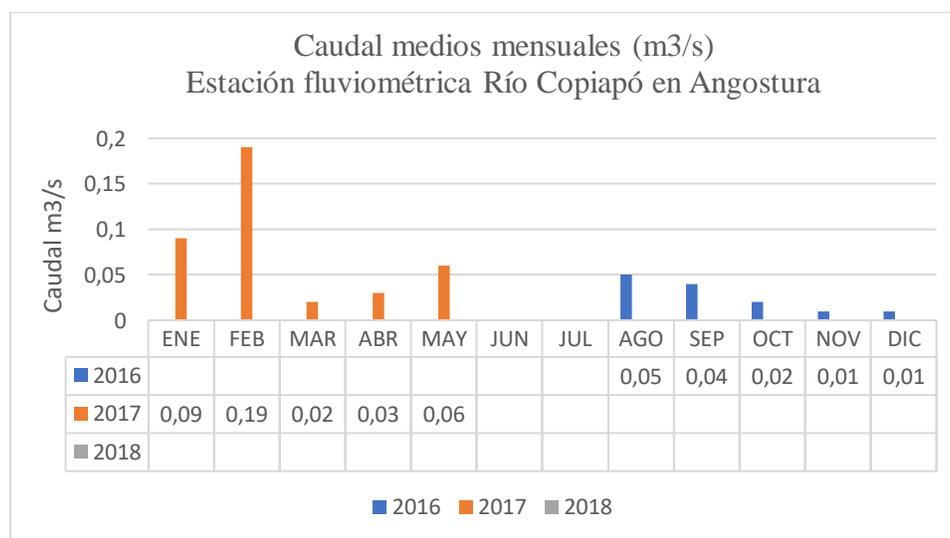


*Figura n°11: Histograma de precipitación mensual de Estación Copiapó.*

*Fuente: Elaboración propia en base a datos de la DGA.*

#### 1.4.2. Régimen hidrológico

En la parte alta de la cuenca el régimen del río es principalmente nival y a medida que se acerca a la costa adopta un régimen mixto (Hidromas, 2013). Las estaciones fluviométricas más cercana es la estación Río Copiapó en Angostura localizada en la subcuenca Río Copiapó Bajo (Entre Q. Paipote y Desembocadura) y ubicada a 48 msnm. Según la figura n°12 referidas al caudal medio para el año 2016 a 2018, los meses con mayor caudal (m<sup>3</sup>/s) registrados fueron entre enero y febrero de 2017.



*Figura n°12: Histogramas sobre caudal (m<sup>3</sup>/s) para las estaciones Río Copiapó en Angostura.*

*Celdas vacías indican meses sin información.*

*Fuente: Elaboración propia en base a datos de DGA.*

Según los monitoreos anuales de caudal por parte de la consultora Tierra del Sol en 2016 se registran caudales solo en la estación 1 (ver anexo n°1), en temporada húmeda se obtuvo 0,12 m<sup>3</sup>/s y en temporada seca 0,5 m<sup>3</sup>/s. Para los años 2017 y 2018 los caudales son nulos probablemente por el uso intensivo del agua en las partes altas de la cuenca.

#### 1.4.3. Flora del humedal

En el lado norte del humedal, colindante al cuerpo fluvial, predomina las praderas y matorrales conformada principalmente por *Sarcocornia fruticosa* y *Distichlis spicata* (CONAF, 2018). Según Ramírez y Álvarez (2012), estas especies son plantas acuáticas salinas que sobreviven al anegamiento periódico de las mareas y, por tanto, es habitual su presencia en ambientes de marismas y estuarios (ver figura n°13).



Figura n°13: *Sarcocornia fruticosa* y suelo salino en el sector norte del Humedal  
Fuente: Fotografía propia tomada en terreno el día 21 de octubre del 2021.

En la zona del curso fluvial, la principal referencia es la levantada anualmente por la Consultora Tierra del Sol. Para el monitoreo del año 2017 se levantó información sobre la flora en dos campañas repartidas según ciclo hidrológico: 1) Temporada seca: abarcó el 17 – 18 abril y 2) Temporada húmeda: 26 - 27 de diciembre. Los puntos monitoreados son tres: Puente, Chacra y Desembocadura (ver anexo n°1). Dentro de los límites estudio de esta memoria, interesan las estaciones chacra y desembocadura.

Como se puede analizar en las tablas n° 2 y 3, hay una mixtura entre vegetación acuática halófila y acuática de ambientes dulceacuícolas. En la estación chacras la especie dominante en temporada seca fue la Totorá (*Typha angustifolia*), la cual es una especie característica de los cursos fluviales (ver figura n°14) y que alcanza su máximo fenológico entre abril-mayo (Ramírez y Álvarez, 2012). En la temporada húmeda del año 2017 las especies dominantes son la Grama Salada (*Distichlis Spicata*) y la Meliloto blanco (*Melilotus Albus*).

Cobertura vegetal		Estación chacra		Estación desembocadura	
Capa Vegetal (Altura) <sup>1</sup>	Especie	Cobertura (%) Temporada Seca	Cobertura (%) Temporada Húmeda	Cobertura (%) Temporada Seca	Cobertura (%) Temporada Húmeda
<b>Flotante</b>	-	-	-	-	-
<b>Pequeña</b>	Tessaria absinthioides	25-50%	-	50-75%	-
	Polypogon monspeliensis	-	5-10%	-	-
	Sarcocornia fruticosa	-	-	50-75%	30-40%
	Atriplex clivicola	5-25%	-	-	-
	Distichlis spicata	5-25%	10-20%	-	75-80%
<b>Mediana</b>	Melilotus albus	5-25%	10-20%	5-25%	-
	Tessaria absinthioides	-	10-15%	-	60-70%
	Typha angustifolia	50-75%	-	75-100%	-
	Juncus acutus	5-25%	5-10%	5-25%	-
<b>Alta</b>	Melilotus albus	5-25%	5-10%	-	-
	Atriplex clivicola	-	-	-	5-10%

Tabla n°2: Especies registradas por la consultora tierra del sol en el año 2017.

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Tierra del Sol (2017).

Cobertura vegetal		Estación chacra		Estación desembocadura	
Capa Vegetal (Altura)	Especie	Cobertura (%) Temporada Seca	Cobertura (%) Temporada Húmeda	Cobertura (%) Temporada Seca	Cobertura (%) Temporada Húmeda
<b>Flotante</b>	-	-	-	-	-
<b>Pequeña</b>	Polygopon Monspeliensis	5-10%	5-10%	-	-
	Sarcocornia fruticosa	-	-	30-40%	30-40%
	Distichlis spicata	15-20%	15-20%	75-80%	75-80%
	Melilotus albus	-	-	-	-
<b>Mediana</b>	Juncus acutus	5-10%	5-10%	-	-
	Tessaria absinthioides	20-35%	20-35%	60-70%	60-70%
	Atriplex clivicola	-	-	-	-
	Melilotus Albus	10-20%	10-20%	-	-
<b>Alta</b>	Typha angustifolia	10-15%	10-15%	5-25%	-
	Melilotus Albus	5-10%	5-10%	-	-
	Atriplex clivicola	-	-	5-10%	5-10%

Tabla n°3: Especies registradas por la consultora tierra del sol en el año 2018, nótese que algunos datos se repiten en ambas estaciones, aunque en el informe mencionan que se registraron la misma cantidad de especies.

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Tierra del Sol (2018).

<sup>1</sup> Según Tierra del Sol (2017), Pequeña: <30cm, Mediana: 30 a 75 cm, Alta: 75 a 150 cm.

En la desembocadura, se vuelve a registrar en temporada seca como dominante la especie glicófita *Typha angustifolia* seguido de las halófitas *Tessaria absinthoides* y *Sarcocornia fruticosa*. Y en temporada húmeda esta vuelve a desaparecer para dar paso a vegetación de tipo halófito de altura (capa vegetal) pequeña.



Figura n°14: *Typha angustifolia* con raíces sumergidas dentro del río Copiapó  
Fuente: Fotografía propia tomada en terreno el día 21 de octubre del 2021.

Al lado sur colindante al curso fluvial (ver figura n°15), según el catastro de CONAF (2018) predomina suelo desnudo y vegetación abierta conformada por: *Distichlis Spicata*, *Tessaria Absinthoides*, la especie Arborea *Prosopis Chilensis*, y las arbustivas *Nolana Carnosa* y *Sueada divaricata*.



Figura n°15: *Distichlis Spicata* de escasa cobertura sector sur del Humedal.  
Fuente: Fotografía propia tomada en terreno el día 21 de octubre del 2021.

#### 1.4.4. Avifauna del humedal

Según el catastro histórico de avifauna de la Consultora Tierra del Sol (2009-2017), se ha registrado 59 especies de aves pertenecientes a 28 familias distintas. 5 especies se encuentran en categoría de conservación vulnerable: Gaviotín monja (*Larosterna inca*), Gaviotín Garuma (*Larus modestus*), Guanay (*Phalacrocorax bougainvillii*), Yunco (*Pelecanoides garnotii*) y Becacina (*Gallinago paraguayiae*). 1 especie en peligro de extinción: Bandurria (*Theristicus melanopis*). Y 2 raras: Garza cuca (*Ardea cocoi*) y Pato gargantillo (*Anas bahamensis*).

Los más frecuentes fueron el Pato Colorado (*Anas cyanoptera*), Pato Real (*Anas sibilatrix*), Tagua Común (*Fúlica armillata*) y Pato jergón grande (*Anas georgica*). Según Sielfeld et al. (2012) estas especies de aves descansan en las orillas de las lagunas (ver figura n°16), en las zonas de vegetación hidrófita (totoras y juncuales) y/o zonas de vegetación baja (pastizal). Además, se alimentan de peces en el sector de las laguna y boca de río.



Figura n°16: Aves descansando en la zona de la desembocadura.  
Fuente: Fotografía propia tomada en terreno el día 21 de octubre del 2021.

## 1.5. OBJETIVOS GENERALES Y ESPECIFICOS

A pesar de estar valiosamente documentados en la zona los efectos de los últimos aluviones en diversos estudios sociales referente a la resiliencia social, organización política, percepción del riesgo de las comunidades (Astudillo & Sandoval, 2018), entre otros, no se ha estudiado lo suficiente los efectos ambientales de estas perturbaciones en los ecosistemas de la cuenca del Río Copiapó, y en particular, del humedal costero en estudio.

Por esto y por los antecedentes anteriormente mencionados, esta memoria se propone como objetivo general medir el impacto del aluvión de mayo 2017 en la vegetación del Humedal Desembocadura Río Copiapó mediante imágenes de mediana resolución Sentinel-2.

Para su cumplimiento se establece los siguientes objetivos específicos: 1) Identificar las coberturas del Humedal que estuvieron presentes antes del aluvión de mayo 2) Evaluar en un corto plazo las distintas alteraciones post-aluvión en el vigor vegetal de estas coberturas. y 3) Evaluar el vigor de la vegetación a largo plazo -tanto en las áreas afectadas y no afectadas por el aluvión- desde el año 2016 a 2018.

### 1.5.1. Objetivo general:

- 1) Evaluar el impacto del Aluvión ocurrido en mayo de 2017 en la vegetación del Humedal Desembocadura Río Copiapó mediante imágenes de mediana resolución Sentinel-2.

### 1.5.2. Objetivos específicos:

- 1) Identificar las coberturas del Humedal que estuvieron presentes antes del aluvión de mayo de 2017.
- 2) Evaluar en un corto plazo las distintas alteraciones del aluvión en el vigor vegetal de las coberturas.
- 3) Evaluar a largo plazo el vigor de la vegetación -tanto en las áreas afectadas y no afectadas por el aluvión- desde el año 2016 al 2018.

## CAPÍTULO 2: PLANTEAMIENTO METODOLOGICO

En el siguiente esquema de la figura n°17 se muestran a grandes rasgos los métodos y pasos para llegar a los resultados de la memoria, las cuales se detallarán a continuación.

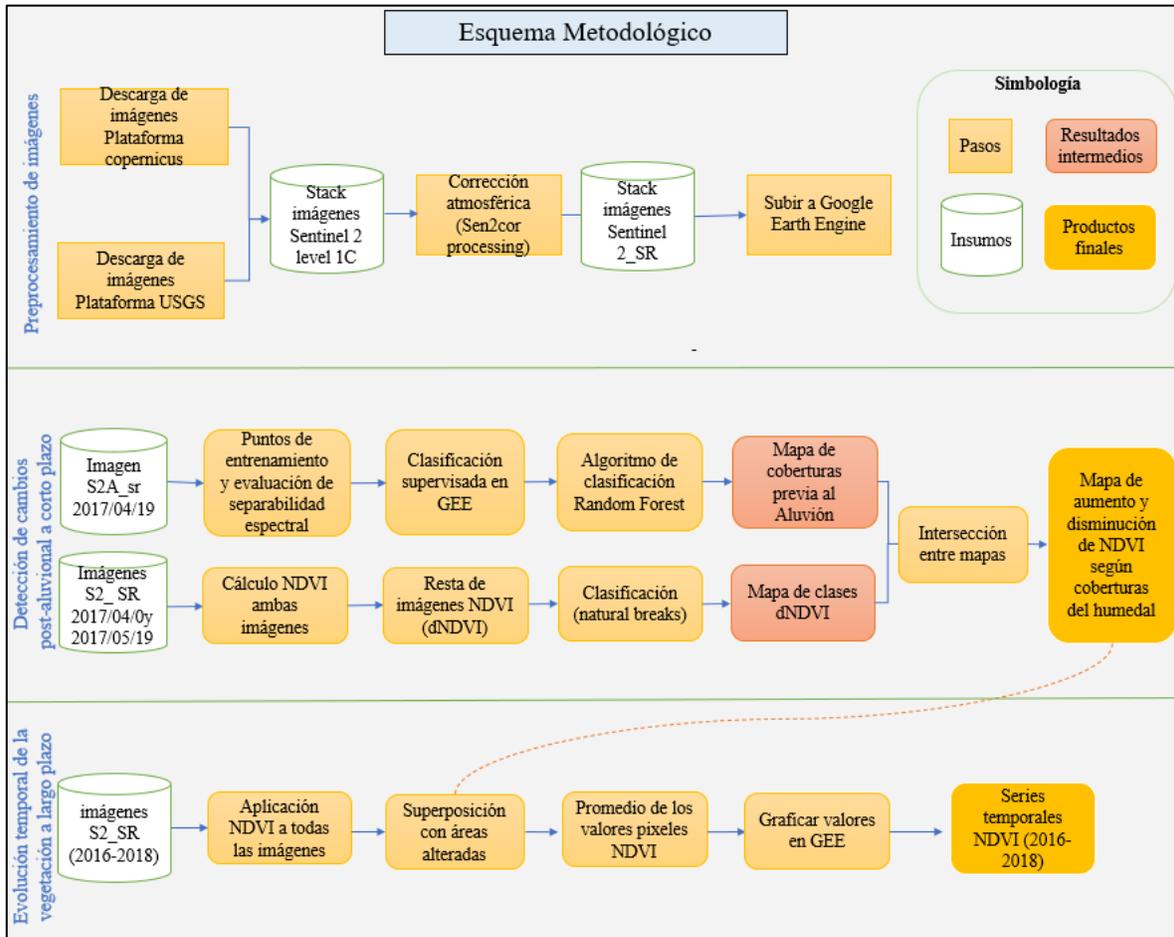


Figura n°17: Esquema metodológico.

Fuente: Elaboración propia.

### 2.1.Preprocesamiento de imágenes

Al momento de buscar imágenes en la nube de *Google Earth Engine* (GEE) se presentó el inconveniente de que existe nula disponibilidad de imágenes corregidas atmosféricamente para el periodo comprendido entre 2016 a 2018, solo estaban procesadas a nivel de tope atmosférico (TOA-Level1C).

Como las imágenes TOA-1C capturan la reflectividad desde la capa atmosférica, pasan por alto el efecto atmosférico (Dispersión Rayleigh, por ej.), sobreestimando así los valores de reflectancia en las bandas espectrales de longitudes más cortas, sobre todo en la banda azul (Chuvieco, 2010). Dicha alteración dificulta el análisis de las coberturas en especial en la realización de clasificaciones supervisadas.

Para solucionar aquello, primero se descargaron 36 imágenes Sentinel 2 de las plataformas Copernicus.eu y USGS Earth Explorer, estos archivos ráster abarcan desde inicios del 2016 hasta finales del 2018 y ya vienen corregidos geoméricamente por defecto. Cabe destacar que se eligieron solo las imágenes que no presentaban nubosidad en el área de estudio. Posteriormente todas fueron corregidas atmosféricamente con el software gratuito *Sen2Cor Processor*, herramienta elaborada por los propios dueños de Sentinel para corregir los niveles de reflectancia por debajo de la atmosfera (BOA).

Finalmente se subieron todas las imágenes corregidas a nivel de superficie (ver anexo n°3) a la plataforma *Google Earth Engine*, plataforma web de Google que trabaja en base a la nube permitiendo el manejo y análisis de grandes bases de imágenes satelitales por medio de scripts, de forma rápida y eficiente, y sin necesitar grandes requerimientos de hardware.

Cabe mencionar que se trabajó con todas las bandas Sentinel 2 (ver anexo n°4) excepto la banda 9 y la banda 10, ya que éstas poseen una baja resolución espacial (60 metros).

## 2.2. Análisis de detección de cambios post-aluvional a corto plazo

### 2.2.1. Obtención mapa de cobertura previa con clasificador Random Forest.

Inicialmente se pensó en utilizar como mapa de coberturas el catastro de uso de suelo de CONAF, sin embargo, había polígonos con niveles de NDVI no consistentes con el tipo de cobertura que se señalaba en el archivo (ver anexo n°5). El error puede deberse a la propia metodología de los catastros donde, con el fin de establecer las coberturas a nivel regional, generalmente se utilizan clasificaciones automatizada con imágenes diferentes a las Sentinel 2 (Landsat 8, por ej.). Finalmente se decidió que esta información sirviera como auxiliar para los datos de entrenamiento.

De modo de conocer las coberturas vegetaciones más afectadas por el aluvión y su posterior grado de recuperación fue necesario obtener un mapa de coberturas adaptada a la resolución espacial de Sentinel y a la fecha de la imagen más reciente del aluvión (2017/04/09).

Se opta por una clasificación supervisada con la técnica Random Forest (RF), el cual es un algoritmo machine-learning no paramétrico basado en árboles de decisiones descorrelacionados. Cada árbol funciona como clasificadores de base y cada uno clasifica de forma individual un pixel, la clase que obtenga mayor “votos” de los árboles finalmente será la clase asignada al pixel (Espín et al., 2015; Rodríguez & Alonso, 2021).

*“RF ha comenzado a ser uno de los algoritmos más utilizados en teledetección en la última década y se ha aplicado con éxito en varios problemas de regresión y clasificación de los datos de observación de la Tierra, logrando buenos resultados en general”* (Rodríguez & Alonso, 2021, p.67).

Random Forest utiliza dos parámetros: 1) Variables predictoras, que en este caso son las bandas Sentinel 2 anteriormente mencionadas y 2) Número de árboles de decisión,

frecuentemente son 500 (Espín et al., 2015). Como cualquier clasificador se debe entrenar con muestras de entrenamiento.

En este caso los datos de entrenamiento fueron elaborado con QGIS en base a diferentes fuentes y agrupados en 5 clases:

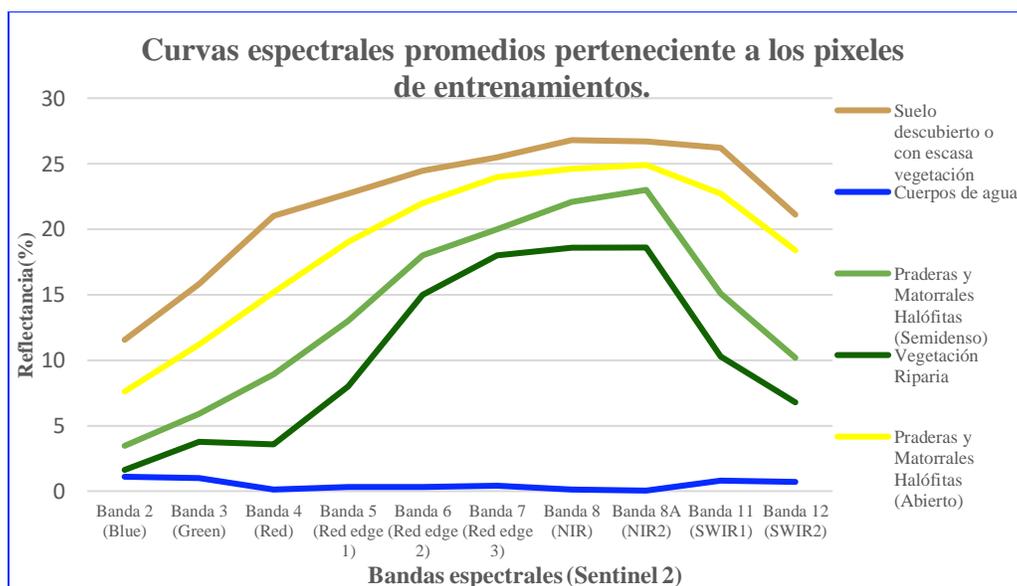
- 1) Praderas y Matorrales Halófitas (Abierto): Puntos de entrenamiento dentro de los polígonos de la clase Pradera-Matorral abierto, pertenecientes al catastro y uso de suelo de la CONAF (2018). Su permanencia se verificó en terreno y como se pudo observar son áreas dominadas principalmente por la especie *Sarcocornia Fruticosa* de tipo arbustivo y *Distichlis Spicata* de tipo herbáceo, ambas son especies halófitas perennes que sobreviven en suelos altamente salinos y que están prácticamente presente todo el año en el humedal. Según la definición de CONAF (2020) de tipo abierto significa: cubrimiento vegetal del <5% de árboles, <10% de Herbáceas, 25-50% de arbustos, lo restante es suelo.
- 2) Praderas y Matorrales Halófitas (Semidenso): Puntos de entrenamiento dentro de los polígonos de la clase Pradera-Matorral semidenso perteneciente al catastro y uso de suelo de la CONAF (2018). Áreas dominadas principalmente por la especie *Sarcocornia Fruticosa* de tipo arbustivo y *Distichlis Spicata* de tipo herbáceo, con las características mencionadas anteriormente. Según la definición de CONAF (2020) de tipo semidenso significa: cubrimiento vegetal del <5% de árboles, <10% de Herbáceas, 50-75% de arbustos, lo restante es suelo.
- 3) Vegetación Riparia: Vegetación asociada al curso de agua, en este caso al Río Copiapó. En este ambiente pueden coexistir biota acuática y terrestre con distintos grados de dependencia respecto al curso fluvial (Fernández & Santa-María, 2008). Los puntos de entrenamiento fueron establecidos en base al monitoreo de la Consultora Tierra del Sol (2017), la que confirman la coexistencia de diversas especies como *Typha angustifolia* ligadas al curso fluvial y, al estar en ambiente estuarinos, también pueden existir especies halófitas como las mencionadas en las clases anteriores.
- 4) Suelo descubierto o con escasa vegetación: Puntos de entrenamientos dentro de los polígonos de la clase suelo desprovisto de vegetación, las cuales se definen como aquellos sectores que posean menos del 25% de cobertura vegetal, matorral escaso <5% de árboles, <10% de Herbáceas, 10-25% de arbustos, y muy abierto <5% de árboles, <10% de Herbáceas y 5-10% arbustos (CONAF, 2020). Su identificación también es apoyada de una imagen falso color de vegetación Sentinel 2 (2017/04/09).
- 5) Cuerpos de agua: Puntos de entrenamientos basados en el índice de diferencia normalizada de agua (NDWI) aplicada en la imagen sentinel\_2sr de 2017/04/09.

Posterior a ello, se estableció la firma espectral promedio de los puntos de entrenamiento para cada cobertura. Esto con el fin de evaluar su grado de separabilidad espectral, entre mayor es la diferencia entre clases mejores resultados tendrá la clasificación supervisada.

Para ello se utiliza el plugin *semi-automatic classification* (SCP), el cual realiza el cálculo de Separabilidad de Jeffries-Matusita automáticamente, este análisis permite medir el grado de solape entre firmas espectrales provenientes de los píxeles de entrenamiento.

Según lo establecido por Alonso-Benito et al (2015, citado en Perea-Ardila et al., 2019), los valores  $>1.9$  indican una muy buena separabilidad espectral, valores entre 1,5 y 1,9 indican una buena separabilidad espectral, valores  $<$  de 1,5 mala separabilidad espectral.

En la tabla n°4 se observa que todas las curvas espectrales, pertenecientes a la curva promedio de los datos de entrenamientos de cada clase, poseen una buena separabilidad espectral. La curva de la clase vegetación riparia es la más parecida a la curva espectral teórica de la vegetación sana (ver figura n°18), especialmente en las bandas del SWIR donde hay menor reflectividad en relación a otras coberturas, lo que indica a su vez, el bajo grado de estrés hídrico debido a la cercanía al curso del río. Con esta información se entrenará el clasificador para agrupar en cada clase los demás píxeles de la escena Sentinel 2 (2017/04/09).



Cobertura	Vegetación Riparia	Praderas y Matorrales Halófitas (Abierto)	Praderas y Matorrales Halófitas (Semidenso)	Suelo descubierto o con escasa vegetación	Cuerpos de agua
Vegetación Riparia	-	1.999999999994984	1.999999999999956	1.9999828664359593	1.9999999904748147
Praderas y Matorrales Halófitas (Abierto)	-	-	1.9999995911697548	1.9709813349715988	2.0
Praderas y Matorrales Halófitas (Semidenso)	-	-	-	1.999999890695968	2.0
Suelo descubierto o con escasa vegetación	-	-	-	-	2.0
Cuerpos de agua	-	-	-	-	-

Figura n°18 y tabla n°4: Arriba curvas espectrales promedios de los píxeles de entrenamientos y abajo tabla de Análisis de separabilidad espectral Jeffries-Matusita.

Fuente: Elaboración propia.

Después de verificar que no hay solapes entre firmas espectrales de las coberturas a estudiar, se procede a la realización de la clasificación supervisada y posterior validación con la herramienta *Google Earth Engine*.

En la elaboración se ocupa la función *ee.Classifier.smileRandomForest* con 500 árboles de decisión y las bandas Sentinel (excepto la 9 y 10) como variables predictoras. Dando como resultado el mapa de coberturas con las 5 clases señaladas.

Para la validación se crearon muestras o píxeles de verificación. De acorde con Congalton et al. (2019), una regla de oro para una validación precisa requiere como mínimo 50 muestras de validación por cada clase para mapas con extensiones menores a 1 millón de acres y menores de 12 clases.

Para este trabajo se crearon aleatoriamente 70 puntos de validación para cada clase excepto para cuerpos de aguas, ya que estos tienen una extensión muy mínima en comparación a otras coberturas. Para lo anterior, se utilizó la herramienta de Qgis *Random Points in Polygons* la cual crea automáticamente puntos aleatorios dentro de los límites de cualquier elemento poligonal, de modo que cada muestra tenga la misma probabilidad de ser elegida.

Las muestras de validación se crearon teniendo en cuenta su firma espectral, sin embargo, principalmente también se consideró como fuente de referencia dos imágenes de alta resolución de Google satélite con fecha previa al aluvión de 2016/10/24 y fecha posterior (fenológicamente similar) 2018/04/02. A menudo, la utilización de imágenes de alta resolución se ha utilizado como fuente de referencia para evaluar clasificaciones temáticas realizadas en imágenes de mediana resolución (Congalton et al., 2019; Farias et al., 2018) debido a que generalmente las visitas a terrenos son costosas y lentas (Chuvieco, 2010), y no siempre las fechas de visita calzan con la fecha de la imagen a evaluar.

Para la comparación se ocupa la función *errorMatrix*, el cual crea una matriz de confusión entre dos variables categóricas de modo que en las columnas se ordenen las clases reales (muestras de validación) y sobre las filas las clases a evaluar (mapa). En esta tabla, los números que aparecen en la diagonal son las coincidencias entre ambas variables y los números que aparecen fuera de la diagonal se denominan fugas, es decir, errores en la clasificación (ver figura n°19).

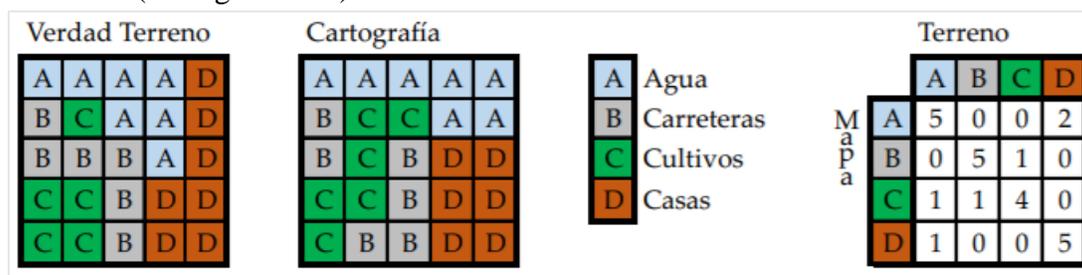


Figura n°19: Ejemplo de Matriz de confusión  
Fuente: Elaborado por Sánchez (2016)

Generalmente se utilizan medidas estadísticas (ver tabla n°5) para establecer si hay concordancia entre la cartografía generada con la información que se cataloga como verdadera. Estas son:

*Precisión global:* Indica de manera general el grado de acierto del modelo dividiendo el número total de pixeles correctamente clasificados (elementos de la diagonal) por el número total de muestras de referencia.

*Exactitud del productor:* Es la probabilidad de que un pixel de referencia esté correctamente clasificado en la clase correspondiente. Se calcula dividiendo el número de pixeles correctamente clasificados por el número total de pixeles de referencia para dicha clase (total de la columna). Como indica Chuvieco (2010), la exactitud o precisión del productor está en relación inversa con los errores de omisión, la cual lo define como el número de pixeles de referencia que, perteneciendo a una determinada clase, son incluidas erróneamente en otra.

*Exactitud del Usuario:* Es la probabilidad de que una determinada clase del mapa sea correctamente asignada a los pixeles de referencia correspondientes. Se calcula dividiendo el número de pixeles correctamente clasificados por el número total de pixeles de referencia que fueron clasificados en dicha clase cartográfica (total de la fila). Como refiere Chuvieco (2010), la exactitud del usuario está inversamente relacionado con los errores de comisión, definidos estos como el número de pixeles de referencia que fueron incluidos en la categoría equivocada.

*Coefficiente Kappa:* Este índice evalúa de manera global las matrices de confusión, mide la diferencia entre el modelo y lo que cabría esperar de una asignación aleatoria de los pixeles en las clases. Si la diferencia es mayor, entonces el modelo se aleja de lo esperado por mera asignación al azar. “En definitiva, este índice pretende evaluar si la clasificación ha discriminado las categorías de interés con precisión significativa mayor a la que se hubiera obtenido con una asignación aleatoria” (Chuvieco, 2010, p.505)

Precisión global	$P = \frac{\sum_{i=1}^m x_{ii}}{N}$
Precisión del productor	$P_p = x_{ii} / x_{.i}$
Precisión del usuario	$P_u = x_{ii} / x_{i.}$
Coefficiente Kappa	$K = \frac{N \sum_{i=1}^m x_{ii} - \sum_{i=1}^m x_{i.} x_{.i}}{N^2 - \sum_{i=1}^m x_{i.} x_{.i}}$
<p>m = número total de clases.            N = número total de pixeles en las m clases de referencia.  <math>x_{ii}</math> = elementos de la diagonal de la matriz de confusión.  <math>x_{i.}</math> = suma de los pixeles de la clase i de referencia.  <math>x_{.i}</math> = suma de los pixeles clasificados como la clase i.</p>	

Tabla n°5: Formulas de las estadísticas de concordancia  
 Fuente: Imagen de <https://ingeoexpert.com>.

### 2.2.2. Cálculo dNDVI ambas imágenes.

Para conocer los cambios en la vigorosidad vegetal que ha experimentado el humedal a corto plazo se calcula el índice dNDVI (diferencia entre índices NDVI). Con Qgis, se realiza el cálculo NDVI para las imágenes (ver anexo n°6): 1) s2\_sr con fecha 2017/04/09, imagen previa más inmediata a la fecha del aluvión (10-13 de mayo) y 2) s2\_sr 2017/05/19, imagen posterior más cercana. Luego se resta entre ambas imágenes NDVI:

$$dNDVI = NDVI_{t2} - NDVI_{t1}$$

NDVI(t1) = NDVI con fecha 2017/04/09

NDVI (t2) = NDVI con fecha 2017/05/19

Para reclasificar los valores dNDVI en base a rangos se utiliza la técnica de Natural Breaks (Jenks) incluida en ArcGIS. Esto permite que los píxeles con valores similares se agrupen de mejor manera y, por tanto, maximicen las diferencias entre clases. Los límites de los rangos quedan establecidos donde haya una diferencia notable (un quiebre) entre clases (Santiago, 2006). Las clases fueron nombradas según su grado de cambio (ver tabla n°6): disminución (valores negativos), aumento (valores positivos), etc. Estas son las siguientes:

Clases	Niveles	Rangos dNDVI
1	Aumento	0 – 0,22
2	Disminución Leve	-0,16 – 0
3	Disminución Media a Leve	-0,35 – -0,16
4	Disminución Alta a Media	-0,63 – -0,35
5	Disminución Alta	-1,04 – -0,63

Tabla n°6: Niveles de cambios a corto plazo dNDVI

Fuente: Elaboración propia en base a Natural Breaks.

### 2.2.3. Detección de cambios NDVI por coberturas del humedal.

Con ArcMap 10.7.1 se interceptan el mapa de coberturas con el mapa dNDVI reclasificado resultando en 5 mapas de cambios por coberturas. Estas básicamente muestran las coberturas resultantes del punto 2.2.1 ahora disgregadas en distintos niveles de disminución o aumento de NDVI respecto al mes de abril (5 clases).

Cada cobertura separada por los rangos establecidos se le calcula el promedio dNDVI para todos los píxeles en cada polígono, en este caso son 5 shapes de rangos que incluyen en cada uno los 5 polígonos referentes a cada clase. De este modo se conoce cuanta vigorosidad vegetal en promedio ha perdido o ganado cada cobertura respecto al mes previo al aluvión. Esto último con la herramienta *estadística de zona* de Qgis, la cual calcula una serie de estadísticas de un ráster bajo los límites de un polígono determinado.

### 2.3. Evolución temporal de la vegetación del humedal

Para analizar la evolución de la vigorosidad del humedal a largo plazo se utiliza Google Earth Engine. Con GEE se puede crear series de tiempos NDVI que abarquen días, meses o años. Para ello, se crea una función que permite calcular automáticamente el índice NDVI en cada imagen de la colección (ver figura n°20), en este caso este abarca imágenes Sentinel 2\_SR desde 2016 a 2018 mencionadas en el punto 2.1.

Se incluye el año 2016, ya que es un año previo al aluvión y servirá como referencia del estado del humedal ex – ante. También se incluye el 2017 como el año en que ocurrió el aluvión y el año 2018 como el año posterior al aluvión.

Cabe aclarar que hubo menos disponibilidad de imágenes en el año 2016, ya que solo estaba disponible el satélite Sentinel 2A y todavía no se lanzaba el Satélite gemelo 2B, el cual finalmente fue lanzado el primer trimestre de 2017.

```
305 // Función para calcular NDVI en cada imagen de la colección
306 function addNDVI(image) {
307     var NDVI_img = image.normalizedDifference(['NIR', 'Red']).rename("NDVI");
308     return image.addBands(NDVI_img); }
309 // Aplicar función para la colección entera
310 var Stack_NDVI = Sentinel2_SR_Rename.map(addNDVI);
```

*Figura n°20: Script para crear una función para calcular NDVI en cada imagen  
Fuente: Elaboración Propia en Google Earth Engine*

En esta memoria los valores que se grafican son los promedios NDVI de los pixeles agrupados por región (ver figura n°21), en este caso la región son los polígonos pertenecientes a las coberturas disgregadas por niveles dNDVI (punto 2.2.3).

```
312 // Crear gráfico serie de tiempo NDVI según área de interés
313 var chart = (ui.Chart.image.seriesByRegion
314 ({ imageCollection: Stack_NDVI,
315 regions: Disminucion_Leve,
316 reducer: ee.Reducer.mean(),
317 band: 'NDVI',
318 scale: 10,
319 seriesProperty: "Clases"
320 }).setOptions({title: 'Serie de Tiempo NDVI 2016-2018 por coberturas del humedal
321 print(chart)
```

*Figura n°21: Script para graficar series de tiempo  
Fuente: Elaboración Propia en Google Earth Engine*

En el análisis se excluye las coberturas con una extensión mínima apenas perceptibles en las cartografías. También se excluye los cuerpos de agua que como observará más adelante, además de presentar una superficie muy marginal en relación a las otras coberturas, no hace mucho sentido aplicar el índice NDVI en cuerpos de agua y solo sobrecargaría más los gráficos.

## CAPITULO 3: RESULTADOS

### 3.1. Coberturas previas al aluvión de mayo 2017

En este apartado se muestra los resultados del objetivo 1.- *Identificar las coberturas del Humedal que estuvieron presentes antes del aluvión de mayo 2017*. Como se señaló anteriormente la imagen clasificada es del 2017/04/09, un mes antes del aluvión del 11-13 de mayo. En primer lugar, se presentan las estadísticas de evaluación temática que permiten conocer si la cartografía es suficientemente fiable para los análisis posteriores. Luego de verificar su confiabilidad se presenta la cartografía, los cálculos de superficie y los cálculos de vigorosidad promedio (“Mean\_NDVI”) para cada clase, los cuales sirven para hacerse una idea de la extensión e importancia ambiental de cada cobertura.

#### 3.1.1. Evaluación de la exactitud temática de la clasificación supervisada

Como se observa en la tabla n°7, la comparación entre el mapa y los datos de referencia dan como resultado una precisión general del 87,20%, la cual indica que el modelo clasificó correctamente 87 de 100 veces las muestras de referencia. El grado de concordancia medido por el coeficiente Kappa da un valor de 0,835, lo que indica que la clasificación es un 83,5% mejor de lo esperable si fuera por azar (asignación aleatoria) y, que de acorde a la valoración de Landis y Koch (1977), el resultado muestra una fuerza de concordancia muy buena o casi perfecto. Por tanto, la cartografía es confiable para el desarrollo de los objetivos anteriormente planteados.

Respecto a la exactitud del usuario en cada clase, referidas a la proporción de clases en evaluación correctamente asignadas, es en general alto. Dentro de las clases de vegetación, la de tipo ribereña o riparia es la categoría con mejor concordancia con los datos de referencia, alcanzado un 97,14% de muestras correctas solo confundida con cuerpos de agua (quizás cercanía a vegetación o plantas natantes), en contraposición la vegetación de praderas y matorrales halófitas abiertos posee la menor exactitud (75,71%), con errores de comisión del 24,29% principalmente debido a la confusión con suelo descubierto o con escasa vegetación, el cual según grado cobertura puede tener una respuesta espectral muy similar.

En la exactitud del productor, el cual refiere a la proporción de muestras de referencia asignadas correctamente a cada clase correspondiente, también es alto para todas las clases. En este tipo de exactitud categórica, las clases praderas y matorrales halófitas (semidenso) y la vegetación riparia poseen el mejor desempeño con un 93% en ambas, en cambio la clase praderas y matorrales halófitos abiertos otra vez posee la peor exactitud con un 79,10%, con 14 muestras de referencias asignadas erróneamente a clases no correspondientes, lo que equivale a un error de omisión del 24,90%.

Clases de referencia							
Uso de la tierra		Vegetación Riparia	Praderas y Matorrales Halófitas (Semidenso)	Praderas y Matorrales Halófitas (Abierto)	Suelo descubierto o con escasa vegetación	Cuerpos de agua	Total
Clases del mapa	Vegetación Riparia	68	0	0	0	2	70
	Praderas y Matorrales Halófitas (Semidenso)	5	60	5	0	0	70
	Praderas y Matorrales Halófitas (abierto)	0	4	53	13	0	70
	Suelo descubierto o con escasa vegetación	0	0	9	61	0	70
	Cuerpos de agua	0	0	0	0	17	17
	Total	73	64	67	74	19	217

Fiabilidad del usuario y del productor				
	Errores		Exactitud	
	% Comisión	% Omisión	Exactitud del usuario	Exactitud del productor
Cubiertas				
Vegetación Riparia	2,86%	6,85%	97,14%	93,15%
Praderas y Matorrales Halófitas (Semidenso)	14,29%	6,25%	85,71%	93,75%
Praderas y Matorrales Halófitas (Abierto)	24,29%	20,90%	75,71%	79,10%
Suelo descubierto o con escasa vegetación	12,86%	17,57%	87,14%	82,43%
Cuerpos de agua	0,00%	10,53%	100%	89,47%

Fiabilidad del modelo	
Precisión Global	<b>87.20%</b>
Coefficiente Kappa	<b>0.835</b>

Tabla n°7: Resultados de la evaluación temática  
Fuente: Elaboración propia,

### 3.1.2. Cálculo de superficie y promedio de NDVI para cada clase.

Como se puede observar en la cartografía y su tabla adjunta respectiva (ver figura n°22), la cobertura más predominante en el humedal es la clase suelo descubierto o con escasa vegetación con una extensión de 64,8 hectáreas equivalente al 37% del total del Humedal (cerca de 175ha), se encuentra principalmente ubicada en el sector sur del Humedal. Como cabría esperar en clases de este tipo, el promedio NDVI de los pixeles agrupados en esta categoría resulta ser bajo, con un valor de 0,11 y desviación estándar de 0,4.

La cobertura con la segunda mayor extensión son las praderas y matorrales halófitas semidensas, la cual tiene una superficie de 38,9 hectáreas (22,28%). Estas se ubican mayormente en el sector norte del humedal. El promedio NDVI de los pixeles de esta clase alcanza el valor de 0,39 y los valores tienen una dispersión media de 0,1.

En tercer lugar, están las praderas y matorrales halófitas abiertas que tienen una ubicación más dispersa principalmente entre los bordes del curso fluvial y el sector norte del humedal. Su superficie total es levemente menor a la cobertura semidensa alcanzando 37,2 hectáreas (21,31%). El promedio NDVI de los pixeles da como resultado un 0,25, siendo menor que la clase anterior ya que debido a su dispersión se empieza a mezclar con suelo descubierto, el cual baja el promedio del índice.

En la penúltima cobertura con mayor extensión se encuentra la vegetación riparia con 33,5 hectáreas (19,2%). Como es lógico, se concentra principalmente en el área del curso fluvial y su patrón de distribución tiene que ver con la zona de descarga al mar propio del proceso de sedimentación de las cuencas hidrográficas. El valor promedio de NDVI de 0,61 y desviación estándar 0,12 demuestra que es la zona que concentra la vegetación con mejor vigor y densidad vegetal dentro del humedal, como cabría esperarse de un área donde se desarrolla vegetación hidrófita de agua dulce tales como *Typha angustifolia*, *phyla nodiflora* (Bella Alfombra) o *schoenoplectus californicus* (Junco).

Por último, la clase de cuerpo de aguas resultó ser la menor extensión con apenas 0,2 hectáreas equivalente al 0,15% del humedal. Aquí, el promedio de los pixeles alcanza un NDVI de 0,04 con una variación promedio de 0,11, por tanto, es indicativo que hay pixeles con números negativos acorde a áreas puramente de agua como también pixeles de valores positivos que pueden deberse a una mezcla de agua con vegetación, lo que obviamente subiría los valores de cualquier índice de verdor.

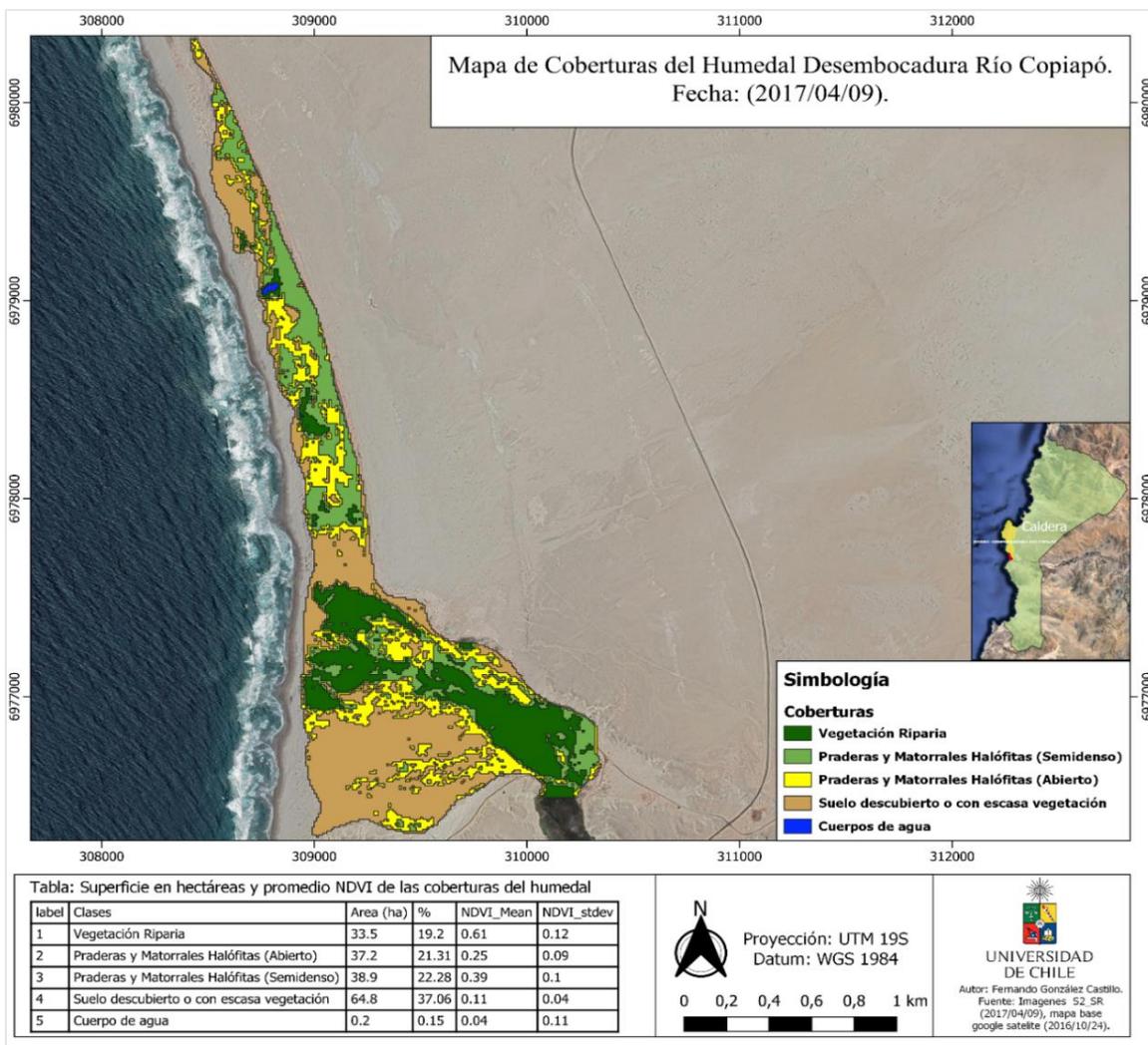


Figura n°22: Cartografía resultante de la clasificación supervisada

Fuente: Elaboración propia.

### 3.2. Cambios a corto plazo en los valores de vigorosidad de las coberturas y posterior evolución a largo plazo.

En esta sección se analizan los hallazgos obtenidos respecto al objetivo 2) *Determinar a corto plazo las áreas que han visto alteradas su vigorosidad vegetal dentro del Humedal.* Y 3) *Evaluar a largo plazo la evolución de la vegetación -tanto en las áreas afectadas y no afectadas por el aluvión- durante el año 2016 a 2018*

Se muestran los resultados del cálculo de diferencia entre el NDVI de la imagen previa al aluvión (2017/04/09) y el NDVI de la imagen inmediatamente posterior (2017/05/19). Posteriormente este resultado se intercepta con las coberturas resultantes de la clasificación supervisada, las coberturas se separan según su grado de alteración dNDVI y a cada una se le calcula la extensión en superficie y el promedio de cambio dNDVI.

Después se presentan gráficas temporales NDVI que abarcan el periodo 2016 a 2018, se toma el año 2016 por ser un año sin perturbaciones naturales, el año 2017 con perturbación y el año 2018 posterior al aluvión.

### 3.2.1 Alteraciones a corto plazo (diferencia NDVI entre imagen pre y post aluvión)

Como se puede observar en la figura n°23, en un periodo de tiempo de un mes y días de diferencia (09 de abril a 19 de mayo), los cambios a corto plazo que experimentó el humedal, referente al estado de salud y densidad de la vegetación post-aluvión, refieren a que una gran parte del humedal equivalente al 45,5% (79,6ha) del área total, experimentó un aumento de valores NDVI respecto al mes de abril que van del orden de 0 a 0,22. Sin embargo la mayoría del área de estudio, equivalente al 54,5% (95,4 ha) del total, disminuyó negativamente en algún grado los valores NDVI.

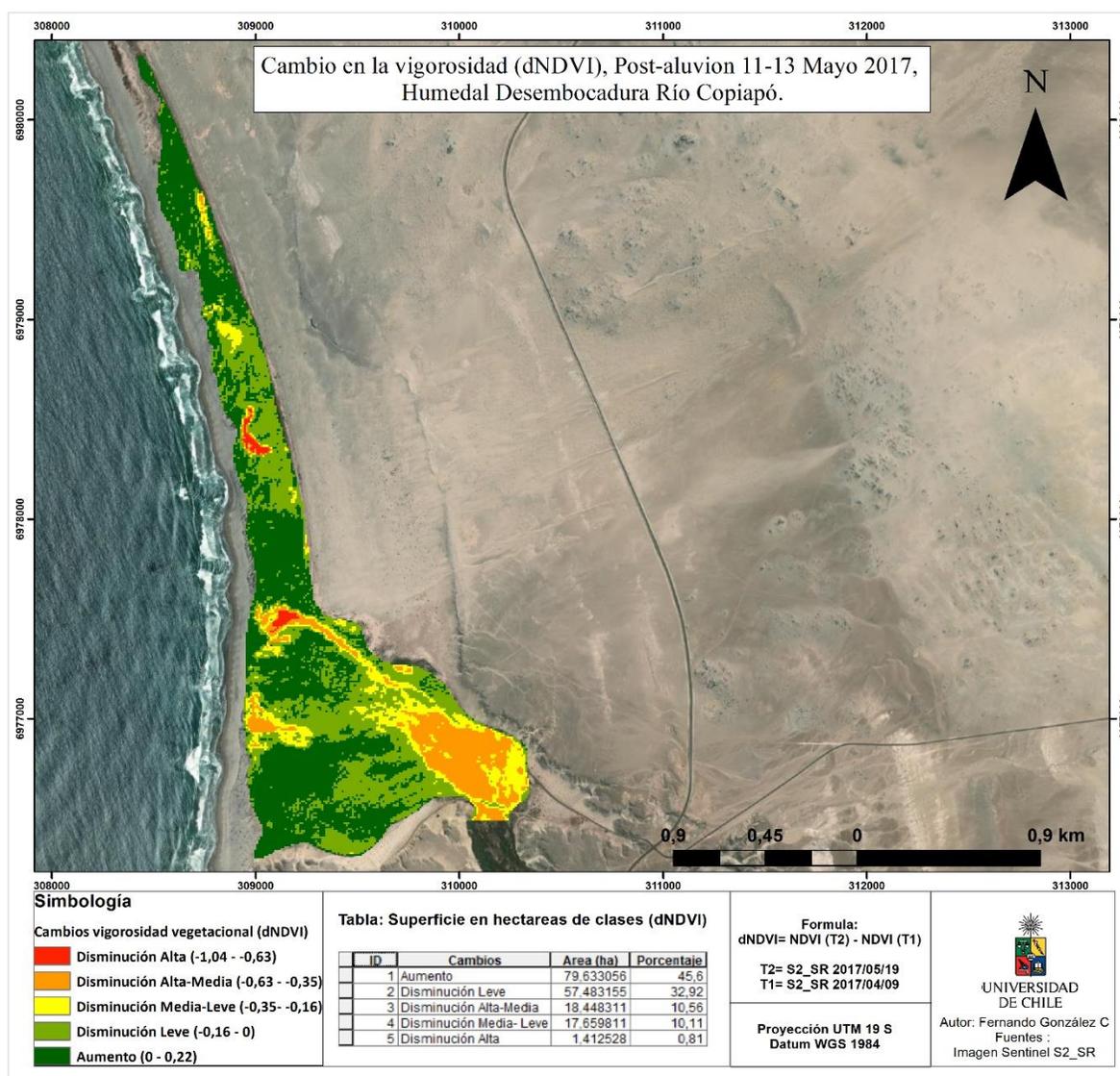


Figura n°23: Cartografía resultante del cálculo dNDVI

Fuente: Elaboración propia

El cambio negativo a corto plazo y más frecuente que experimentó el humedal fue la disminución leve de los valores de NDVI en un rango entre -0.16 a 0, esta variación tuvo una extensión espacial de 57,4 hectáreas (32,92% del total) a simple vista distribuidas homogéneamente por casi toda el área de estudio.

La segunda más frecuente fue la disminución alta-media en el rango -0,63 – -0,35 de los valores NDVI, esta tuvo una extensión de 18,4 hectáreas (10,56%). Como cabría de esperar, este cambio se produjo principalmente en el curso fluvial por el impacto directo del flujo aluvional en la vegetación.

Seguido muy de cerca, están las áreas de disminución media-leve en el rango entre -0,35 - -0,16 las cuales tuvieron una extensión de 17,6 hectáreas (10,11%) y al igual que la clase anterior, se ubica mayormente en el curso fluvial.

Por último, la disminución más alta de los valores NDVI fue del rango entre -1,04 a -0,63. Esta tuvo una extensión muy mínima respecto a los otros cambios, con apenas 1,41 hectáreas altamente alteradas equivalente a 0,8% del área total. Se ubica principalmente en la laguna de la parte final de la desembocadura, colindante con los cordones litorales.

Las variaciones anteriores y la evolución posterior en el verdor del humedal pueden ser mejor comprendido si se presenta la información anterior de manera disgregada, agrupando las coberturas resultantes de la clasificación supervisada según las clases de cambios de vigorosidad vegetal (dNDVI) anteriormente mencionadas.

### 3.2.2. Coberturas que han aumentado su NDVI post-aluvión a corto plazo (0 – 0,22).

De las 79,6 hectáreas del humedal que aumentaron sus valores NDVI respecto al mes de abril, el 58,54 % (46,62ha) pertenecen a la cobertura de suelo descubierto o con escasa vegetación (ver figura n°24). Sin embargo, esta clase experimentó el menor aumento de vigor con un dNDVI de 0,03 promedio con desviación estándar de 0,023.

Las praderas y matorrales halófitas semidensas y abiertas tuvieron una extensión parecida de 15,53 ha (19,4%) y 10,91ha (13,7%) respectivamente. Además, ambas presentaron un aumento promedio de NDVI muy similar, 0,048 para las abiertas y 0,046 semidensas, alcanzando aproximadamente en la imagen de mayo valores de 0,438 y 0,296 respectivamente.

Más atrás se encuentra la vegetación riparia que tuvo una extensión de 5,69 hectáreas (7,15%) y aumentó su valor NDVI en 0,036 alcanzando el valor promedio de 0,646 para mayo.

Por último, los cuerpos de agua que si bien tuvieron extensiones muy marginales (0,1%) estas experimentaron el aumento de NDVI más alto con 0,051, alcanzando el valor promedio de 0,091 del índice.

Como es de esperar la mayoría de las coberturas que aumentaron su NDVI respecto al mes previo al aluvión se ubican fuera del curso fluvial. Sin embargo, es interesante notar que el 17% del total de la vegetación riparia de abril, ubicada en la parte final de la desembocadura, resistió al pasó del aluvión y aumento su NDVI debido a que el flujo aluvional pasó principalmente por los laterales (ver anexo n°7)

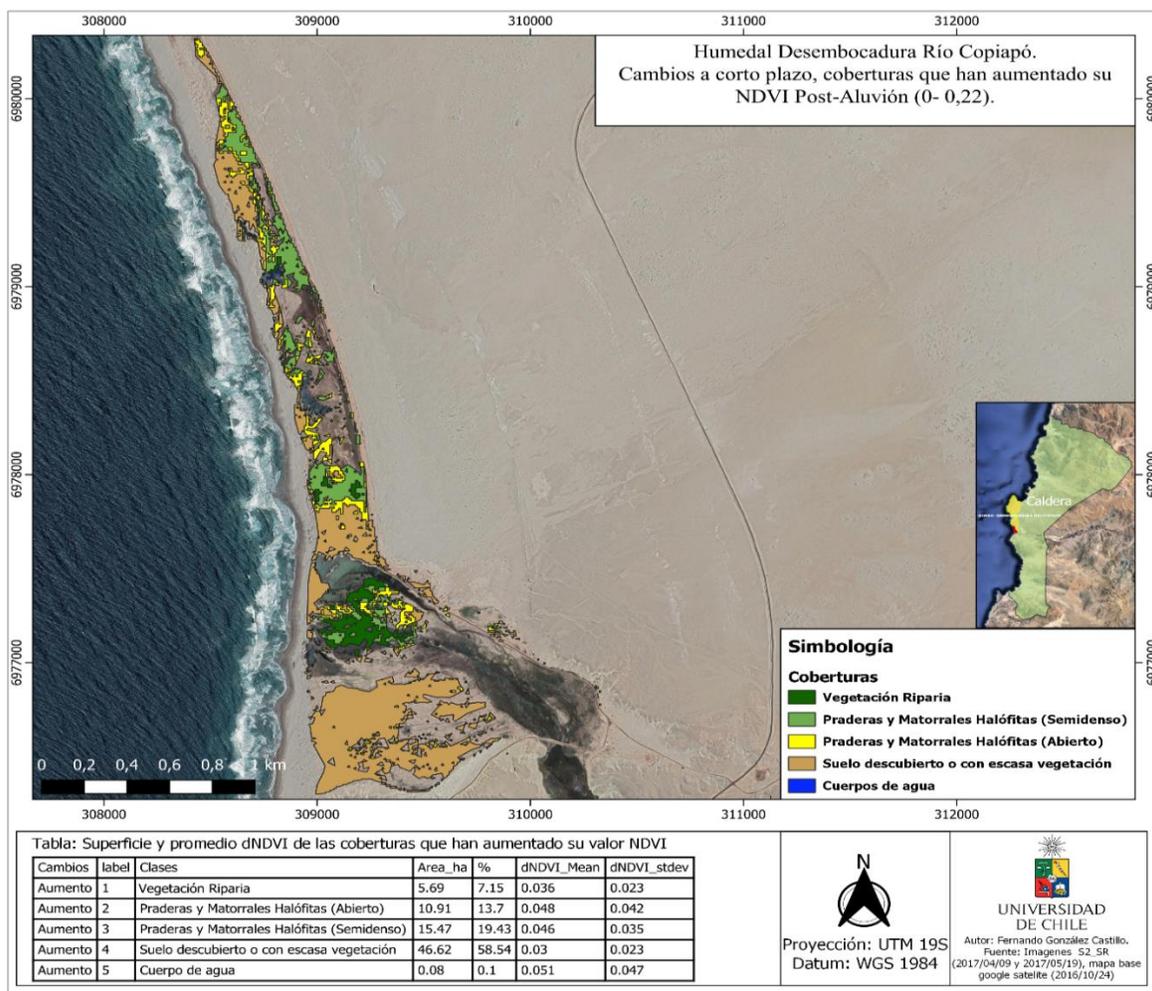


Figura n°24: Áreas que a corto plazo aumentaron su NDVI post-aluvión

Fuente: Elaboración propia

### 3.2.2.1. Evolución temporal de las áreas que han aumentado su NDVI post-aluvión.

El análisis espacio-temporal para estas áreas muestran resultados interesantes (ver figura n°25). La fenología para los tres años de estudio tiene una respuesta parecida, desde finales de julio la vegetación experimenta una tendencia descendente en su vigor y desde inicios de año hasta el mes de julio poseen una tendencia ascendente.

Respecto al efecto aluvional en el desarrollo de la vegetación, si bien después de mayo 2017 todas las coberturas experimentaron una disminución fenológicamente normal hasta finales

de diciembre, esta disminución es menor respecto al año 2016 (sin aluvión) siendo más notorio este efecto entre los meses de octubre a diciembre.

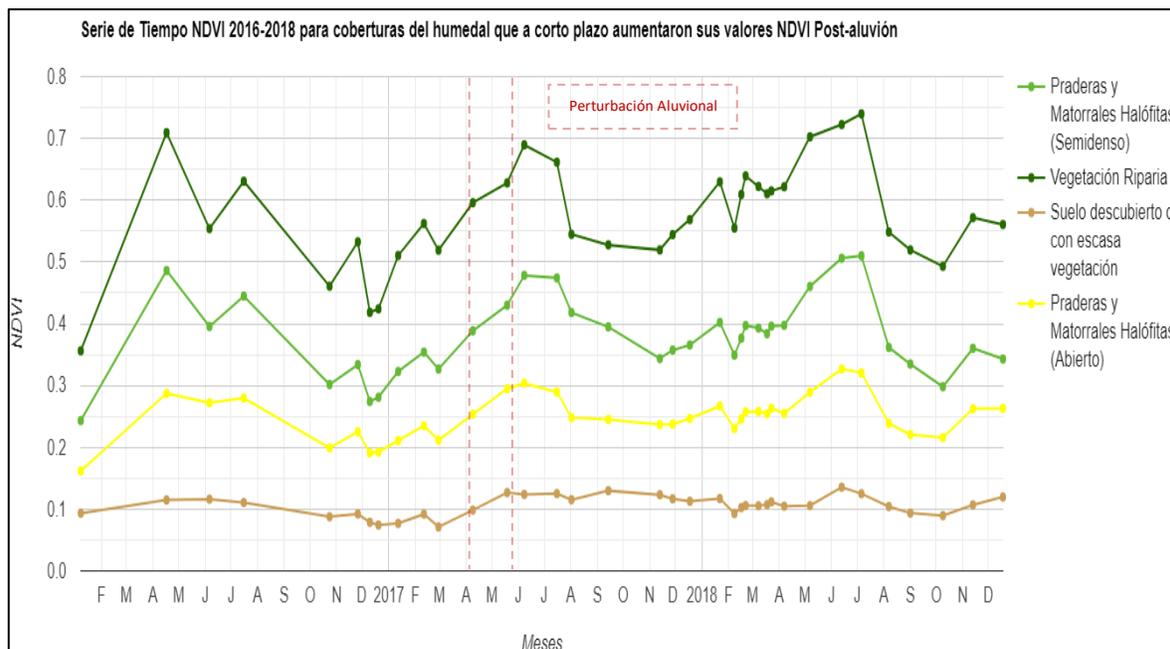


Figura n°25: Serie temporal en áreas que aumentaron sus valores NDVI post-aluvión a corto plazo  
Fuente: Elaboración propia

Entre esos meses el área asociada a vegetación riparia mantuvo valores del índice NDVI sobre los 0,5-0,55 en los años 2017 y en gran parte del año 2018, en cambio en el 2016 -excepto a finales de noviembre- los valores estuvieron cercanos a 0,4. También en enero 2018 el valor promedio NDVI del polígono fue de 0,63 mucho más alto que el mes de enero del año 2017 con 0,51 y considerablemente superior a enero 2016 con 0,356. Como se observa en el anexo n°8, un alto vigor se debe a más parches de vegetación y a mayor verdor.

Este comportamiento es similar en áreas de praderas y matorrales. Entre octubre a diciembre, en el año 2016, los valores estuvieron cercanos a 0,30 para las semidensas y 0,20 para las abiertas, y en el año posterior estuvieron cercanos a 0,35 y 0,25 respectivamente. Es decir, en ambas el NDVI estuvo aproximadamente 0,05 más alto respecto al año anterior, como se puede observar en el anexo n°9 esto se debe a que la densidad de las especies halófitas es menor en noviembre. Para el año 2018 este aumento es claro en junio y julio.

En el suelo descubierto o con escasa vegetación este aumento fue muy leve respecto al año 2016, sin embargo, no disminuyó posterior a julio. Según lo observado, entre estos años los valores del índice se mantuvieron entre 0,1 a 0,15. lo que indica no hubo florecimiento de vegetación post-aluvión en el suelo que produjera un aumento significativo de NDVI.

### 3.2.3. Coberturas que disminuyeron su NDVI post-aluvión en forma leve (-0,16 – 0).

Según se observa figura n°26, de las 57,48 hectáreas del humedal (32,92% del total) que disminuyeron sus valores NDVI levemente respecto al mes de abril, 22,2ha (38,62 %) pertenecen a la cobertura de Praderas y Matorrales abiertas y tuvo una disminución promedio de sus valores NDVI del -0,061. El segundo es la clase suelo descubierto o con escasa vegetación con 15,3 hectáreas (26,62%) aunque fue de todas las coberturas la que presentó la menor disminución de NDVI promedio (-0,031). Las praderas y matorrales semidensas con extensión de 14,24 ha (24,77%) presentaron una reducción de NDVI promedio de -0,059.

Si bien la vegetación riparia tuvo una extensión muy baja respecto a las otras coberturas de vegetación, con un 5,05 ha (8,79%), el 15% de la vegetación riparia de abril. Lo cierto es que al ubicarse en el curso fluvial tuvo la disminución leve promedio más alta con -0,075

En general, el promedio de disminución leve no fue ni la mitad del límite inferior del rango en estudio (-0,16). Por ende, no hubo una reducción drástica del NDVI de las coberturas que hiciese pensar en cambios de coberturas producto del aluvión.

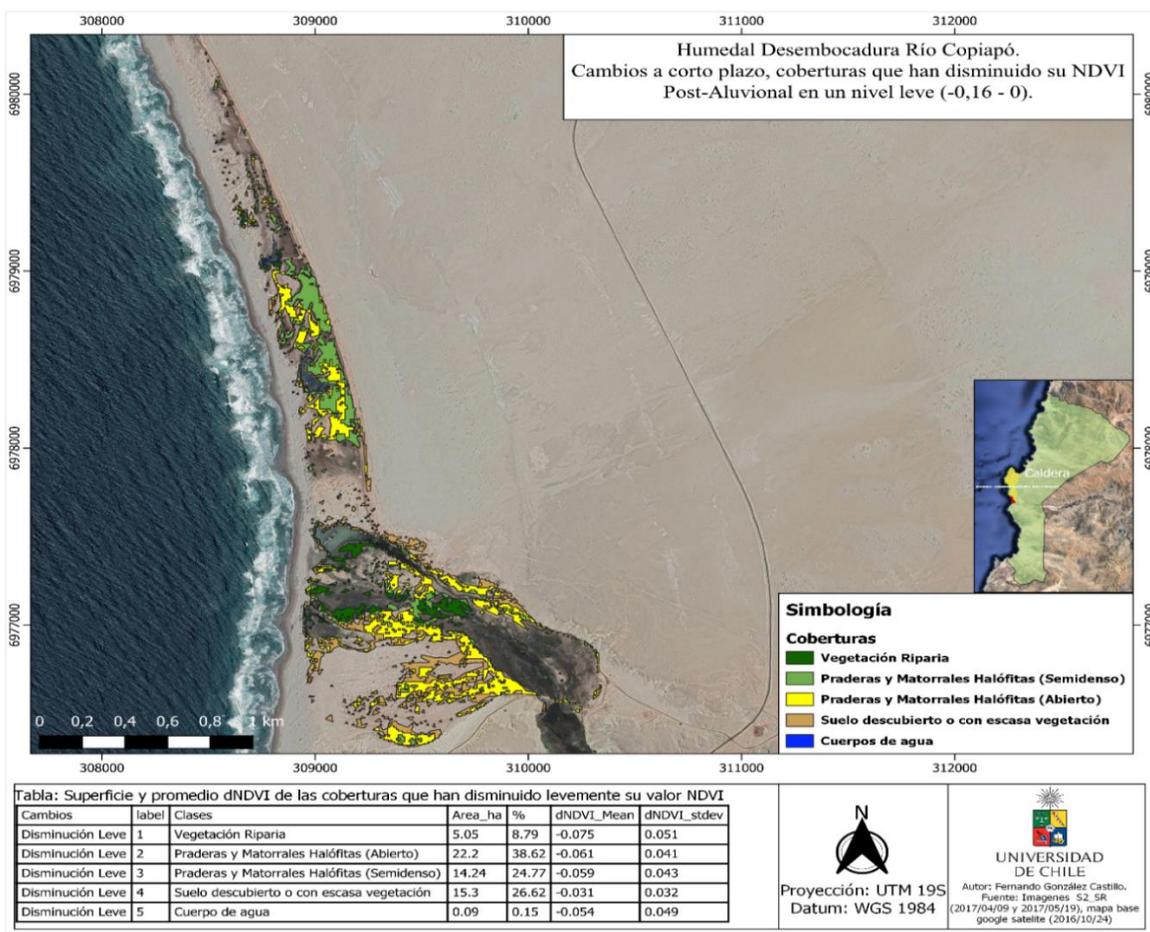


Figura n°26: Áreas que a corto plazo disminuyeron levemente su NDVI post-aluvión  
Fuente: Elaboración propia

### 3.2.3.1. Evolución temporal de áreas que han disminuido levemente su NDVI post-aluvi3n.

Aqu3 la recuperaci3n de la vegetaci3n tuvo un comportamiento interesante (ver figura n327). A pesar de la disminuci3n leve del NDVI (-0,16-0) post-aluvi3n en todas las coberturas, despu3s de mayo se mantuvo un valor alto en el vigor respecto al mes de abril (pre-aluvi3n) incluso esto se da en los meses de julio a diciembre, periodo en que deber3a fenol3gicamente disminuir bastante el verdor del humedal como se observa en el a3o anterior sin aluvi3n (2016). Seguramente este fen3meno se debe al excedente de lluvias registrado en el 2017.

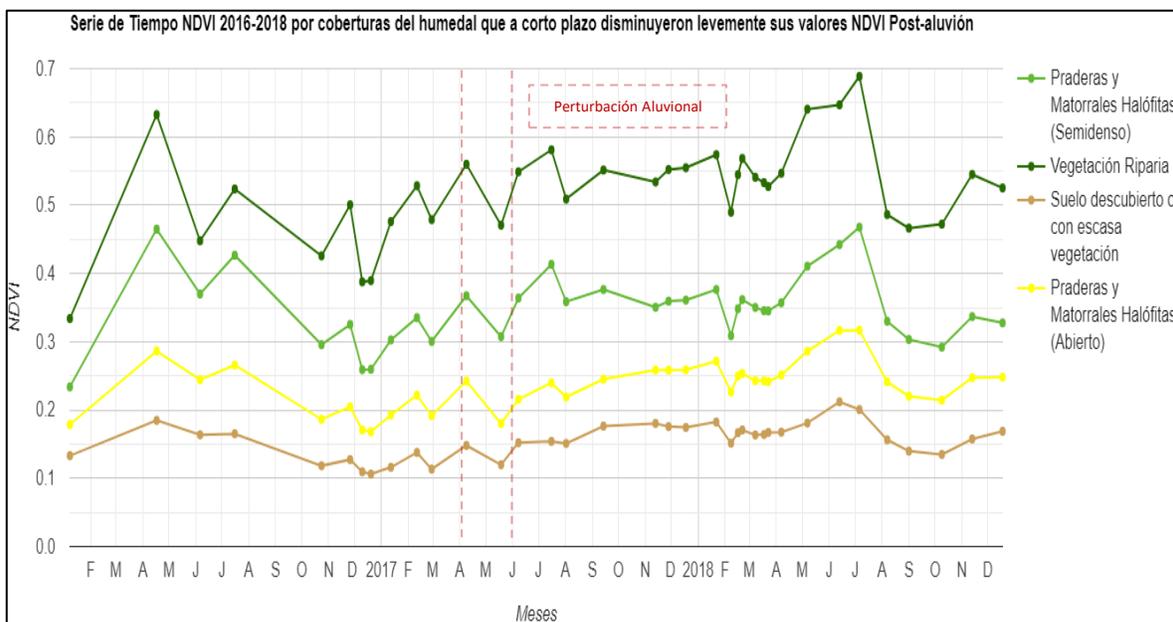


Figura n327: Serie temporal en 3reas que disminuyeron levemente sus valores NDVI post-aluvi3n a corto plazo. Fuente: Elaboraci3n propia

Por ejemplo, para los meses de octubre a diciembre del 2017, el 3rea que en abril fue ocupada por vegetaci3n riparia mantuvo valores del 3ndice NDVI cercanos a 0,55. En cambio, para el a3o anterior, los valores a excepci3n de finales de noviembre no sobrepasaban los 0,45. En el a3o 2018 tambi3n parece mantener esa tendencia, especialmente en enero donde el valor era de 0,57, 0,1 mayor que enero 2017 (0,47) y mucho m3s que en enero 2016 (0,33). ya despu3s de julio hasta finales de a3o el valor del 3ndice empieza a descender sin embargo no a las magnitudes del a3o 2016, a pesar de que este 3ltimo registr3 un mayor caudal anual.

En las dem3s zonas la respuesta es similar entre esos meses. En el 3rea que en abril 2017 era ocupada por praderas y matorrales hal3fitas semidensas mantuvieron a finales de a3o un valor cercano a 0,35, en cambio para el a3o anterior era menor ese valor incluso cercano a 0,25. Para las 3reas de praderas y matorrales hal3fitas abiertas, el valor era cercano a los 0,25 en cambio en el 2016, excepto para noviembre, los valores no sobrepasaban los 0,2.

Para el suelo descubierto o con escasa vegetaci3n tambi3n el comportamiento es parecido. Aunque cabe destacar que incluso toma valores promedios de NDVI superiores a las coberturas de suelo que aumentaron su NDVI post-aluvi3n. Este aumento puede deberse a

que hubo mayor crecimiento de vegetación en zonas de suelo descubierto o con escasa vegetación, como se puede observar en abril 2018, donde hay un valor NDVI similar a los últimos meses de 2017, comparado con noviembre 2016 (ver anexo n°10)

### 3.2.4. Coberturas que han disminuido su NDVI post-aluvión en forma media a leve.

Como se mencionó anteriormente las coberturas que han disminuido su NDVI dentro del rango  $-0,35 - -0,16$  (ver figura n°28) tienen una extensión de 17,66 hectáreas (10,09% del total), de estas 7,48 ha (42,36%) pertenecen a praderas y matorrales halófitas semidensos con una reducción de vigor en torno al  $-0,268$  respecto a abril.

La vegetación riparia fue la segunda con mayor extensión, ocupando 5,05 ha (28,6%), el promedio de disminución media a leve de NDVI fue el más alto con un  $-0,271$ .

Lo sigue las coberturas de praderas y matorrales halófitas abiertas que tuvieron una extensión de 3,77 ha (21,35%) con una disminución promedio de  $-0,226$ . El suelo descubierto o con escasa vegetación fue de menor extensión (6,68%) y la disminución promedio respecto a abril es de  $-0,258$ .

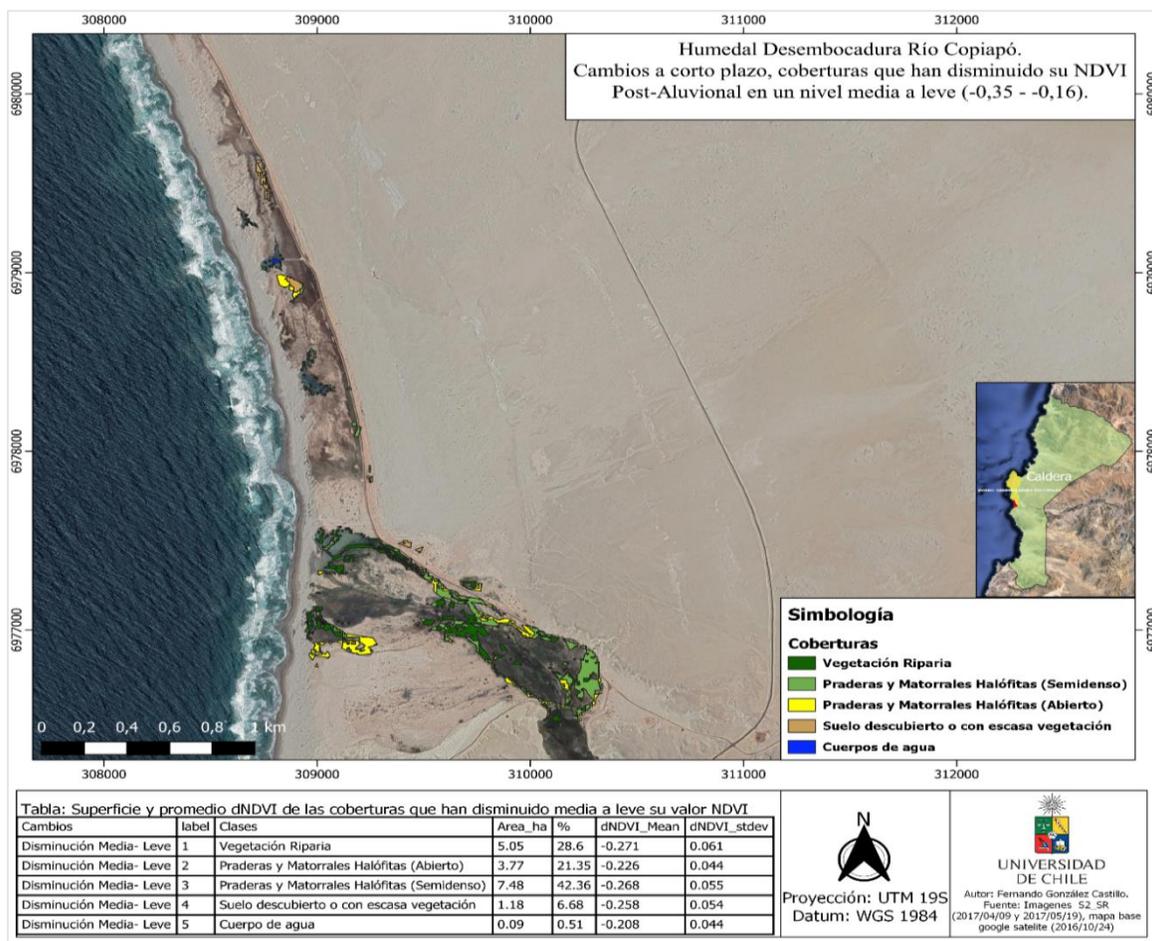


Figura n°28: Áreas que a corto plazo disminuyeron media a leve su NDVI post-aluvión.  
Fuente: Elaboración propia.

### 3.2.4.1. Evolución temporal de las coberturas que han disminuido media a leve su NDVI post-aluvi3n.

La curva fenol3gica para estas zonas en el a3o 2016 muestra que, a diferencia de las anteriores se3aladas, no disminuye dr3sticamente el verdor en los meses de noviembre y diciembre (ver figura n329), debido posiblemente a que las coberturas se encuentran cercanos al curso de R3o Copiap3, la cual tuvo aporte de caudal desde agosto a diciembre.

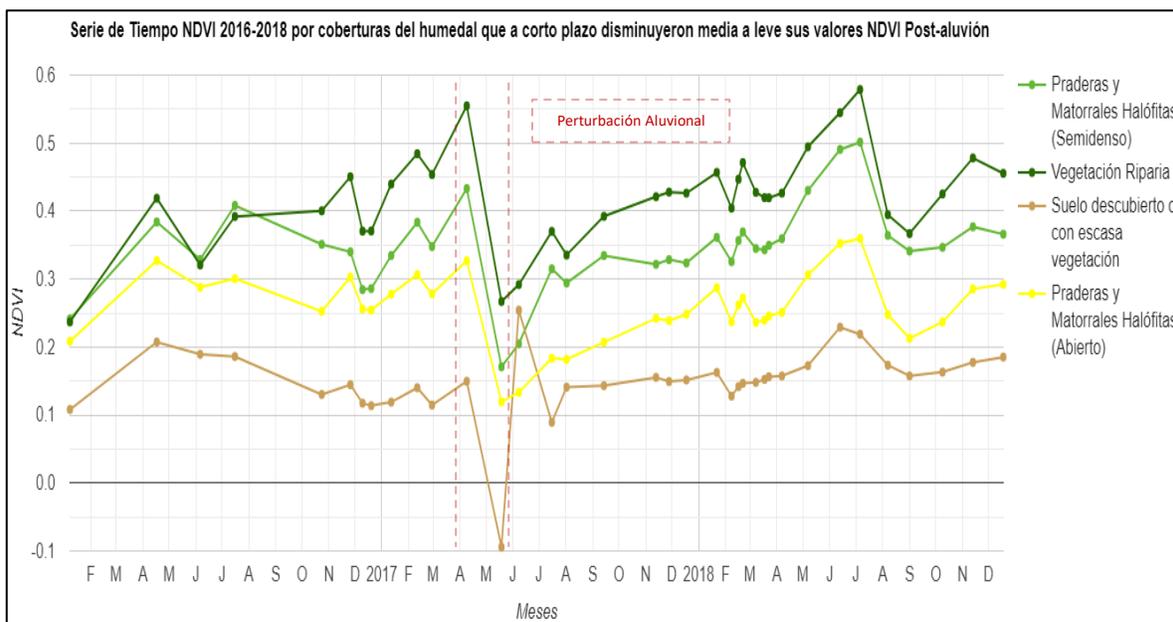


Figura n329: Serie temporal en 3reas que disminuyeron media a leve sus valores NDVI post-aluvi3n a corto plazo. Fuente: Elaboraci3n propia.

En el 3rea de vegetaci3n riparia se muestra claramente el efecto de la perturbaci3n aluvional que disminuy3 su vigor vegetal en valores cercanos a 0,270. Pese a ello, la recuperaci3n de la vegetaci3n en el 3rea fue bastante r3pido, ya en diciembre 2017 los valores superaban a los de diciembre del a3o anterior, y los de enero de 2018 superaban al de 2017 y 2016. Al a3o posterior del aluvi3n (2018), incluso los valores en el mes de julio alcanzaron los 0,579, mucho m3s alto que los 0,392 que alcanz3 el 3rea en el mes de julio 2016.

Para las 3reas que tuvieron presencia de praderas y matorrales hal3fitas semidensas en abril, muestran un comportamiento muy parecido a la vegetaci3n riparia. Si bien el vigor vegetal disminuy3 a un valor promedio de 0,171, ya en diciembre 2017 el valor era de 0,324 superior al 0,286 de diciembre 2016. Tambi3n en enero de 2018 con NDVI de 0,361 fue levemente superior 0,335 de enero 2017 y muy superior al de enero 2016 con 0,209.

Para las 3reas ocupadas por praderas y matorrales hal3fitas abiertas muestran una recuperaci3n m3s lenta, despu3s del aluvi3n que disminuy3 sus valores de vigor vegetal hasta 0,119 -parecido al promedio NDVI de suelos descubierto o con escasa vegetaci3n para abril 2017-. Por tanto, posiblemente perdi3 densidad o cobertura en vegetaci3n en detrimento de suelo descubierto.

### 3.2.5. Coberturas que han disminuido su NDVI post-aluvión en forma alto a medio.

De las 18,44 hectáreas de coberturas (10,54% del total) que han disminuido su NDVI en un nivel alto a o medio post-aluvión (-0,63 – -0,35), principalmente casi la totalidad lo constituye la vegetación riparia con un 89,03% (16,42ha), el 49% de la vegetación riparia de abril. Además, en comparación a abril esta tuvo una reducción de NDVI más alta con un -0,457 con desviación estándar de 0,058.

Las praderas y matorrales semidensos, tuvieron una extensión de 1,68 ha (9,11 %) y al ubicarse en el curso fluvial tuvieron una reducción de -0,391. Un cambio bastante drástico considerando que toda la cobertura (sin disgregar) presentó en abril un promedio de NDVI del 0,39. Las otras coberturas presentaron una extensión muy marginal.

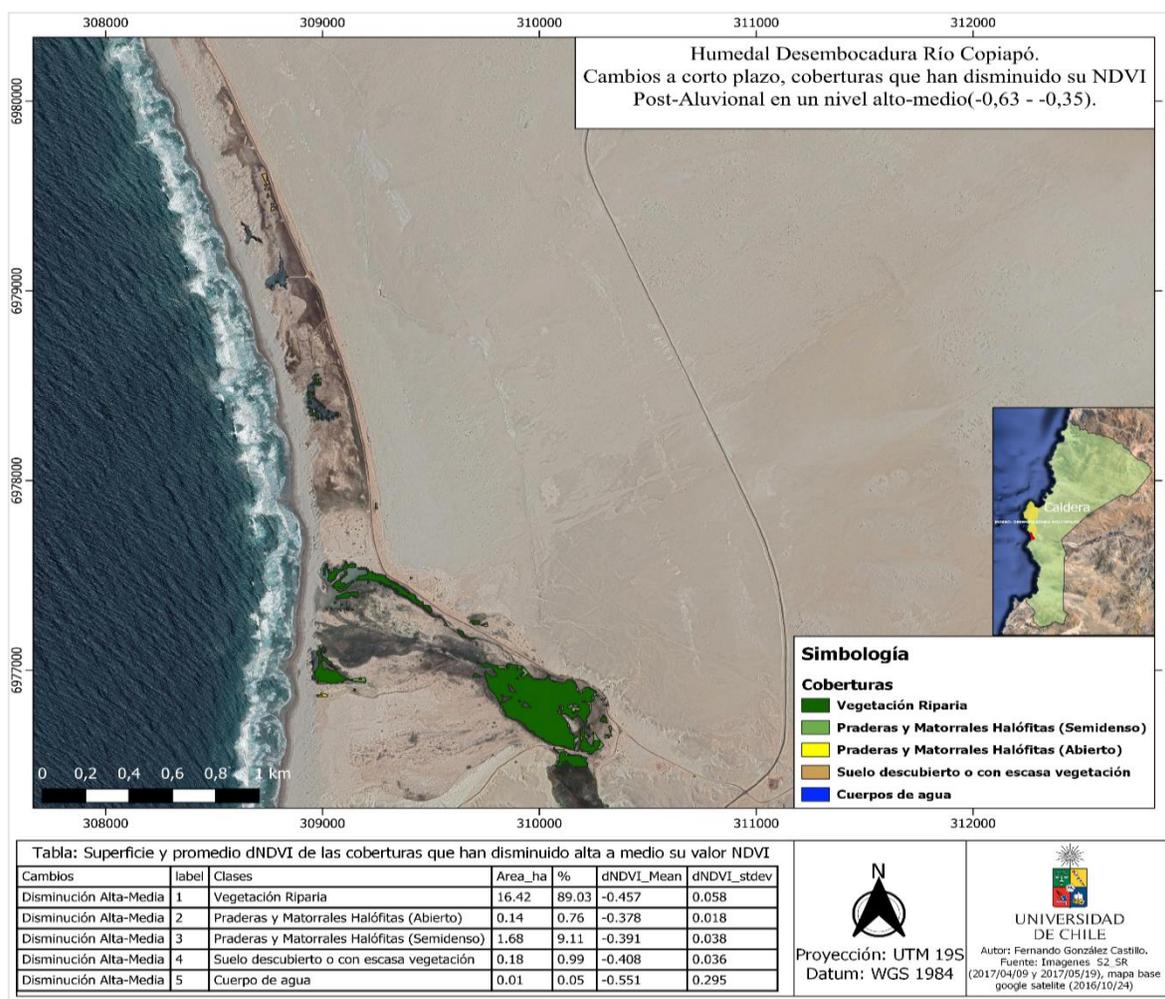


Figura n°30: Áreas que a corto plazo disminuyeron alta a media su NDVI post-aluvión  
Fuente: Elaboración propia.

### 3.2.5.1. Evolución temporal de las áreas que han disminuido alta a media sus NDVI post-aluvi6n.

En este nivel, las coberturas principalmente compuestas de vegetaci6n riparia, se posicionan principalmente en el lecho fluvial, y como se puede observar en el anexo n°11 la distribuci6n vegetal sigue el canal del r6o.

Tanto la vegetaci6n riparia como de praderas y matorrales semidensas muestra una fenolog6a distinta que las otras coberturas con otros niveles de disminuci6n debido a la influencia directa del curso fluvial y, por tanto, es el vigor es dependiente del ciclo hidrol6gico en cada a6o. En enero, abril y junio de 2016 las coberturas experimentaron un valor menor de 6ndice NDVI a diferencia de julio, octubre, noviembre y diciembre (figura n°31).

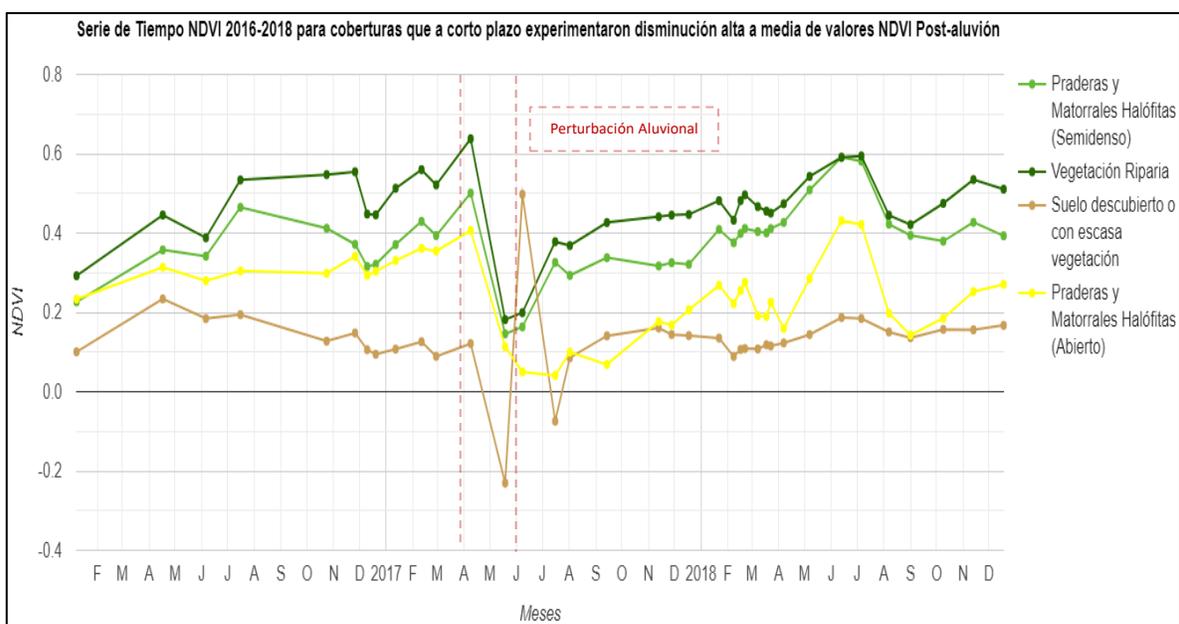


Figura n°31: Serie temporal en 6reas que disminuyeron alta a media sus valores NDVI post-aluvi6n a corto plazo. Fuente: Elaboraci6n propia.

La perturbaci6n aluvional disminuy6 los valores NDVI de la vegetaci6n riparia hasta 0,182, a pesar de ello mostr6 una r6pida recuperaci6n ya que en la fecha 18 de diciembre 2017 los valores eran de 0,447 casi iguales a los del 20 de diciembre 2016 con 0,446. En julio de 2018, que fue un a6o seco, el valor promedio era de 0,594 superior a los 0,534 de julio 2016. Si se relaciona con la composici6n flor6stica, el alto valor de abril 2017 coincide con la dominancia de la especie *typha angustifolia* de capa mediana y en diciembre esta especie desaparece.

Las praderas y matorrales hal6fitas semidensos su recuperaci6n es parecida a la riparia, ya en 2018 los valores en todo el a6o (a excepci6n de octubre) estuvieron cercanos o superiores a los del 2016.

En las praderas y matorrales hal6fitas abiertas no pudo recuperar su vigor durante 2017, en solo en junio y julio de 2018 los valores fueron superiores a los del 2016.

En suelo descubierto o con escasa vegetación, a excepción de junio, se mantiene estable en valores NDVI cercano a 0,1.

### 3.2.6. Coberturas que han disminuido su NDVI post-aluvión en forma alta (-1,04 – -0,63).

De las 1,41 hectáreas del humedal que disminuyeron altamente sus valores NDVI respecto al mes de abril (0,8% del área total), casi la totalidad pertenecen a la cobertura de vegetación riparia equivalente a 1,37ha (96,99%), el 4% de la vegetación riparia de abril.

Esta clase tuvo una disminución promedio de sus valores NDVI del -0,806 con desviación estándar de 0,104 (ver figura n°32). Considerando que en abril 2017 el promedio total NDVI de la cobertura sin disgregar fue 0,61, probablemente hubo un cambio de vegetación riparia a cuerpos de agua producto de las intensas lluvias o el efecto aluvional que arrasó con las cubiertas.

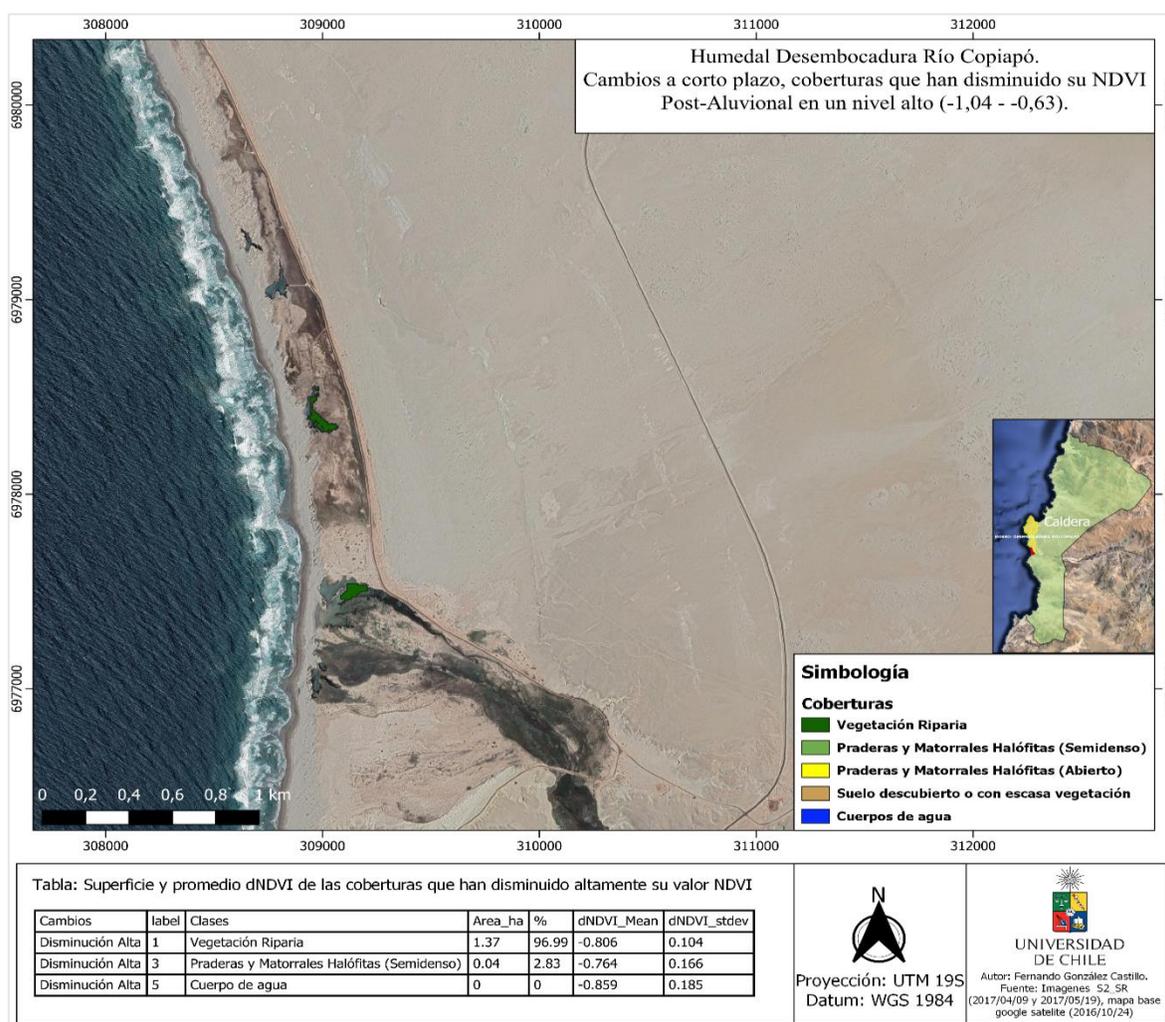


Figura n°32: Áreas que a corto plazo disminuyeron altamente su NDVI post-aluvión

Fuente: Elaboración propia.

### 3.2.6.1. Evolución temporal de las coberturas que han disminuido altamente NDVI post-aluvi3n.

Al analizarse la figura n33, se puede observar el 3rea en algunos meses es cuerpo de agua que agrupa valores negativos de NDVI pero en otros es colonizada por vegetaci3n promediando valores positivos. Por ejemplo, se puede observar que el 3rea que en abril era vegetaci3n riparia, durante casi todo el 2016 tuvo valores menores a 0 indicador de que en ese tiempo eran cuerpos de agua.



Figura n33: Serie temporal en 3reas que disminuyeron altamente sus valores NDVI post-aluvi3n a corto plazo. Fuente: Elaboraci3n propia.

En la vegetaci3n riparia que disminuy3 altamente, la cuales se ubican en el mapa en la zona de desembocadura colindante con los cordones litorales y en la laguna costera en el lado norte, se pueden observar que en promedio para abril los valores estaban cercanos a 0,6, indicando que posiblemente estas 3reas estaban ocupadas de vegetaci3n hidr3fita.

En el catastro de uso de suelo de CONAF (2018) tipifican la laguna costera del sector norte como humedal dominado por la especie *Ruppia Marítima*, la cual es una hierba que vive totalmente sumergida en el agua y que habita en ambientes litorales. Para la zona de desembocadura posiblemente fue un 3rea dominada por plantas palustres tales como *typha angustifolia*, que como se mencion3 anteriormente son plantas importantes para la avifauna.

Ya sea por arrastre del aluvi3n o por anegamiento, estas bajaron dr3sticamente su NDVI, y hasta diciembre 2017-a excepci3n de junio- estos se mantuvieron como cuerpos de agua. En 2018, entre los meses de enero a abril, la vegetaci3n vuelve aparecer sin embargo con menor vigor que en 2017.

## CAPITULO 4: Discusión, conclusiones y recomendaciones.

### 4.1. Discusión y conclusiones

Los resultados del estudio respaldan la idea de que los efectos aluvionales en los humedales no siempre tienen consecuencias negativas. Tal como indicaba Paicho-Hidalgo et al (2015) en su investigación, la vegetación que resiste o que no es alterada por el flujo aluvional es beneficiada por el superávit de precipitación aumentado o manteniendo una alta vigorosidad acorde a su cobertura.

Esto último es muy notorio a corto y/o largo plazo en el 78,52% de la superficie del Humedal Desembocadura Río Copiapó, constituidas por áreas que aumentaron su NDVI post-aluvión de 0 a 0,22 (45,6%) respecto a abril 2017 e incluso en las áreas que disminuyeron levemente su NDVI de -0,16 a 0 (32,92%).

Como es de esperar los resultados muestran que generalmente las coberturas que se posicionaron próximas al curso fluvial experimentaron las mayores disminuciones de NDVI post-aluvión a corto plazo. Estas zonas afectadas negativamente equivalen al 21,48%, repartidas en áreas de disminución media a leve su NDVI post-aluvión de -0,35 a -0,16 (10,11%), áreas que disminuyeron alta a media su NDVI de -0,63 a -0,35 (10,56%) y áreas de disminuyeron altamente su valor NDVI de -1,04 a -0,63 (0,81%).

Si bien, en las áreas de disminución media a leve y alta a media equivalentes al 20,67% del Humedal, en los primeros meses después del aluvión se vieron negativamente afectadas, a largo plazo muestran una alta resiliencia si se toma como referencia el año 2016 -previo el aluvión-, ya que a finales de 2017 el vigor y densidad vegetal en estas zonas se muestran en un valor similar incluso mayor en gran parte del año 2018. Sin embargo, no es tal si la evolución post-aluvión se compara con los primeros meses del 2017 donde el índice NDVI indicaba un alto vigor y densidad en el área de vegetación riparia, sin embargo, hay que considerar que hubo un alto caudal en enero y abril en ese año, y en marzo se registró precipitación en la estación Copiapó (cercana al Humedal) que pudo aumentar los valores NDVI especialmente del mes de abril de 2017.

Si esto último se relaciona con la composición florística registrada por la consultora Tierra del Sol (2017), se puede observar que en ese mes se registró una alta presencia de totoras (*Typha angustifolia*) de capa mediana tanto en el sector de la chacra como en desembocadura, lo que en el monitoreo de diciembre en ambos sectores prácticamente no se registra tal especie. Esto podría indicar dos hechos: Primero, que además de las características fenológicas, el aluvión pudo haber arrasado con las especies más dependiente del curso fluvial como las totoras y los juncos. Y segundo que entre más alto sea el NDVI registrado, más especies de capa mediana y alta se pueden registrar en la zona ripariana.

Por otro lado, gracias a la clasificación supervisada y el cálculo zonal de NDVI fue posible establecer que las áreas de vegetación riparia posee la mayor relevancia ambiental en cuanto

a vigor y densidad vegetal, donde el índice promedio resultó en 0,61 para el 09 de abril 2017. De las 33,5 hectáreas clasificadas como riparia, aproximadamente el 32% experimentó el beneficio de superávit mencionado más arriba (áreas de aumento y disminución leve), estas áreas se ubicaron a final de la desembocadura y cercano a los cordones litorales, donde el aluvión paso por los laterales de la vegetación. Del 68% restante que fueron negativamente alteradas, el 49% del área ribereña tuvo una disminución alta-media producido por el impacto directo del flujo aluvional.

Como señala Rui (2008), un arrastre excesivo de sedimentos que depositan en el curso fluvial podrían disminuir el hábitat de la fauna fluvial, especialmente de peces e invertebrados, por lo que, posiblemente las funciones ecosistémicas para la avifauna se vieron afectadas por el arrastre del aluvión en gran parte del 2017, especialmente en las áreas de disminución alta (0,81%) donde la vegetación hidrófita que se ubicaba en las zonas lagunares del humedal cambió a cuerpos de agua registrando valores negativos del índice.

#### 4.2. Recomendaciones

Respecto a las limitantes, como se ha visto en monitoreos anuales (Tierra del Sol) y por la propia visita a terreno, la vegetación riparia a diferencia de las praderas y matorrales halófitas presentan una heterogeneidad de especies agrupando vegetación halófitas como *Distichlis Spicata* (grama salada) y de agua dulce como la *typha angustifolia* (totora). Tal cual como afirma Pérez et al (2009), esta última especie sirve como bioindicador del humedal, sin embargo, en este trabajo se abordó indirectamente dentro de la cobertura “vegetación riparia” resultante de clasificación supervisada con imágenes Sentinel 2, las cuales poseen un grueso de pixel de 10 metros. En caso de estudiar con precisión la recuperación de este tipo de plantas acuáticas, ya sea post-aluvión u por otro proceso, es recomendable utilizar imágenes satelitales de pago con resoluciones espaciales centimétricas adquiridas en diferentes temporadas.

Un hecho importante a destacar, es que en este tipo de estudios no se encuentra una metodología estandarizada como si la hay en investigaciones sobre recuperación de vegetación incendiada (Key & Benson, 2006), tema que ha sido ampliamente investigado en percepción remota y que por tanto ha permitido técnicas muy específicas para este tipo de desastres, como por ejemplo el índice NBR (índice severidad de fuego) que ha posibilitado crear valiosos mapeos de severidad de fuego.

Por ello, a falta de más estudios que investiguen los efectos aluvionales en la vegetación, en esta memoria se ocupan una serie de técnicas generales que permiten hacerse una idea del estado de salud del Humedal Desembocadura Río Copiapó después del aluvión de mayo de 2017. En este estudio se ocupa el índice NDVI (Índice Diferencial Normalizado de Vegetación) como indicador de vigor vegetal, sin embargo, es posible ocupar otros índices de verdor según el contexto espacial del humedal que se quiera estudiar y, en zonas de alta frecuencia de nubosidad, es recomendable utilizar imágenes radar.

Por otro lado, las imágenes ópticas Sentinel-2 tienen una buena resolución espacial y temporal comparado con otras imágenes gratuitas. Sin embargo, su disponibilidad desde mediado de 2015 no ha permitido estudiar el aluvión de marzo de 2015, el cual es un fenómeno interesante de estudiar a futuro ya que fue más destructivo que el del 2017 y, en consecuencia, su investigación permitiría comparar la respuesta del humedal bajo ambas condiciones aluvionales de la última década pasada.

Otra limitante, son los escasos datos meteorológicos y fluviométricos cercanos al Humedal. Especialmente de los primeros, ya que la estación Copiapó está a una distancia aproximada de 60 km desde el humedal, lo que dificulta relacionar la vigorosidad de la vegetación con las precipitaciones ocurridas en la parte final de la cuenca del Río Copiapó.

Respecto a los datos de caudales medios llama la atención el escaso flujo de agua que llega al mar, posiblemente de mantenerse en el tiempo las presiones antrópicas en la cuenca como también por el efecto del cambio climático pueden poner seriamente en peligro la supervivencia de la vegetación del humedal y, por tanto, también de la biota especialmente de la avifauna que utiliza el humedal como zona de descanso, nidificación y alimentación.

Por ello, la declaración reciente del Humedal Desembocadura Río Copiapó como Santuario de la Naturaleza es un paso importante. Sin embargo, es menester de las autoridades responsables otorgar los recursos necesarios tanto para el establecimiento de un plan de manejo pertinente como también para su posterior fiscalización y mantención.

En ese sentido, esta memoria busca proveer información relevante para el adecuado manejo de este importante ecosistema ubicado en el desierto más árido del mundo.

## BIBLIOGRAFÍA

- 24Horas.cl. (12 de 12 de 2021). Desembocadura Río Copiapó: Humedal es declarado Santuario de la Naturaleza. Chile. Obtenido de <https://www.24horas.cl/regiones/atacama/desembocadura-rio-copiapo-humedal-es-declarado-santuario-de-la-naturaleza--5099606>
- Alonso, C., Moreno, V., & Rodríguez, E. (1999). Determinación experimental de la firma espectral de la vegetación, una sencilla práctica de introducción a la teledetección. En S. Fernández, & A. Quintanilla (Ed.), *VIII Congreso Nacional de Teledetección*, (págs. 492-432). Albacete, España.
- Arango, G., Mauricio, B., William, J., & Botero, V. (2005). Clasificación no supervisada de coberturas vegetales sobre imágenes digitales de sensores remotes : "LANDSAT-ETM +". *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 58(1), 2611-2634. Obtenido de [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0304-28472005000100004&ln](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0304-28472005000100004&ln)
- Astudillo, F., & Sandoval, J. (2019). Justicia espacial, desastres siconaturales y políticas del espacio: dinámicas sociopolíticas frente a los aluviones y proceso de recuperación en Copiapó, Chile. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 28(2), 303-321. doi:<https://doi.org/10.15446/rcdg.v28n2.73520>
- Balbontín, C., Odi, M., Poblete, R., Garrido, J., Campos, I., & Calera, A. (2016). Uso de herramientas de teledetección y SIG para el manejo del riego en los cultivos. (I. d. Agropecuarias, Ed.) *Boletín INIA N°335*, 50. Obtenido de <https://agronomia.uc.cl/proyectos/290-herramientas-de-teledeteccion-para-el-manejo-del-riego/file>
- Bardi, F., Bonelli, S., Ibañez, M., Ramírez, M., & Reichle, S. (2019). *Plan de conservación Humedal de Batuco 2018 - 2023*. Santiago, Chile. Obtenido de [https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/Humedal\\_batuco\\_1020\\_V4\\_LowRes.pdf](https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/Humedal_batuco_1020_V4_LowRes.pdf)
- Ceroni, M., Achkar, M., Gazzano, I., & Burgueño, J. (2015). Estudio del NDVI mediante análisis multiescalar y series temporales utilizando imágenes SPOT, durante el período 1998-2012 en el Uruguay. *Revista de Teledetección*, 0(43), 31-42. doi:<https://doi.org/10.4995/raet.2015.3683>
- Chuvieco, E. (2010). *Teledetección Ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio*. Barcelona: Planeta, S.A.
- Cid, D., & Araos, F. (2021). Las contribuciones del espacio costero marino para pueblos originarios (ECMPO) al bienestar humano de las comunidades indígenas de Carelmapu, Sur de Chile. *Scielo*. Obtenido de

[https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2452-610X2021005000003&lng=es&nrm=iso](https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2452-610X2021005000003&lng=es&nrm=iso)

- Cienfuegos, R., Campino, J., Gironás, J., Almar, R., & Villagrán, M. (2012). Desembocaduras y Lagunas Costeras en la Zona Central de Chile. En J. Fariña, & A. Camaño, *Humedales costeros de Chile: Aportes científicos a su gestión sustentable* (págs. 21-66). Santiago: Universidad Católica de Chile.
- CONAF. (2018). *Shape: Catastro y Actualización de los Recursos Vegetacionales y Uso de la Tierra de la Región de Atacama (III)*. Obtenido de <https://ide.minagri.gob.cl/geoweb/2019/11/22/planificacion-catastral/>
- CONAF. (2020). Consolidados del Proyecto de Actualización y Monitoreo de Catastros de los Recursos Vegetacionales de Chile. Reporte metodológicos. Obtenido en: <http://sit.conaf.cl/>
- CONAMA-CEA. (2006). *Protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca*. Santiago. Obtenido de [http://metadatos.mma.gob.cl/sinia/articulos-41303\\_recurso\\_1.pdf](http://metadatos.mma.gob.cl/sinia/articulos-41303_recurso_1.pdf)
- Congalton, R., & Green, K. (2019). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data Principles and Practices, Third Edition*. New York: CRC Press.
- Decreto n°15. Establece el reglamento de la Ley n° 21.202 que modifica diversos cuerpos legales con el objetivo de proteger los humedales urbanos. Correspondiente al Ministerio de Medio Ambiente. Publicación Diario Oficial 24-nov-2020. [En línea]. Obtenido en: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=115209>
- Demangel, M. (2011) Clasificación de humedales en la Cuenca del Río Copiapó para la conservación de fauna vertebrada, según su valor ambiental y la presión antrópica. Memoria de Título, obtenido de: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/112789>.
- DGA. (2018). *Modelación y análisis de inundaciones para la cuenca del Río Copiapó*. Fundación CSIRO Chile Research. Obtenido de <https://snia.mop.gob.cl/sad/CDA5845v1.pdf>
- Díaz-Delgado, R., & Pons, X. (1999). Empleo de imágenes de teledetección para el análisis de los niveles de severidad causados por el fuego. *Revista de Teledetección*. Obtenido de [http://www.ebd.csic.es/ricardo/publi/Diaz-Delgado&Pons\\_1999b.pdf](http://www.ebd.csic.es/ricardo/publi/Diaz-Delgado&Pons_1999b.pdf)
- Džubáková, K., Molnar, P., & Schindler, K. (2015). Monitoring of riparian vegetation response to flood disturbances using terrestrial photography. *Hydrology and Earth System Sciences*. 19, 95-208. doi:10.5194/hess-19-195-2015
- Espín, N., Cánovas-García, F., Alonso-Sarría, F., & Gomariz-Castillo, F. (2015). Comparación de métodos de clasificación de imágenes de satélite en la cuenca del río Argos (Región de Murcia). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles N° 67 (1º Cuatrimestre), 2015*, 327-347.

- Farías, B., Márquez, A., Lago, D., & Guevara, E. (2018). Caracterización espacio–temporal del uso de tierras en cuencas mediante técnicas geomáticas. *Revista INGENIERÍA UC*, vol. 25, núm. 1, . Obtenido de <https://www.redalyc.org/journal/707/70757668004/html/>
- Federal Geographic Data Committee. (2013). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States 2°Edition*. Wetlands Subcommittee, Federal Geographic Data Committee and U.S. Fish and Wildlife Service, Washington DC.
- Fernández, J., & Santa-María, C. (2008). PRINCIPIOS BÁSICOS DE LA RESTAURACIÓN FLUVIAL. En D. Arizpe, A. Mendes, & J. Rabaça, *Áreas de ribera sostenibles. Una guía para su gestión* (págs. 28-47). Valencia, España.
- Galilea Ocon, S. (2019). Cambio climático y desastres naturales: acciones claves para enfrentar las catástrofes en Chile macroregional. Disponible en <https://libros.uchile.cl/files/presses/1/monographs/1165/submission/proof/>
- Garreud, R. (2018). *Incendios, volcanes y vegetación*. CR2 (Center for climate and resilience research). Obtenido de <https://www.cr2.cl/wp-content/uploads/2018/07/analisis-incendios-volcanes.pdf>
- Hidromas CEF Limitada. (2013). *Actualización de la modelación integrada y subterránea del acuífero de la cuenca del Río Copiapó*. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas.
- INIA. (2001). *Drenaje en suelos agrícolas*. Instituto de Investigaciones Agropecuaria. Obtenido de <http://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/handle/123456789/9696/CNR-0165.pdf?sequence>
- Jimenez, V. (2016) Desarrollo de metodología de teledetección para la distribución espacial de la plaga Marabú (*Dichrostachys cinérea*) en Trinidad-Valle de los ingenios (Patrimonio cultural de la humanidad Unesco), Cuba. Máster Oficial en Tecnología Ambiental, Universidad Internacional de Andalucía. Obtenido en: [https://dspace.unia.es/bitstream/handle/10334/3594/0720\\_Jimenez.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://dspace.unia.es/bitstream/handle/10334/3594/0720_Jimenez.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Key, C., & Benson, N. (2006). Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD*. Obtenido de <https://www.researchgate.net/publication/241687027>
- Kwak, Y., Arifuzzanman, B., & Iwami, Y. (2015). Prompt Proxy Mapping of Flood Damaged Rice Fields Using MODIS-Derived Indices. *Remote Sensing*, 7, 15969–15988. doi:doi:10.3390/rs71215805
- Landis, J., & Koch, G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *International Biometric Society*, 159-174. Obtenido de [https://dionysus.psych.wisc.edu/iaml/pdfs/landis\\_1977\\_kappa.pdf](https://dionysus.psych.wisc.edu/iaml/pdfs/landis_1977_kappa.pdf)

- M.A. García Fernández & M.L. Robles Ventosa. (2008). Aplicación de técnicas de teledetección para la peritación de daños provocados por el fuego en explotaciones agrícolas, ganaderas y apícolas. Cuadernos De La Sociedad Española De Ciencias Forestales, (29). <https://doi.org/10.31167/csef.v0i29.9817>
- Marquet, P., Abades, S., & Barría, I. (2012). Distribución y Conservación de Humedales Costeros: Una Perspectiva Geográfica. En F. Jose, & A. Camaño, Humedales costeros de Chile: aportes científicos a su gestión sustentable (págs. 1-21). Santiago: Universidad Católica de Chile.
- MMA, 2020. Inventario Nacional Humedales 2020 actualizado. Ministerio de Medio Ambiente, Obtenido en: <https://humedaleschile.mma.gob.cl/inventario-humadales/>
- Morales, J., Borrego, J., Gracia, F., & Peralta, G. (2009). 1140 Llanuras Mareales. En y. M. Ministerio de Medio Ambiente, *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés* (págs. 1-68). Madrid, España. Obtenido de [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/1140\\_tcm30-196723.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/1140_tcm30-196723.pdf)
- Moreno-Casasola, P., Aguirre-Franco, L., Campos, A., Carral-Murrieta., Cejudo, E., González-Marín, R., González Nochebuena, M, Hernández, M. Infante-Mata, D. Lazos Ruíz, A., López-Rosas, H., Monroy, R., Neri Flores, Peralta-Peláez, L., Rodríguez-Medina, K., Sánchez-Higueredo, L., Sánchez-García, E., Sánchez-Luna, O., Vázquez-González, C. & Vázquez- Benavides, J (2019). *Humedales costeros de agua dulce y bases para su gobernanza*. Obtenido en [https://www.researchgate.net/publication/338228859\\_Humedales\\_costeros\\_de\\_agua\\_dulce\\_y\\_bases\\_para\\_su\\_gobernanza](https://www.researchgate.net/publication/338228859_Humedales_costeros_de_agua_dulce_y_bases_para_su_gobernanza)
- Moya, B., Hernández, A., & Borrel, H. (2005). Los humedales ante el cambio climático. *Investigaciones geográficas n°37*, 127-132. Obtenido de <https://biblioteca.org.ar/libros/140431.pdf>
- Paicho-Hidalgo, M., Meza Aliaga, M., Espinoza González, G., & Vera Burgos, C. (2015). IMPACTO DE EVENTOS ALUVIONALES SOBRE HUMEDALES DE QUEBRADA: EL CASO DE ALTUZA E IQUIUCA-PARCA. REGIÓN DE TARAPACÁ (CHILE). *REV.GEO.SUR* 6 (9), 1-17. Obtenido de [http://www.revgeosur.udec.cl/wp-content/uploads/2016/10/Paicho-Hidalgo\\_et\\_al\\_2015\\_RGS.pdf](http://www.revgeosur.udec.cl/wp-content/uploads/2016/10/Paicho-Hidalgo_et_al_2015_RGS.pdf)
- Peña, M. (2019). *Evaluación del impacto de los incendios forestales por medio de imágenes satelitales sentinel 2, durante el período de incendios estivales 2016-2017, en la comuna de Pumanque, Región de Libertador Bernardo O'higgins, Chile*. Santiago-Chile. Obtenido de <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/178221>
- Perea-Ardila, M., Oviedo-Barrero, F., & Leal-Villamil, J. (2019). Cartografía de bosques de manglar mediante imágenes de sensores remotos: estudio de caso Buenaventura,

- Colombia. *Revista de teledetección: Asociación Española de Teledetección*, 53, 73-86. doi:<https://doi.org/10.4995/raet.2019.11684>
- Pérez, J., Faúndez, L., Estades, C., Fuster, R., Lobos, G., Alzamora, A., & Demangel, D. (2009). *Áreas de relevancia ambiental vinculadas al agua en la cuenca del Río Copiapó*. Informe Final.
- Ramírez, C., & Álvarez, M. (2012). Flora y vegetación hidrófila de los humedales. En J. Fariña, & A. Camaño, *Humedales costeros de Chile: Aportes científicos a su gestión sustentable* (págs. 101-145). Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile,.
- Ramsar. (2002). *Cambio climático y humedales: impactos, adaptación y mitigación*. Valencia. Obtenido de [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key\\_res\\_viii\\_03\\_s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key_res_viii_03_s.pdf)
- Ramsar. (2006). *Manual de la convención de Ramsar Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971) 4a edición*. Secretaría de la convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- Ramsar. (2018). *Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y de los servicios que prestan a las personas*. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland(Suiza). Obtenido de [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo\\_s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo_s.pdf)
- Rodríguez Valero, M., & Alonso Sarria, F. (2021). Obtención de la cartografías de usos y coberturas del suelo de la demarcación hidrográfica del Segura para el periodo 1986-2019, empleando teledetección y clasificación digital de imágenes. *Papeles de Geografía* (67). doi:<https://doi.org/10.6018/geografia.472241>
- Rodríguez, A. (2012). Cartografía multitemporal de quemas e incendios forestales en Bolivia: Detección y validación post-incendio Multitemporal mapping forest fires and burn in Bolivia: detection and post-fire validation. *Ecología en Bolivia* 47 (1), 53-71. doi:ISSN 1605-2528
- Rui, C. (2008). La importancia de la geomorfología en la rehabilitación de las áreas de ribera. En D. Arizpe, A. Mendes, & J. Rabaça, *Áreas de ribera sostenibles. Una guía para su gestión*. Valencia, España.
- Sánchez, M. (2016). Análisis de Calidad Cartográfica mediante el estudio de la matriz de confusión. *Pensamiento Matemático* , Vol. 6, Nº. 2, 09-26. Obtenido de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5998855>
- Santiago, I. (2006). *Fundamentos de Arcgis Segunda Parte Arcview 9.1*. San Juan, Puerto Rico. Obtenido de <http://bibliotecadigital.imipens.org/uploads/Fundamentos%20de%20ArcGis%20Otras%20herramientas%20-%20Ivan%20Santiago.pdf>

- Shoopala, R. (2008). Assessment using remote sensing and GIS methods: A case study in Skeiðarársandur, Iceland. *Land Restoration Training Programme Keldnaholt, 112 Reykjavík, Iceland, 179-191*. Obtenido de <https://www.grocentre.is/static/gro/publication/378/document/shoopala.pdf>
- Sielfeld, W., Peredo, R., Fuentes, R., Malinarich, V., & Olivares, F. (2012). Humedales costeros del norte de Chile. En J. Fariña, & A. Camaño, *Humedales Costeros de Chile: aportes científicos a su gestión sustentable* (págs. 147-213). Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile.
- Tierra del Sol. (2016). *Monitoreo Ambiental Anual: Humedal Desembocadura Río Copiapó*. Compromiso Voluntario Resolución Exenta N°273/08, Minera Candelaria. Obtenido de <https://snifa.sma.gob.cl/SeguimientoAmbiental/Ficha/57138>
- Tierra del Sol. (2017). *Monitoreo Ambiental: Humedal Desembocadura Río Copiapó*. Compromiso voluntario resolución exenta n° 273/08, Minera Candelaria. Obtenido de <https://snifa.sma.gob.cl/SeguimientoAmbiental/Ficha/69912>
- Tierra del Sol. (2018). *Monitoreo Ambiental Anual: Humedal Desembocadura Río Copiapó*. Compromiso Voluntario Resolución Exenta N°273/08. Obtenido de <https://snifa.sma.gob.cl/SeguimientoAmbiental/Ficha/80167>
- U.S. Army Corps of Engineers. (1987). *Wetlands Delineation Manual. Wetlands Research Program Technical Report Y-87-1 (online edition)*. Obtenido de <https://www.cpe.rutgers.edu/Wetlands/1987-Army-Corps-Wetlands-Delineation-Manual.pdf>
- Universidad de Chile; Centro AGRIMED. (2017). *Atlas Agroclimático de Chile*. Santiago, Chile. Obtenido de <http://www.agrimed.cl/atlas/tomo2.html>
- Valdovinos, C., Sandoval, N., Vásquez, D. & Olmos V. (2012). El Humedal Costero Tubul-Raqui: Un ecosistema chileno de alto valor de conservación severamente perturbado por el terremoto del 2010. En J. Fariña, & A. Camaño, *Humedales Costeros de Chile: Aportes Científicos A Su Gestión Sustentable* (págs. 391-443). Santiago: Universidad Católica de Chile.
- WCS. (2019). *CHILE, PAÍS DE HUMEDALES*. Santiago, Chile. Obtenido de <https://chile.wcs.org/Portals/134/Libro%20Humedales%20WCS.pdf?ver=2019-02-08-203952-653>
- Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (2019). Humedales Costero de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Ediciones Universidad de La Serena & Ministerio del Medio Ambiente. La Serena, Chile. Obtenido en <http://dacc.udec.cl/wp-content/uploads/2021/04/2019-Arumi-Cap%C3%ADtulo-2-clima-e-hidrografia-de-los-humedales-costeros-de-la-Region-de-Coquimbo.pdf>

## ANEXOS

Anexo N°1: Puntos de levantamiento de información realizada por la Consultora Tierra del Sol en el Humedal Desembocadura Río Copiapó. Fuente: Tierra del Sol (2017).



Anexo N°2: Estaciones georreferenciadas de levantamiento de información en el Humedal Desembocadura Río Copiapó. Fuente: Tierra del Sol (2017).

ESTACION	X	Y
<b>Puente</b>	<b>310781</b>	<b>6975757</b>
<b>Chacra</b>	<b>309828</b>	<b>6977017</b>
<b>Desembocadura</b>	<b>308971</b>	<b>6977324</b>

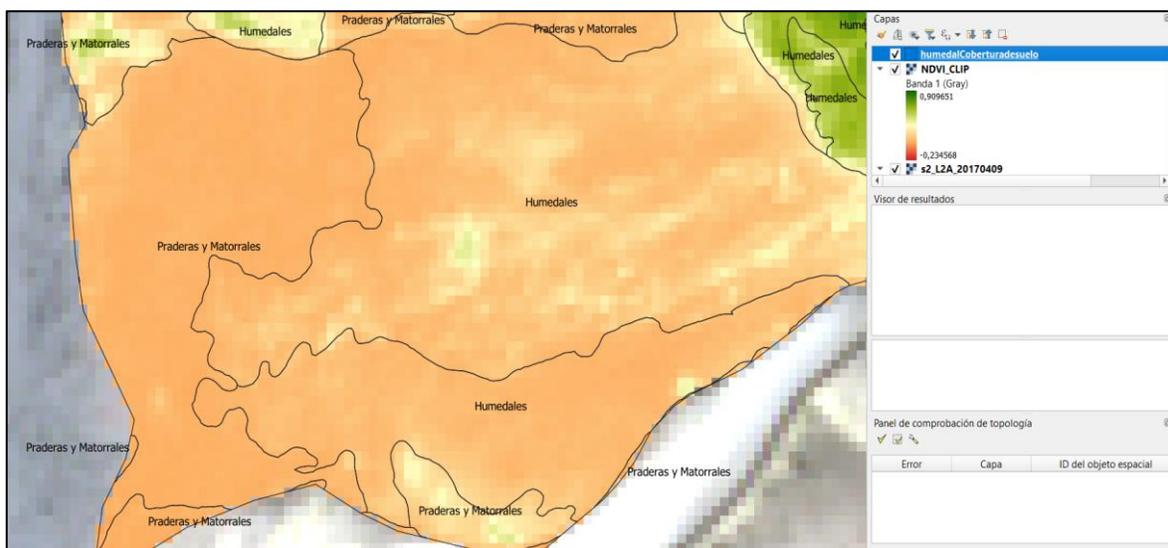
Anexo N°3.- Imágenes satelitales analizadas en la memoria. Fuente: Elaboración propia.

N°	Identificador	Fecha
1	S2A_MSIL2A_20160108T144712_N0201_R139_T19JCK_20160108T145634.SAFE	2016-01-08 UTC
2	S2A_USER_PRD_MSIL2A_PDMC_20160418T011858_R139_V20160417T145344_20160417T145344.SAFE	2016-04-18 UTC
3	S2A_USER_PRD_MSIL2A_PDMC_20160607T085926_R139_V20160606T145234_20160606T145234.SAFE	2016-06-06 UTC
4	S2A_MSIL2A_20160716T233829_N9999_20211004T224722.SAFE_T19JCK_20160716T211817.SAFE	2016-07-16 UTC
5	S2A_USER_PRD_MSIL2A_PDMC_20161025T201658_R139_V20161024T144732_20161024T144732.SAFE	2016-10-24 UTC
6	S2A_USER_PRD_MSIL2A_PDMC_20161126T041204_R139_V20161123T144732_20161123T144732.SAFE	2016-11-26 UTC
7	S2A_MSIL2A_20161210T143752_N9999_R096_T19JCK_20211003T211638.SAFE	2016-12-10 UTC
8	S2A_MSIL2A_20161220T143742_N9999_R096_T19JCK_20211003T231251.SAFE	2016-12-20 UTC
9	S2A_MSIL2A_20170112T144721_N9999_R139_T19JCK_20211001T192506.SAFE	2017-01-12 UTC
10	S2A_MSIL2A_20170211T144731_N9999_R139_T19JCK_20211001T195416.SAFE	2017-02-11 UTC
11	S2A_MSIL2A_20170228T143751_N9999_R096_T19JCK_20211001T201835.SAFE	2017-02-28 UTC
12	S2A_MSIL2A_20170409T143751_N9999_R096_T19JCK_20210927T185648.SAFE	2017-04-09 UTC
13	S2A_MSIL2A_20170519T143751_N9999_R096_T19JCK_20210927T200110.SAFE	2017-05-19 UTC
14	S2A_MSIL2A_20170608T143751_N9999_R096_T19JCK_20210927T210508.SAFE	2017-06-08 UTC
15	S2B_MSIL2A_20170716T144729_N9999_R139_T19JCK_20210927T215549.SAFE	2017-07-16 UTC
16	S2B_MSIL2A_20170802T143749_N9999_R096_T19JCK_20211001T153757.SAFE	2017-08-02 UTC
17	S2B_MSIL2A_20170914T144719_N9999_R139_T19JCK_20211001T183004.SAFE	2017-09-14 UTC
18	S2B_MSIL2A_20171113T144719_N9999_R139_T19JCK_20210928T134954.SAFE	2017-11-13 UTC
19	S2A_MSIL2A_20171128T144731_N9999_R139_T19JCK_20210929T143936.SAFE	2017-11-28 UTC
20	S2A_MSIL2A_20171218T144731_N9999_R139_T19JCK_20210929T190803.SAFE	2017-12-18 UTC
21	S2B_MSIL2A_20180122T144729_N9999_R139_T19JCK_20210929T200542.SAFE	2018-01-22 UTC
22	S2B_MSIL2A_20180208T143749_N9999_R096_T19JCK_20210929T214538.SAFE	2018-02-08 UTC
23	S2B_MSIL2A_20180221T144729_N9999_R139_T19JCK_20210930T134005.SAFE	2018-02-16 UTC
24	S2B_MSIL2A_20180221T144729_N9999_R139_T19JCK_20210930T134005.SAFE	2018-02-21 UTC
25	S2A_MSIL2A_20180308T144731_N9999_R139_T19JCK_20210930T140817.SAFE	2018-03-08 UTC
26	S2A_MSIL2A_20180318T144731_N9999_R139_T19JCK_20210930T143053.SAFE	2018-03-18 UTC
27	S2B_MSIL2A_20180323T144729_N9999_R139_T19JCK_20211001T131939.SAFE	2018-03-23 UTC
28	S2A_MSIL2A_20180407T144731_N9999_R139_T19JCK_20211001T140221.SAFE	2018-04-07 UTC
29	S2A_MSIL2A_20180507T144731_N9999_R139_T19JCK_20211005T133732.SAFE	2018-05-07 UTC
30	S2A_MSIL2A_20180613T143751_N9999_R096_T19JCK_20211005T163532.SAFE	2018-06-13 UTC
31	S2A_MSIL2A_20180706T144731_N9999_R139_T19JCK_20211005T161722.SAFE	2018-07-06 UTC
32	S2B_MSIL2A_20180807T143739_N9999_R096_T19JCK_20211005T194218.SAFE	2018-08-07 UTC
33	S2A_MSIL2A_20180901T143741_N9999_R096_T19JCK_20211005T200511.SAFE	2018-09-01 UTC
34	S2B_MSIL2A_20181009T144729_N9999_R139_T19JCK_20211006T123451.SAFE	2018-10-09 UTC
35	S2A_MSIL2A_20181113T144731_N9999_R139_T19JCK_20211006T161138.SAFE	2018-11-13 UTC
36	S2B_MSIL2A_20181215T143749_N9999_R096_T19JCK_20211006T170237.SAFE	2018-12-18 UTC

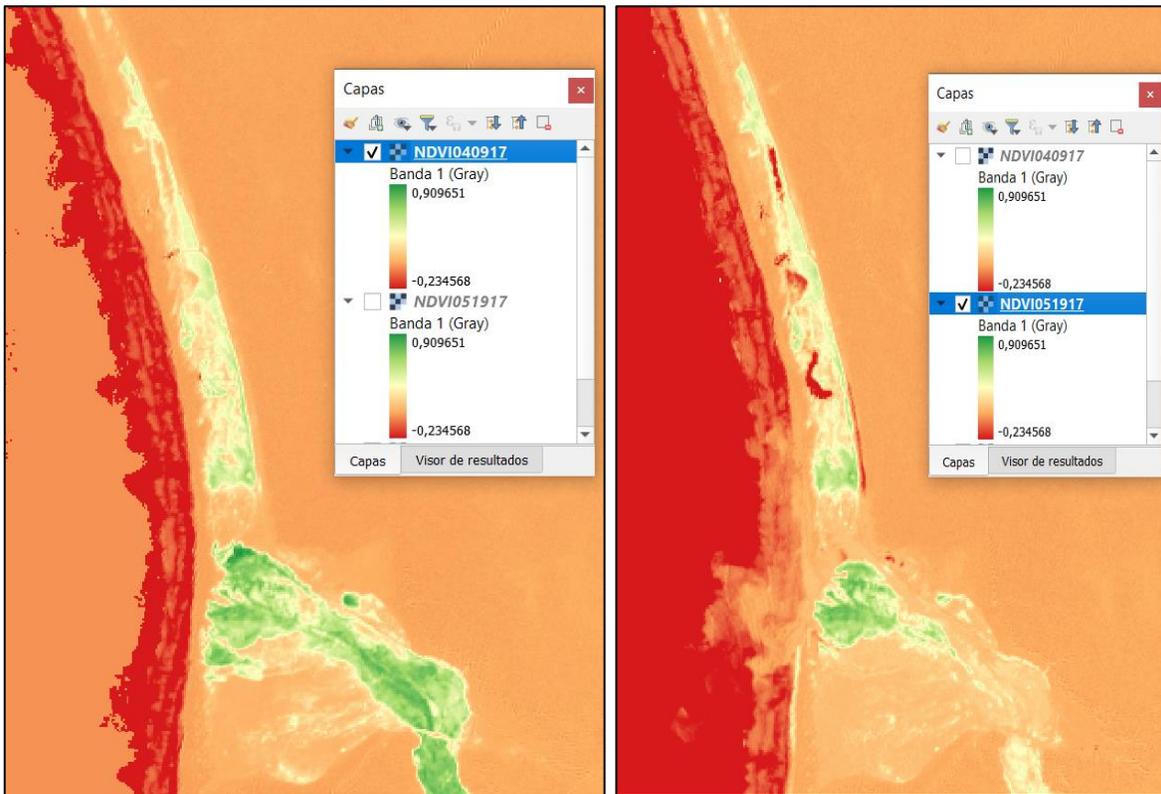
Anexo N°4.- Bandas espectrales de Sentinel 2. Fuente: <https://naturaGIS.es/>

Banda	Resolución Espacial	Longitud de onda central	Descripción
B1	60 m	443 nm	Ultra azul (Costa y Aerosol)
B2	10 m	490 nm	Azul
B3	10 m	560 nm	Verde
B4	10 m	665 nm	Rojo
B5	20 m	705 nm	Visible e Infrarrojo Cercano (VNIR)
B6	20 m	740 nm	Visible e Infrarrojo Cercano (VNIR)
B7	20 m	783 nm	Visible e Infrarrojo Cercano (VNIR)
B8	10 m	842 nm	Visible e Infrarrojo Cercano (VNIR)
B8a	20 m	865 nm	Rojo de borde (RedEdge)
B9	60 m	940 nm	Vapor de Agua
B10	60 m	1375 nm	Cirrus
B11	20 m	1610 nm	Onda Corta Infrarroja (SWIR)
B12	20 m	2190 nm	Onda Corta Infrarroja (SWIR)

Anexo N°5: Capa vectorial del catastro y actualización de los recursos vegetacionales y uso de la tierra (CONAF) de Atacama 2018, superpuesto en un raster NDVI Sentinel con fecha 2017/04/09. Notese que el índice NDVI es muy bajo en algunos polígonos que indican Humedales como uso de suelo. Fuente: Elaboración propia.



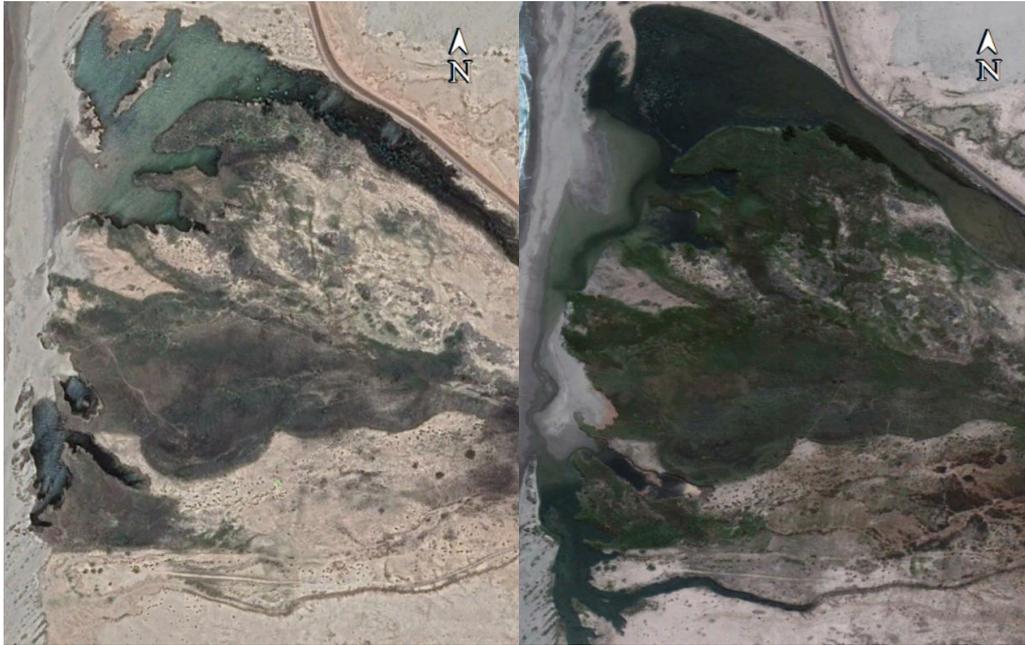
Anexo N°6: A la izquierda Imagen NDVI Sentinel 2\_SR de fecha 9 de abril 2017, y a la derecha Imagen NDVI Sentinel 2\_SR de fecha 19 de mayo 2017. Las imágenes se le aplicó el mismo estilo de simbología (rango y paleta) para que sean comparables a simple vista.



Anexo N°7: Ráster de fecha más próxima y posterior al aluvión (2017/05/19). Nótese que el flujo pasó por los laterales de la vegetación ubicada en la parte final de la desembocadura, y que arrasó con la vegetación en la inicial. Fuente: Elaboración Propia.



Anexo N°8: Comparativa de la cobertura riparia en distintos periodos. (Sector desembocadura). En la izquierda: fecha 2016/10/24, En la derecha: fecha 2018/04/02. Fuente: Elaboración propia en base imágenes Google Earth Satélite.



Anexo N°9: Comparativa de la cobertura praderas y matorrales en distintos periodos. (Sector norte del humedal). En la izquierda fecha 2016/10/24, en la derecha: fecha 2018/04/02. Fuente: Elaboración propia en base a imágenes Google Earth Satélite



Anexo N°10: Comparativa de suelos descubiertos y praderas abiertas en distintos periodos. (Sector norte del humedal). En la izquierda fecha 2016/10/24, en la derecha: fecha 2018/04/02. Fuente: Elaboración propia en base a imágenes Google Earth Satélite



Anexo N°11: Comparativa de suelos descubiertos y praderas abiertas en distintos periodos. (Sector norte del humedal). En la izquierda fecha 2016/10/24, en la derecha fecha 2018/04/02. Fuente: Elaboración propia en base a imágenes Google Earth Satélite

