



UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Arquitectura y Urbanismo
Escuela de Pregrado
Carrera de Geografía

**ANÁLISIS DE LAS RESPUESTAS DE DISTINTAS COBERTURAS ARBÓREAS
(NATIVAS Y FORESTALES) A EPISODIOS DE SEQUÍA EN LA ZONA CENTRO-
SUR DE CHILE (34°S - 39°S) DURANTE LOS AÑOS 2000 - 2018**

Memoria para optar al título de Geógrafo

RICARDO ORREGO CANCINO

Profesor guía: Dr. Pablo Sarricolea Espinoza

Profesora co-guía: Dra. Daniela Manushevich Vizcarra

SANTIAGO – CHILE

2021

AGRADECIMIENTOS

Ante este desafío en la vida académica, tengo que agradecer a todas las personas que me han ayudado durante el curso de esta etapa que concluye. Primero, quiero darles las gracias a los profesores Pablo y Daniela, quienes han podido guiar este proceso con muchísima dedicación y paciencia, siendo pilar y apoyo en muchos aspectos de la realización de esta memoria. Sin ellos, esto no podría haberse dado.

Quisiera agradecer fuertemente a mi familia: mis papás Franklin y Jessica, que siempre me han estado apoyando incondicional y desinteresadamente, con la premisa de que nosotros, sus hijos, tengamos una mejor vida de la que ellos tuvieron. A mis hermanos, Patricio y Felipe, que siempre estuvieron ahí en los momentos importantes, alentando desde la galería. A mis sobrinos, Mariana y Martín (y Trinidad), que siempre me sacaron sonrisas. A mis abuelos y abuelas y a toda la familia grande, por su preocupación y cariño.

Agradezco a todas las personas con las que he compartido la vida universitaria, a los profesores que tuve, a los funcionarios de la FAU que siempre se preocuparon de tenernos el mejor ambiente posible. A todos mis compañeros de curso, gente maravillosa con la que se compartieron tremendas experiencias, en especial a mis amistades, la Cami B., la Fran, la Grace, la Cami S., el Juampi, el Diego y el Nico, que siempre estuvieron ahí para compartir lo bueno y lo malo y haciendo que los días en la FAU fueran de lo mejor (las risas no faltaron). También a mis amigos del colegio, que siempre estuvieron preocupados por mí y el desarrollo de este trabajo (saben lo mucho que cuesta esto, teniendo en cuenta nuestra posición en la sociedad).

También, quiero agradecer a los cabres de primera línea, que dieron la vida y su libertad por defender sus ideales. A las pibas que han luchado con todo, allá, en el otro lado de la cordillera. A toda la gente que dan la pelea por sus derechos y logra conquistarlos. Han sido, son y serán grandes ejemplos de que la constancia y la persistencia en la lucha puede dar frutos, como en este trabajo.

Por último, quiero agradecerle a la Inesita, que siempre estuvo dándome su apoyo, su cariño y su aliento, no hubo momento en que no tuviera la palabra justa para ser el bastón que sostenía mi cordura, con la paciencia en los momentos que más lo precisaban. Junto a ella, también quiero agradecer a toda su familia hermosa (y numerosa), que tanta hospitalidad, preocupación y cariño demostraron en las primeras etapas de este proceso.

¡Gracias totales!

RESUMEN

Para la zona centro y centro-sur de Chile, las proyecciones futuras indican un aumento general de temperaturas y una disminución de las precipitaciones. Esto puede potenciar la ocurrencia de sequías cada vez más duraderas y de mayor severidad. Tales condiciones ya han causado una mega-sequía sostenida en la región desde el año 2010 en adelante. Estas condiciones pueden provocar distintas consecuencias en la vegetación presente en la zona, desde respuestas de adaptación a sequías de poca duración (generalmente del tipo estacionales) a, incluso, la muerte inducida por estrés hídrico. En este trabajo, se propone analizar la respuesta de cinco coberturas de bosques distribuidos entre las regiones de O'Higgins y La Araucanía; tanto nativos (bosques esclerófilos de peumo-quillay-litre y bosques templados de *Araucarias araucanas* y de Ciprés de la Cordillera), como exóticos (plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*) a los eventos de sequía previamente identificados entre los años 2000 y 2018, aplicando técnicas de teledetección mediante índices de estado vegetacional (EVI y NDWI) e índice de sequía (SPEI).

Los resultados muestran el inicio de la mega-sequía a partir del año 2010 y tendencias significativamente decrecientes para toda la región estudiada, implicando un aumento sostenido en las condiciones de sequía extrema. Sorprendentemente, los índices de vegetación no mostraron tendencias generales para las coberturas. El estudio de cuencas emparejadas permitió dar conocimientos acerca de qué cubiertas tuvieron aumento de verdor y, además, disminución de estrés hídrico, a pesar de la sequía, demostrando que las coberturas de especies exóticas poseen mayor rendimiento en EVI y menor estrés hídrico en NDWI que las coberturas de especies nativas. Estos resultados ponen de relieve la importancia de un ordenamiento territorial que considere factores de resistencia y resiliencia de las coberturas de bosque nativo presente en la zona central y central-sur del país, en un contexto de cambio climático.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO 1: PRESENTACIÓN	8
1.1. INTRODUCCIÓN	8
1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	9
1.2.1. Sequías	9
1.2.2. Sequía: una perturbación para la vegetación.....	10
1.2.3. Medición de los impactos de la sequía en la vegetación.....	11
1.2.4. Nuevo escenario: el auge de plantaciones forestales en la zona centro sur	12
1.2.5. Problema	12
1.3. ÁREA DE ESTUDIO	13
1.3.1. Descripción geomorfológica	13
1.3.2. Descripción climatológica.....	16
1.3.3. Descripción de la vegetación	19
1.4. OBJETIVOS	23
1.4.1. Objetivo general:.....	23
1.4.2. Objetivos específicos:	23
CAPÍTULO 2: PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO	23
2.1. SELECCIÓN DE PÍXELES PARA EL ESTUDIO	24
2.1.1. Selección de unidades de análisis emparejadas	28
2.2. APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE SEQUÍA.....	31
2.3. APLICACIÓN DE ÍNDICES ESTADO VEGETAL.....	34
2.3.1. Índice de verdor EVI.....	34
2.3.2. Índice de estrés hídrico NDWI.....	35
2.3.3. Tratamiento posterior:.....	37
2.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS	37
2.4.1. Creación de Modelos Lineales Generalizados	38
2.4.2. Análisis de Correlaciones y Prueba U de Mann-Whitney-Wilcoxon	40
CAPÍTULO 3: RESULTADOS	41
3.1. SEQUÍA EN LA ZONA CENTRAL SUR:.....	41
3.1.1. Tendencia de Mann-Kendall y Pendiente Sen	41

3.1.2. Variación temporal de SPEI en las Cuencas	45
3.2. ÍNDICES DE ESTADO VEGETACIONAL	48
3.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	53
3.3.1. Modelos lineales generalizados.....	53
3.3.2. Correlaciones entre Índices de estado vegetal y Escalas de SPEI	58
3.3.3. Resultados de la Prueba U de Mann-Whitney	60
CAPÍTULO 4: DISCUSIÓN, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	61
4.1. DISCUSIÓN	61
4.1.1. Identificación de la tendencia de la sequía.....	61
4.1.2. Distribución espacial de las tendencias de sequía.....	64
4.1.3. Divergencia en las tendencias de EVI.....	66
4.1.4. NDWI y el estrés hídrico de las cubiertas	67
4.1.5. Posibles explicaciones con GLM	68
4.1.6. Grado de relación entre variables de estado vegetal y SPEI.....	69
4.1.7. Diferencias en las respuestas mostradas por exóticas y nativas.....	71
4.1.8. Resiliencia y resistencia de los sistemas forestales a la sequía.....	74
4.2. CONCLUSIONES.....	75
4.3. RECOMENDACIONES.....	77
BIBLIOGRAFÍA	78
ANEXOS:.....	95

ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen N°1: Unidades macromorfológicas del Área de Estudio.....	14
Imagen N°2: Clasificación climática de Köppen-Geiger del Área de Estudio	18
Imagen N°3: Distribución general de bosques nativos y plantaciones forestales en el área de estudio.....	22
Imagen N°4: Cuencas 1 y 2 y respectivos puntos.	29
Imagen N°5: Puntos finales para el análisis de cobertura	30
Imagen N°6: Tendencia (valores Z) de SPEI de 3, 9, 12 y 24 meses, en la región de estudio	42
Imagen N°7: Pendiente Sen de SPEI de 3, 9, 12 y 24 meses, en la región de estudio	44
Imagen N°8: Tendencias de EVI y NDWI en los píxeles seleccionados, durante 2000-2018	49
Imagen N°9: Tendencias de Mann-Kendall para EVI y NDWI en cuencas de estudio	52
Imagen N°10: Promedio anual del Índice del Anticiclón del Pacífico Sur	63
Imagen N°11: Precipitación por estaciones pluviométricas	65

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1: Área final para cada cubierta, considerando criterios a, b, c y d.	27
Tabla N°2: Cantidad de puntos finales.	31
Tabla N°3: Significancia de los valores Z con IC de 95%	33
Tabla N°4: Clasificación SPEI	34
Tabla N°5: Reclasificación del origen exótico o nativo de las especies en las coberturas ..	38
Tabla N°6: GLM ingresados a R	39
Tabla N°7: Tamaño de las muestras analizadas	41
Tabla N°8: Resultados de los modelos lineales generalizados para la Cuenca 1	53
Tabla N°9: Resultados de los modelos lineales generalizados para la Cuenca 2	54
Tabla N°10: Resultados de la prueba de normalidad para los residuos de los GLM	55
Tabla N°11: Correlaciones entre los datos de EVI y NDWI con los datos de SPEI a distintas escalas, para la Cuenca 1	58
Tabla N°12: Correlaciones entre los datos de EVI y NDWI con los datos de SPEI a distintas escalas, para la Cuenca 2	59
Tabla N°13: Resultados de la prueba <i>U de Mann-Whitney</i> para las muestras	60
Tabla N°14: Interpretación del coeficiente de correlación	69

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°1: Gráficos de SPEI en escalas de 3, 9, 12 y 24 meses, para la Cuenca 1 de la región de O'Higgins.	46
Figura N°2: Gráficos de SPEI en escalas de 3, 9, 12 y 24 meses, para la Cuenca 2 de la región de La Araucanía.....	47

Figura N°3: porcentajes de comportamiento de EVI y NDWI por cubierta vegetal observada	50
Figura N°4: Diagrama de frecuencias de residuos de los GLM de la Cuenca 1.	55
Figura N°5: Diagrama de frecuencias de residuos de los GLM de la Cuenca 2.	57
Figura N°6: Diagrama de cajas de EVI y NDWI de acuerdo al tipo de especie, considerando las dos cuencas	61

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo N°1: Resultados de prueba de normalidad para los datos de EVI y NDWI de las especies exóticas y nativas de las cuencas 1 y 2.....	95
Anexo N° 2: Resultados de prueba de homocedasticidad para los datos de EVI y NDWI de las especies exóticas y nativas de las cuencas 1 y 2	95
Anexo N°3: Diagrama de cajas de la variable EVI y NDWI por cobertura estudiada.....	96

CAPÍTULO 1: PRESENTACIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN

En el último siglo, los bosques nativos de la zona centro sur de Chile, dentro de los que se encuentran el bosque esclerófilo y los bosques templados, han sufrido diversas presiones antrópicas, tales como la urbanización, la tala indiscriminada y actividades silvoagropecuarias, las cuales han fragmentado y reducido su superficie en grandes porcentajes (Cunill, 1970; Echeverría et al., 2006; Hernández, Miranda, Arellano y Dobbs, 2016). En los últimos años, uno de los impactos más importantes y menos estudiados que aquejan estas formaciones vegetacionales han sido las sequías, cuyas severidades se han intensificado por el cambio climático (Díaz, 2020; Venegas-González, Junent, Gutiérrez, Peña-Rojas y Filho, 2018a).

A partir del año 2010, se ha registrado una de las sequías más severas desde que se comenzaron las mediciones climáticas, en la cual se ha notado una disminución de precipitaciones del 30% de los regímenes normales anteriores (Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia [CR2], 2015). Estas condiciones de precipitación por debajo del nivel promedio pueden conducir a una disminución sustancial en los recursos hídricos superficiales, en la humedad del suelo y en las napas, lo que puede tener diversas adversidades ecológicas (Garreaud et al., 2017).

Si bien, por un lado, el bosque esclerófilo se caracteriza por crecer en zonas mediterráneas con veranos secos y cálidos e inviernos lluviosos y en condiciones de semiaridez, el contexto actual de aumento en la severidad de sequías y un calentamiento global que causa la exacerbación de fenómenos extremos, pueden tener consecuencias mortales para la mayoría de las especies que conforman este tipo de bosque (Díaz, 2020). Por otro lado, para las especies presentes en bosques templados asociados a climas mediterráneos, se espera que el cambio climático modifique los actuales patrones de precipitación, pudiendo afectar los regímenes hídricos y alterar su fisiología (Alarcón y Cavieres, 2015)

Al mismo tiempo, los bosques de la zona centro sur también se han visto afectados por la sustitución de su uso de suelo con fines silvícolas y agrícolas. Las principales especies por las que se ha reemplazado son el *Pinus radiata* D. Don (pino), una conífera originaria de California (EUA) (Schlatter, 1987; Gerding, 1990; Gómez, Bustamante, San Martín, Hahn, 2011) y *Eucaliptus globulus* (Labill), una de las especies más difundida fuera de Australia (Saavedra, 2004).

Al respecto, diversos estudios se han encargado de demostrar los efectos que posee este nuevo uso de suelo en cubiertas que originariamente presentaban vegetación nativa (Gómez et al., 2011) y en los regímenes hídricos de las cuencas (Huber y Trecaman, 2000; Huber y Iroumé, 2006; Huber, Iroumé, Mohr y Frêne, 2010), señalando que las plantaciones de pino

y eucalipto han invadido fragmentos de bosques nativos y han disminuido la humedad disponible para el ecosistema, debido a su mayor capacidad de retención de agua por sus rápidas tasas de crecimiento (Crockford y Richardson, 2000; Seguel, 2015).

Tomando en cuenta el contexto de sequías asociadas al cambio climático y sus respectivas consecuencias para la región, es importante contar con estudios actualizados y específicos que puedan poner en relieve los efectos de estos fenómenos en la resiliencia de las coberturas de bosques nativos y en las, cada vez más crecientes, poblaciones introducidas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* en la zona central sur del país. Tales estudios pueden servir como línea de base para una mejor toma de decisiones respecto a la gestión y el ordenamiento de las distintas coberturas remanentes de bosque nativo y de plantaciones forestales.

Considerando lo anterior, esta memoria pretende aportar, mediante herramientas de teledetección, un análisis de la comparación de respuestas de distintas coberturas de bosque esclerófilo, bosque templado y de plantaciones forestales de pino, a los episodios de sequía presentes entre los años 2000 y 2018, a fin de contar con una línea de base para futuros estudios referidos al monitoreo de cubiertas y su manejo en términos territoriales.

1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.2.1. Sequías

Las sequías se caracterizan por tener distintos efectos a causa de la variabilidad de sus alcances temporales y espaciales, pudiendo tener largas duraciones y llegar a provocar graves daños (Wilhite, 2000; Mishra y Singh, 2010). En ese sentido, las sequías sostenidas en el tiempo pueden ser consideradas como un fenómeno catastrófico que puede modificar, a gran escala, el medio ambiente de una región (Velasco, Ochoa y Gutiérrez, 2005).

Debido a la complejidad que poseen estos fenómenos, suelen tener varias concepciones. La definición que concibe de manera óptima el concepto para esta memoria es la que indica Wilhite (1993, en Gazol, Camarero, Anderegg y Vicente-Serrano, 2016, p. 2), quien se refiere a sequía como “*un fenómeno natural caracterizado por la prevalencia de bajos niveles de la disponibilidad de agua durante largos periodos, como consecuencia de la reducción de los niveles de precipitación, aumento de la demanda evaporativa atmosférica o ambas*”. Esta definición considera factores causales más allá de la disminución de las precipitaciones al incluir elementos asociados a salidas de recursos hídricos del sistema.

La complejidad de este fenómeno ha llevado a considerar la noción general de cuatro tipos de sequías: meteorológica, agrícola, hidrológica y socio-económica (Wilhite y Glantz, 1985 en Rivera, 2014; Velasco et al., 2005). Para el desarrollo de este trabajo solo se toman en cuenta las primeras dos, debido a su relación con las consecuencias producidas en los bosques y las plantaciones forestales de la zona central sur de Chile.

De acuerdo a Rivera (2014) la sequía meteorológica hace referencia al tiempo (que puede ir de meses a años) con precipitaciones por debajo de los niveles normales para una región particular, mientras que la sequía agrícola se relaciona con el periodo de mermas de la humedad de suelo y consecuente pérdida de producción vegetal.

El comportamiento de las sequías en Chile ha sido estudiado por Garreaud et al. (2017) y han demostrado que, en las últimas décadas, las áreas terrestres subtropicales han experimentado sequías más severas en intensidad y en duración. En Chile central se ha evidenciado la disminución de las precipitaciones a lo largo de la costa (Quintana y Aceituno, 2012) y de la Cordillera de Los Andes (Masiokas, Villalba, Luckman, Le Quesne y Aravena, 2006), lo cual se acentúa en esta última década debido al déficit de lluvias ininterrumpido desde el 2010 hasta la actualidad. Tal escenario puede ser entendido como un factor causal de eventos de sequía, en términos de Wilhite (1993, en Gazol et al., 2016).

1.2.2. Sequía: una perturbación para la vegetación

A nivel general, las respuestas de la vegetación al estrés por déficit de humedad están relacionadas a las regulaciones estomáticas, el ajuste osmótico y a las defensas antioxidantes (Li et al., 2017). Estos cambios en el metabolismo repercuten en la disminución de absorción de carbono por parte de las hojas como consecuencia de la baja disponibilidad de agua (Pinheiro y Chaves, 2011).

De acuerdo a Khanna, Medvigv, Fueglistaler y Walko (2017), estas respuestas al estrés hídrico influyen tanto en el clima local como en la circulación atmosférica regional, además de que los cambios en la cobertura de la vegetación afectada pueden impulsar variaciones en los flujos de calores latentes y sensibles, lo cual puede intensificar la severidad de las sequías (Seneviratne et al., 2013; Berg et al, 2016; Dirmeyer, 1994; Teuling, Seneviratne, Stöckli y Wohlfahrt, 2010), creando un efecto de retroalimentación positiva y provocando condiciones propicias para incendios forestales. Esto puede ser peligroso si se toma en cuenta lo propuesto por Seidl, Kautz, Thom y Martin-Benito (2017), que indican que el aumento de perturbaciones mediado por el clima, podría exceder la resiliencia ecológica de los bosques, resultando en ecosistemas alterados o, incluso, en cambios de cubierta hacia ecosistemas no forestales.

En este sentido, en el último tiempo ha cobrado valor el concepto de resiliencia asociado al ámbito forestal, debido a que expresa la capacidad de un sistema, para absorber o resistir perturbaciones y otros factores que signifiquen un estrés, al punto tal que el sistema permanece dentro de su mismo régimen, manteniendo su estructura y funciones (Walker, Holling, Carpenter y Kinzig, 2004). Thompson (2011) pone de manifiesto que la resiliencia implica, para los bosques, la capacidad de recuperarse tras un fenómeno de perturbación. Ambas concepciones son complementarias y se ajustan a lo tratado en este trabajo. Diversos estudios han puesto su foco en la sequía como un factor de perturbación en los bosques (Gazol et al., 2016; Anderegg et al., 2018; Gazol et al., 2018; Khoury y Coomes, 2020; Senf, Müller

y Seidl 2019; De Soto et al., 2020). Estos autores analizaron, mediante distintas tecnologías satelitales y de anchos de anillos de árboles, la resiliencia de diversas especies arbóreas presentes en los bosques a distintos episodios de sequía, demostrando que los árboles que han muerto durante episodios de sequía fueron menos resistentes a las sequías no letales anteriores.

Para Sudamérica, Anjos y Mann (2018) estudiaron la resiliencia forestal al cambio climático en función de la humedad y temperatura, afirmando que los ecosistemas forestales de la región tienen un nicho climático relativamente estrecho, con resultados poco alentadores para los bosques esclerófilos de Chile, debido a la baja resiliencia que estos presentan, pero con buenos resultados para los bosques templados. Del mismo modo, De Soto et al. (2020) y Peña-Gallardo et al., (2018) apuntan a que estos eventos, asociados con el aumento de las temperaturas que se espera en el marco del cambio climático, pueden reducir, potencialmente, la productividad de los bosques y aumentar la mortandad de los árboles en muchas áreas del mundo.

1.2.3. Medición de los impactos de la sequía en la vegetación

Muchos trabajos han investigado las consecuencias de las sequías en vegetación de ambientes mediterráneos, evaluando el rendimiento fotosintético mediante el uso de índices de estado de vegetación (por ejemplo, el *Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI, o el *Enhanced Vegetation Index*, EVI) y correlacionándolos con las variables de sequía (Vicente-Serrano, 2005; Ji y Peters, 2003; Wang, Rich y Price, 2003; Jiang, Wang, Feng, Zhang y Yao, 2019).

Sin embargo, en Chile, los impactos que estos eventos pueden tener en ecosistemas forestales de bosques nativos han sido poco estudiados (Venegas-González et al., 2018a) y la mayoría de ellos hace referencia a análisis del crecimiento en especies de Pino (Espinoza, Magni, Santelices, Ivkovic y Cabrera, 2016) o *Nothofagus* con asociaciones esclerófilas (Venegas-González et al., 2018a; Venegas-González, Junent, Gutiérrez y Tomazello, 2018b; Venegas-González et al., 2019) Además, tales estudios no cuentan con factores geográficos referidos a la distribución espacial de especies sometidas a mayor o menor nivel de estrés hídrico.

En general, gran parte de los trabajos que se dedican a investigar los factores que afectan a los bosques nativos esclerófilos, desde un punto de vista espacial, se han relacionado con impactos devenidos del crecimiento urbano, la deforestación, cambios en los usos de suelo, extracción de recursos madereros e incendios forestales (Donoso, 1982; Altamirano, 2008; Cornejo, 2016; Hernández et al., 2016; Letelier, Valderrama, Stoll, García y González, 2017; Garfías et. al., 2018; Quintanilla, 2017; Quintanilla y Castillo, 2009; Quintanilla, 2000). A su vez, los estudios referidos a la investigación de perturbaciones que afectan a los bosques templados tienen una estrecha relación con la fragmentación e invasión de especies exóticas (Por ejemplo: Echeverría et al., 2006; Echeverría, Newton, Lara, Rey y Coomes, 2007; Echeverría, Coomes, Hall y Newton, 2008; Burgos, Grez y Bustamante, 2008; Pincheira,

Rau y Smith, 2020), dejando de lado los factores de perturbación referidos a sequías, lo que puede justificarse debido a que los ecosistemas templados poseen climas con mayores niveles de humedad disponible (Vicente-Serrano et al., 2012).

1.2.4. Nuevo escenario: el auge de plantaciones forestales en la zona centro sur

Como se ha dicho, además de las perturbaciones por sequía, los bosques nativos han sufrido procesos de fragmentación y de reducción de su extensión debido al cambio de su cobertura por usos de suelo con fines forestales. La actividad forestal, en desmedro de cubiertas vegetales nativas, se han acrecentado a partir de la década de 1940, con la utilización de árboles exóticos como el *Pinus radiata* D.Don (Gómez et al., 2011) y *Eucalyptus globulus* (Labill) (Martínez, 1981), ambas con buena adaptación en suelos del país (Junge, 1953, en Schlatter, 1987).

Actualmente, de acuerdo a datos de la Corporación Nacional Forestal [CONAF] y del Instituto Forestal [INFOR], existe un total de 2.289.525 hectáreas de plantaciones forestales en Chile, lo que representa el 3% de la superficie del territorio nacional. De ese total, 1.277.081 hectáreas corresponden a cubiertas de Pino y 588.543 corresponden a Eucalipto, equivalente al 55,8% y 25,7% de la cubierta total de las plantaciones forestales, respectivamente (INFOR, 2019).

Este creciente aumento de cubierta forestal dominada homogéneamente por los pinos y eucaliptos presentan nuevos desafíos para el ecosistema nativo y su manejo por la invasión de estas a fragmentos remanentes de bosques mediterráneos y templados en la zona central del país (Gómez et al, 2011). Por otro lado, Huber y Trecaman (2000) afirman que la entrada de estas especies al sistema ecológico modifica la distribución espacial y temporal del contenido hídrico, afectando los regímenes de agua que existían en las cuencas y exacerbando las condiciones de sequía para las especies nativas del bosque esclerófilo y templado.

1.2.5. Problema

Entendiendo lo expuesto hasta acá, el problema planteado se asocia a la falta de estudios específicos que comparen las respuestas de la vegetación arbórea presente en los bosques nativos con especies utilizadas como plantaciones forestales, a los distintos episodios de sequías. Esto, en un escenario marcado por el cambio climático que puede modificar los regímenes de precipitación e incrementar la ocurrencia y la severidad de las condiciones secas en que se desenvuelven las especies arbóreas de la región central sur del país.

Investigar los impactos de las sequías en la vegetación “*puede ayudar a mejorar la estabilidad de los ecosistemas terrestres y la capacidad para resistir estos desastres*”, y puede otorgar una base teórica para mantener el equilibrio ecológico (Jiang et al., 2019, p. 3.381). Tales estudios podrían servir como línea de base para la toma de decisiones sobre el cuidado de las distintas coberturas remanentes de bosques esclerófilos y de bosques templados con sus respectivos servicios ecosistémicos.

Basándose en lo anterior, este estudio plantea conocer y comparar las respuestas de las cubiertas de bosque nativo y forestales a las sequías presentadas entre los años 2000 al 2018, a través del cálculo de índices de sequía y de estado vegetacional.

1.3. ÁREA DE ESTUDIO

El área que se pretende estudiar forma parte de la denominada Zona centro-sur de Chile, y abarca las latitudes contenidas en las regiones del General Libertador Bernardo O'Higgins (ex VI región), del Maule (ex VII región), del Ñuble, del Biobío (ex VIII región) y de La Araucanía (ex IX región). La extensión total de estas regiones alcanza los 115.454,4 km², lo que equivale al 15,3% del área total del territorio chileno continental (Navarrete, Alfaro, Navarrete y Plá, 1989). De acuerdo a datos del Instituto Nacional de Estadísticas (INE, 2018), existe una cantidad de 4.954.143 habitantes que residen en estas regiones, lo que representa el 28,2% de la población total nacional.

Lo anterior implica que exista una gran variedad de actividades económicas presentes. Dentro de las actividades primarias que se destacan en estas regiones de acuerdo al aporte relativo al PIB, el sector agropecuario y silvícola aportó un 64,52% del PIB de actividades primarias para 2018 (Banco Central de Chile, 2018). Esto refleja la incidencia de la actividad agropecuaria y silvícola de las áreas estudiadas, lo que se relaciona con la pérdida de cubiertas de vegetación nativa con fines económicos.

En términos físicos, se establece una descripción con cada tópico necesario para comprender el contexto en el que se desarrolla esta investigación.

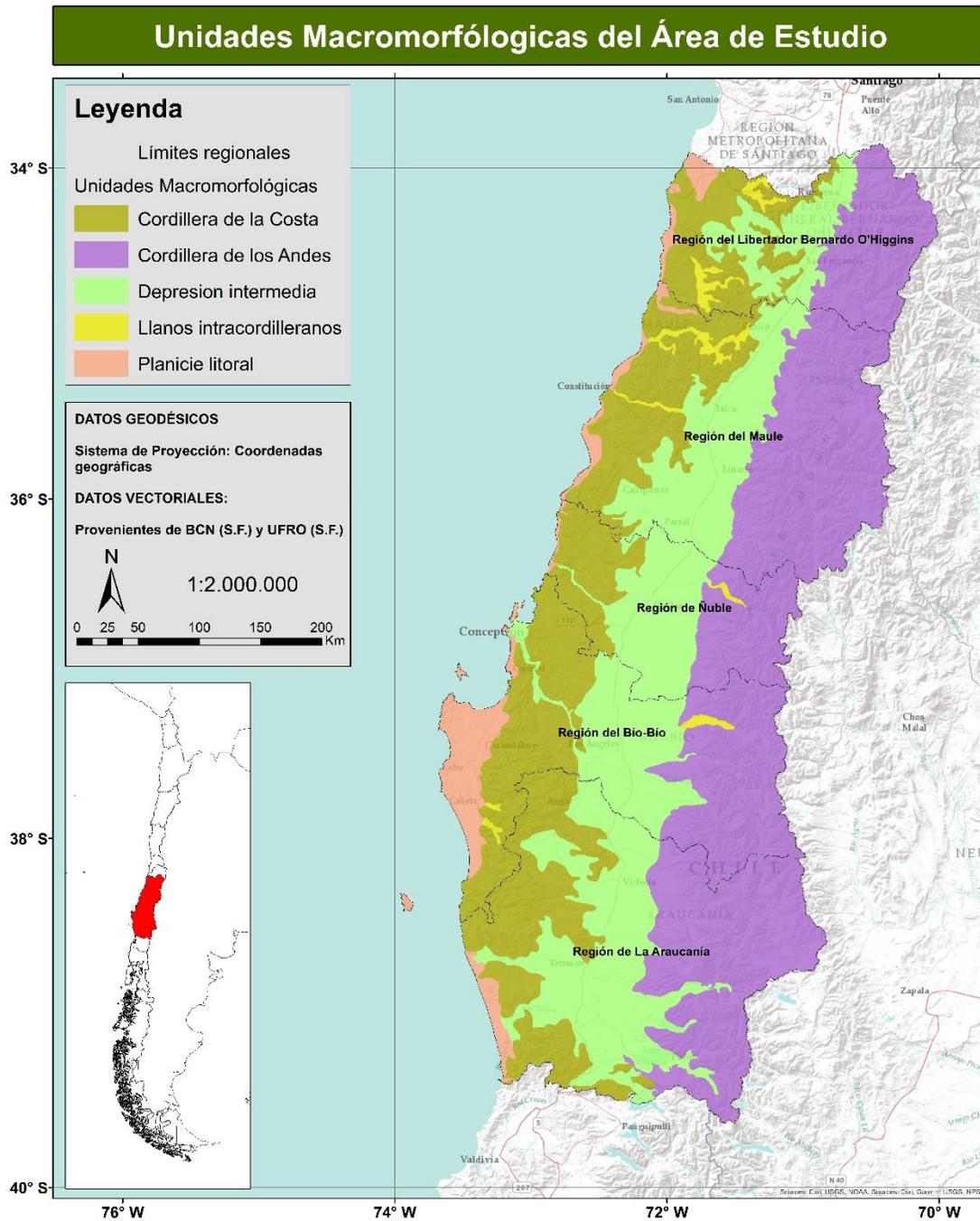
1.3.1. Descripción geomorfológica

En términos generales, la zona a estudiar se encuentra entre el Océano Pacífico y la Cordillera de los Andes. Esta disposición transversal del área de estudio se debe a la variada distribución que poseen los bosques esclerófilos y templados de la zona centro sur, tanto latitudinal como longitudinalmente (Donoso, 1982).

En términos de unidades macro-geomorfológicas, lo que caracteriza principalmente esta zona es una orografía de carácter similar en toda la extensión longitudinal en su orientación norte-sur; de los 33°S a los 39°S, y que consta de dos bloques cordilleranos alzados a lo largo de dos grandes fallas, la Cordillera de Los Andes al este y la Cordillera de la Costa al oeste, además de una depresión intermedia entre ambos cuerpos (Donoso, 1982; Lara, Solari, Prieto y Paz, 2012).

Altamirano (2008) entra en detalles en lo propuesto por Donoso (1982), señalando que, a partir del sur de los 34°S (aproximadamente el límite sur de la Región Metropolitana), existen cuatro elementos geomorfológicos que determinan la fisiografía general de la zona, los cuales se pueden observar en la Imagen N°1:

Imagen N°1: Unidades macromorfológicas del Área de Estudio (Elaboración propia, 2020).



- **Terrazas marinas costeras o planicies litorales** (Bustamante, 2018) ubicadas entre el Océano Pacífico y la Cordillera de la Costa, con gran influencia de humedad proveniente del océano y cuya influencia directa y sostenida penetra, en promedio, 25 km al interior del continente (Santibáñez et al., 2014).
- **Cordón montañoso de la Cordillera de la Costa** que, en las regiones de Valparaíso y Metropolitana alcanza alturas por sobre los 2.000 m y luego, hacia el sur, se

transforma gradualmente en cordones de lomajes suaves de no más de 1.000 m (Donoso, 1982).

- **Llano central o depresión intermedia** rellena, en gran parte, por material fluvial y depósitos glaciales y lacustres localizados (Donoso, 1982).
- **Cordillera de los Andes:** la precordillera posee condiciones similares a la Cordillera de la Costa, pero con mayores temperaturas y sequedad (Altamirano, 2008). La alta cordillera presenta una orografía pronunciada, con alturas por sobre los 6.500 m a los 33°S disminuyendo hasta los 3.000 msnm a los 40°S (Donoso, 1982).

De acuerdo a Bustamante (2018, p. 13), estas unidades morfológicas que se disponen en el área:

“ejercen influencias en los procesos atmosféricos, proporcionando particularidades al clima local. Un ejemplo de esto es el efecto *barrera* producido por las cordilleras, específicamente en la disminución de la influencia del océano (continentalidad) y la sombra pluviométrica. Esto determina que algunos valles de la zona central presenten el índice de continentalidad más elevado del país”.

Por otro lado, los suelos del área de estudio fueron caracterizados por Luzio, Seguel y Casanova (2009) y en el área de estudio se encuentra su clasificación en Zona Mediterránea árida (32°S - 37°45'S) y Zona Mediterránea Húmeda (37°45'S - 43°S).

Para la Cordillera de Los Andes de la zona mediterránea árida, Luzio et al. (2009) identifican valles de altura con rellenos constituidos por abundantes sedimentos, tanto glaciales como volcánicos, con suelos que presentan rasgos heredados de sus materiales parentales de evolución muy limitada, pero que ha tenido gran influencia en la formación de muchos suelos de la depresión intermedia, dado el arrastre de materiales que forman su basamento. Esta última presenta relieves desde planos hasta moderadamente ondulados y no es continua en su recorrido longitudinal y rellenas por sedimentos fluviales, glaciales, fluvio-glaciales, aluviales y volcánicos de potencias mayormente desconocidas.

Para la Cordillera de la Costa, Luzio et al. (2009) identifican basamentos cristalinos que pueden observarse en algunos afloramientos expuestos por los intensos fenómenos de erosión. En las planicies litorales se forma una secuencia discontinua que suele confundirse con la Cordillera de la Costa y presenta extensas playas de arena, alteradas con acantilados rocosos (Luzio et al., 2009).

Para la Zona Mediterránea Húmeda, Luzio et al. (2009) afirman que, en la pre-cordillera de los Andes, existen suelos generalmente profundos derivados principalmente de cenizas volcánicas, constituidos por gravas y piedras redondeadas en matriz franco-arcillosa a arenosa. Los más cercanos a la Depresión Intermedia destacan por tener buenas aptitudes agrícolas. Como tal, esta última unidad geomorfológica presenta evidencias de ser sedimentos volcánicos, laháricos y glaciales, con dominancia de suelos derivados de tefras

holocénicas y pleistocénicas (Luzio et al., 2009). En la Cordillera de la Costa se alcanzan alturas de 800 msnm y, en la vertiente oriental, entre los 250 y 300 msnm, se encuentran suelos profundos de dominio volcánico depositado sobre el complejo metamórfico (Luzio et al., 2009)

Estas características geomorfológicas y pedológicas terminan por otorgar gran importancia edáfica y, consecuentemente, agrícola a la región (Luzio et al., 2009), además de silvícola (Vergara, Sandoval y Herrera, 2018).

1.3.2. Descripción climatológica

La zona de estudio contiene un alto gradiente latitudinal por su extensión desde los 34°S hasta los 39,5°S. Esto tiene como consecuencia una distribución diferenciada de los patrones de precipitación y de temperaturas, las cuales aumentan y disminuyen, respectivamente, de norte a sur (Comisión Nacional del Medio Ambiente [CONAMA], 2008).

Otro factor determinante del clima de la región es la orografía (Romero, 1985, en Altamirano, 2018). Al respecto, Calcumil (2017) señala que en la zona central existe un fuerte condicionamiento dado por los elementos geomorfológicos de gran escala, que son trascendentes en la influencia de la configuración climática de la región. Es así que las planicies litorales y las laderas occidentales de la Cordillera de la Costa son más húmedas que las laderas orientales y la depresión intermedia, debido a los “*efectos de aproximación y descarga de nubes cargadas de lluvia hacia la montaña y la sombra de lluvia en sotavento*” (Donoso, 1982, p. 121). Tal efecto se produce también con mayor intensidad en las laderas occidentales de la Cordillera de los Andes, donde las precipitaciones alcanzan desde los 1.000 mm anuales hasta los 2.500 mm, dependiendo de la latitud (Donoso, 1982).

Además de los rasgos geomorfológicos predominantes, existen también marcadas influencias sinópticas causadas, principalmente, por el Anticiclón del Pacífico Sur-Oriental (APSO) que, desde el norte de la región central, bloquea ciertas condiciones meteorológicas y genera escasez de precipitaciones durante periodos estivales, sucediendo lo contrario en época invernal (Bustamante, 2018). Por otro lado, en el sur se encuentra la acción del Cinturón de Bajas Presiones Subpolares (CBPP) (Rutllant, 2004) que influye mediante las “*perturbaciones frontales de latitudes medias*”. Este cinturón se encuentra entre los 45°S - 55°S y se desplaza hacia el norte en invierno, lo cual “*favorece el desarrollo de sistemas frontales que provocan parte de las precipitaciones de Chile Central*” (Sarricolea, Meseguer-Ruiz y Martín-Vide. 2014, p. 229).

Varios autores identifican también la influencia del Fenómeno de “El Niño” (ENSO) en el área de estudio (González-Reyes, 2016; Quintana, 2000; Maturana, Bello y Manley, 2004). Según González-Reyes (2016), la variabilidad de las precipitaciones en Chile central está influenciada en gran parte por este fenómeno que, bajo fases cálidas (El Niño), genera incrementos sobre la media en la pluviosidad del invierno en Chile Central, contrariamente a lo que pasa en condiciones frías (La Niña), con pluviosidades menores a las medias

registradas en la estación invernal. También se ha demostrado la existencia de una variación inter-decadal en el régimen de precipitaciones y de la variabilidad hidro-climática de Chile central (Quintana y Aceituno (2006, en Sarricolea et al., 2014; Masiokas, Villalba, Luckman y Mauget, 2010; Quintana y Aceituno, 2012). Para González-Reyes (2016) esta condición es conocida como la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés). Quintana y Aceituno (2012) afirman que las tendencias a la disminución en las precipitaciones coinciden con una significativa intensificación del APSO y una fase fría de la PDO, contrario a lo que pasa con el Anticiclón debilitado, que provoca un aumento de precipitaciones y una fase cálida de la PDO.

Estos patrones y fenómenos atmosféricos, combinados con los factores de latitud y de geomorfología localizada, generan distintas denominaciones de tipologías de clima para la zona estudiada. Sin embargo, para Altamirano (2008) y Luzio et al. (2009), la mayoría de los autores afirma que esta región posee características de clima mediterráneo.

El clima mediterráneo consiste en veranos calientes y secos con alta radiación solar y altos índices de evaporación, e inviernos fríos y lluviosos con menor radiación solar y bajas tasas de evaporación, donde se concentran las precipitaciones anuales (Di Castri y Hajeck, 1976).

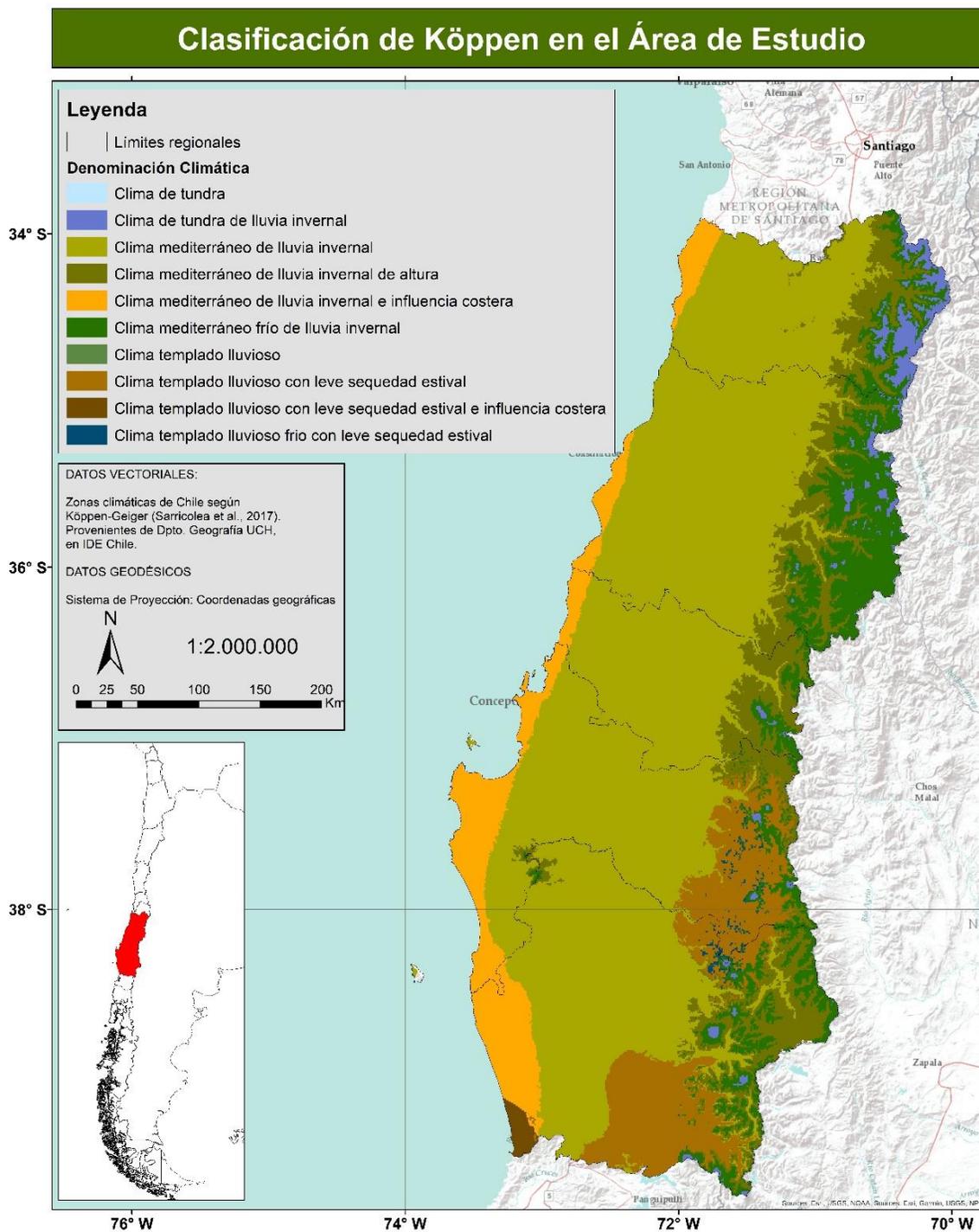
Para Calcumil (2016), la zona central del país tiene características climáticas propias de una zona de transición entre la extrema aridez del norte y las zonas húmedas australes. Similarmente, al utilizar el criterio de las Naciones Unidas para la tipificación de regímenes de humedad (considerando precipitación y evapotranspiración potencial), CONAMA (2008) determina que en esta área de estudio existen:

- Zona semi-árida (33°S - 36°S): situada entre el río Aconcagua y la región del Maule, con periodos húmedos de entre dos y cuatro meses de precipitaciones que varían entre 330 mm y 700 mm.
- Zona sub-húmeda (36°S - 38°S): que abarca toda la región del Ñuble y Biobío, incluyendo la Cordillera de Los Andes de las regiones de O'Higgins y Metropolitana, con estaciones húmedas de, aproximadamente, cuatro meses y lluvias de entre 1.000 y 1.300 mm.
- Zona húmeda (38°S – 39°S): con periodos secos de entre tres y seis meses y se proyecta por la Cordillera de los Andes hacia el norte, llegando hasta la región del Maule.

Por otro lado, en una de las últimas actualizaciones de la clasificación climática de Köppen (Sarricolea et al, 2017 en Bustamante, 2018) (Imagen N°2) se puede ver que el área de estudio se denomina “Macro región Zona Central”, y abarca desde los 32°30' S (río Aconcagua) hasta los 39°32' S (lago Calafquén), donde predomina el clima templado, especialmente el tipo mediterráneo (Csb y Csc) con variantes en altura (Csb(h)). Como se ha visto, las zonas mediterráneas poseen, en promedio, entre seis y diez meses del año en que no tienen eventos de precipitación (meses secos), por lo que soportan grandes periodos de tiempo en sequía

ajustada cíclicamente a la estacionalidad anual y a variabilidades climáticas interanuales (Calcumil, 2016).

Imagen N°2: Clasificación climática de Köppen-Geiger del Área de Estudio (Elaboración propia, 2020).



Sin embargo, varios autores han manifestado la existencia de distintos procesos de sequías que se han ido intensificando en el último tiempo en la región central, tanto en ocurrencias como en severidad (González-Reyes, 2016). Al respecto, Quintana y Aceituno (2012) afirma que, desde principios de la década de 1980, se ha evidenciado una disminución de las precipitaciones a lo largo de la Costa y la Cordillera de los Andes (Masiokas et al., 2016; Boisier, Rondanelli, Garreaud y Muñoz, 2016; Garreaud et al., 2019), el cual se ha acentuado por un déficit de lluvias ininterrumpido desde el año 2010 hasta la actualidad.

En términos generales, las precipitaciones han disminuido alrededor de un 30% en toda la región, lo que ha generado reducciones en volúmenes de agua de los principales embalses de Chile Central y declaraciones de zonas de escasez hídrica, lo que planteado la necesidad de denominar este suceso extremo como “Mega sequía” (CR2, 2015). Esta sequía prolongada puede causar disfunciones en la fisiología de la vegetación de la zona, lo que causaría alteraciones estructurales que incluyen abscisión de hojas, desprendimiento de brotes, muerte regresiva del dosel y, en casos extremos, la muerte de especies (Miranda et al., 2020).

1.3.3. Descripción de la vegetación

Dentro de esta región, dominada por la variabilidad de zonas climática influenciada principalmente por las latitudes y longitudes, la orografía, los patrones y fenómenos atmosféricos, existen una gran variedad de especies, por lo que ha sido catalogada como un *hotspot* de biodiversidad para la conservación prioritaria por Myers, Mittermeier, Mittermeier, da Fonseca y Kent (2000). Para describir de mejor forma la gran diversidad de vegetación presente en el área de estudio, se realiza una caracterización general de cada cubierta boscosa propuesta, es decir, los bosques esclerófilos, los bosques templados y las plantaciones forestales. La información espacial se puede observar en la imagen N°3.

1.3.3.1. Bosques esclerófilos

De acuerdo a GEF Montaña (s.f.), este tipo de bosque presenta una vegetación adaptada para desarrollarse en climas mediterráneos, de inviernos lluviosos y veranos secos, por lo que soportan prolongados periodos de sequía estacional.

En Chile, el área de la región esclerófila alcanza un 10,4% de la superficie de Chile continental. Sin embargo, la superficie abarcada por bosque (sin matorral) es de solo el 2,6% del territorio nacional continental (Gajardo, 1992, en Altamirano, 2008). En el área forestal esclerófila se agrupan diferentes tipos de comunidades cuya característica común es la presencia dominante de especies de hojas duras (esclerófilas) (Donoso, 1993). La disposición geográfica latitudinal del tipo forestal esclerófilo va desde los 30°50’S a los 36°30’S por la Cordillera de la Costa, desde los 30°50’S hasta los 37°50’ por la depresión intermedia, y desde los 32°S a los 37°50’S por la Cordillera de los Andes (Donoso, 1993).

Así, Donoso (1982) identifica distintas asociaciones forestales dentro de los bosques mediterráneos esclerófilos para la zona central. Dentro de la clasificación, el bosque esclerófilo se puede encontrar como los “Bosques principalmente siempre verdes”:

- **En tierras bajas y planas:** domina por espinos distribuidos en la depresión intermedia y en conos aluviales de ambas cordilleras hasta los 37°S. Su presencia cada vez más común hasta los 36°S se explicaría por la erosión severa causado por eliminación de bosque originario (Ovalle, Avendaño, Aronsom y Del Pozo, 1996).
- **En tierras altas y de media altitud:** presencia dominante de las asociaciones de *quillay – litre*, en exposiciones principalmente secas y cálidas (orientación norte), en laderas interiores de la Cordillera de la Costa y faldeos de la Cordillera de los Andes (Donoso, 1982; Luebert y Pliscoff, 2006). La comunidad boscosa *quillay – peumo*, de mayor desarrollo, se encuentra en valles y laderas de exposición sur. Donoso (1982) destaca, a su vez, la presencia de la asociación *peumo – litre*, importante en condiciones de suelos frescos, abarcando laderas de exposición húmeda y sombría.

En la actualidad, Moreno-Chacón (2018) afirma que este tipo forestal está representado por fragmentos de vegetación distribuidos entre los 31°S y los 37°S. Altamirano (2008) no difiere de la afirmación de Moreno-Chacón, y señala que el bosque esclerófilo se desarrolla, principalmente, en forma de matorrales, manteniéndose como bosque solo dentro de áreas protegidas o en lugares de difícil acceso.

A partir de los 36°S hacia el sur comienzan a predominar bosques caducifolios (Luebert y Pliscoff, 2006). De acuerdo a la reseña de Veblen y Schlegel (1982) la zona intermedia posee un mosaico de remanentes nativos de especies esclerófilas septentrionales en conjunto con especies de la ecorregión del bosque templado valdiviano (Altamirano y Lara, 2010) y plantaciones forestales de *Pinus radiata* (Donoso, 1982).

1.3.3.2. Bosques templados

Varios autores hacen referencia a que la catalogación de bosques templados de Chile incluiría también a los bosques mediterráneos (Smith, 2002; Echeverría et al., 2006; Altamirano y Lara, 2010) debido, principalmente, a la presencia de los bosques del género *Nothofagus* en la costa de la región del Maule identificada por Donoso (1982). Sin embargo, las especies ubicadas en esta zona presentan características caducifolias que no son propias de las especies esclerófilas (perennifolias) mediterráneas. Amigo y Ramírez (1998, en Luebert y Pliscoff, 2004, p. 13) afirman que la “*transición entre los bioclimas mediterráneos y templado se caracteriza por la presencia de boques caducifolios mixtos con presencia de elementos esclerófilos*”, por lo que la discriminación entre ambas cubiertas suela ser difícil.

Smith (2002) afirma que la distribución espacial del bosque templado cubre una estrecha franja continental entre la vertiente occidental de la Cordillera de los Andes y el Océano Pacífico, partiendo, aproximadamente en los 35°S distribuyéndose hasta los 48°S,

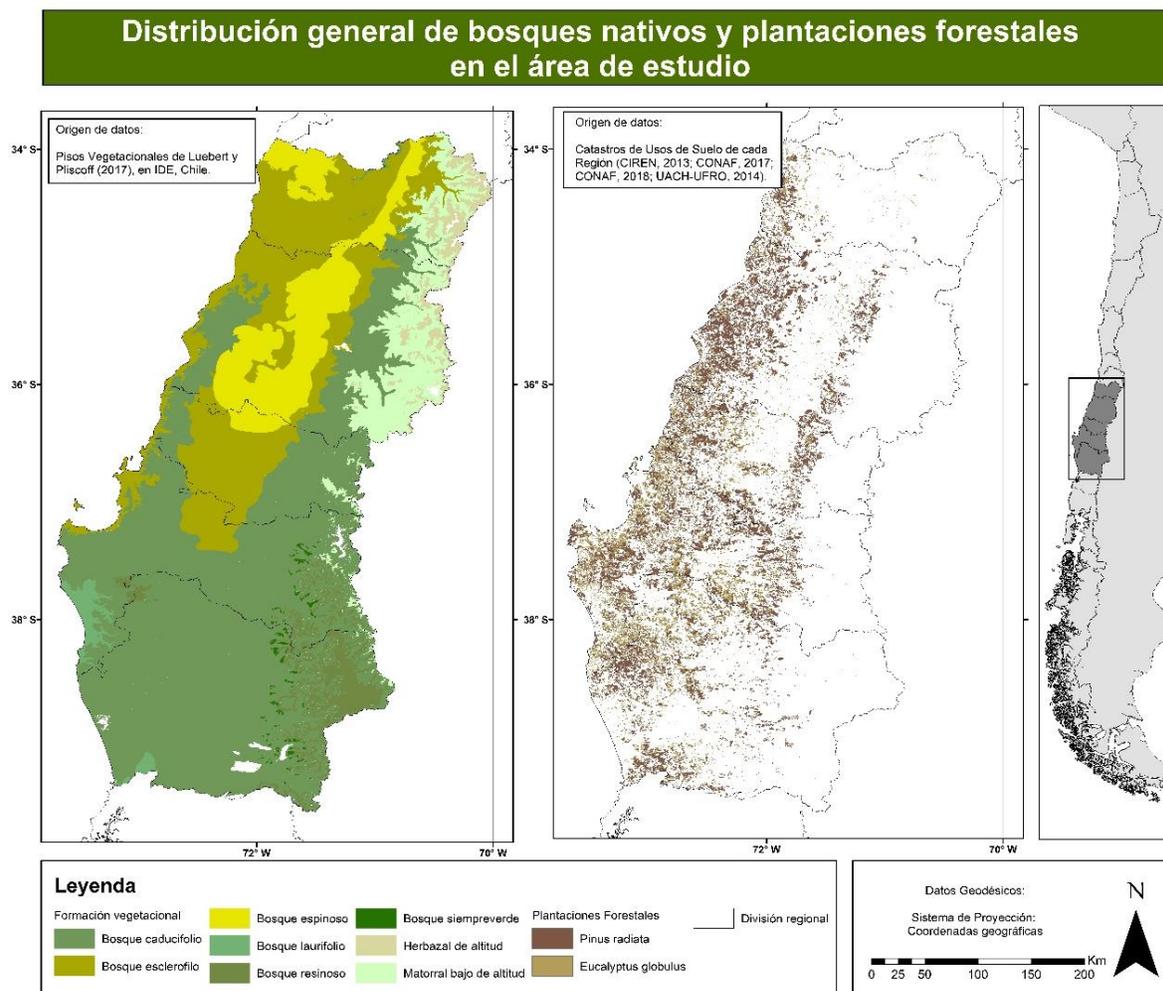
desarrollándose hasta altitudes máximas de 2.400 m en Chile central, decreciendo hasta 1.000 m en la zona centro-sur. En estos bosques se destacan los dominios de bosques de hoja perenne latifoliadas con algunas coníferas, mientras que hacia el sur por la Cordillera de los Andes destaca la presencia de bosques caducifolios latifoliados (Silander, 2001). En tales dominios boscosos existe una alta biodiversidad y un alto endemismo continental de especies arbóreas, ya que el 34% de las plantas presentes son endémicas (Armesto, León y Arroyo, 1997) y, en términos de especies leñosas, el 85% son endémicas (Silander, 2001).

Dentro de los ambientes templados existen bosques caducifolios, bosques laurifolios, bosques siempre verdes, bosques resinosos de coníferas y matorrales siempre verdes (Luebert y Pliscoff, 2004). De ellos, los presentes en el área de estudio son:

- **Bosque caducifolio mediterráneo costero:** dominado principalmente por *hualos* con elementos esclerófilos superpuestos, como *peumo*, *boldo* y *bollén*. Se ubica principalmente en las laderas orientales de la Cordillera de la Costa de la región del Maule y el norte del Biobío, entre los 400 y 700 m. En latitudes mayores, dominan *robles* y *lingues*, ubicándose entre los 200 y 700 msnm.
- **Bosque caducifolio mediterráneo andino:** con presencia importante de *robles* y *ciprés*, en presencia de especies esclerófilas al límite norte. Ubicado en laderas medias de la Cordillera de los Andes del Maule y Biobío, entre los 900 y 1.800 m.
- **Bosque caducifolio templado:** de amplia extensión, con asociaciones dominadas por el género *Nothofagus* y especies de laurel, lingue y araucarias dispersos en distintas altitudes, latitudes y longitudes de las regiones del Maule hasta La Araucanía.
- **Bosque siempreverde templado andino:** de carácter perennifolio, con asociaciones destacadas de *coihues* y estratos arbustivos en laderas andinas altas de la región de La Araucanía, entre los 1.200 y 1.400 m.
- **Bosque templado resinoso de coníferas:** en los que se resalta la presencia de la especie *Araucaria araucana*, en laderas altas (1.000 a 1.500 msnm) de la Cordillera de Nahuelbuta. En la Cordillera de los Andes de La Araucanía, entre los 800 y 1.300 m, se ubican asociaciones de araucarias y coihues.

Las principales amenazas para los bosques templados de la región central sur de Chile tienen relación con la tala para fines comerciales o leña (Smith, 2002) y habilitación de áreas para cultivos agrícolas y praderas (Altamirano y Lara, 2010). Esto provocó una continua degradación de la zona boscosa, causando la formación de matorrales esclerófilos en zonas donde, originariamente, existían especies asociadas a mayor humedad (Donoso, 1994). Además, Richardson y Rejmánek, (2011) han demostrado que estas especies se ven cada vez más amenazados por la invasión de árboles exóticos, principalmente *Pinus radiata* y *Eucaliptus* (Miranda, Altamirano, Cayuela, Pincheira y Lara, 2015).

Imagen N°3: Distribución general de bosques nativos y plantaciones forestales en el área de estudio (Elaboración propia, 2020)



1.3.3.3. Plantaciones forestales de *Pinus radiata*

A pesar de que *Pinus radiata* es una especie exótica introducida en Chile para fines comerciales, su presencia se ha tornado relevante en el área de estudio, debido al crecimiento de la industria forestal y a la invasión a ecosistemas nativos. Vergara et al. (2018) señalan que el crecimiento de cubiertas de *Pinus radiata* para fines comerciales, a partir de 1990, se ha expandido hacia suelos que no están preparados. Las plantaciones forestales se ubican, principalmente, en ambas vertientes de la Cordillera de la Costa y en la Depresión Intermedia, entre los 30° y los 41°S, principalmente desde el Maule hacia el sur (Huber e Iroumé, 2006).

Pinus radiata es una especie adaptada para crecer a pleno sol, creando dosel cerrado donde previamente existían áreas abiertas, privando de radiación el suelo en el que crecen (Martín-Gallego, Aplin, Marston, Altamirano y Pauchard, 2020). Esto puede ser peligroso si se considera el descontrol de la colonización en bosques abiertos como los de esclerófilos o de araucarias, debido a que pueden privar la regeneración de estos (Pauchard et al. 2014).

1.3.3.4. Plantaciones forestales de Eucalyptus globulus

La introducción de esta especie tuvo su auge a partir de las actividades mineras de las compañías carboníferas, debido al uso de su madera como piques de mina (Martínez, 1981).

En Chile, las especies del género *Eucalyptus* están en casi todo el país. *Eucalyptus globulus* se ha plantado principalmente en la zona centro y sur (Saavedra, 2004; Acevedo, 2008) en latitudes similares a la disposición general de los cultivos de pino. Sus poblaciones naturales se ubican en el rango altitudinal hasta los 450 msnm, en zonas de precipitaciones medias anuales entre 500 y 1.500 mm (Pardos, 2007).

Por lo general, estas especies se plantan en un amplio gradiente de suelo y no puede sobrepasar los 7 meses de sequedad (Acevedo, 2008). Además, las plantaciones forestales del género *Eucalyptus* involucran una mayor cantidad de agua en la evapotranspiración y registran una mayor pérdida de agua por intercepción del dosel que puede deberse a las hojas latifoliadas que posee (Huber et al., 2010).

1.4. OBJETIVOS

1.4.1. Objetivo general:

Analizar las respuestas del bosque esclerófilo, templado y plantaciones forestales a los eventos de sequía en la zona central de Chile durante los años 2000 al 2018.

1.4.2. Objetivos específicos:

- Conocer la distribución temporal y espacial de las sequías en los años propuestos, basado en el cálculo del índice SPEI.
- Estimar el comportamiento de las variables de estado vegetacional relacionadas con el estrés hídrico en cada zona de bosque esclerófilo, templado y de plantaciones forestales.
- Comparar los niveles de respuesta de las distintas cubiertas de zonas de bosques y plantaciones a los episodios de sequía.

CAPÍTULO 2: PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

El estudio plantea dos ejes metodológicos que corresponden al análisis de la sequía en la zona central de Chile (mediante el uso del índice SPEI) y al análisis de las respuestas de la vegetación arbórea esclerófila densa, vegetación de bosques templados y de plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*. Para esto, primero se deben seleccionar

las zonas específicas en base a distintos criterios establecidos. Los pasos metodológicos se desglosan a continuación.

2.1. SELECCIÓN DE PÍXELES PARA EL ESTUDIO

Como el área de estudio tiene un amplio rango latitudinal, diferente orografía y condiciones climáticas, es necesario seleccionar aquellas zonas que comprendan las condiciones de base óptimas para la realización de una comparación lógica y coherente, para que la variabilidad de respuestas sea a causa, únicamente, de la sequía.

La metodología para la elección de zona de estudio se basa en el trabajo propuesto por Miranda et al. (2020) quienes analizaron la respuesta de la vegetación de la zona central a la sequía a nivel de píxel. En este trabajo, la unidad de análisis es el píxel perteneciente a las imágenes satelitales Landsat de 30 m que debe presentar una superficie enteramente boscosa.

La información cartográfica base para la selección de los píxeles conformantes del área de estudio son, en el caso de las plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, los Catastros de Uso de Suelo propuestos por CONAF para las regiones de O'Higgins (Centro de Información de Recursos Naturales [CIREN], 2013), Maule (Corporación Nacional Forestal [CONAF], 2018), Ñuble – Biobío (CONAF, 2017) y Araucanía (Universidad Austral de Chile [UACH], 2014) y, para el caso de bosques nativos de especies esclerófilas y templadas, se usan los polígonos propuestos por Treimun y Moya (2018). La razón del uso de estas capas como primera fuente de acercamiento a las zonas potencialmente seleccionables, recae, principalmente, en que la información proviene directamente como polígono –otorgándole un fácil manejo-, en su resolución espacial (generalmente provenientes de imágenes multiespectrales SPOT, con resoluciones de 2,5 o 6 metros) y, también, porque poseen la información de las especies que dominan cada cobertura de bosque, lo cual facilita el análisis de las respuestas. El tratamiento de los polígonos para obtener estas capas de información base (nativas y forestales) se realiza en el programa ArcMap 10.6. Respecto a las capas remanentes de bosques nativos, las categorías fueron:

- ‘Ciprés de la Cordillera’ –*Austrocedrus chilensis*- (coníferas de Bosque Templado)
- ‘*Araucaria araucana*’
- ‘Peumo-Quillay-Litre’ (latifoliadas)

Por otro lado, las categorías de las capas relacionadas a las plantaciones forestales pertenecen a las siguientes categorías:

- Uso: ‘Bosque’
- Sub-uso: ‘Plantación’
- Uso tierra: ‘Plantación Adulta’
- Especie 1: ‘*Pinus radiata*’ y ‘*Eucalyptus globulus*’.

Luego, se comienzan a aplicar los criterios para filtrar las zonas. Estos se describen y justifican a continuación:

- a) **Mismas clases y coberturas:** en la selección de polígonos desarrollada anteriormente, se propone trabajar con las especies nativas latifoliadas de Peumo-Quillay-Litre, y las coníferas Araucaria y Ciprés de la Cordillera, y las especies forestales ‘*Eucalyptus globulus*’ (latifoliada) y ‘*Pinus radiata*’ (conífera). Esto porque el comportamiento hídrico es distinto para especies latifoliadas y coníferas (Muñoz et al., 2015) por lo que la comparación principal tiene que responder a esta lógica.

También, como se busca conocer una respuesta perteneciente en su totalidad a las coberturas boscosas, se utilizan polígonos de coberturas ‘Densas’ para bosque nativo, y polígonos de ‘Plantación Adulta’ para plantaciones forestales, debido a la alta frondosidad que presentan las copas de árboles en estas categorías.

- b) **Distancia mínima a cursos o cuerpos de agua:** el criterio responde, principalmente, al constante aporte de humedad de suelo para las zonas adyacentes a ríos y cuerpos de agua (Granados, Hernández y López, 2006).

De acuerdo a Mendoza et al. (2014), la influencia depende de las condiciones hidrológicas y geomorfológicas del canal del valle, lo que incluso varía longitudinalmente a través del río. Así, propone que la zona de influencia para valles confinados se puede estimar en 5 metros, en valles semi-abiertos toma valores entre 10 y 15 metros y, en abiertos, 50 metros. Para el caso de los cuerpos de agua, se toma en cuenta la misma distancia, dependiendo del contexto y ubicación (en zona confinada, semi-abierta, abierta) del lago, laguna o embalse.

Los archivos base para la ejecución de este criterio fueron las poli-líneas de la Red Hidrográfica proveniente de los mapas vectoriales de la Biblioteca del Congreso Nacional (BCN, s.f.) para cursos de agua, en las que se seleccionaron las categorías de ríos, esteros y quebradas. Para cuerpos de agua, se ocupan las masas lacustres de la BCN (s.f.).

El criterio implica la creación de un *buffer* (o área de influencia) para los cuerpos y cursos de agua. Cada *buffer* respondió a los criterios de Mendoza et al. (2014). Se usa la información vectorial de unidades geomorfológicas (Universidad de la Frontera [UFRO], s.f.) para identificar la medida correspondiente del área de influencia de los cursos y cuerpos de agua. Para cursos y cuerpos de agua ubicados en la Cordillera de los Andes se establece un área de influencia de 5 metros. En la sección de la ‘Depresión Intermedia’, ‘Llanos intracordilleranos’ y ‘Planicies Litorales, los cursos y cuerpos de agua tienen un área de influencia de 50 metros por la apertura de tierras más planas. En la ‘Cordillera de la Costa’, se establece 15 metros de área de influencia por considerarse lomajes de valles semi-abiertos.

Los polígonos iniciales de bosques nativos y plantaciones forestales que se encuentren dentro del área de influencia se borran mediante la herramienta de ArcMap “*erase*”.

- c) **No haber sufrido incendios forestales o talas rasas:** para Krawchuk et al., (2020), los incendios forestales representan perturbaciones que pueden afectar de manera negativa el funcionamiento de los ecosistemas por lo que pueden sesgar la respuesta de los índices en el periodo de estudio propuesto.

A excepción de los eventos ocurridos a principios de la segunda mitad de la década, Castillo, Garfias, Julio y González (2012) señalan la concentración de fuertes daños en el periodo 1984-1999. Tales daños no están disponibles en formato digital geoespacial y no es posible su tratamiento. Sin embargo, sí se cuenta con la información geoespacial de incendios forestales a partir del año 2015 propuestos por la Corporación Nacional Forestal (CONAF, 2020).

Al igual que las perturbaciones asociadas a eventos de incendios, las talas rasas en plantaciones forestales y nativas influyen en las respuestas en los índices de estado vegetacional.

Utilizando la información de base correspondiente a polígonos de incendios de gran magnitud propuestos por la CONAF y el MINAGRI, disponibles en el IDE, para el año 2015 (CONAF, 2016), para el año 2016 (CONAF, 2018) y para el año 2017 (Ministerio de Agricultura [MINAGRI], 2019), se eliminan todos los polígonos de Bosque nativo y Plantación Forestal que se ubicaran dentro de estos polígonos, mediante la herramienta *erase* de ArcMap procesados por el criterio b.

- d) **Similar orientación de la ladera:** como las superficies terrestres presentan irregularidades y la radiación solar incide solo en un momento específico de forma vertical, la irradiancia medida por sensores suele estar sujeta a iluminación diferenciada del relieve a causa de la topografía (Peña-Araya, 2007). Esto puede generar sombras en laderas que no presenten incidencia solar durante la captura de la imagen, repercutiendo en el comportamiento espectral de la vegetación y dificultando el cálculo fidedigno de parámetros vegetacionales (Riaño, Salas, Chuvieco y Aguado 2003).

Por otro lado, como se dijo en apartados anteriores (1.3.2), la orientación de la ladera repercute en los niveles de humedad recibida, por lo que algunas cubiertas vegetacionales reciben mayor influencia de la humedad que otras.

La implicancia práctica del criterio consiste en evitar la sombra, por lo que la orientación de las laderas debe ser hacia el norte, noreste o este, debido a que el barrido diurno de los satélites Landsat se realiza entre las 14:00 y las 14:25 horas GMT (10:00 y 10:25 a.m. o entre las 11:00 y 11:25 a.m. horario de Chile continental) (*United States Geological Survey* [USGS], s.f.).

Por otro lado, para evitar la influencia de la humedad en las respuestas, las áreas deben presentarse en orientaciones norte, noreste o este, debido a que las nubes cargadas de humedad provienen generalmente desde el suroeste.

Para esto se aplican Modelos de Elevación Digital (DEM). Los productos iniciales son los mosaicos regionales (Región de O'Higgins, Maule, Ñuble, Biobío y Araucanía) creados en el 2016 por el satélite Alos de sensor Palsar, con tamaños de píxel de 12,5 metros, (CIREN, 2019) y fueron descargados del IDE.

Cada DEM es procesado para obtener una capa raster de orientación. Estos productos se reclasificaron para obtener las orientaciones entre 0° y 90°, considerando también las zonas planas (-1°). Luego, se desestiman las orientaciones restantes (91° a 359°). Los rasters se pasan a polígonos para aplicar *clips* a los polígonos de cubiertas resultantes de los criterios anteriores.

Los criterios anteriores demarcan áreas poligonales potencialmente seleccionables pertenecientes a bosques esclerófilos, templados y plantaciones forestales. En primera instancia, se encuentran libres de la influencia de la humedad proporcionada por cursos y cuerpos de agua superficiales, libres de haber participado en los incendios de gran magnitud de los años 2015, 2016 o 2017 y en orientaciones que aseguran que exista una respuesta sin sombras y sin influencia de humedad de barlovento.

Tabla N°1: Área final para cada cubierta, considerando criterios a, b, c y d.

Cobertura	Área total de zonas potencialmente seleccionables (km ²)
'Peumo-Quillay-Litre'	2,99
' <i>Araucaria araucana</i> '	237,24
'Ciprés de la Cordillera'	6,63
' <i>Pinus radiata</i> '	3.027,62
' <i>Eucalyptus globulus</i> '	1.364,11

A las áreas resultantes de cada cubierta ('Peumo-Quillay-Litre [PQL]', '*Eucalyptus globulus* [Eg]', '*Araucaria araucana* [Aa]', 'Ciprés de la Cordillera' [CC], '*Pinus radiata*' [Pr]) se aplica la herramienta de ArcMap "*feature to point*" activando opción "*inside*" para convertir cada polígono resultante en puntos que son, a su vez, los centroides de cada área. Luego, se utiliza la herramienta "*create random points*" para seleccionar aleatoriamente los centroides (de ahora en adelante: puntos) de cada cubierta propuesta. La Tabla N°1 muestra las áreas totales potencialmente seleccionables de cada cubierta. Debido a la gran diferencia entre estas áreas (por ejemplo, entre 'Peumo-Quillay-Litre' y '*Pinus radiata*') se descartó considerar una cantidad de puntos que sea proporcional al área total seleccionable, por existir diferencias considerables de puntos de muestreo por cada cubierta, por lo que se determinan cincuenta (50) puntos de muestreo iniciales por cada área. Luego se someten a los criterios "e" y "f":

- e) **Zonas de píxeles puros:** de acuerdo a lo señalado por Liang y Chunyu (2009), los valores de píxeles obtenidos mediante sensores remotos son el promedio de las señales características que cubren todo el terreno abordado por el píxel, y esas características suelen ser desiguales.

Para reducir al máximo las posibles respuestas espectrales mixtas del píxel, se lleva a cabo una selección de aquellos que contengan, en su totalidad, superficies abarcadas solo por vegetación. Esto se efectúa por revisión visual de cada punto y su alrededor, proyectándolos en el programa Google Earth Pro, al mismo tiempo que se visualizan en el programa ArcMap. Así, en este último, se eliminan aquellos puntos que muestren una cobertura mixta o que hayan sido talados y reforestados.

- f) **Contexto de paisaje similar al píxel seleccionado:** de acuerdo a Speranza y Zerda (2005), el efecto del borde puede influenciar la respuesta de la vegetación estudiada. Al respecto, Ewers y Banks-Leite (2013) afirman que las condiciones de temperatura, humedad e incidencia lumínica pueden verse modificadas dentro de áreas conservadas ubicadas de forma adyacente a sitios modificados antrópicamente. Por estas razones, el contexto que rodea a los píxeles seleccionados tiene que tener condiciones similares al píxel, lo que se revisa visualmente en el programa Google Earth Pro al mismo tiempo que se realiza el criterio “e”. Sin embargo, se reconoce que algunas cubiertas en las que se encuentran los puntos-píxeles no poseen una extensión adecuada para este criterio, debido a la fragmentación y reducción de área que les afecta. Ello es desestimado para los casos en que la extensión de la cubierta sea menor.

Los puntos finales de cada cubierta se unen para crear un solo archivo en formato “.shp” sistematizado y ordenado para su posterior trabajo en recopilación de datos de respuesta.

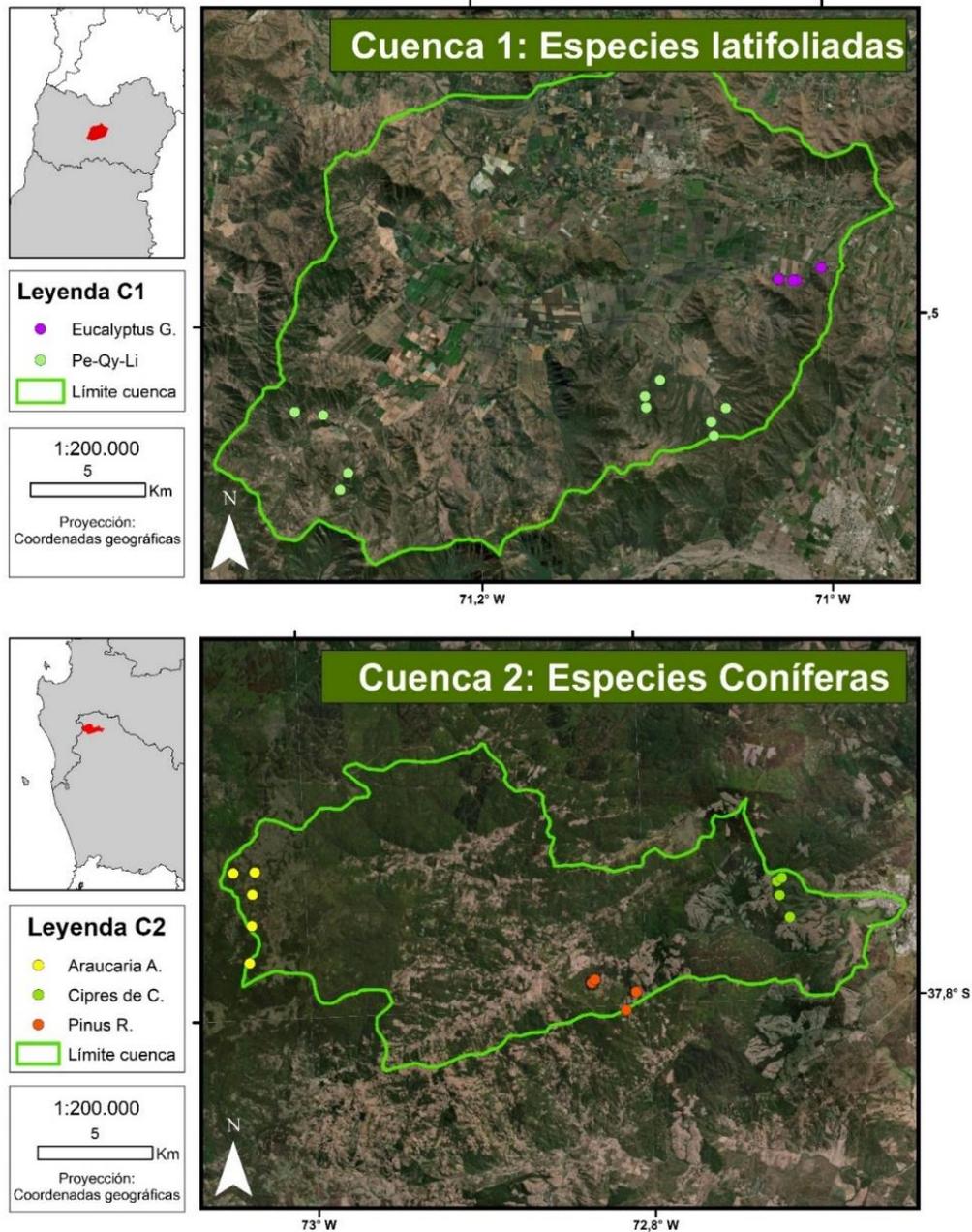
2.1.1. Selección de unidades de análisis emparejadas

Paralelamente, se aplica la metodología de objetos emparejados proveniente de estudios ecosistémicos sobre *Cuencas Hidrográficas Emparejadas* utilizados para cuantificar efectos hidrológicos del uso de la tierra, mediante revisión simultánea de dos cuencas hidrográficas vecinas, una de control y la otra de prueba (Ssegane et al., 2015). En este estudio, las unidades de análisis emparejadas constan de subconjuntos de puntos representativos de píxeles puros de cubiertas latifoliadas y cubiertas coníferas. Así, se busca agrupar puntos cercanos entre sí, ubicados en la misma cuenca, y que pertenezcan a especie nativa latifoliada junto a especie forestal latifoliada (‘Peumo-Quillay-Litre’ junto a ‘*Eucalyptus globulus*’), y de similar forma con las especies coníferas nativas y forestales (‘*Araucaria araucana*’ y ‘Ciprés de la Cordillera’ (*Austrocedrus chilensis*) junto a ‘*Pinus radiata*’).

Para esto, se utilizan las capas de “Sub-sub-cuencas” provenientes del IDE (Dirección General de Aguas [DGA], 2017). En ellas se proyectan los puntos de cubiertas nativas, puntos de cubiertas forestales y, también, las áreas potencialmente seleccionables de cubiertas forestales (tratadas con criterios a, b, c y d). Mediante una revisión visual y retrospectiva en el programa Google Earth Pro, se crean nuevos puntos de cubiertas forestales presentes en la misma cuenca y que respondan a los criterios E y F. De esta forma, resultan dos subconjuntos de análisis de píxeles emparejados, los cuales se describen a continuación y se visualizan en la imagen N°4:

- Subconjunto 1: (también referida como “Cuenca 1”) ubicado en región de O’Higgins y compuesto por las especies latifoliadas nativas de ‘Peumo-Quillay-Litre’ y la especie exótica ‘*Eucalyptus globulus*’.
- Subconjunto 2: (también referida como “Cuenca 2”) ubicado en la región de La Araucanía y compuesto por las especies coníferas nativas ‘Ciprés de la Cordillera’, ‘*Araucaria araucana*’ y por la especie exótica ‘*Pinus radiata*’.

Imagen N°4: Cuencas 1 y 2 y respectivos puntos.



Tomando en cuenta los puntos originales y los puntos agregados en este apartado, las cubiertas poseen la siguiente cantidad de unidades de análisis (tabla N°2) y se observan en la imagen N°5:

Imagen N°5: Puntos finales para el análisis de cobertura

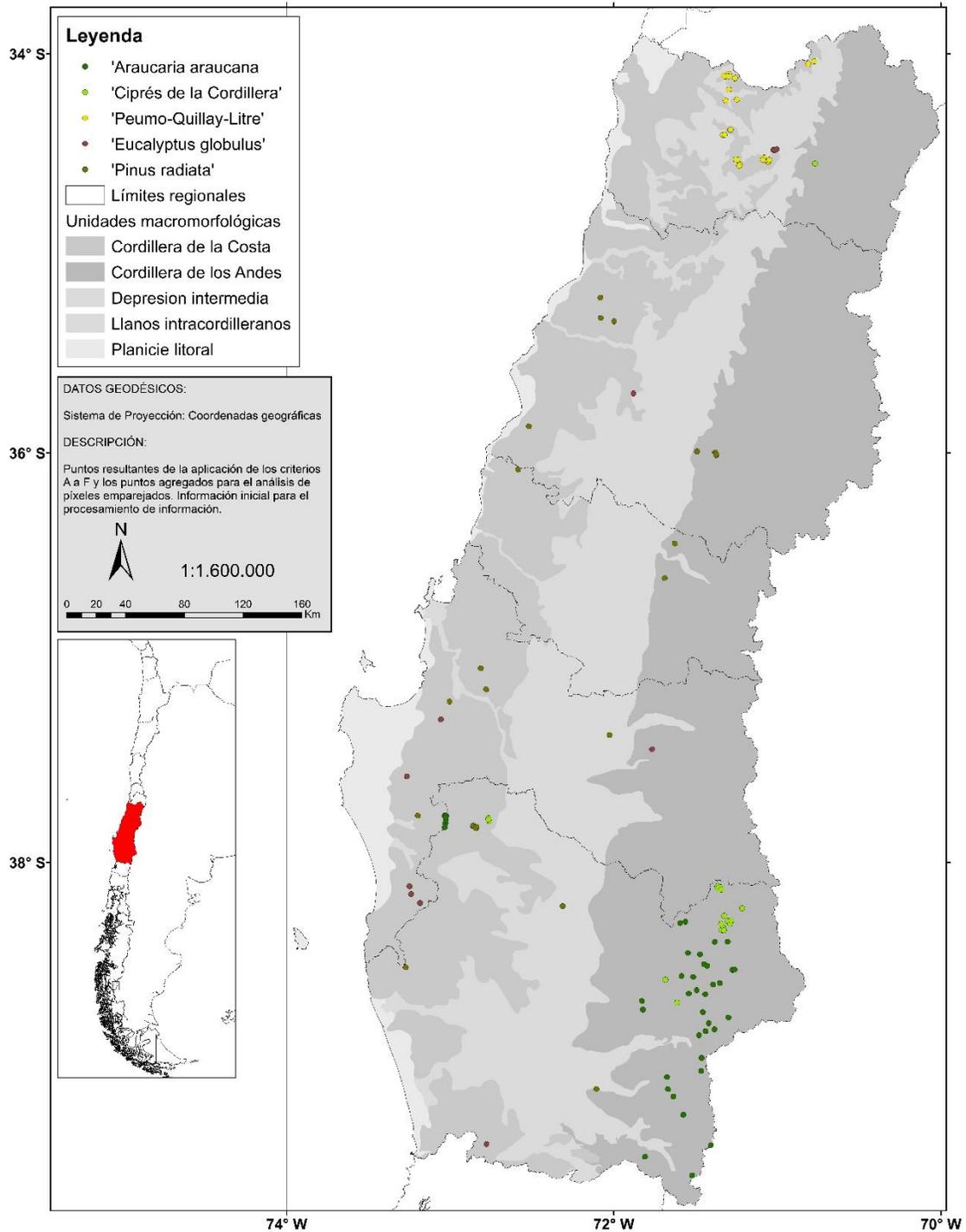


Tabla N°2: Cantidad de puntos finales.

Cubierta forestal	Cantidad de puntos (Unidades de análisis)
‘ <i>Araucaria araucana</i> ’	40
‘Ciprés de la Cordillera’	20
‘Peumo-Quillay-Litre’	25
‘ <i>Pinus radiata</i> ’	23
‘ <i>Eucalyptus globulus</i> ’	12

2.2 APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE SEQUÍA

Para conocer la variabilidad temporal y espacial de los patrones de sequía, se propone el cálculo del Índice de Precipitación – Evapotranspiración Estandarizado (SPEI), propuesto por Vicente-Serrano, Beguería y López (2010). Este índice resalta por sobre otros que han sido ampliamente utilizados como el Índice de Precipitación Estandarizado (SPI) (Rivera, 2014) desarrollado por Mckee *et al.* en 1993 (Guttman, 1998), basado en la variabilidad temporal de la precipitación y el Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI), propuesto por Palmer en 1965 (Guttman, 1998) y basado en el balance entre las variables de precipitación, evapotranspiración, recarga y pérdida de humedad de suelo y escorrentía (Lobato-Sánchez, 2016).

Vicente-Serrano et al., (2010) identifican distintas deficiencias para esos índices: PDSI tiene falencias relacionadas a los periodos de calibración, a la comparabilidad espacial y, principalmente a características auto-regresivas. Por otro lado, el SPI, funciona correctamente en diferentes escalas temporales, pero funciona en el supuesto de que la variabilidad está dada solo por la precipitación, por lo que la temperatura y la evapotranspiración son consideradas variables no influyentes (Vicente-Serrano et al., 2010).

Además, debido a los escenarios de aumento promedio de temperatura a nivel mundial y disminución de precipitaciones, Vicente-Serrano et al. (2010) desarrollaron el Índice de Precipitación – Evapotranspiración Estandarizado (*Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index*, SPEI) que posee aspectos positivos de los índices SPI (comparabilidad espacial, buen funcionamiento en distintas escalas temporales) y PDSI (noción de evapotranspiración en el balance hídrico, al tratarse de la diferencia mensual o semanal entre precipitación y evapotranspiración). El índice SPEI se calcula de manera similar a SPI, pero los datos iniciales se basan en el principio de balance entre precipitación y evapotranspiración potencial:

$$D_i = P_i - ETP_i$$

Donde D representa la diferencia, en milímetros, entre Precipitación P y Evapotranspiración Potencial ETP para un determinado mes i . De acuerdo a los desarrolladores del índice, la variable de ETP se puede calcular por distintos métodos, ya que no presentan mayores

diferencias en el resultado final, destacando el método de Penman-Monteith y el de Thornthwaite.

La ecuación de Thornthwaite es simple de calcular y requiere menos datos de entrada, referidos a series de temperaturas medias mensuales, datos de índice de calor y dos coeficientes: uno depende del índice de calor y el otro es un coeficiente de corrección que se calcula en función de la latitud y el mes (Vicente-Serrano et al., 2010).

Calculados los valores D , por cada mes i , se pueden resumir en distintas escalas de tiempo que se estandarizan en base a la distribución de probabilidad log-logística de tres parámetros para ajustar la base de datos (Jiang et al., 2019).

Para el estudio, se utilizan los archivos espacializados en formato “*tif*” de índice SPEI calculado a distintas escalas (Documentos de trabajo, 2020) a partir de la evapotranspiración de Thornthwaite y desarrollado en el software R mediante el paquete de datos SPEI (Vicente-Serrano, 2010).

Las escalas mensuales seleccionadas para este trabajo fueron las de 3, 9, 12 y 24, debido a que los efectos de sequía en especies leñosas de ambientes semiáridos a subhúmedos tienen mayor impacto en escalas medias a altas, principalmente entre los 8 y 10 meses continuos, según Vicente-Serrano et al. (2012) y entre 9 a 11 meses, según Pasho, Camarero, de Luis y Vicente-Serrano (2011). El uso de la escala de SPEI a 3 meses obedece a los impactos que demostraron tener algunas especies de ambientes mediterráneos en meses de crecimiento (Pasho et al., 2011). Por otro lado, el uso SPEI a 24 meses responde a que, en especies adaptadas a climas mediterráneos, existe una mayor resistencia a los impactos de sequía a pequeña escala (Vicente-Serrano et al., 2012), por lo que el análisis de sequía a mayor escala puede brindar más información para conocer la respuesta de las cubiertas.

De esta forma, se extraen los datos SPEI para cada uno de los 120 puntos, mediante “*extract multi values to point*” para tener los valores de SPEI desde el mes de enero del año 2000 hasta el mes de diciembre del año 2018. Esta operación se realiza una vez por cada capa de datos SPEI, dependiendo de la escala.

Teniendo la serie temporal de cada punto, se procede a calcular la tendencia para los meses de entre septiembre y enero, debido a que los mayores impactos de las sequías en la vegetación, independiente de la escala, pueden presentarse en los meses pertenecientes a las fases de crecimiento vegetal (Pasho et al., 2011). Esto reduce la muestra de 228 datos iniciales a 94 datos meses totales de análisis de sequía en términos de periodos de crecimiento. De esta forma, se toman en cuenta los meses de septiembre a enero de cada año.

Se realiza un análisis de la tendencia de la sequía mediante el método de Mann-Kendall, el más apropiado para analizar tendencias en series climatológicas (Berger, 1986, en Alencar y Silva, 2017; Lou, Sun, Sun, Yang y Li, 2017) y productos derivados de datos climatológicos como en SPEI (Jiang et al., 2019). La prueba de Mann-Kendall es robusta y no paramétrica

porque no requiere datos para seguir cualquier distribución estadística en particular y es casi insensible a valores atípicos (Lou et al., 2017). Su cálculo arroja, primeramente, un valor determinado S , que indica una tendencia al alza (si $S > 0$) y una tendencia a la baja (si $S < 0$).

El valor S es procesado para calcular su varianza $VAR(S)$. Con ellos, se determina el valor Z final, que se compara con valor estándar Z perteneciente a una distribución normal, con distintos niveles de significancia (α), para saber si la tendencia es positiva o negativamente significativa, y rechazar o aceptar la hipótesis nula de que no existe tendencia (Lou et al., 2017; Salmi, Määttä, Anttila, Ruoho-Airola y Amnell, 2002). En general, el nivel de significancia aceptado para esta prueba es de $\alpha = 0,05$ (Alencar y Silva, 2017, Mamani, 2020) por lo que se usa la clasificación de tendencias de Alves et al., (2015), adaptado por Alencar y Silva (2017) para entender la significancia de los valores Z :

Tabla N°3: Significancia de los valores Z con IC de 95% (Alencar y Silva, 2017).

Significancia	Valores Z
Tendencia significativa creciente	$Z > 1,96$
Tendencia no significativa creciente	$1,96 > Z > 0$
Sin tendencia	0
Tendencia no significativa decreciente	$-1,96 < Z < 0$
Tendencia significativa decreciente	$Z < -1,96$

Para entender mejor la tendencia, se calcula la pendiente de esta en base al método Sen, muy usada para estimar el cambio por unidad de tiempo de diversas variables climáticas (Salmi et al., 2002), en las que se destaca también la sequía (Jiang et al., 2019). El método no paramétrico de Sen se usa en los casos supuestos de que la tendencia es lineal, por lo que la ecuación general responde a una ecuación de la recta y m corresponde al valor Sen que, en este caso, se denomina Q (Salmi et al., 2002).

Ambas pruebas (Mann-Kendall y pendiente Sen), se realizan en la macro “MAKESENS” para el programa Excel, propuesto por Salmi et al, (2002) que calcula la tendencia y su respectiva pendiente, entregando información sobre el intervalo de confianza que posee cada dato Z y Q a determinados niveles de significancia. En este caso, cada escala de SPEI es sometida a ambas pruebas para estimar el comportamiento general de la sequía en cada punto dentro de la serie de tiempo propuesta. Los resultados Z y Q producidos en este apartado se muestran de forma cartográfica para los 120 puntos, a modo de resumir el comportamiento de SPEI y su distribución en las regiones estudiadas.

Por otro lado, para las áreas pertenecientes a las Cuencas 1 y 2 se generan gráficos para conocer el comportamiento promedio de SPEI en los 19 años a distintas escalas, tomando en cuenta la clasificación de SPEI de Vicente-Serrano et al., 2010, modificada por Vivanco (2019):

Tabla N°4: Clasificación SPEI (Vicente-Serrano, 2010; Vivanco, 2019).

Rango de valores SPEI	Designación
> 1,5	Húmedo extremo
1,5 a 0,8	Húmedo severo
0,8 a 0,25	Húmedo moderado
0,25 a -0,25	Neutro (húmedo / sequía ligera)
-0,25 a -0,8	Sequía moderada
-0,8 a -1,5	Sequía severa
< -1,5	Sequía extrema

La información obtenida en este paso metodológico sirve como punto de entrada para los siguientes pasos metodológicos.

2.3. APLICACIÓN DE ÍNDICES ESTADO VEGETAL

Se han propuesto distintas metodologías en teledetección para entender los procesos fenológicos de ecosistemas en el marco del cambio climático (Vega y Alvarado, 2019). Estas se relacionan con diversos índices de vegetación creados para monitorear fluctuaciones de productividad vegetal (Gerstmann, Miranda y Condal, 2010) y para conocer la fenología de las diversas especies vegetales en distintos contextos de estrés (Casiano y Paz, 2018). Aquí se plantea el uso de índices espectrales para lograr conocer la evolución temporal de cada cubierta en el tiempo propuesto, para los meses de crecimiento vegetal, calculando la tendencia de Mann-Kendall con la matriz de Excel MAKESENS (por ejemplo, Miranda et al., 2020). Los datos, además, son la variable de entrada para el paso metodológico final.

2.3.1. Índice de verdor EVI

El Índice de Vegetación Mejorado (EVI) fue propuesto por Huete et al. (2002) tras estudios realizados por Liu y Heute (1995) a las fallas que presenta el índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Este último se basa en que “*el mesófilo interno de las hojas verdes sanas refleja, en gran medida, la radiación del NIR, mientras que la clorofila de las hojas y otros pigmentos absorben una gran proporción de la radiación roja visible (R)*” (Rousta et al., 2020, Pp. 5).

El NDVI ha sido ampliamente utilizado para estudios de respuesta de vegetación ante estrés hídrico (Walsh, 1987, en Vicente-Serrano, 2005; Vicente-Serrano, 2005; Ji y Peters, 2003; Wang et al., 2003; Miranda et al., 2020) pero ha sido criticado en ocasiones en las que la cubierta vegetal es superior al 50% debido a que se satura, pudiendo sobreestimar o subestimar las variables y, así, entregar información errónea (Gill et al., 2009, en Gonzaga, 2014; Venter, Scott, Desmet y Hoffman, 2020). Como EVI también se basa en la relación de las bandas roja e infrarroja cercana explicada por Rousta et al. (2020), pero con mejoras relacionadas a la baja de los niveles de saturación y de ruido atmosférico, es que se plantea su uso como un proxy para el estado vegetal de los puntos (o píxeles) a prueba. Estos, al ser

píxeles que contienen vegetación en toda su área, serían propensos a la saturación bajo NDVI, pero no de EVI. La fórmula es:

$$EVI = \frac{G (\rho NIR - \rho R)}{\rho NIR + C1\rho R - C2\rho B + L}$$

Donde los coeficientes toman los valores de:

- $G = 2,5$
- $C1 = 6,0$
- $C2 = 7,5$
- $L = 1$

En ese sentido, Liu y Heute (1995), introducen factores de corrección y la banda del azul (B), a la relación entre las variables propuestas por el NDVI (NIR y R). Los factores $C1$ y $C2$ corrigen la dispersión de aerosoles en la banda roja utilizando B , un factor de ganancia (G) y un factor de ajuste del suelo (L) (Rokni y Musa, 2019).

La estimación de EVI en el estudio se ejecuta en la plataforma de Google Earth Engine, utilizando las colecciones de imágenes compuestas “Landsat 7 Collection 1 Tier 1 32-Day EVI Composite” (enero de 2000 – mayo de 2013) y “Landsat 8 32-Day EVI Composite” (junio de 2013 – diciembre de 2018), que mantienen una coherencia temporal mayor a la mostrada por la serie de Landsat 5.

Para cada punto, se extrae la información del píxel respectivo (con un tamaño de 30 metros) para toda la serie temporal a escala mensual. Esta información se descarga desde la plataforma en formato “csv”, y se ajustan temporalmente para otorgar continuidad. Si existe discontinuidad temporal de los datos de un mes (ejemplo; septiembre), este se calcula promediando los datos contiguos (agosto y octubre). Una vez ordenados los datos, se selecciona la información perteneciente a los meses de productividad vegetal (septiembre a enero de cada año) para el análisis de Mann-Kendall. Como el cálculo de esta variable precisa continuidad total, aquellos puntos que no cuentan con la información de los meses de productividad vegetal fueron desestimados del análisis de tendencia de EVI, resultando en la eliminación de 5 puntos-píxeles, dos de la cobertura de *Pinus radiata* y tres de la cobertura *Eucalyptus globulus*. Además, tres de ellos contaron con cambios bruscos de pendiente en las gráficas individuales pertenecientes a cada punto, por lo que fueron desestimados por considerarse una tala y posterior cultivo de renovación productiva de la industria forestal.

2.3.2. Índice de estrés hídrico NDWI

Además del índice mencionado anteriormente, se propone calcular el Índice Normalizado de Diferencia de Agua (en adelante, NDWI), que es uno de los más utilizados para conocer la condición hídrica de la cubierta. Este índice se basa en las reflectancias de la vegetación en

las bandas del infrarrojo cercano “*NIR*” y medio “*SWIR*” (Bajgain, Xiao, Wagle, Basara y Zhou, 2015).

La banda *NIR* responde a la cantidad de biomasa presente en la cobertura, mientras que la banda *SWIR* responde al contenido hídrico de las plantas, debido a que el agua absorbe las ondas del *SWIR*. Por lo tanto, a medida que la cobertura foliar pierde agua, aumenta la reflectancia de la vegetación a lo largo de todo el espectro, lo que termina produciendo aumento de la reflectancia de la banda del *SWIR* y disminuyendo el valor del índice (Gonzaga, 2014). Su cálculo general es propuesto de la siguiente manera:

$$NDWI = \frac{\rho NIR - \rho SWIR}{\rho NIR + \rho SWIR}$$

Palacios et al. (1999, en Gonzaga, 2014) señala que este índice puede ser una alternativa para conocer los estados de estrés hídrico de cultivo o de coberturas vegetales. Por tal motivo, se propone el cálculo del NDWI como una de las variables que responden a las sequías.

Al igual que la estimación de EVI, el NDWI se ejecuta en la plataforma de Google Earth Engine, con la colección ya compuesta de “Landsat 7 Collection 1 Tier 1 32-Day NDWI Composite” para el periodo de enero del 2000 hasta mayo de 2013. El periodo restante que va de junio de 2013 a diciembre de 2018, se calcula manualmente a través de la colección de imágenes “USGS Landsat 8 Collection 1 Tier 1 Raw Scenes”, mediante el uso de la fórmula, considerando las bandas pertenecientes a las imágenes satelitales.

Como la banda del infrarrojo cercano (ρNIR) pertenece a la banda 5 y el infrarrojo medio ($\rho SWIR$) corresponde a la banda 6, la fórmula utilizada para el cálculo de la variable, para Landsat 8 queda de la siguiente manera:

$$NDWI = \frac{B5 - B6}{B5 + B6}$$

El tratamiento de extracción de datos se efectúa de la misma forma que en el Índice EVI, haciendo coincidir la temporalidad de datos para cada punto-píxel. Si existe discontinuidad temporal de los datos de un mes, este se calcula promediando los datos contiguos (agosto y octubre). Ya ordenados los datos, se selecciona la información perteneciente a los meses de productividad vegetal (septiembre a enero de cada año) para el cálculo y análisis de Mann-Kendall. Por el principio de necesidad de continuidad, se desestiman 8 puntos-píxeles pertenecientes a las coberturas de *Pinus radiata* (tres puntos-píxeles), *Peumo-Quillay-Litre* (un punto-píxel) y *Eucalyptus globulus* (cuatro puntos-píxeles), que no cuentan con la serie temporal completa en los meses de productividad vegetal. De estos puntos-píxeles, tres contaron con pendientes bruscas, al igual que en datos de EVI, considerándose las mismas que fueron taladas y, posteriormente, cultivadas nuevamente por la industria forestal.

2.3.3. Tratamiento posterior:

Los datos obtenidos de las tendencias de Mann-Kendall para EVI y para NDWI son acoplados a las tablas de atributos de los puntos en el programa Arcgis 10.6, para obtener dos cartografías que representen la distribución espacial de las tendencias de la salud vegetacional mediante ambos índices. La clasificación de la variable de tendencia, para EVI y NDWI, responden al nivel de confianza del 95%, como en Alencar y Silva (2017).

Las respuestas de cada cubierta, en cuanto a los resultados Z de Mann-Kendall son graficadas de acuerdo a la clasificación de tendencias de Alencar y Silva (2017), para resumir las respuestas de las bases de datos.

Posteriormente, se cartografiaron los resultados de cada índice por cuenca, con el fin de comparar, a nivel de cuenca, las respuestas de cada cobertura vegetal, haciendo énfasis en los rasgos de la cubierta de hoja (aciculadas y latifoliadas) y en su carácter nativo o forestal.

2.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

Como el objetivo N°3 del presente estudio alude a la comparación de las respuestas de las cubiertas forestales nativas y exóticas a los periodos de sequía aparentemente explicativos de ellas, se propone la realización de distintos procesos de análisis estadísticos de los datos recopilados en las metodologías anteriores.

Para entender los impactos de la sequía en la vegetación, diversos estudios han utilizado la comparación de los gráficos de las variables de estado vegetacional con los patrones graficados de variables climáticas, como la precipitación (Tucker et al., 1985; Nicholson et al., 1990; Schultz y Halpert, 1993, en Vicente-Serrano, 2005). Por otro lado, varios autores han analizado el nivel de relación que puede existir entre las variables de sequía y de estado vegetal a través del cálculo del coeficiente de Correlación de *Pearson* con resultados explicativos para los meses de crecimiento vegetal (Ji y Peters, 2003; Jamali, Seaquist, Ardö y Eklundh, 2011; Gulacsi y Kovács, 2018; Ebrahimi y Zarei, 2020).

Por otro lado, además de conocer si la sequía (en las distintas escalas en las que ha sido medida en el presente estudio) es, o no, determinante en la respuesta de los índices de estado vegetacional, se pretende conocer si estas respuestas son distintas entre especies pertenecientes a la categoría nativa (*Araucaria araucana*, Ciprés de la Cordillera y la asociación Peumo-Quillay-Litre) y a la categoría exótica (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*).

Para esto, algunos estudios han utilizado distintas pruebas para comparar bases de datos, con el objetivo de observar si existen diferencias significativas entre las respuestas de distintas especies de árboles a los eventos de sequía, dentro de las cuales resaltan la prueba *T de student* (Bochenek, Ziolkowski, Bartold, Orłowska, Ochtyra, 2017), la prueba *U de Mann-Whitney* y el análisis de varianza (ANOVA).

2.4.1. Creación de Modelos Lineales Generalizados

En base a las distintas consideraciones para conocer cuáles son los afectantes de las respuestas estimadas, tanto de EVI como de NDWI, es que se propone, en primer lugar, la realización de modelos lineales generalizados (GLM, por las siglas en inglés de *Generalized Linear Model*), debido a que distintos estudios de la rama de la ecología han utilizado esta metodología estadística para poder conocer cuáles son las variables determinantes y significativas para las variables respuesta (por ejemplo: Lopatin, Dolos, Hernández, Galleguillos y Fassnacht, 2015, Zhou et al., 2015).

La ventaja de utilizar GLM recae, principalmente, en que es óptimo para determinar la significancia de las variables explicativas de manera simultánea. Además, puede utilizarse sin considerar los supuestos de los modelos de regresión lineal tales como la distribución normal de los datos y la homocedasticidad (López y Ruiz, 2011).

Por otro lado, se destaca de este modelo la función de enlace, encargada de linealizar la relación entre la variable dependiente y las variables explicativas, mediante la transformación de la primera a través de la función, que depende de la distribución de los datos (Universitat de Valencia, s.f.).

Para realizar los GLM, se necesitan cumplir con ciertos supuestos: los datos se distribuyen de manera independiente, la variable dependiente no necesita estar distribuida normalmente, pero asume una distribución de familia exponencial (binomial, Poisson, multinomial, normal, Gamma, entre otras) y, por último, no es necesario satisfacer la homogeneidad de varianza (homocedasticidad) (Universidad Estatal de Pensilvania, 2018).

Sin embargo, según Huerta (2019), es necesario que los residuos de los modelos generados posean distribución normal. Por lo tanto, tras generar los modelos, se procede a conocer la distribución de los residuos y, de esa forma, conocer si los modelos cumplen con el supuesto.

De esta forma, la base de datos se ordena en Excel, de manera tal que las variables explicativas y dependientes se presenten a modo de columnas, para los datos pertenecientes a los píxeles de cada cobertura estudiada. Además, se agrega una nueva columna con la clasificación binaria entre especie nativa y exótica:

Tabla N°5: Reclasificación del origen exótico o nativo de las especies en las coberturas

Cuenca	Cobertura	Origen	Reclasificación numérica
1	Peumo-Quillay-Litre	Nativo	1
	<i>Eucalyptus globulus</i>	Exótico	0
2	<i>Araucaria araucana</i>	Nativo	1
	Ciprés de la Cordillera	Nativo	1
	<i>Pinus radiata</i>	Exótico	0

Después de exportar los datos a R, se procedió a armar los modelos lineales generalizados para cada variable EVI y NDWI de la cuenca 1 y 2, en función de las variables explicativas consideradas: tiempo (medido en años y meses, tomados en cuenta como variable numérica), los datos de SPEI (un modelo por escala) y la cobertura nativa o exótica.

Las entradas de las variables al modelo se explican en la tabla N°6. Debido a que la idea es reconocer cuáles son las variables explicativas, independientes entre sí, que tienen mayor grado de explicación en las variables de EVI y NDWI, es que solo se utilizan sumas en la función.

Tabla N°6: GLM ingresados a R

Cuenca	Variable dependiente	Función de Variables explicativas	N° de Modelo
1	EVI	año + mes + tipo + SPEI 3	Modelo 1
		año + mes + tipo + SPEI 9	Modelo 2
		año + mes + tipo + SPEI 12	Modelo 3
		año + mes + tipo + SPEI 24	Modelo 4
	NDWI	año + mes + tipo + SPEI 3	Modelo 5
		año + mes + tipo + SPEI 9	Modelo 6
		año + mes + tipo + SPEI 12	Modelo 7
		año + mes + tipo + SPEI 24	Modelo 8
2	EVI	año + mes + tipo + SPEI 3	Modelo 9
		año + mes + tipo + SPEI 9	Modelo 10
		año + mes + tipo + SPEI 12	Modelo 11
		año + mes + tipo + SPEI 24	Modelo 12
	NDWI	año + mes + tipo + SPEI 3	Modelo 13
		año + mes + tipo + SPEI 9	Modelo 14
		año + mes + tipo + SPEI 12	Modelo 15
		año + mes + tipo + SPEI 24	Modelo 16

Obtenidos los modelos y la significancia de las variables, se calcularon los residuales de cada uno, a fin de conocer si cumplían, o no, con una distribución normal. Para ello, se grafican los residuos en histogramas y, posteriormente, se les somete a la prueba de Kolmogorov-Smirnov del paquete “nortest” de R que compara la función de distribución teórica con la empírica, proporcionando un *p-value* asociado a la probabilidad de obtener una distribución que discrepe lo suficiente como la observada, si en realidad se hubiera conseguido una muestra aleatoria de distribución normal (Chakravarti et al, 1967, en Pedrosa, Juarros, Robles, Basteiro y García, 2015).

Los resultados se presentan a modo de gráfico, para las distribuciones de los residuales de cada modelo, con su respectivo p-valor de la prueba de Kolmogorov-Smirnov y, a modo de

tabla, para los resultados de las variables más explicativas de cada modelo lineal generalizado.

2.4.2. Análisis de Correlaciones y Prueba *U* de Mann-Whitney-Wilcoxon

Como los resultados de la metodología anterior no arrojaron distribuciones normales para los residuos, no se cumple con uno de los requisitos para generar el modelo, pudiéndose obtener conclusiones erróneas, por lo que se acude a la realización de pruebas que buscan completar los objetivos que se proponen en este apartado metodológico.

Primero, se analizan los datos pertenecientes a las cuencas en el software R, mediante la función “cor.test” utilizando el método de “kendall” para muestras con distribución no normal. A modo general, se comparan las respuestas de EVI y NDWI a los datos de SPEI a distintas escalas, a fin de conocer cuál es que tiene un mayor grado de correlación general, independientemente del tipo de especie analizada (exótica o nativa). Posteriormente, se realiza un análisis, diferenciando a los tipos de especies presentes en cada cuenca. Los resultados se presentan en modo de tabla.

En segundo lugar, para conocer si las variables de EVI y NDWI pertenecientes a especies nativas y exóticas difieren significativamente la una de la otra, es que se propone utilizar la prueba *U* de Mann-Whitney que, en la literatura, se propone como una alternativa a la *T* de Student (Amat, 2017) que utiliza Bochenek et al. (2017) para conocer diferencias en la respuesta de índices de vegetación por especie, y asociación forestal en meses de crecimiento vegetal.

Se utiliza esta prueba no paramétrica debido a que la *T* de student, al ser una prueba paramétrica, necesita que se cumplan los supuestos de independencia, normalidad y homocedasticidad (Díaz, 2009; Amat, 2017). Por lo tanto, como las muestras son independientes entre sí (por ejemplo; EVI de nativas no depende de EVI de exóticas y viceversa), se procedió a probar la normalidad de los datos en R, mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la cual arrojó que siete de las ocho muestras poseían distribución no normal (a un 95% de confianza) al presentar p-valores menores a α (ver anexo N°1).

Por otro lado, como los datos no poseen distribución normal, se realizó la prueba de Fligner-Killeen para comprobar la homocedasticidad de las ocho muestras, pero relacionadas entre sí, esto es: EVI de nativas de la cuenca 1, se compara con EVI de exóticas de la cuenca 1, ya que se busca encontrar si existe diferencias de respuestas entre exóticas y nativas. Así, de los cuatro test realizados, los correspondientes a NDWI de la cuenca 1, EVI de la cuenca 2 y NDWI de la cuenca 2 arrojaron p-valores por debajo de 0,05, por lo que se rechazó la hipótesis nula de igualdad de varianzas entre las muestras. Para EVI de la cuenca 1, el p-valor superó 0,05, por lo que no se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas (ver anexo N°2)

Debido al no cumplimiento de normalidad (salvo en una muestra) y de homocedasticidad (salvo en una muestra), es que Parada (2020) y Díaz (2009) recomienda el uso de la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney. La prueba se realiza en el software R y se compara, por cuenca, si existe o no una diferencia significativa entre ambos tipos (nativas y exóticas), tanto para EVI como NDWI.

De acuerdo a Amat (2017), el test de Mann-Whitney-Wilcoxon contrasta que los valores de una población no tienden a ser mayores que los de otra. Esta prueba, al ser una prueba no paramétrica, puede perder robustez, sin embargo, Díaz (2009) manifiesta que la pérdida de robustez se puede compensar acorde aumenta el tamaño de la muestra, condición que se cumple en este trabajo, debido a que las muestras tienen los siguientes tamaños:

Tabla N°7: Tamaño de las muestras analizadas (Elaboración propia, 2020)

Tipo en Cuenca	Número de observaciones	
	EVI	NDWI
Nativas en C1	930	930
Exóticas en C1	372	372
Nativas en C2	837	837
Exóticas en C2	372	372

Los resultados pertenecientes a las pruebas U de Mann-Whitney se muestran en formato de tabla. Además, se crearon diagramas de caja para entender el rango de distribución de los datos de EVI y NDWI para cada tipo de cobertura en ambas cuencas.

CAPÍTULO 3: RESULTADOS

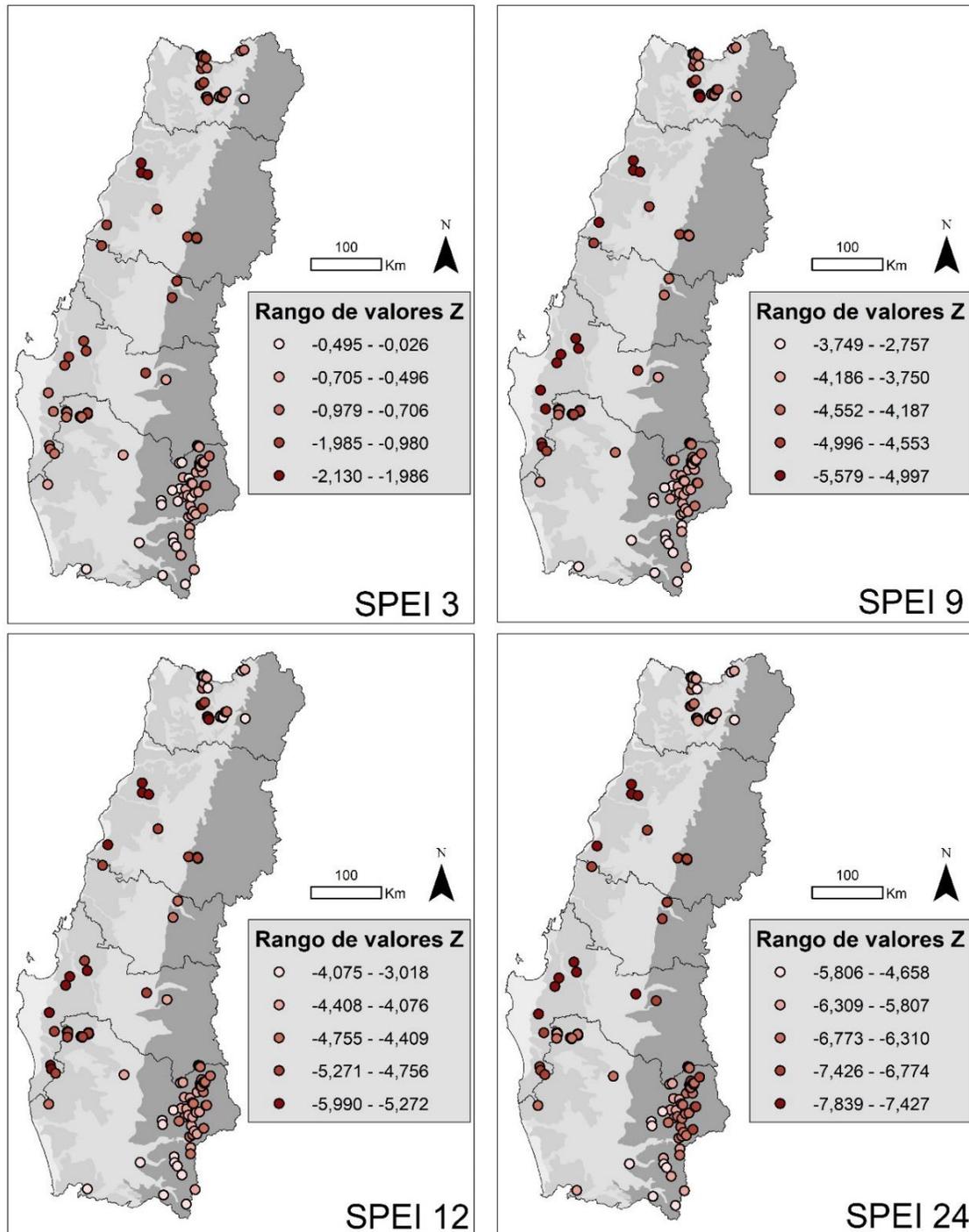
3.1. SEQUÍA EN LA ZONA CENTRAL SUR:

3.1.1. Tendencia de Mann-Kendall y Pendiente Sen

En la imagen N°6 se puede observar la distribución de la tendencia (valores Z) a nivel de punto, para las cuatro escalas de SPEI que se consideran en el área de estudio, para los meses de septiembre a enero de cada año. La escala de colores de cada punto representa el rango en el que se encuentra el valor Z de cada zona estudiada y, dependiendo de la escala de SPEI que se considere, el test Z arroja distintos rangos de valores. Así, los colores rojos oscuros simbolizan aquellos puntos que poseen menores valores de Z , es decir, una mayor tendencia negativa, no así los rojos claros, que representan un mayor rango de valor de Z (o una menor tendencia negativa). Cabe recordar que la significancia de la tendencia se determina con nivel

$\alpha = 0,05$, por lo que los valores Z que son menores a $-1,96$ poseen una tendencia significativa decreciente.

Imagen N°6: Tendencia (valores Z) de SPEI de 3, 9, 12 y 24 meses, en la región de estudio (Elaboración propia, 2020).



Teniendo en consideración lo anterior, se puede ver que la imagen da cuenta de que todos los puntos, independientemente de la escala del SPEI, poseen valores Z negativos ($Z < 0$), por lo que se demuestra la existencia de una tendencia negativa general de la zona centro sur de Chile significando una acentuación de los patrones generales de sequía en el área de estudio, entre los años 2000 y 2018.

En términos específicos, SPEI 3 presentó valores Z más cercanos a cero que las otras escalas de SPEI, y solo la categoría $-2,130 < Z < -1,986$ está por encima del valor Z crítico (-1,96), por lo que, a nivel general, no se observa una tendencia significativa en esta escala. Los valores Z pertenecientes a las otras escalas, aumentan el nivel de confianza para establecer que la hipótesis nula (de que no hay tendencia) es rechazada, debido a que presentan intervalos mucho menores que -1,96. Tales cifras, indican que incluso la tendencia decreciente es significativa a un nivel de confianza 99% ($\alpha = 0,01$) e, incluso, 99,9% ($\alpha = 0,001$) en SPEI de escala acumulativa de 24 meses.

Respecto a la distribución espacial de los valores de las tendencias en el área de estudio, estos se caracterizan, principalmente, por un gradiente latitudinal y longitudinal. En este sentido, las tendencias negativas van en aumento en un sentido de sur a norte, es por eso que las regiones de O'Higgins y el Maule, presentan tendencias negativas más significativas en comparación con las se encuentran hacia el extremo sur de la región de La Araucanía.

Por otro lado, el gradiente longitudinal se ve marcado por los puntos con colores más oscuros en la zona de la Cordillera de la Costa y de la depresión intermedia, que simbolizan zonas con mayor tendencia negativa que las que se encuentran en sectores sobre la Cordillera de Los Andes. De esta forma, las áreas que presentan las mayores tendencias significativamente decrecientes se encuentran, fundamentalmente, en la depresión intermedia de la región de O'Higgins y en Cordillera de la Costa de las regiones del Maule y Ñuble.

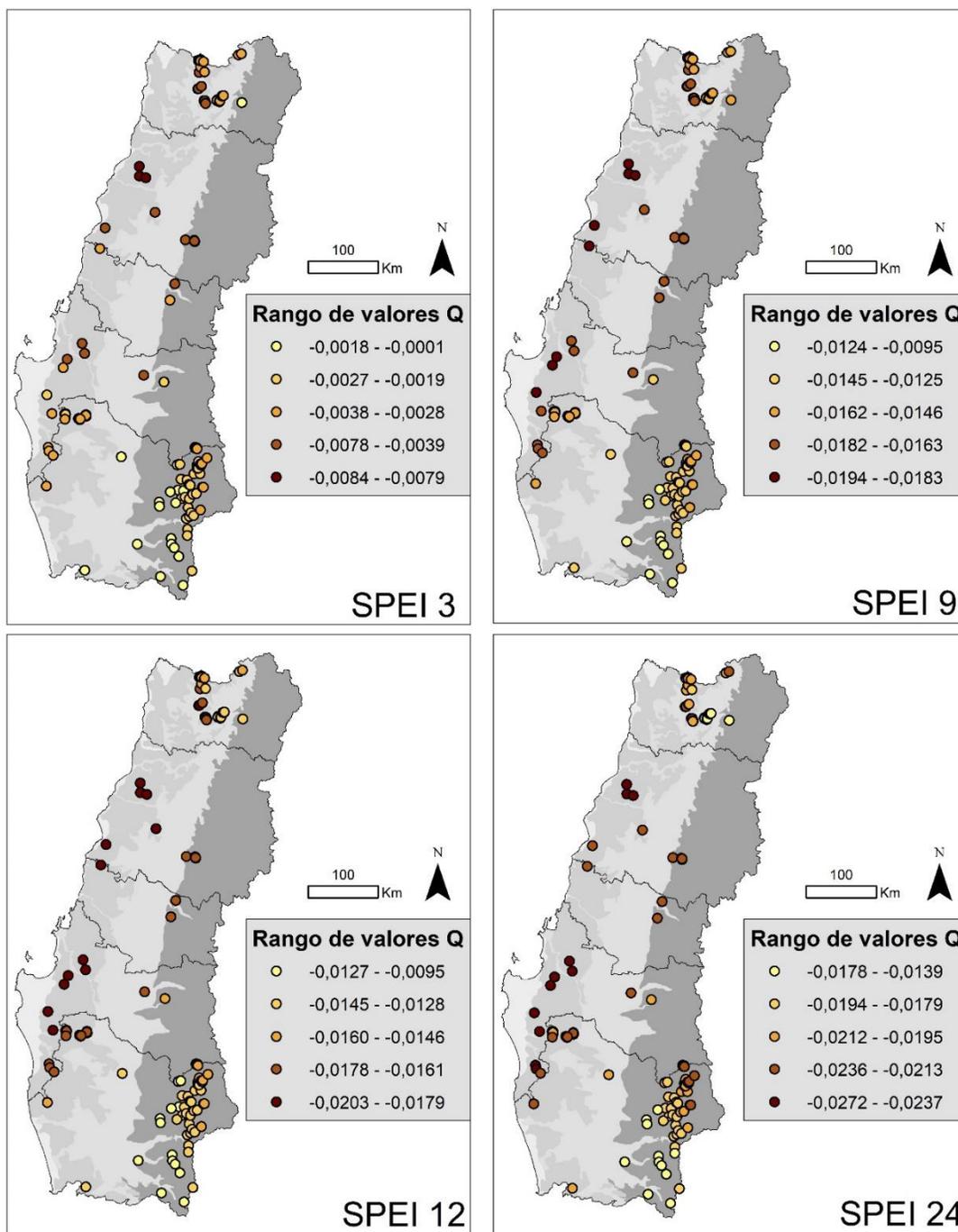
En cuanto a la imagen N°7, esta representa la pendiente Sen del SPEI (2000-2018), en las distintas escalas, por cada punto. El valor Q indica la variación mensual. A nivel general, se observa que todas las variaciones tienen signo negativo, por lo que los valores de SPEI tienden a disminuir. Esto demuestra la existencia de una disminución gradual de SPEI en todos los puntos, independientemente de la magnitud que se presenta, lo cual va acentuando la severidad de la sequía conforme transcurre la serie temporal.

Al igual que la imagen N°6, estos datos representan distintos valores de Q , para las distintas escalas de SPEI analizadas. En ese sentido, los valores de Q para la serie SPEI 3 tiene variaciones mensuales mínimas si se compara con el resto de las series SPEI. Por otro lado, SPEI 24 tiene los máximos valores de Q con una variación que puede alcanzar -0,0272 por mes en algunos puntos presentados en la Cordillera de La Costa.

Esto último refleja también que la distribución espacial de la pendiente de Sen es similar a la mostrada por la tendencia de Mann-Kendall, debido a que se observa el mismo tipo de gradiente latitudinal y longitudinal. De esta forma, en términos latitudinales, Q va

aumentando su valor en un sentido de sur a norte y de este a oeste. Así, se da cuenta de que los valores de Q más significativos se encuentran, en general, en la depresión intermedia de las regiones de O'Higgins y en la Cordillera de La Costa de las regiones del Maule, Ñuble y Biobío.

Imagen N°7: Pendiente Sen (valores Q) de SPEI de 3, 9, 12 y 24 meses, en la región de estudio (Elaboración propia, 2020).



Las zonas que presentan valores Q menos significativos son las ubicadas en la Cordillera de Los Andes de la región de la Araucanía, teniendo mayor significancia en escalas desde 9, 12 y 24 meses de SPEI. A pesar de ello, es posible evidenciar un gradiente de valor Q en sentido latitudinal para las cuatro escalas de SPEI, ya que los puntos ubicados en el límite con la región del Biobío alcanzan el rango de $-0,0162 < Q < -0,0146$ para SPEI 9, de $-0,0160 < Q < -0,0146$ para SPEI 12 y de $-0,0236 < Q < -0,0213$ para SPEI 24.

3.1.2. Variación temporal de SPEI en las Cuencas

En la figura N°1 se pueden observar los gráficos referentes a los valores promedio de SPEI, en las distintas escalas, para la Cuenca 1, ubicada en la región de O'Higgins. Para la serie de SPEI 3, se observa una mayor frecuencia de cambios entre periodos de humedad y de sequía. A partir del año 2009, SPEI 3 comienza a mostrar sequías que superan el umbral de -1,5, considerándose, por lo tanto, como sequías extremas, siendo el año 2015 el que presentó la sequía de mayor magnitud de la serie.

SPEI 9 mostró una menor ocurrencia de cambios entre periodos húmedos y secos, y los periodos de sequía se acentúan a partir del año 2008. El evento seco del año 2015 también se observa en esta escala, alcanzando un valor por debajo de $SPEI = -2$, llegando a compararse con el suceso ocurrido en el año 2017.

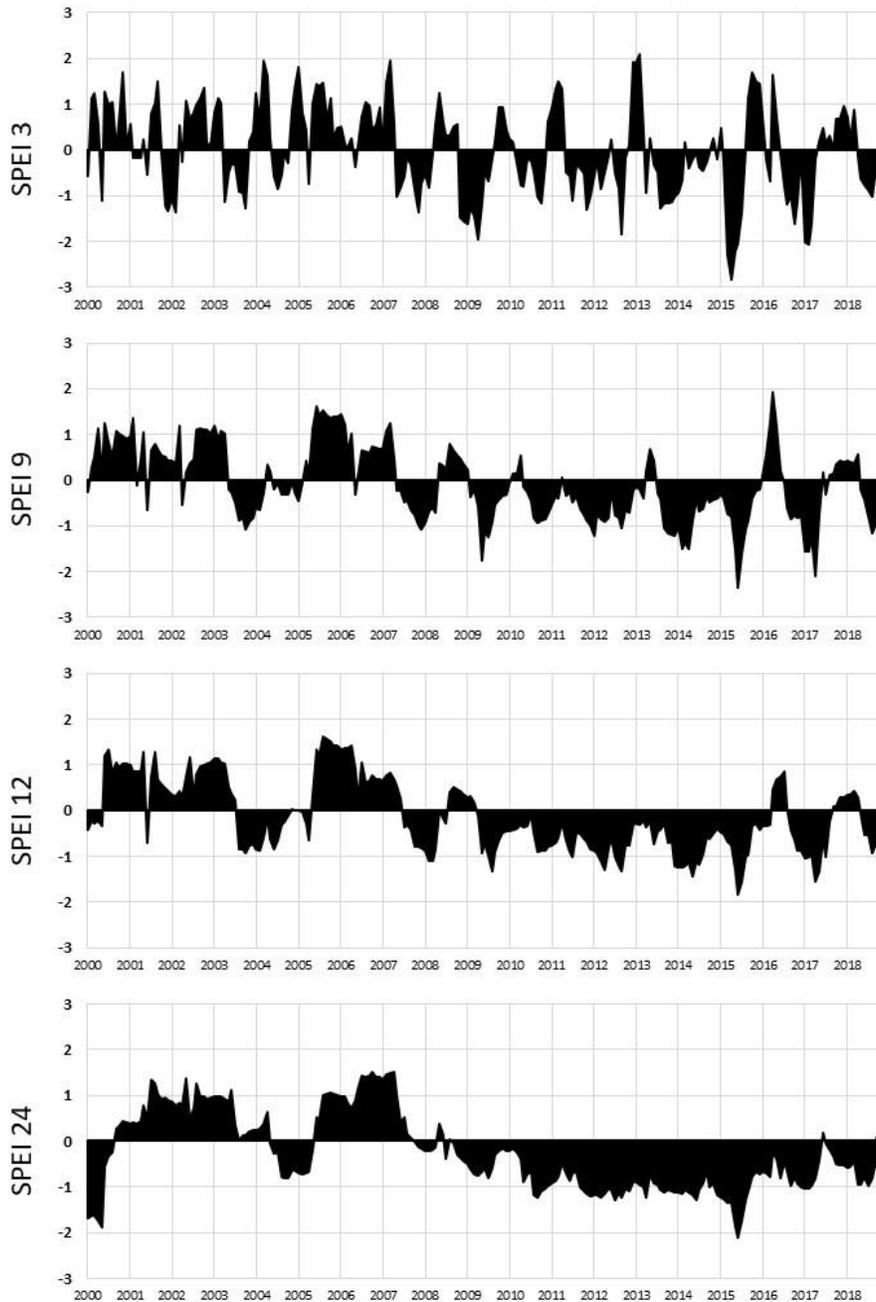
La serie referente a SPEI 12 da cuenta de una atenuación de los sucesos húmedos ocurridos posterior al año 2009, ya que el siguiente suceso húmedo ocurre, recién, en el año 2016. También se suaviza la curva en cuanto a los sucesos de sequía, debido a que, en los años 2015 y 2017, no se superan el umbral de $SPEI = -2$.

En el gráfico de SPEI de 24 meses se puede notar que, desde el inicio del año 2009, la curva no ha alcanzado los valores positivos, manteniéndose casi siempre en valores negativos, salvo a mitad del año 2017, con una pequeña fase húmeda.

De esta forma, el comportamiento de la sequía en la Cuenca 1 puede resumirse en dos periodos generales: el periodo previo al año 2009, con sucesos mayormente húmedos y episodios de sequías menores, y el periodo posterior al año 2009 que, fundamentalmente, se trata de sequía continua que aumenta su severidad conforme pasa el tiempo.

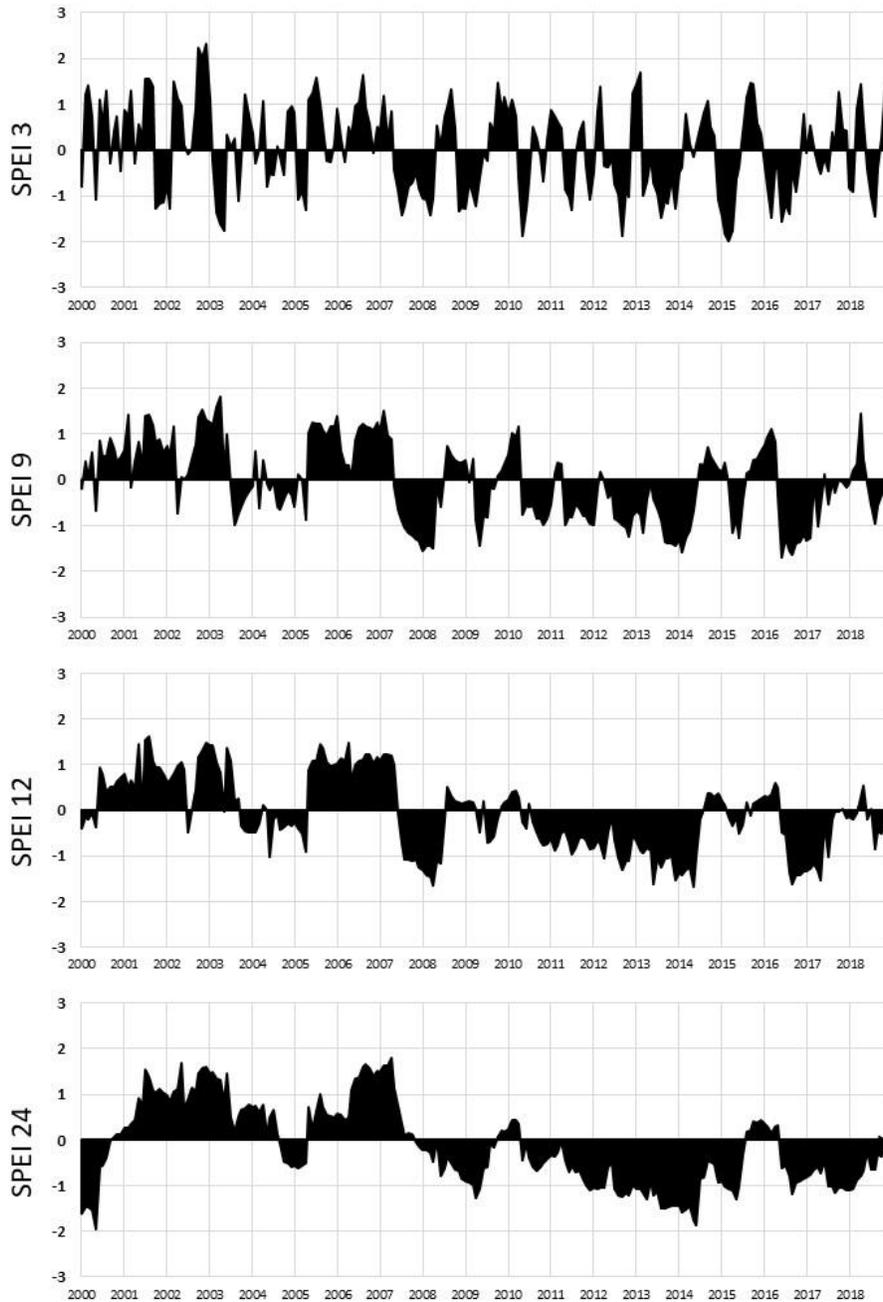
La figura N°2 muestra los resultados del promedio de la serie de SPEI para la Cuenca 2, ubicada en la zona norte de la Región de La Araucanía, específicamente en su Cordillera de La Costa. Como se puede observar, la figura presenta dos similitudes generales respecto a la figura anterior (N°1), tanto en el comportamiento de las ocurrencias de periodos húmedos y secos que disminuye de acuerdo aumenta el número de escalas de meses considerado, y en el patrón general de aumento de sequías y su severidad posterior al año 2009.

Figura N°1: Gráficos de SPEI en escalas de 3, 9, 12 y 24 meses, para la Cuenca 1 de la región de O'Higgins (Elaboración propia, 2020).



Por lo tanto, SPEI 3 muestra una mayor serie de ocurrencias de eventos de sequía y eventos de humedad. Sin embargo, los eventos de sequía poseen menor severidad que los identificados en la cuenca 1, ya que no superan los niveles $SPEI = -2$, solo acercándose a ese nivel en los años 2003, 2010, 2012 y 2015. De todas formas, según la clasificación propuesta por Vivanco (2019), en esos años existieron sequías extremas, debido a que superaron el umbral SPEI de -1,5.

Figura N°2: Gráficos de SPEI en escalas de 3, 9, 12 y 24 meses, para la Cuenca 2 de la región de La Araucanía (Elaboración propia, 2020).



En SPEI 9, la curva se suaviza y se presenta una menor ocurrencia de eventos de humedad en años posteriores al 2007. Sin embargo, los eventos de sequía tienen menor severidad que los identificados en la Cuenca 1. Lo mismo sucede para SPEI 12, que concentra un episodio de sequía considerable al comenzar la década de 2010 que acrecenta su severidad hasta mediados del año 2014.

Para el SPEI de 24 meses de acumulados, es posible notar la existencia de un marcado periodo de sequía que se extiende a lo largo del periodo 2008-2018, que se ve interrumpida por dos periodos de humedad presentados en los años 2010 y 2016, pero insignificantes si se toma en cuenta la clasificación de Vivanco (2019) ya que no superan el umbral $SPEI = 0,5$. En esta escala acumulativa, la severidad alcanzada en el año 2014 supera el umbral $SPEI = -1,5$, por lo que se cataloga como una sequía extrema.

Al igual que la Cuenca 1, los resultados de esta área muestran dos patrones generales que pueden resumir la serie completa: el primero está presente en el periodo que va desde el año 2000 hasta mediados del 2008, en el que se encuentran similares periodos de humedad y de sequía, observables de mejor forma en SPEI 3. El siguiente periodo se presenta entre los años 2008 hasta 2018 y muestra marcados episodios de sequía que aumentan su severidad hacia el año 2014.

Si bien ambas cuencas poseen un segundo periodo, posterior a los años 2009 y 2008 marcados por fuertes episodios de sequía, es la Cuenca 1 la que posee mayor severidad y continuidad de sequía (visible en SPEI 24), debido a que sobrepasa valores $SPEI = -2$ en el año 2015 y su continuidad se ve ininterrumpida hasta mediados de 2017 con un pequeño suceso húmedo que no logra superar el umbral de significancia.

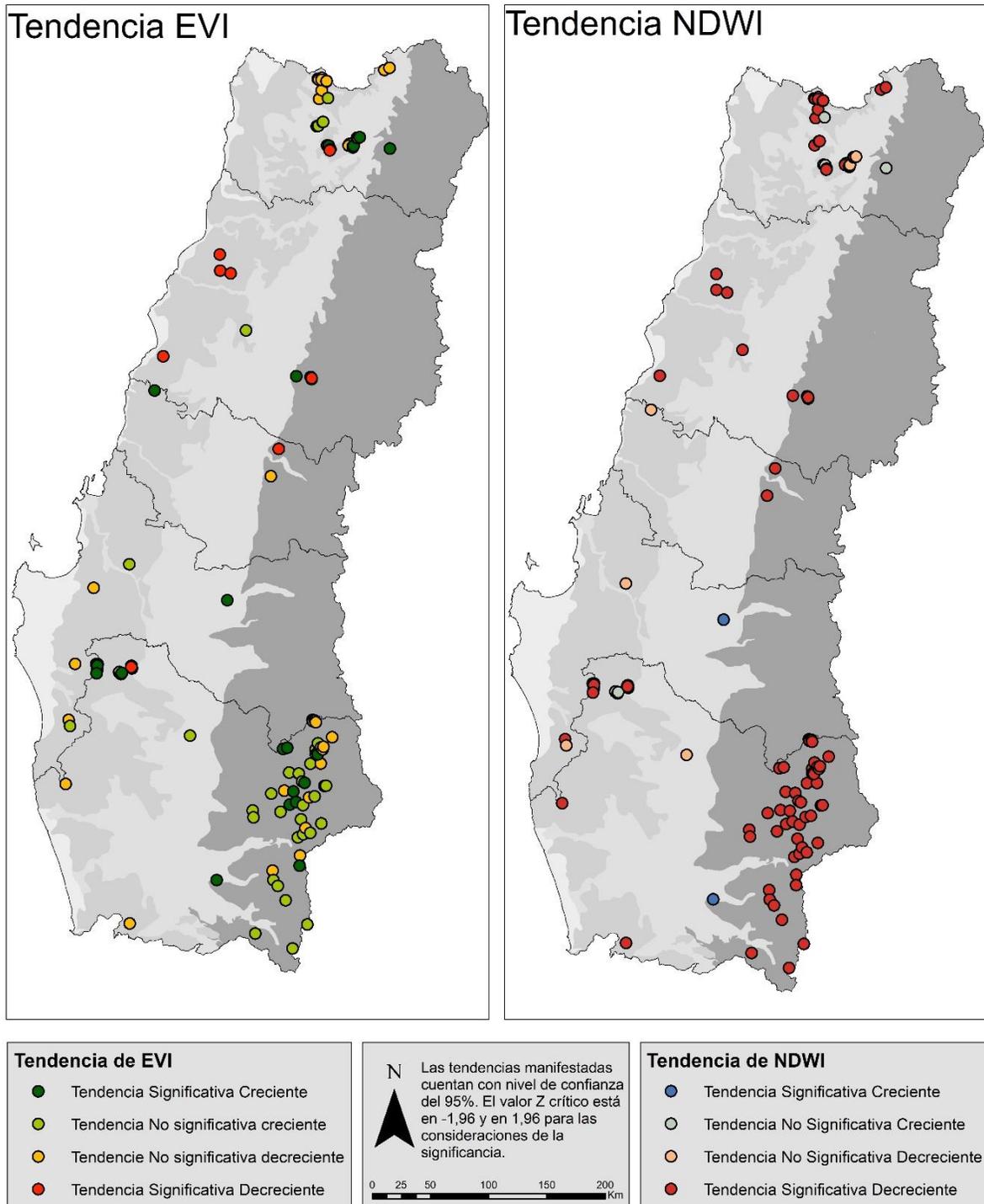
3.2. ÍNDICES DE ESTADO VEGETACIONAL

En la imagen N°8 se pueden observar las tendencias mediante el método de Mann-Kendall de las variables de EVI y NDWI calculadas para los meses de mayor productividad vegetal (septiembre-enero). Como se puede observar, los resultados de EVI muestran distintos valores de tendencia para la serie temporal, con aquellas de carácter significativamente decrecientes ubicadas principalmente en zonas cordilleranas, tanto en la Cordillera de la Costa como en la Cordillera de Los Andes, y, también, en los valles centrales. Las tendencias no significativas decrecientes tienen una mayor distribución espacial, ya que no obedecen un patrón longitudinal o latitudinal, abarcando las cinco regiones de Chile central consideradas, ubicándose sobre todas las macro-orografías.

Se destaca la gran cantidad de píxeles que han mostrado comportamientos crecientes en cuanto a la tendencia temporal, lo que indica un incremento de EVI entre los años 2000-2018. Estos se ubican, principalmente, en la Región de la Araucanía, correspondiendo, en su mayoría, a píxeles de cobertura densa de *Araucarias araucanas* y de Ciprés de la Cordillera. En la Región de O'Higgins, se observa una gran cantidad de puntos correspondientes a asociaciones de Peumo-Litre-Quillay y de *Eucalyptus globulus* que presentan la condición de tendencia creciente de EVI.

Por otro lado, los comportamientos mostrados por el índice NDWI distan mucho de lo que se observa en EVI. La mayoría de los píxeles demuestran tener un comportamiento significativamente decreciente, respecto a la tendencia de Mann-Kendall y muy pocos muestran tendencias positivas en el periodo 2000 a 2018.

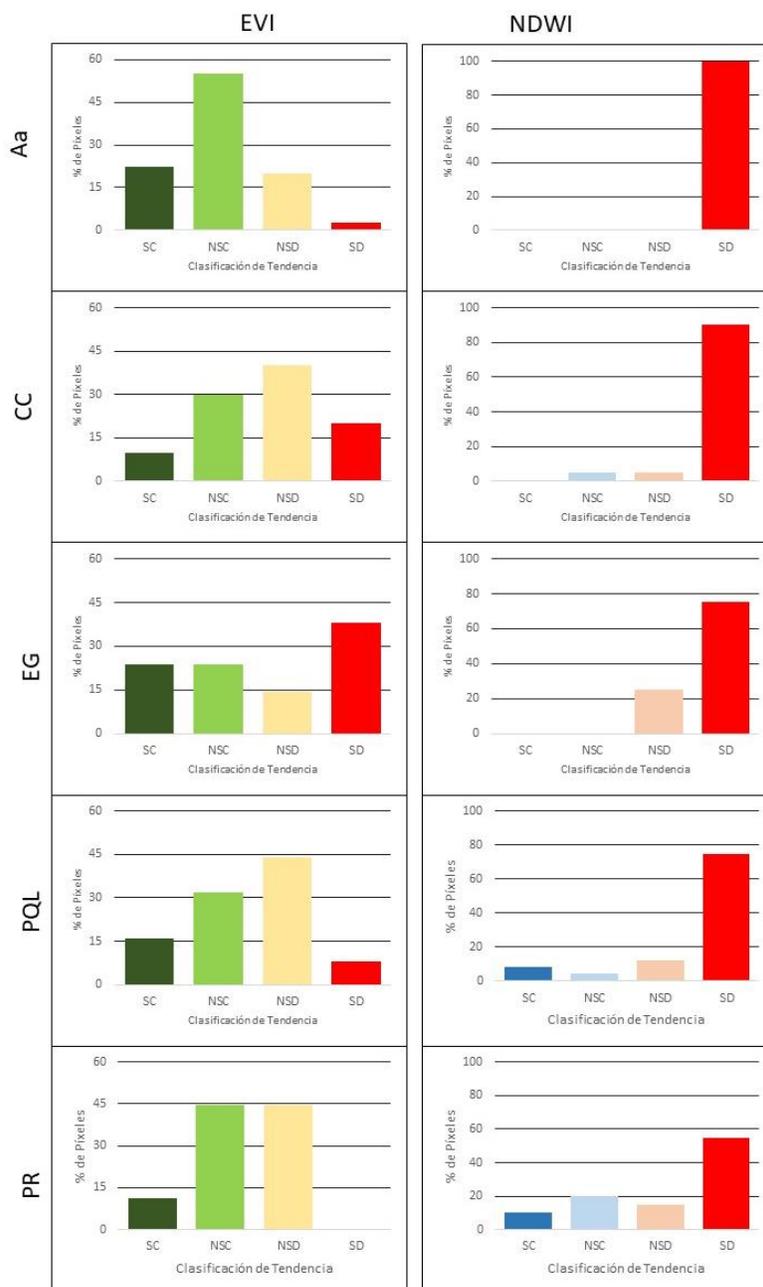
Imagen N°8: Tendencias de EVI y NDWI en los píxeles seleccionados, durante 2000-2018
(Elaboración propia, 2020).



En la serie de gráficos que se muestran a continuación (figura N°3), es posible notar que, para la cobertura de *Araucaria araucana* (Aa), existe sobre un 20% de píxeles con tendencias significativas crecientes. Si a esto se le suma casi el 50% píxeles que poseen tendencia

creciente, pero no significativa, se tiene que, aproximadamente, un 70% de los píxeles de cobertura de *Araucaria araucana* poseen tendencias positivas para EVI en el periodo de estudio. Sin embargo, el 100% de los píxeles de esta cubierta presentan tendencias significativamente decrecientes para el índice NDWI, demostrando una baja en los niveles de agua de la superficie foliar.

Figura N°3: porcentaje de píxeles por comportamiento de EVI y NDWI en cubierta vegetal observada (Elaboración propia, 2020).



SC = Significativo Creciente; NSC = No significativo Creciente;
NSD = No Significativo Decreciente; SD = Significativo Decreciente.

La cobertura correspondiente al Ciprés de la Cordillera (CC) muestra un EVI más equilibrado entre tendencias positivas y tendencias negativas. De estas últimas, alrededor de un 20% de los píxeles poseen una tendencia significativamente decreciente. El NDWI de estas coberturas muestra, nuevamente, un mayor porcentaje de píxeles con tendencias significativamente negativas, acercándose al 90% del total de píxeles considerados.

Las coberturas de la especie forestal *Pinus radiata* (PR) manifiestan un comportamiento de la tendencia de EVI más equilibrado que los mencionados anteriormente. En el gráfico correspondiente, se puede observar que el mayor porcentaje de los píxeles mostraron un comportamiento significativamente decreciente en cuanto a la tendencia (cerca de un 40%). Las tendencias positivas tienen similar porcentaje y, en total, abarcan cerca de un 50%. Por otro lado, y, al igual que el resto de las coberturas, el NDWI se mostró, en su gran mayoría, con un comportamiento predominantemente negativo ya que sobre un 70% muestra tendencia significativa decreciente. Además, considerando las tendencias decrecientes no significativas, el total de tendencias negativas alcanza sobre el 80% de los píxeles.

Las coberturas de la asociación Peumo-Quillay-Litre (PQL) presentaron, en su mayoría, comportamientos de EVI decrecientes (aproximadamente un 55%), de los cuales, alrededor del 45% presentó tendencias no significativas. El restante 45% se subdivide en 30% de píxeles con tendencia no significativa creciente y 15% de píxeles con tendencia significativamente creciente. Para el caso de la variable NDWI, estas coberturas no presentan mayores diferencias al resto, debido a que, sobre el 70% de los píxeles presentaron tendencias significativamente decrecientes y, en total, sobre el 80% de los datos presentaron tendencias decrecientes, contando aquellos píxeles que no contaron con tendencias significativas. Por otro lado, aproximadamente 15% de los píxeles presentaron tendencias crecientes.

Las coberturas de *Eucalyptus globulus* no presentaron tendencias significativamente decrecientes en EVI. Por el contrario, estas muestran un comportamiento parejo que oscila en la no significancia de tendencias, tanto positivas como negativas (90% de los píxeles estudiados). El resto (10%) posee una tendencia significativamente creciente.

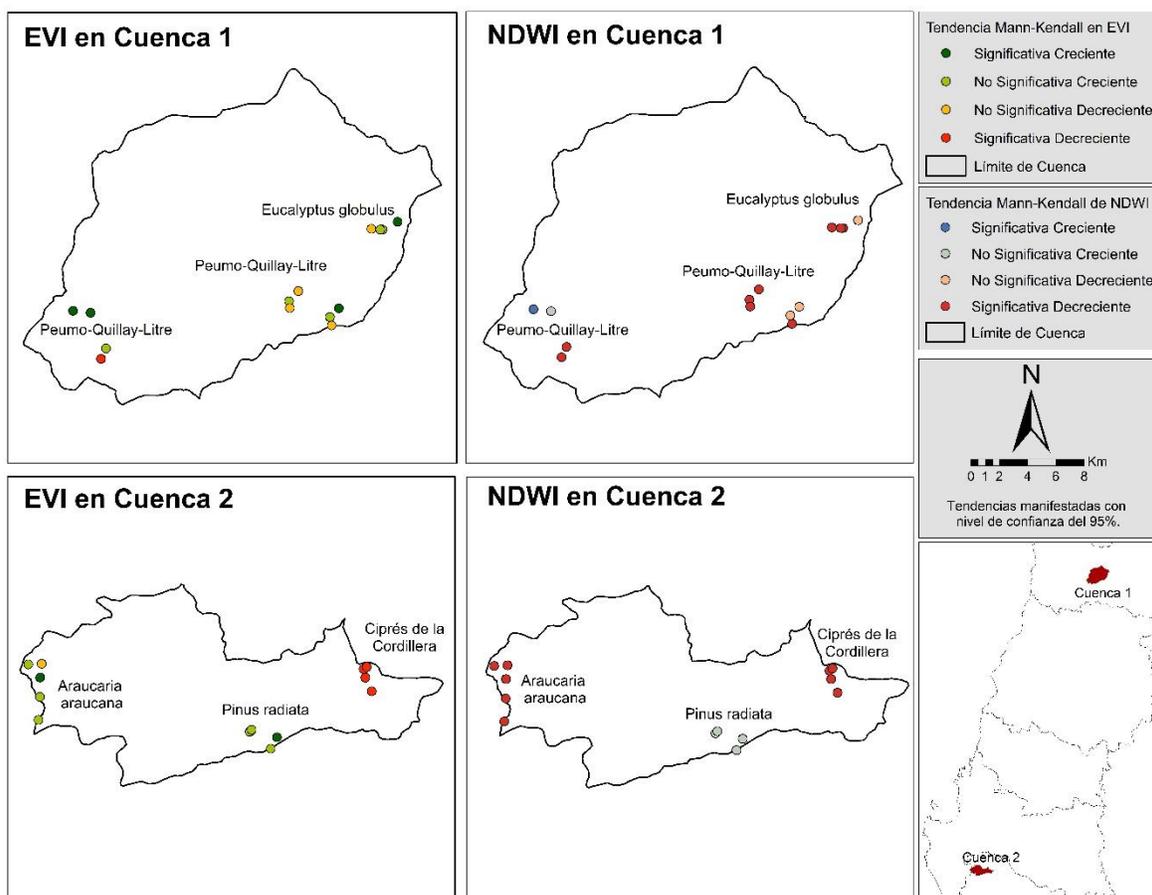
El gráfico correspondiente a NDWI para *Eucalyptus globulus* muestra que sobre un 50% de los píxeles presentan tendencias negativas importantes y, alrededor de un 30% mostraron tendencias positivas.

La imagen N°9 muestra las tendencias para EVI y NDWI en las cuencas de estudio. La Cuenca 1 posee píxeles de coberturas de especies latifoliadas, tanto nativas (asociación Peumo-Quillay-Litre) como exóticas (*Eucalyptus globulus*). La respuesta de la asociación nativa en EVI es variada, ya que en la zona oeste de la cuenca se puede observar píxeles con tendencias positivas y negativas, ambas significativas. En la zona media, los seis píxeles de la asociación PQL poseen mayormente, respuestas no significativas, donde priman tres píxeles con tendencia decreciente. Por otro lado, la especie forestal *Eucalyptus globulus*

muestra un comportamiento casi neutral, debido a que tres de sus cuatro píxeles estudiados muestran comportamientos no significativos, tanto crecientes como decrecientes. El píxel restante presenta una tendencia significativa creciente.

Si se toma en cuenta el NDWI de la Cuenca 1, se puede ver que la mayoría de los píxeles de ambas coberturas presenta una tendencia significativa decreciente. Sin embargo, la mitad de los píxeles de Peumo-Quillay-Litre, ubicados al oeste de la cuenca, presentan tendencias crecientes. Estos, en EVI, respondieron de similar forma, al tener igualmente una tendencia creciente significativa. El resto de píxeles, tanto de coberturas nativas y forestales, presentan fuertes tendencias decrecientes que pueden, de igual forma, relacionarse con los resultados mostrados en EVI.

Imagen N°9: Tendencias de Mann-Kendall para EVI y NDWI en cuencas de estudio (Elaboración propia, 2020)



En la Cuenca 2, las respuestas de EVI varían entre cobertura asociada a especies de *Araucaria araucana* (nativa), *Pinus radiata* (exótica) y Ciprés de la Cordillera (nativa). Para la primera cobertura, existen tendencias mayormente positivas, pero no significativas y uno de los píxeles mostró un comportamiento decreciente pero no significativo. Para *Pinus radiata*, no existieron tendencias decrecientes y todas mostraron un comportamiento creciente. Por otro

lado, la cobertura de Ciprés de la Cordillera, ubicados en el este de la cuenca, se presentó en su totalidad con comportamientos significativamente decrecientes.

Las respuestas de NDWI fueron totales para las coberturas nativas, debido a que ambas presentaron una tendencia significativamente decreciente. Por otro lado, los píxeles de cobertura forestal presentaron una tendencia creciente pero no significativa.

3.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

3.3.1. Modelos lineales generalizados

En las tablas N°8 y 9 se observan los modelos lineales generalizados para las cuencas 1 y cuencas 2, que buscan explicar los resultados de EVI y NDWI utilizando como variables independientes el tiempo (tanto en años como en meses), el tipo forestal (si es nativo o exótico) y las distintas escalas de la variable SPEI.

Tabla N°8: Resultados de los modelos lineales generalizados para la Cuenca 1 (Elaboración propia, 2020).

Modelo 1 (EVI y SPEI 3)				Modelo 5 (NDWI y SPEI 3)			
Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia	Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia
Intercepto	-2,9730921	0.01030	*	Intercepto	11,1685729	< 2E-16	***
Año	0,001791	0.00305	**	Año	-0,0054087	< 2E-16	***
Mes	0.0009768	0.13904		Mes	0,0008142	0,20987	
Tipo	-0.0122301	0.07357	.	Tipo	-0,0788034	< 2E-16	***
SPEI 3	0.0059232	0.05505	.	SPEI 3	0,0083192	0,00619	**
Modelo 2 (EVI y SPEI 9)				Modelo 6 (NDWI y SPEI 9)			
Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia	Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia
Intercepto	-4,4762934	0,000503	***	Intercepto	10,1202054	3,65E-14	***
Año	0,0025553	0,000132	***	Año	-0,0048863	1,95E-13	***
Mes	0,0011072	0,094382	.	Mes	0,0008811	0,177	
Tipo	-0,0123316	0,070835	.	Tipo	-0,0789111	< 2e-16	***
SPEI 9	0,0119924	0,007393	**	SPEI 9	0,0080546	0,068	.
Modelo 3 (EVI y SPEI 12)				Modelo 7 (NDWI y SPEI 12)			
Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia	Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia
Intercepto	-4,096380	0,00322	**	Intercepto	9,1372331	3,14E-11	***
Año	0,0022689	0,00105	**	Año	-0,0043965	1,34E-10	***
Mes	0,0009769	0,13918		Mes	0,0008247	0,20393	
Tipo	-0,0122989	0,07208	.	Tipo	-0,0789055	< 2E-16	***
SPEI 12	0,0079230	0,10423		SPEI 12	0,0140031	0,00352	**
Modelo 4 (EVI y SPEI 24)				Modelo 8 (NDWI y SPEI 24)			
Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia	Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia
Intercepto	-3,105756	0,0576	.	Intercepto	11,1090830	8,08E-12	***
Año	0,0017756	0,0293	*	Año	-0,0053784	2,91E-11	***
Mes	0,0009529	0,1496		Mes	0,0007786	0,232	
Tipo	-0,0123086	0,0722	.	Tipo	-0,0789017	< 2E-16	***
SPEI 24	0,0012022	0,8222		SPEI 12	0,0011009	0,835	

Nivel de significancia: 0 '***'; 0,001 '**'; 0,01 '*'; 0,05 '.'; 0,1 ' '

Luego, las figuras N°4 y 5 muestran la distribución de los residuales de cada modelo, donde los gráficos de color verde corresponden a EVI y los de color azul a NDWI. Esto se complementa con la tabla N°10 que presenta los resultados (p-valores) pertenecientes a la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov. Cabe destacar que, mediante esta prueba estadística, se determina que las distribuciones de los residuales no presentan una distribución normal, por lo que los modelos no son ideales para obtener conclusiones certeras sobre el comportamiento de EVI y NDWI en las cuencas.

Tabla N°9: Resultados de los modelos lineales generalizados para la Cuenca 2 (Elaboración propia, 2020).

Modelo 9 (EVI y SPEI 3)				Modelo 13 (NDWI y SPEI 3)			
Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia	Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia
Intercepto	4,9740799	0,00224	**	Intercepto	15,6557857	< 2e-16	***
Año	-0,0021734	0,00725	**	Año	-0,0075913	< 2e-16	***
Mes	-0,0050999	4,74E-08	***	Mes	-0,0049052	8,34E-09	***
Tipo	-0,0879505	< 2e-16	***	Tipo	-0,0329615	0,00012	***
SPEI 3	-0,0116349	0,01103	*	SPEI 3	0,0051915	0,21265	
Modelo 10 (EVI y SPEI 9)				Modelo 14 (NDWI y SPEI 9)			
Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia	Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia
Intercepto	3,3737080	0,0641	.	Intercepto	17,8461781	< 2e-16	***
Año	-0,0013772	0,1286		Año	-0,0086806	< 2e-16	***
Mes	-0,0051111	5,23E-08	***	Mes	-0,005095	2,32E-09	***
Tipo	-0,0879866	< 2e-16	***	Tipo	-0,0329665	0,000115	***
SPEI 9	0,0087271	0,1112		SPEI 9	-0,0136957	0,005913	**
Modelo 11 (EVI y SPEI 12)				Modelo 15 (NDWI y SPEI 12)			
Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia	Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia
Intercepto	4	0,0371	*	Intercepto	18,9554083	< 2e-16	***
Año	-0,0016545	0,0778	.	Año	-0,0092341	< 2e-16	***
Mes	-0,005264	1,75E-08	***	Mes	-0,0049087	6,29e-09	***
Tipo	-0,0879921	< 2e-16	***	Tipo	-0,0329933	0,000109	***
SPEI 12	0,0047999	0,4285		SPEI 12	-0,0201397	0,000248	***
Modelo 12 (EVI y SPEI 24)				Modelo 16 (NDWI y SPEI 24)			
Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia	Coefficientes	Estimado	Pr (> t)	Significancia
Intercepto	6,2956109	0,00316	**	Intercepto	20,7308629	< 2e-16	***
Año	-0,0028312	0,00764	**	Año	-0,0101183	< 2e-16	***
Mes	-0,0053156	1,26E-08	***	Mes	-0,0049189	5,68E-09	***
Tipo	-0,087995	< 2e-16	***	Tipo	-0,0329046	0,000112	***
SPEI 24	-0,0074796	0,24331		SPEI 24	-0,0230215	7,43E-05	***

Nivel de significancia: 0 ‘***’; 0,001 ‘**’; 0,01 ‘*’; 0,05 ‘.’; 0,1 ‘ ‘

A pesar de no contar con modelos lineales generalizados que representen de manera óptima el comportamiento de los índices de vegetación, se puede observar que, en la cuenca 1 (tabla N°8), el tipo forestal (nativo o exótico) esto entrega un acercamiento a lo que se da en el apartado 3.3.2, debido a que la variable tipo es significativamente determinante (en, al menos, un 95% de intervalo de confianza) en los ocho modelos elaborados para la cuenca 1. Por otro

lado, los valores de SPEI que tienen un mayor grado de significancia son, para EVI, el SPEI de 9 meses, mientras que para la variable NDWI, tanto SPEI 3 como SPEI 12 tienen carácter significativo a un nivel confianza $\alpha = 0,001$.

Para la cuenca 2, en la tabla N°9, los modelos lineales generalizados arrojaron resultados similares a los de la cuenca 1, por lo que la variable “Tipo de cobertura” resultó ser determinante (a un intervalo de confianza cercano al 100%) para explicar las respuestas de EVI y NDWI. En cuanto a la escala de SPEI explicativas para la variable EVI, el SPEI 3 fue el que tuvo mayor determinación (a un nivel de confianza del 99,9%) y, para NDWI, el SPEI de 12 y 24 fueron los determinantes a un nivel de significancia de $\alpha = 0$.

Por otro lado, con el fin de comprobar si estos modelos lineales generalizados son los ideales para explicar las variables de EVI y NDWI, se observaron los gráficos pertenecientes a cada uno de los 16 modelos elaborados hasta acá, los cuales parecieran tener, en primera instancia, una forma de distribución normal (ver figura N°4 y 5).

Sin embargo, como se muestra en la tabla N°10, la prueba de Kolmogorov-Smirnov arrojó resultados negativos en cuanto a la normalidad de los residuales, por lo que no se puede asumir que estos posean una distribución normal, dejando a los 16 modelos con poca robustez estadística para obtener conclusiones de estos.

Tabla N°10: Resultados de la prueba de normalidad para los residuos de los GLM (Elaboración propia, 2020)

Modelo	p-valor
Modelo 1	< 2,2E-16
Modelo 2	< 2,2E-16
Modelo 3	< 2,2E-16
Modelo 4	< 2,2E-16
Modelo 5	1,74E-09
Modelo 6	6,48E-11
Modelo 7	1,18E-11
Modelo 8	4,56E-10
Modelo 9	< 2,2E-16
Modelo 10	< 2,2E-16
Modelo 11	< 2,2E-16
Modelo 12	< 2,2E-16
Modelo 13	< 2,2E-16
Modelo 14	< 2,2E-16
Modelo 15	< 2,2E-16
Modelo 16	< 2,2E-16

Figura N°4: Diagrama de frecuencias de residuos de los GLM de la Cuenca 1 (Elaboración propia, 2020).

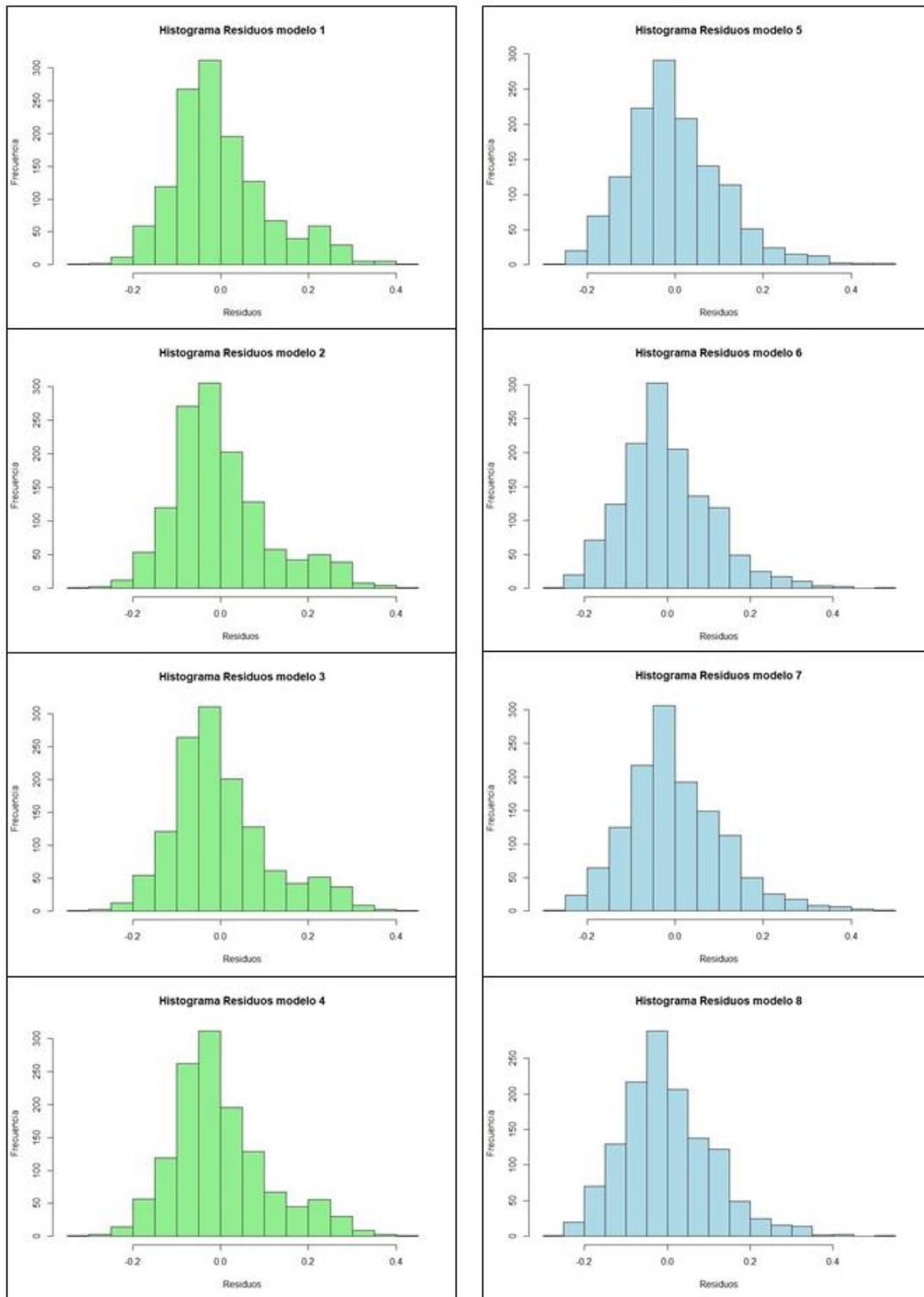
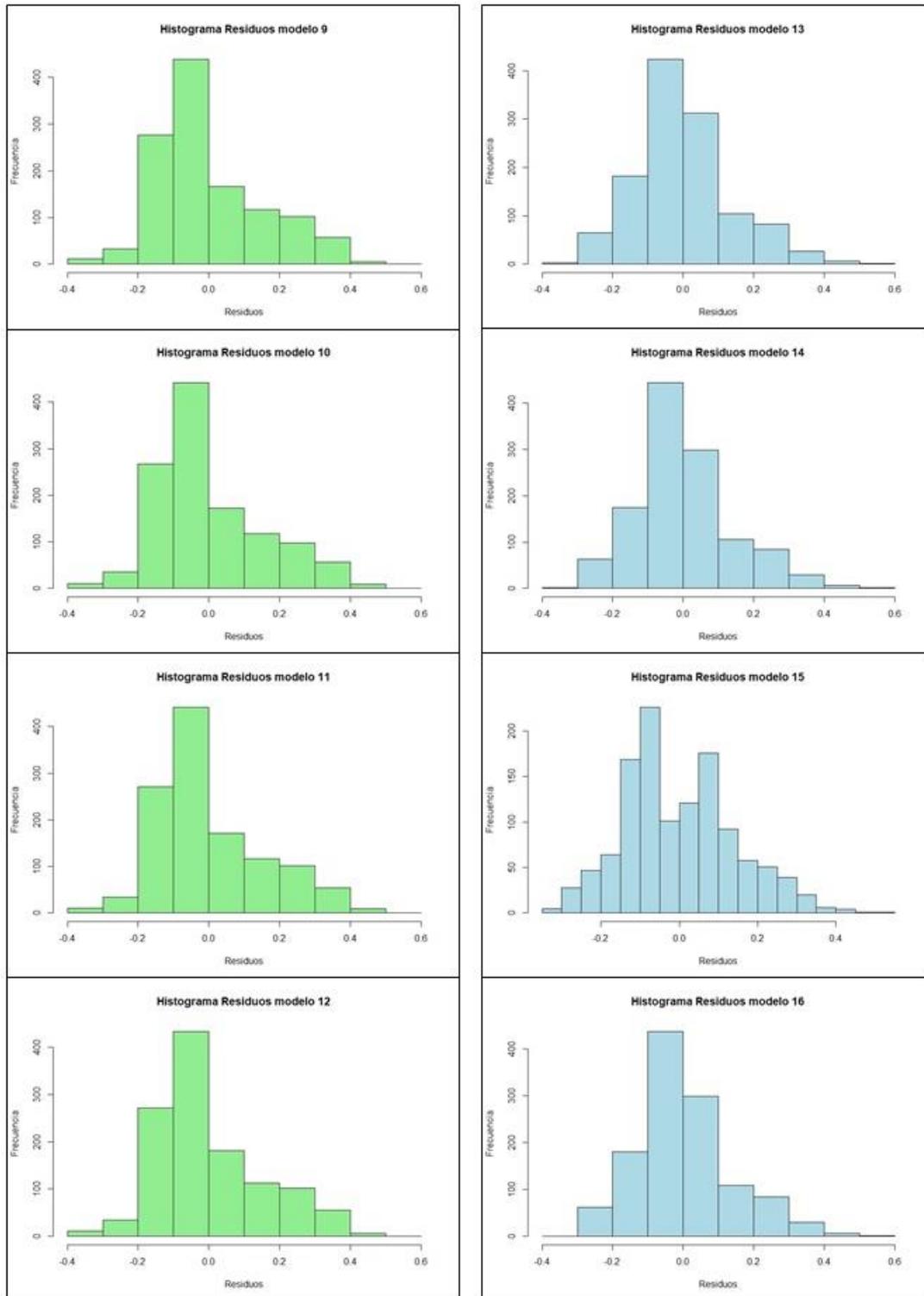


Figura N°5: Diagrama de frecuencias de residuos de los GLM de la Cuenca 2 (Elaboración propia, 2020).



De esta forma, conociendo que la distribución de los residuos no es normal, fue que se procedió a la evaluación de variables de forma separada, recayendo metodológicamente en la utilización de pruebas de correlación y la prueba *U de Mann-Whitney*.

3.3.2. Correlaciones entre Índices de estado vegetal y Escalas de SPEI

Las tablas N°11 y 12 muestran los distintos valores de correlación que permiten identificar cuál es la escala que más se relaciona con las variables de EVI y NDWI de cada tipo de cobertura de especies para las dos cuencas estudiadas.

De acuerdo al p-valor entregado, es posible determinar si se acepta la hipótesis nula de que no hay relación significativa entre las variables ($p\text{-valor} > \alpha$). Por otro lado, si el $p\text{-valor} < \alpha$ se puede rechazar la hipótesis nula, dando a entender que existe una relación entre las variables estudiadas.

Tabla N°11: Correlaciones entre los datos de EVI y NDWI con los datos de SPEI a distintas escalas, para la Cuenca 1 (Elaboración propia, 2020)

Cuenca 1	Escala de SPEI	p-valor	Rechaza Ho	Correlación
EVI de Nativas	SPEI 3	0,005332	Si	0,0611771
	SPEI 9	0,0003394	Si	0,07867551
	SPEI 12	0,001973	Si	0,06794246
	SPEI 24	0,7884	No	0,005892366
EVI de Exóticas	SPEI 3	0,09773	No	0,05782211
	SPEI 9	0,086	No	-0,05994963
	SPEI 12	0,06794	No	-0,06373838
	SPEI 24	0,006649	Si	-0,1572913
NDWI de Nativas	SPEI 3	0,002216	Si	0,06717253
	SPEI 9	5,46E-09	Si	0,1513308
	SPEI 12	4,96E-12	Si	0,1718608
	SPEI 24	4,99E-11	Si	0,1653649
NDWI de Exóticas	SPEI 3	0,08101	No	0,06089676
	SPEI 9	0,005073	Si	0,09780477
	SPEI 12	0,0009619	Si	0,1152247
	SPEI 24	0,04083	Si	0,1431897

A nivel general, se puede decir que, a pesar de que la mayoría de las correlaciones rechazan la hipótesis nula, los niveles de las correlaciones tienen valores muy cercanos a 0, por lo que, si bien el p-valor arroja la existencia de relaciones, estas no tienen mayor fuerza de asociación entre las variables.

En términos específicos, para la cuenca 1, el SPEI que tuvo una mayor correlación con la variable EVI de especies nativas fue el de escala de 9 meses, con un $r = 0,079$. Por otro lado, en cuanto al EVI de especies exóticas, solo el SPEI de 24 meses obtuvo el p-valor suficiente

para establecer la existencia de una relación entre ambas variables. Sin embargo, esta correlación arrojó un valor negativo $r = -0,16$, por lo que la relación posee un carácter inverso.

Tabla N°12: Correlaciones entre los datos de EVI y NDWI con los datos de SPEI a distintas escalas, para la Cuenca 2 (Elaboración propia, 2020)

Cuenca 2	Escala de SPEI	p-valor	Rechaza Ho	Correlación
EVI de Nativas	SPEI 3	0,01856	Si	-0,05452953
	SPEI 9	0,01012	Si	0,1022554
	SPEI 12	0,0000183	Si	0,09924495
	SPEI 24	0,0002203	Si	0,08562025
EVI de Exóticas	SPEI 3	0,07288	No	-0,06249093
	SPEI 9	0,1758	No	-0,04716626
	SPEI 12	0,0139	Si	-0,08587051
	SPEI 24	0,001952	Si	-0,1081322
NDWI de Nativas	SPEI 3	0,0994	No	0,03815562
	SPEI 9	8,58E-09	Si	0,15812
	SPEI 12	3,89E-10	Si	0,144918
	SPEI 24	< 2,2e-16	Si	0,2096611
NDWI de Exóticas	SPEI 3	0,8071	No	-0,008500752
	SPEI 9	0,004375	Si	-0,09923357
	SPEI 12	0,02394	Si	-0,1473988
	SPEI 24	0,000029	Si	-0,1458845

En cuanto a las variables de NDWI para especies nativas, todos los p-valores fueron suficientes para rechazar la hipótesis nula, por lo que el SPEI que tuvo una mayor correlación fue el de 12 meses, con $r = 0,17$. En referencia al NDWI de especies exóticas, la mayor correlación se dio con el SPEI correspondiente a 24 meses, con $r = 0,14$.

Respecto a las correlaciones de la cuenca 2, el SPEI que tuvo mayor correlación con la variable EVI de especies nativas fue el correspondiente al de 9 meses, con $r = 0,102$. Por otro lado, para las especies exóticas, las cuatro escalas de SPEI resultaron en correlaciones de símbolo negativo, manifestando la existencia de relaciones inversas. Además, solo SPEI de 12 y 24 meses poseen una relación significativa. De esta forma, el SPEI de mayor correlación inversa fue el de 24 meses, con $r = -0,108$.

Para la variable de NDWI de especies nativas, el p-valor arrojó la existencia de relaciones con casi todas las escalas de SPEI, salvo con la de 3 meses. Del resto, la que tuvo un mayor grado de correlación fue la de 24 meses, con $r = 0,21$. Cabe destacar que esta fue la correlación más alta identificada en la matriz.

Para especies exóticas, las correlaciones presentaron, al igual que en EVI, valores negativos, dejando notar la relación inversa entre ambas variables. SPEI 3 obtuvo un p-valor por debajo del nivel de significancia, por lo que implica la inexistencia de una relación significativa. Del

resto, la variable de SPEI que obtuvo mayor correlación pertenece a la escala de 12 meses, con un $r = -0,147$.

3.3.3. Resultados de la Prueba U de Mann-Whitney

De acuerdo a lo que se puede apreciar en la tabla N°13, el p-valor de EVI entre especies nativas y exóticas pertenecientes a la cuenca 1 es de 0,047, que es menor al valor 0,05 establecido como significancia, por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula y se afirma que existen diferencias significativas entre las variables de EVI pertenecientes a nativas y exóticas. Esto mismo pasa también con la diferencia de la variable NDWI para nativas y exóticas de la cuenca 1, debido a que el p-valor se encuentra por debajo de $2,2 \times 10^{-16}$ (o bien: $2,2 \times 10^{-16}$).

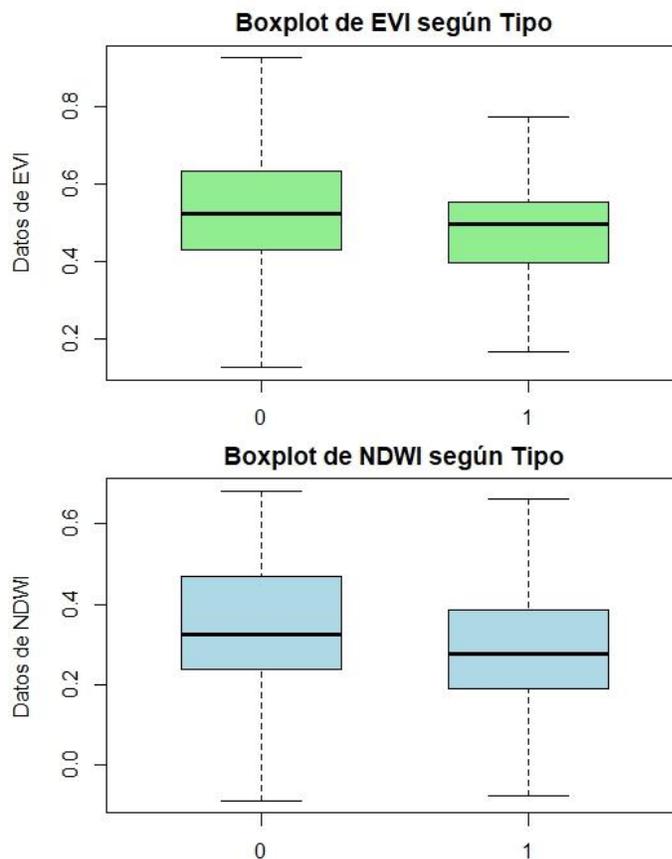
Tabla N°13: Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para las muestras (Elaboración propia, 2020)

Cuenca	Muestras	p-valor	Rechazo Ho (p-valor < α)
1	EVI de nativas - EVI de exóticas	0,04722	Si
	NDWI de nativas - NDWI de exóticas	< $2,2 \times 10^{-16}$	Si
2	EVI de nativas - EVI de exóticas	< $2,2 \times 10^{-16}$	Si
	NDWI de nativas - NDWI de exóticas	0,003053	Si

Para la cuenca 2, los resultados son similares que en la cuenca 1: el p-valor de las variables EVI pertenecientes a nativas y exóticas arrojó $2,2 \times 10^{-16}$ (o bien: $2,2 \times 10^{-16}$), y el de NDWI presentó un p-valor de 0,003. Como ambos valores están por debajo del nivel de significancia, se puede decir que, estadísticamente, las especies nativas y exóticas de la cuenca 1 respondieron significativamente de forma distinta en cuanto a sus variables de EVI y NDWI.

La diferencia estadísticamente significativa también puede verse en el diagrama de cajas de la figura N°6, donde se observa que las medianas pertenecientes a cubiertas con especies de tipo 1 (las nativas *Araucaria araucana*, Ciprés de la Cordillera y la asociación Peumo-Quillay-Litre) son menores a las medianas del tipo 0 (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*). De tal forma que, observando esto y tomando en cuenta los resultados de la prueba U de Mann-Whitney, queda establecido que las variables de EVI y NDWI de las especies exóticas son mayores que los valores de las variables presentadas en especies nativas. Los diagramas de cajas pertenecientes a cada cubierta se encuentran en el anexo N°3.

Figura N°6: Diagrama de cajas de EVI y NDWI de acuerdo al tipo de especie, considerando las dos cuencas (0 'exóticas'; 1 'nativas') (Elaboración propia, 2021).



CAPÍTULO 4: DISCUSIÓN, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. DISCUSIÓN

4.1.1. Identificación de la tendencia de la sequía

Las tendencias identificadas a través del análisis de Mann-Kendall para los datos de septiembre a enero de cada año muestran valores negativos, independiente de la escala de SPEI e independiente de la significancia del valor Z que muestre cada punto. Esto puede ser la consecuencia de una continua disminución, en el tiempo, de las variables precipitación y un aumento de evapotranspiración que terminan por dar como resultado valores bajo la línea de equilibrio (0) que son la entrada para la normalización y obtención de SPEI a distintas escalas.

Teniendo en cuenta lo anterior y, como la tendencia es negativa, es posible pensar que las diferencias de entrada, entre los niveles de precipitación y evapotranspiración, son cada vez mayores a medida que pasan los meses en la serie temporal. Además, como los meses que se toman en cuenta para el análisis corresponden al periodo de mayor crecimiento vegetal (primavera-verano), se puede inferir que, de acuerdo a las tendencias, estamos en presencia de estaciones de primavera y verano cada vez más cálidas, que tienen como consecuencia el aumento de la evapotranspiración potencial (Vicente-Serrano et al., 2010; Jiang et al., 2019) en desmedro de niveles de precipitaciones cada vez menores que anteceden la temporada de primavera y verano medidas con Mann-Kendall.

Como se observa en los resultados, todas las escalas en las que se midió SPEI poseen tendencias negativas. Sin embargo, también se observa que, a mayor escala retrospectiva de medición, mayor es el valor absoluto del estadístico Z. Esto se condice por lo mencionado por Beguería (2013), ya que a mayor escala temporal, mayor también es la influencia de los meses pasados y mayor es la inercia que presenta la serie temporal del SPEI calculado. En este caso, una mayor acumulación de meses en la serie temporal, dio como resultado valores negativos cada vez más grandes si se toma en cuenta la tendencia decreciente de cada escala temporal.

De acuerdo al rango de valores Z que entrega la imagen N°6, las tendencias son cada vez más importantes en la medida que aumenta la escala retrospectiva de SPEI, teniendo como resultado que los valores Z sean significativos incluso en un intervalo de confianza del 99,9%, de acuerdo a Salmi et al. (2002). SPEI de 3 meses es utilizado, generalmente, para estudios estacionales (Sordo, Bejarano, Iglesias, Asenjo y Garrote, 2017), por lo que los valores presentan una amplia diferencia entre periodos, dificultando la identificación de una tendencia clara. Como existe mucha diferencia de meses entre SPEI 3 y el SPEI9 y entre SPEI12 y SPEI24, las diferencias de valores de Z son considerables, y se presenta poca diferencia entre SPEI de 9 meses y de 12 meses.

La identificación de una tendencia negativa de la sequía en la zona de estudio se corresponde con informes pertenecientes al CR2 (2015) y que identifican el inicio de la “mega-sequía” a fines del 2009 y principios de 2010, afirmando que puede estar asociada a la baja de niveles de precipitación debido al fenómeno de La Niña del año 2010, que intensifica al Anticiclón del Pacífico, así como también al fenómeno frío de la Oscilación Decadal del Pacífico iniciado en el mismo 2010, con similares consecuencias que La Niña (CR2, 2015).

Sin embargo, estos autores hacen hincapié en la importancia del cambio climático antrópico, debido a que los gases de efecto invernadero (GEI) han provocado un desplazamiento hacia el sur de la corriente en chorro del oeste y del cinturón subtropical de altas presiones, lo que incide en los menores niveles de precipitación y un aumento de las temperaturas.

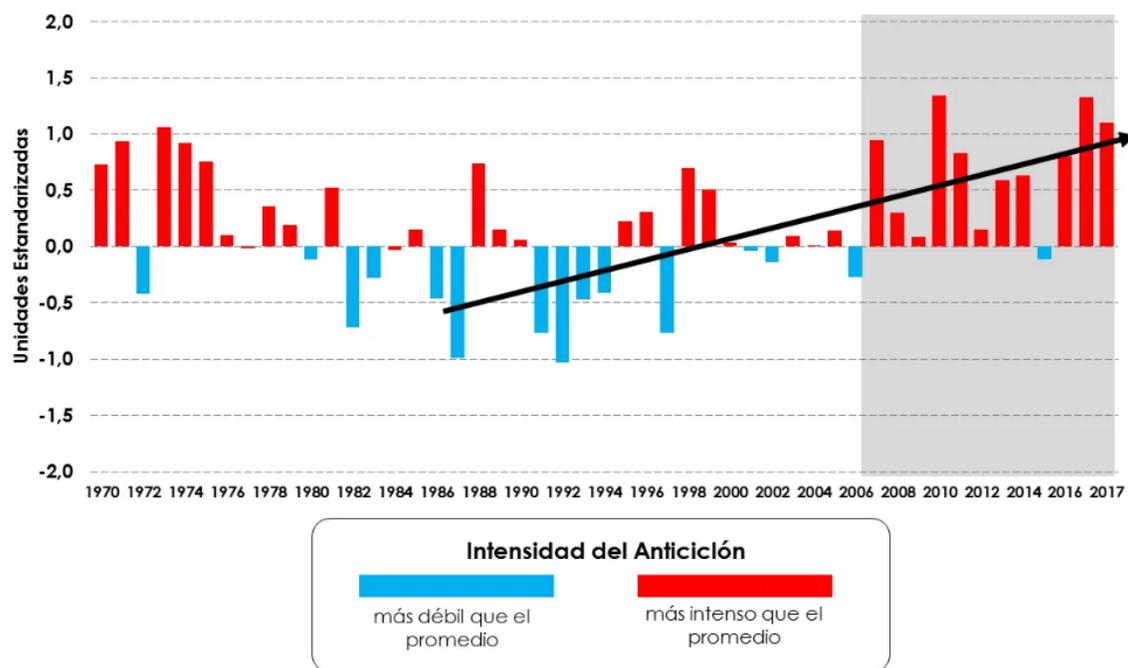
Al igual que el informe del CR2, distintos autores han detectado también la sequía a partir del año 2010, tales como Garreaud et al. (2017), quienes trabajaron en el periodo 2010 al

2015, pero que continuaron su estudio, mediante la investigación del periodo del 2010 al 2018 (Garreaud et al., 2019). A pesar de que estos estudios utilizaron el índice SPI que solo toma en cuenta la variable precipitación como entrada, y el RPI (*Regional Precipitation Index*), respectivamente, lograron detectar de todas formas, el inicio de la sequía en el año 2010.

Para poder determinar el inicio de la mega-sequía en este trabajo hay que remitirse a las figuras N°1 y 2, en las que, a partir del año 2010 en adelante es posible encontrar mayor ocurrencia de eventos de sequía si se considera el SPEI a escala de 3 meses. Para los casos de SPEI de 9 y 12 meses, la mayor ocurrencia de eventos negativos asociados a sequías comienza a principios del año 2009. Para SPEI de 24 meses completamente negativo para la década del 2010 para la cuenca 1 de la Región de O'Higgins y que aumenta hasta tener un máximo en el año 2015, es decir, recopilando y acumulando los datos desde el año 2013, que terminan por sobrepasar la clasificación de sequía extrema (Vicente-Serrano, 2010; Vivanco, 2019).

Para el caso de la cuenca 2, ubicada en latitudes mayores, existe la misma condición, pero con la diferencia de un periodo húmedo considerable visible en los gráficos de SPEI de 9 y 12 meses. Al respecto, el informe del CR2 (2015) informó la ocurrencia del evento El Niño, sin embargo, tuvo mayor influencia e intensidad en la zona norte del país, manteniéndose el déficit pluviométrico en la zona central. Por otro lado, Vicencio (2018), afirma que en el año 2015 el Anticiclón del Pacífico permaneció con menor fuerza que el promedio (medido desde 1970):

Imagen N°10: Promedio anual del Índice del Anticiclón del Pacífico Sur (Vicencio, 2018).



En la imagen N°10 se observa el leve cambio hacia intensidad más débil que el promedio, entre los años 2014 y 2016. Tales manifestaciones de debilidad del Anticiclón del Pacífico pudieron haber determinado la ocurrencia de mayores eventos de precipitaciones generales en la zona central y sur del país, lo cual puede no interferir con lo propuesto en el informe del CR2 (2015), debido a que un aumento de precipitaciones entre años extremadamente secos no significa, para nada, que se haya terminado con el déficit pluviométrico mantenido desde inicios de la década.

Sin embargo, los eventuales aumentos relativos de los niveles de precipitación en ese año, tuvieron tal repercusión, que se identificaron, incluso, en los gráficos de SPEI de 24 meses, en ambas cuencas: para la cuenca 1 (34°Sur), hubo un acercamiento de la curva hacia el nivel 0 (neutro), pero con un retraso tal, que se logra ver recién a inicios del año 2016 e, incluso, a mitad del año 2017, donde la curva supera el valor de cero pero de manera leve (por lo que puede denominarse un evento de neutralidad –SPEI entre 0 y 0,25- o de humedad moderada –SPEI entre 0,25 y 0,8-). Para la cuenca 2, ubicada en una mayor latitud (38°Sur), el periodo húmedo de 2015 tuvo mayor intensidad que en la cuenca 1, y manifestó los retrasos relativos a cada escala en que se midió SPEI, ya que en SPEI9, la curva sobrepasa el 1 (humedad moderada) a mediados del 2015, SPEI de 12 meses sobrepasa el cero a finales del 2015 y por todo el inicio de 2016. De similar forma, SPEI24 manifestó un aumento en la curva, sobrepasando el nivel neutro a mediados del 2015 y manteniéndose por el inicio de 2016, llegando hasta la denominación de humedad moderada.

4.1.2. Distribución espacial de las tendencias de sequía

Una vez identificada la distribución espacial de los eventos de sequía y de la mega-sequía, fue necesario conocer los patrones espaciales que poseen tales fenómenos, con el fin de cumplir la totalidad del objetivo N°1.

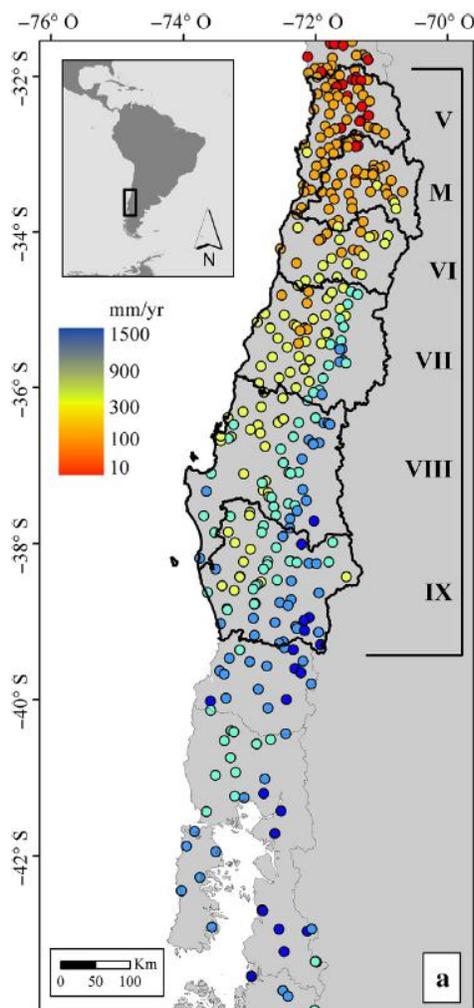
Como era de esperarse, se observa un patrón latitudinal en la distribución de las tendencias más críticas, lo que puede observarse de mejor forma en la imagen N°7. En tal imagen, para las cuatro escalas de SPEI, se observa que existe una mayor variación de tendencias hacia la negatividad a medida que disminuye la latitud, dejando en la zona sur de la Región de la Araucanía sequías que son menos severas si se compara con las de la Región del Maule o la Región de O'Higgins.

Esto puede relacionarse con las observaciones realizadas por Oertel, Meza y Gironás (2020), quienes identificaron tendencias significativamente crecientes de temperaturas en zonas semi-áridas y mediterráneas (32°S hasta 37°S) pero con mucha menor magnitud en la zona templada oceánica (37°S hasta 40°S). El aumento de temperaturas puede terminar provocando mayores niveles de evapotranspiración, lo que repercute directamente en la tendencia de SPEI encontrada en este estudio.

Por otro lado, los mismos autores identifican tendencias significativas en la disminución de niveles de precipitación, principalmente en la zona semiárida y mediterránea, y en los niveles de caudal de ríos pertenecientes a esta zona, lo que afecta los valores de entrada para el cálculo de SPEI, a distintas escalas temporales (Oertel et al., 2020).

Estas observaciones pueden tener relación con la ubicación latitudinal de las cuencas estudiadas, debido a que la cuenca 1 (34°S) presenta una curva mucho más alejada de cero, hacia valores negativos referentes de sequías extremas, que la cuenca 2, aunque esta última también posea valores extremos de sequía.

Imagen N°11: Precipitación por estaciones pluviométricas (González et al., 2018).



En términos de distribución longitudinal, resulta interesante presenciar que las mayores tendencias negativas, en términos de la pendiente Sen (imagen N°7), se desarrollen en zonas costeras, que son las que terminan por recibir la entrada de masas de aire provenientes del océano cargadas de humedad (Santibáñez et al., 2014). Sin embargo, los resultados se condicen con los niveles de precipitación de la zona de estudio, calculados por González,

Gómez, Lara, Garreaud y Díaz (2018), a pesar de que no es la única variable considerada por el índice.

De esta forma puede asociarse que, al haber menores niveles en los regímenes de precipitación en la Cordillera de la Costa y de la Depresión Intermedia, es muy esperable que la sequía tuviera mayor magnitud y mayor tendencia en tales zonas.

4.1.3. Divergencia en las tendencias de EVI

A diferencia de la variable general de SPEI, cuyas tendencias eran negativas en su totalidad, las variables de EVI y NDWI no presentaron una tendencia absoluta para todos los píxeles, lo cual queda demostrado, sobre todo, en la variable EVI. De acuerdo a los resultados entregados por los índices de sequía, lo esperable era que existieran respuestas de EVI y NDWI con patrones de gradiente latitudinal y longitudinal. Sin embargo, como se observa en los resultados, esto no fue del todo preciso.

En los resultados de EVI fue posible notar una distribución de tendencias significativamente decrecientes a lo largo de las macro-formas de la Cordillera de la Costa y la pre-Cordillera de Los Andes, pero también se detectó una alta cantidad de píxeles que presentaron tendencias significativamente crecientes en todas las regiones del área de estudio y a un gran nivel longitudinal.

Este carácter divergente de las respuestas de EVI de distintas cubiertas al episodio de la mega-sequía que se presenta en el centro y centro-sur de Chile, ha podido ser detectado en trabajos de otras zonas del mundo; por ejemplo, Song et al. (2019), quienes investigaron las respuestas de la vegetación de bosques del suroeste de China a episodios de sequía de diferente escala. Los autores separaron las respuestas negativas y positivas en base a dos episodios de sequía identificados en su periodo de estudio (2009-2010), afirmando que la sequía presentada en las estaciones de invierno y primavera afectaron de manera negativa (pardeamiento) a la vegetación, mientras que la sequía de verano “mejoró el crecimiento de la vegetación, a pesar de una reducción aproximada del 38% de las precipitaciones” (Song et al., 2019, p.3).

Otro estudio en la misma región de China evaluó y comparó las respuestas de bosques (mediante EVI) de distintas estructuras y edades, en un año húmedo y en año seco, basado en el índice SPEI (Xu et al., 2018). Si bien encontraron que existían resultados negativos en cuanto a las tendencias para todos los parches monitoreados, también identificaron diferencias estadísticamente significativas en las respuestas de EVI dada, principalmente, por la edad de los árboles presentes en cada parche. De esta forma, bajo el estrés hídrico, los bosques que tenían más edad exhibieron una mayor vulnerabilidad a la sequía (Xu et al., 2018).

Por lo repasado hasta acá, la divergencia en las respuestas de EVI puede deberse a factores climáticos, como deja de manifiesto el estudio de Song et al. (2019), factores de localización

del área estudiada y factores internos de la estructura de bosque y de los mismos individuos (Xu et al., 2018). Por lo tanto, puede entenderse que, en este estudio que toma en cuenta 120 zonas (píxeles) a lo largo de un alto gradiente latitudinal, se expresen distintas tendencias de verdor o pardeamiento, considerando también que se estudian varias coberturas de bosques y plantaciones forestales, tanto nativo como exóticos en actividades productivas.

Como en este estudio se identificaron tendencias significativamente crecientes de EVI, a pesar de las tendencias negativas de sequía en áreas de bosque esclerófilo, templado y de plantaciones forestales, es importante tomar en cuenta lo planteado por Song et al. (2019), debido a que un posible aumento de radiación solar por pérdida de coberturas foliares podría haber incidido en mayor tasa de fotosíntesis para aquellas zonas que antes no tenían tanta disponibilidad de radiación.

Otro de los trabajos que, a pesar de contar con índices de sequía con tendencias negativas, contó con píxeles que presentaban enverdecimiento (tendencias positivas del índice de verdor) de bosques, es el de Miranda et al. (2020), quienes afirman que la variación de la composición de especies presentes en los bosques puede ayudar a reducir el estrés de las que sufren las plantas por sequías regionales.

El último aspecto que llama la atención, es la elevada cantidad de píxeles de *Araucaria araucana* que poseen tendencias crecientes (tanto significativas como no significativas) a pesar de encontrarse en zonas con tendencias negativas de SPEI. Al respecto, Hadad y Roig (2016) señalan que tal diferencia variada de respuesta en los píxeles pertenecientes, mayormente a esta especie, se debe al sexo de los individuos, debido a que los árboles masculinos suelen tener más sensibilidad a los déficits de precipitación en los meses de crecimiento, y los árboles femeninos poseen mayor sensibilidad a las temperaturas de la superficie del aire durante el periodo previo al de crecimiento.

Esta diferencia de respuesta debido a temperatura y precipitación no logra quedar evidenciada con los resultados de índice SPEI obtenidos aquí, por lo que sería difícil aventurarse a explicar cuál es la causa exacta de que ciertos píxeles manifiesten tendencias significativamente crecientes en los píxeles referidos a *Araucaria araucana*.

4.1.4. NDWI y el estrés hídrico de las cubiertas

En contraste a lo que sucede con EVI, el índice NDWI muestra casi la totalidad de píxeles con tendencias decrecientes, tanto significativas como no significativas. Solo un pequeño porcentaje de los píxeles pertenecientes a las coberturas de Ciprés de la Cordillera, la asociación Peumo-Quillay-Litre y *Eucalyptus globulus*, presentan tendencias crecientes, y un mínimo de ellas son significativas. Estos resultados eran esperables para un índice que toma en cuenta el contenido hídrico de la vegetación, considerando las tendencias de sequía identificadas en el apartado 3.1.

Este comportamiento decreciente general se puede explicar en términos de Gonzaga (2014), quien señala que, a medida que la vegetación presenta condiciones de sequedad, aumenta la reflectancia a lo largo de todo el espectro electromagnético, produciendo aumentos en la zona del SWIR, lo que termina entregando valores más cercanos a cero en NDWI.

Tales resultados se condicen con productos obtenidos del mismo análisis en bosques de distintos ambientes. Schwartz, Budsock y Uriarte (2019), quienes trabajaron las respuestas de bosques tropicales de Puerto Rico a episodios de sequía, afirman haber identificado, mediante análisis de varianzas de muestras previas al inicio y de la sequía y posteriores, claras diferencias NDWI pre y post sequía, señalando que las principales causas de la diferencia de la magnitud de respuesta negativa tiene estricta relación con el tamaño del parche forestal en el que se encuentra ubicado el píxel y qué tan alejado o cercano esté del borde, lo que se relaciona con el efecto *buffer* propuesto por Ewers et al. (2013). Esta relación se manifiesta en la cobertura de *Eucalyptus globulus* de la cuenca 1, ya que los píxeles que se identificaron pertenecen a pequeños parches de plantación forestal que, por fotointerpretación, no se puede concluir que poseen fines productivos. Tales píxeles manifestaron tendencias significativamente decrecientes en tres de los cuatro parches.

Por otro lado, Wang, Lu y Haithcoat (2007) detectan variaciones negativas de NDWI en bosques de robles de un ambiente templado norteamericano, pero a un nivel tal que incluso incidió en la mortalidad de un gran número de individuos a causa de un evento seco extremo que terminó proporcionando una sequedad drástica de las hojas del dosel de los robles.

En particular, los píxeles que obtuvieron tendencias positivas de NDWI se ubican en la depresión intermedia de las regiones del Biobío y La Araucanía, correspondiendo a la cobertura de *Pinus radiata*, siendo un resultado lógico tomando en cuenta la mantención con posible uso de recursos hídricos mediante canales de desviación de cursos de agua (CONAF, 2013), que pudieron no ser identificados mediante la fotointerpretación en la fase 2.1 del proyecto.

Además, esta condición en los cultivos forestales de *Pinus radiata*, es posible encontrarla también en los resultados de NDWI de la cuenca 2, presente en la imagen N°9 donde se observa una marcada diferencia entre las tendencias de los píxeles de coberturas nativas (tendencias significativas decrecientes) y exóticas (tendencias no significativas crecientes).

4.1.5. Posibles explicaciones con GLM

Los comportamientos manifestados por EVI y NDWI y su relación con la mega-sequía identificada a partir del año 2010, fueron tratadas de explicar mediante los modelos lineales generalizados. Sin embargo, de acuerdo a los resultados negativos presentados en la prueba de normalidad para los residuos de los GLM, estos modelos no reúnen las condiciones necesarias para obtener conclusiones determinantes acerca del comportamiento de EVI y NDWI en función de las variables explicativas. De todas formas, existen varios aspectos que llaman potentemente la atención y se discuten mínimamente en este apartado.

El hecho de que la variable ‘tipo’ de cobertura fuera significativamente determinante para explicar las variables de respuesta, en cada uno de los 16 modelos creados dio pie a la metodología propuesta en el apartado 2.4.2, referida al test para conocer si existía una diferencia estadísticamente significativa entre las variables de EVI y NDWI de nativas y exóticas. Así, era predecible que esta prueba tuviera resultados suficientes para concluir que ambos tipos de cubiertas tienen comportamientos significativamente distintos.

Otra de las características que llamó la atención en los GLM fueron las escalas de SPEI utilizadas para la generación de cada uno de ellos, considerando los niveles de confianza y el nivel de significancia. En el caso de la cuenca 1, para la variable EVI, el SPEI que tendría mayor incidencia sería el de 9 meses, mientras que, en NDWI, tanto SPEI3 como el SPEI12 tendrían la mayor incidencia de entre las escalas propuestas. Algo similar sucedió en la cuenca 2, donde el SPEI3 tendría la mayor incidencia en EVI, mientras que el SPEI12 y SPEI24 serían los más explicativos para NDWI.

Para comprender estas relaciones fue necesario establecer el proceso estadístico del cálculo de los coeficientes de correlación entre las variables y su p-valor, a fin de contar con pruebas robustas para establecer cuáles son las escalas de SPEI que podrían explicar mayormente el comportamiento de EVI y NDWI.

4.1.6. Grado de relación entre variables de estado vegetal y SPEI

A pesar de que en los modelos lineales generalizados no se consideran válidos, hubo escalas de SPEI que fueron estadísticamente significativas incluso con $\alpha = 0$. Estos resultados permitían pensar que las correlaciones iban a mostrar mayor fuerza entre las variables, sin embargo, los valores finales de r fueron sorprendentemente bajos e, incluso en algunos casos, negativos.

Tabla N°14: Interpretación del coeficiente de correlación (Elaboración propia, 2021, de acuerdo a Roy et al., 2020)

Valores de correlación	Interpretación
0	Sin correlación
0 - $\pm 0,2$	Correlación débil
$\pm 0,2$ - $\pm 0,5$	Correlación moderada
$\pm 0,5$ - $\pm 0,8$	Correlación buena
$\pm 0,8$ - ± 1	Correlación perfecta

De acuerdo a la clasificación de valores de correlación propuesta por Roy, Rivas, Pérez y Palacios (2020) (tabla N°14), solo uno de los valores resultantes presentó una correlación moderada ($r = 0,21$), tratándose de la relación entre NDWI y SPEI24. Todos los otros valores presentaron correlaciones débiles, debido a que no superaron el umbral $\pm 0,2$. Esta debilidad de correlaciones entre las variables SPEI y EVI ha sido identificada también en el trabajo de Jiang et al. (2019) quienes estudiaron esta misma relación en pastizales, tierras de cultivo y

bosques del Tibet, obteniendo bajos valores de correlación para bosques, indicando que la sequía tiene poco efecto en su crecimiento debido, principalmente, a que poseen raíces profundas que pueden aprovechar el agua almacenada en la profundidad de los suelos cuando existen episodios de sequías.

También, resultan interesantes las conclusiones dispuestas por Vicente-Serrano et al. (2012), quienes señalan que la vegetación de las regiones áridas y semi-áridas (como las pertenecientes a la cuenca 1), el índice de verdor tiende a responder a la sequía en escalas de tiempo más largas, debido a que la vegetación de estos ambientes está preparada para tolerar regularmente periodos de déficit hídricos, teniendo mecanismos fisiológicos que le permiten desarrollarse a pesar de los bajos niveles de agua.

Los trabajos y conclusiones de Jiang et al. (2019) y Vicente-Serrano et al. (2012) permiten entender los bajos valores de correlación general que se presentaron en este trabajo. No obstante, si se consideran los máximos niveles de correlación dentro de los resultados de EVI para coberturas nativas, estas corresponden a las de SPEI de 9 y 12 meses, para ambas cuencas ($r = 0,079$ en SPEI9 y $r = 0,068$ en SPEI12 en cuenca 1; $r = 0,1$ en SPEI9 y $r = 0,099$ en SPEI12 en cuenca 2) lo que se condice con lo mencionado por Pasho et al. (2011), donde identificaron que la mayoría de especies de bosques de la región mediterránea española de Aragón (con tendencias climáticas similares a esta área de estudio) presentaban las correlaciones máximas con índices de sequía de escalas entre los 9 y los 11 meses.

Respecto a las máximas correlaciones entre NDWI y SPEI para las nativas de ambas cuencas, estas se dieron a escalas de SPEI12 y SPEI24 para la cuenca 1 ($r = 0,171$ y $r = 0,165$, respectivamente) y a escalas de SPEI24 y SPEI9 ($r = 0,21$ y $r = 0,158$, respectivamente). Estos resultados pueden explicarse por el comportamiento general de las plantas sometidas a estrés hídrico: la fotosíntesis es muy sensible a los déficits hídricos debido a que los estomas se cierran para conservar el agua interna, a medida que disminuye el estado hídrico del suelo y del ambiente, evitando la conductancia estomática del CO_2 (Lawlor y Tezara, 2009). De esta forma, se suele observar una disminución de la tasa neta de fotosíntesis y transpiración en plantas en condiciones de sequía (Endres, 2007; Hessini et al., 2009; Saibo et al., 2009; en Moura et al., 2013). Por lo tanto, al considerar las escalas de mayor correlación para EVI (9 y 12 meses), se observa que es necesario una sequía sostenida por más tiempo (en este caso, de 12 a 24 meses) para afectar, de manera importante, los niveles de estrés hídrico de las cubiertas nativas.

Los resultados de las correlaciones de EVI de exóticas, para ambas cuencas, presentaron p-valores sobre 0,05, por lo que se rechaza la relación entre las variables. Además, en ambas cuencas estos valores presentaron símbolos negativos. Tal condición se manifiesta tanto en las variables de EVI como en las de NDWI. Cabe recordar que el símbolo negativo significa que existe una relación inversa entre SPEI y las variables de estado vegetal, de tal modo que se puede llegar a entender erróneamente que, a mayor sequía, menor estrés hídrico y mayor rendimiento fotosintético, por muy débil que sea la correlación.

Estos resultados de correlaciones con símbolo negativo entre valores SPEI y EVI y NDWI para especies exóticas, considerando el escenario de la tendencia creciente de la sequía en el periodo estudiado, podrían explicarse por un carácter productivo activo presente en las plantaciones forestales dado por eventuales canales de riego (CONAF, 2013) que les permiten tener un mejor rendimiento en cuanto a los niveles de verdor y menores niveles de estrés hídrico.

Considerando que la tendencia de SPEI, independiente de la escala de medición, presenta valores negativos (imagen N°6) y que las tendencias de EVI de *Eucalyptus globulus* (cuena 1) y de *Pinus radiata* (cuena 2) son positivas, es entendible que se haya presentado una correlación de tipo inversa entre estas variables. Lo mismo ocurre para el NDWI de *Pinus radiata* en la cuena 2, que posee tendencias no significativas crecientes.

Ante esto último, se ha visto que en zonas similares a esta área de estudio, en términos de distribución climatológica, los niveles más altos de productividad forestal de *Pinus radiata* se han encontrado en zonas mediterráneas que tienen menor precipitación, mientras que los más bajos se han encontrado en las zonas húmedas españolas (Romanyá y Vallejo, 2004).

En cuanto a las coberturas de *Eucalyptus globulus*, la significancia de las tendencias de EVI y NDWI y de las correlaciones de estas con las escalas de SPEI, no presentaron un p-valor < 0,05, por lo que no se pueden inferir conclusiones.

Cabe destacar que, sin embargo, el comportamiento de tendencias significativamente crecientes no se presenta en la totalidad de los píxeles establecidos para las cubiertas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, debido a que, según las cartografías (imagen N°5), la mayoría de los píxeles considerados en la región del Maule y Ñuble, pertenecen a cubiertas exóticas con tendencias de EVI y NDWI significativamente decreciente.

También hay que tener en cuenta que, debido a que la limitante metodológica referida a la ausencia de investigación *in situ* para corroborar los puntos y píxeles, tales cubiertas pudieron haber presentado respuesta mixta al no tener un dosel que cubra completamente el área de 30 m x 30 m del píxel Landsat.

En relación a los GLM y las escalas de SPEI de mayor incidencia en las variables dependientes, existió concordancia solo en algunos resultados: en el EVI general de la cuena 1, que tuvo mayor correlación con SPEI9 y que, en los GLM, presentó significancia (p-valor < 0,001). También en el NDWI de la cuena 2, con máximas correlaciones en SPEI12 y SPEI24, y significativos (p-valor = 0) en los GLM.

4.1.7. Diferencias en las respuestas mostradas por exóticas y nativas

Si se toman en cuenta los GLM, se puede notar que la variable ‘tipo’ de cobertura fue significativamente determinante para explicar las variables dependientes de EVI y NDWI, en ambas cuenas: para EVI y NDWI de la cuena 2 y NDWI de la cuena 1, el nivel de significancia fue de $\alpha = 0$, mientras que para el EVI de la cuena 1, fue de $\alpha = 0,1$. Si se

comparan estos resultados con los obtenidos por la prueba *U* de *Mann-Whitney*, se puede observar que existe una relación y concordancia entre los resultados, tomando en cuenta los p-valores que arrojaron las cuatro comparaciones.

Sabiendo la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las respuestas de exóticas y nativas, fue necesaria la realización de *boxplots* para conocer cuáles eran las cubiertas que presentaban mayores valores de EVI y NDWI considerando los datos correspondientes a los meses de crecimiento vegetal. Tales gráficas arrojaron que, en ambas variables (EVI y NDWI), la mediana de las exóticas fue superior a la de las nativas, así como también el conjunto de datos entre el segundo y tercer cuartil.

De esta forma, considerando ambas cuencas, es posible asumir que las especies exóticas han tenido un mayor rendimiento general, en cuanto a EVI y NDWI, que las especies nativas en la serie temporal. Esta afirmación cuenta con diferentes explicaciones que pueden ir desde las características internas propias de cada árbol ubicado en los píxeles hasta los manejos (o no manejos) ambientales y forestales que se le realiza a cada cobertura.

Como la asociación nativa de la cuenca 1 presenta árboles de Peumo, Quillay y Litre, es importante conocer sus comportamientos específicos e individuales cuando son sometidas a estrés por déficit hídrico: Donoso, Peña, Pacheco, Luna y Aguirre (2011) y Brito (2013) demuestran que, a menor contenido hídrico persistente en el tiempo, peumo y quillay presentan menores cantidades de potencial hídrico, provocando una disminución de la fotosíntesis neta a causa del cierre controlado de sus estomas. Además, quillay tiende a la abscisión de sus hojas, presentando grandes pérdidas de biomasa foliar cuando el estrés es extremo. Por otro lado, Peña-Rojas et al. (2018) demuestran que el litre reacciona reduciendo la fotosíntesis neta por el cierre de estomas (reduciendo su conductancia) y por la disminución de la proporción de luz absorbida y utilizada para la fotosíntesis, además de presentar ajustes osmóticos para tolerar el déficit hídrico y así mantener ciertos grados de fotosíntesis e intercambio gaseoso.

En comparación, la especie *E. globulus* (exótica de la cuenca 1) es capaz de responder mediante similares herramientas que presentaron las especies nativas mencionadas anteriormente, pero destacando la modificación de la distribución de la biomasa entre las hojas, los tallos y las raíces (Fernández, Tapias y Alesso, 2010). Este cambio de distribución de biomasa es importante si se toma en cuenta lo que mencionan Harper, Smettem, Carter y McGrath (2009) quienes encontraron que un factor clave (incluso en términos de supervivencia) de su rendimiento positivo en cuanto a la actividad fotosintética, a pesar de encontrarse en ambientes que presentan sequía, tiene estricta relación con la profundidad del suelo en que se encuentra la cobertura y su capacidad de almacenamiento de agua asociada.

De esta forma, se puede pensar que *Eucalyptus globulus* potenció el uso de raíces para captar agua subterránea, mostrando niveles estables (e incluso crecientes) de EVI en esta serie temporal, pues su actividad fotosintética no se vio del todo afectada (imagen N°8). Sin

embargo, a pesar de que ambas coberturas cuenten con tendencias negativas en cuanto al NDWI, *E. globulus* presentó resultados crecientes de EVI, lo que podría fundamentarse en posibles usos de riego mediante canales, que termina por otorgar condiciones óptimas para el funcionamiento fisiológico. Las condiciones de raíz son similares en litre (Peña-Rojas et al., 2018) y en quillay (Donoso et al., 2011) pero, como la mayoría de los píxeles pertenecientes a la asociación nativa se encuentran en mayores altitudes y no en el valle como los píxeles de *E. globulus* (ver Imagen N°4: Cuencas 1 y 2), se puede entender que las cubiertas nativas no pudiesen acceder a aguas más profundas, al encontrarse en suelos con pendientes considerables y, por ende, en suelos poco profundos.

En la cuenca 2, por su parte, las nativas coníferas de *Araucaria araucana* y Ciprés de la Cordillera (*Austrocedrus chilensis*) responden de manera distinta entre sí (ver anexo N°3), tanto en EVI como en NDWI a pesar de que, en esta última, ambas tengan tendencias significativamente decrecientes desde el año 2000 al 2018.

La especie *Araucaria araucana* tiene la particularidad de ser dioica, lo cual influye en su respuesta a la sequía: al respecto, Hadad, Roig, Arco y Hackett (2021), que estudiaron la influencia del sexo de las *Araucarias araucanas* en la respuesta a eventos climáticos afirman que, con frecuencia, los árboles masculinos tuvieron mayor tolerancia a eventos de sequía que los árboles femeninos. En el caso de Ciprés de la cordillera, existe evidencia de que los episodios de sequía afectan notoriamente su crecimiento, sin embargo, el principal factor del estrés relacionado a factores climáticos tiene estricta relación con las fuertes temperaturas más que con factores de estrés hídrico (que ha sido poco estudiado), las cuales pueden ser mortales (Letourneau, Andenmatten y Schlichter, 2004).

Al ser especies pertenecientes a bosques templados asociados a mayores regímenes de humedad (Donoso, 1994) y, tomando en cuenta que se necesita una menor cantidad de meses secos para afectar de sobremanera la actividad fotosintética de especies de bosques húmedos (Vicente-Serrano et al, 2012), se puede considerar que estas coberturas son especialmente sensibles a la sequía, en especial, Ciprés de la Cordillera, dado que sus coberturas presentes en la cuenca 2 presentaron tendencias significativamente decrecientes en EVI y NDWI.

En comparación a las coberturas nativas, *Pinus radiata* manifiesta similares condiciones con *E. globulus* en relación a la conformación del suelo y su profundidad (Romanyá y Vallejo, 2004). Su crecimiento está limitado a los niveles hídricos del suelo (Rook et al., 1977, en Sands y Mulligan, 1990), lo que define mayormente sus niveles de fotosíntesis y otros procesos que se inhibirían directamente tras el cierre estomático (Sands y Mulligan, 1990).

A pesar de las diferencias en el comportamiento ante estrés hídrico, es importante tener en cuenta el carácter productivo de las especies exóticas presentado hasta acá pues, al igual que la cuenca 1, las coberturas de *P. radiata* pueden estar, primeramente, ubicada en suelos con mayor contenido hídrico, y sometidas a mantenimientos de fertilización, lo que le otorga mayores rendimientos fotosintéticos.

El encontrar diferencias estadísticamente significativas entre los valores de EVI y NDWI de exóticas y nativas en los meses de crecimiento de los años 2000 al 2018 supone un avance para conocer cómo ha sido su comportamiento relativo frente a una serie temporal que presentó periodos húmedos y secos cíclicos, pero que culmina con una mega-sequía sin precedentes.

4.1.8. Resiliencia y resistencia de los sistemas forestales a la sequía

Los resultados obtenidos en este estudio permiten poner en relieve la temática de la resistencia de los sistemas forestales a la sequía entendida como una perturbación. Como se evaluó el periodo general comprendido entre los años 2000 y 2018, hallándose la mega-sequía continua desde el año 2010 en adelante, es difícil poder establecer inferencias sobre la resiliencia que presentan estas cubiertas forestales, debido a que el agente perturbador sigue presentándose hasta el final del periodo, imposibilitando la determinación de si hubo o no una recuperación post-fenómeno y su gradualidad respectiva. Esto, entendiendo el concepto de resiliencia como la capacidad del sistema para absorber o resistir perturbaciones y recuperarse tras estas (Walker et al., 2004; Thompson, 2011). Es por eso que, la mayoría de estudios sobre resiliencia en bosques utilizan metodologías enfocadas en la dendrocronología, debido a la necesidad de conocer comportamientos de pre y post perturbación (Gazol et al., 2016; Anderegg et al., 2018; Gazol et al., 2018; Khoury y Coomes, 2020; Senf et al., 2019; De Soto et al., 2020).

La resistencia, por otro lado, es un concepto intrínseco en el marco de la resiliencia y, de acuerdo a Thompson (2011), esta trata sobre la capacidad de un sistema (bosque) a resistir las alteraciones que, por lo general, son de menor envergadura o no catastróficas. Walker et al. (2004) a su vez, afirman que la resistencia se relaciona la facilidad con la que puede cambiar (o no) un sistema. Thompson (2011) manifiesta que, de acuerdo a estos conceptos, los bosques pueden ser muy resilientes, pero poco resistentes ante una misma perturbación.

Se infiere, de ambas definiciones, una relación con el funcionamiento previo al fenómeno y durante el fenómeno. El funcionamiento, en este estudio, puede ser entendido como productividad forestal medida en EVI y como estrés hídrico, medido en NDWI. De esta forma, ante perturbaciones como las sequías, Thompson (2011) afirma que los bosques pueden responder de distinta forma, dependiendo de la composición y biodiversidad que este tenga. En la misma línea, Pardos et al. (2021) identificaron que los rasgos de biodiversidad de composición son determinantes para afrontar sequías, debido a sus observaciones sobre rodales mixtos en Europa que, en general, mostraron mayor resistencia y resiliencia que los rodales monoespecíficos. Tal comportamiento puede deberse al factor de complementariedad que existen entre las distintas especies que habitan y componen la cubierta boscosa, que mejoran la disponibilidad de agua, su absorción o su eficiencia en el uso (Pardos et al., 2021).

De acuerdo a los resultados obtenidos, tales condiciones encontradas por Pardos et al. (2021) y Thompson (2011) difieren de lo identificado en las coberturas estudiadas, pues las cubiertas

nativas presentaron una media significativamente menor, en EVI y NDWI, que los presentados por las cubiertas exóticas (figura N°6). De esta forma, podría inferirse que las cubiertas exóticas presentan mayor resistencia que las cubiertas nativas, pero no hay que dejar de tomar en cuenta el carácter productivo que estas últimas presentan, lo que puede alterar el rendimiento y funcionamiento fisiológico de las especies *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata*, asignándoles condiciones para soportar, en mayor medida, la sequía regional identificada.

Para obtener resultados que permitan inferir aspectos de la resiliencia, es necesario que las cubiertas presenten similares condiciones de base, para así identificar cuáles han sido los factores internos de cada especie que le ha permitido sobreponerse, o no, a los cambios del entorno y también tener en cuenta las mismas relaciones entre las especies que componen el sistema boscoso. Conocer los factores que contribuyen a aumentar la resiliencia de los bosques ante sequías permite disminuir el riesgo a sufrir pérdidas catastróficas. Esto, en el marco de un cambio climático que causa degradación de la biodiversidad forestal, conduciendo a los bosques a estados con menores densidades de cobertura forestal (Anjos y Mann, 2018) o, incluso, llevándoles a la muerte (Peña-Gallardo et al., 2018; De Soto et al., 2020).

4.2. CONCLUSIONES

A partir de los resultados expuestos en este trabajo se puede decir, a modo general, que la sequía, entendida como una tendencia temporal, tiene diversas implicancias en las coberturas que pueden depender, mayormente, por el carácter exótico (asociado a producción forestal) y nativo de las especies dominantes de cada una.

En este trabajo se identificó, primeramente, la existencia de tendencias significativamente decrecientes en los niveles de sequía, medido a través del índice SPEI, a distintas escalas. Sin embargo, las tendencias más claras fueron identificadas en escalas mayores a 3 meses, es decir, en el SPEI de 9, 12 y 24 meses.

Se observaron sequías cada vez más ocurrentes y de mayor magnitud (moderadas a extremas), sobre todo a partir del año 2010 en adelante, si se observan los resultados correspondientes a SPEI24. En las otras escalas, fue posible notar una mayor ocurrencia de pequeños eventos de sequía a partir de esa misma fecha.

Tomando en cuenta esto, llama poderosamente la atención que, si bien se identificaron tendencias significativamente decrecientes ($Z < -1,96$) respecto a la sequía y también patrones latitudinales y longitudinales concordantes con estudios anteriores, los resultados de EVI no tuvieron la misma disposición en cuanto a las tendencias y su distribución espacial. Sin embargo, las tendencias de NDWI fueron significativamente decrecientes, lo que dio a entender que la sequía tuvo implicancias en tales resultados, debido a que la disminución temporal de NDWI implica mayor estrés hídrico a través del tiempo.

De acuerdo a Nilsen y Orcutt (1996, en Moreno, 2009), los déficits hídricos que provocan estrés en las plantas, pueden ser el resultado de bajas precipitaciones y temperaturas extremas. Esto se relaciona con los parámetros tomados en cuenta para la medición de SPEI. Además de eso, los autores añaden otros factores que afectan la humedad ambiental disponible para las plantas, las cuales se relacionan con la baja capacidad de retención de agua del suelo y su excesiva salinidad. Si se toman en cuenta estos últimos factores, se puede refinar la selección de áreas para una eventual continuación del estudio.

Es importante tener en cuenta esos factores, además de conocer las profundidades de los suelos, pues estos pueden ser determinantes a la hora de establecer estudios hidrológicos relativos a sequías en coberturas de bosque, ya que *E. globulus*, *P. radiata*, litre y quillay son especies que cambian la distribución de su biomasa para hacer crecer las raíces en términos de profundidad (Donoso et al., 2011; Brito, 2013; Peña-Rojas et al., 2018; Harper et al., 2019; Rook et al., 1977, en Sands y Mulligan, 1990), para lograr captar las aguas presentes a distintos niveles freáticos.

Estas diferencias de comportamiento pueden ser las causantes de mejores respuestas de EVI y NDWI identificadas para las especies exóticas presentes en las cuencas 1 y 2, sin embargo, hay que considerar que ambas exóticas pertenecen a especies que se cultivaron con fines productivos, por lo que es lógico pensar que pueden existir distintos procesos de manejo y mantenimiento de tales especies, a fin de hacerle frente a diversos factores perturbadores, entre ellos, las sequías.

De todas formas, es importante seguir con investigaciones que aborden la temática de las consecuencias de distintos episodios de sequía en la vegetación mayoritariamente presente en lugares. En este caso, se trató de evaluar las especies representativas de Chile central y centro-sur, donde la actividad forestal ha crecido de manera insostenible y puede considerarse parte del paisaje regional.

Por otro lado, sería interesante contar con nuevos estudios que se dediquen a monitorear las respuestas de distintos bosques nativos a lo largo de Chile, pues se tendrían mayores conocimientos de sus resistencias y la resiliencia de cada tipo de bosque, en un escenario futuro donde se prevé la disminución de las precipitaciones y un aumento de temperatura (Carrasco, 2017).

Diversos autores manifiestan su preocupación ante las consecuencias que pueden tener los eventos extremos de sequía en los procesos subyacentes de mortalidad inducida en los árboles (De Soto et al., 2020). Tal conocimiento es importante en términos de adaptación al cambio climático, con el fin de mejorar las estrategias regionales para una mejor gestión de los bosques nativos y una mejor gestión y fiscalización de cubiertas productivas del sector forestal.

4.3. RECOMENDACIONES

Para eventuales trabajos futuros que relacionen las variables de estado vegetacional, como los índices de verdor, a fin de monitorear las distintas cubiertas de bosques o de vegetación, se pueden precisar distintos aspectos relacionados, principalmente, con la metodología a emplear. Ante esto, es importante considerar lo siguiente:

- Una realización de terreno que permita conocer con exactitud gran parte de las áreas seleccionadas para el estudio ya que, por muy rigurosa que haya sido la selección de áreas, la información satelital puede no ser del todo precisa.
- Como se dijo en el apartado anterior, es importante tomar en cuenta el factor subterráneo relacionados a recursos hídricos y el factor de la composición de suelo en los análisis de respuesta de bosques a la sequía, ya que podrían ser determinantes.
- Prestar atención y considerar, como factores explicativos, a las variables de temperatura superficial y temperatura a nivel de suelo, que pueden ser determinantes, debido a que los procesos micro-climáticos pueden afectar las relaciones ecológicas tanto a escala global como ecológica (Lembrechts et al., 2020). Tal información, al ser tan localizada, podría funcionar de buena manera en estudios que aborden esta temática desde una perspectiva metodológica relacionada a cuencas hidrográficas emparejadas.
- Dado el comportamiento específico de la *Araucaria araucana* que se identificó en el estudio y en la literatura, sería interesante contar información climática referida a regímenes de temperatura y precipitaciones, para así comparar y relacionar esta información con distintos índices de verdor que se piensen medir.
- En este trabajo, la sequía se abordó como un evento continuo en el tiempo, considerando el periodo previo y posterior a su inicio. Una opción interesante habría sido comparar los comportamientos de EVI y NDWI previo al año 2010, con los comportamientos posteriores al año 2010 (en plena mega-sequía), como lo hicieron Miranda et al., (2020) estudiando las consecuencias de la mega-sequía en el bosque esclerófilo de las regiones Metropolitana y O'Higgins.
- Por otro lado, también se pueden realizar futuros estudios que consideren a las sequías como eventos únicos en el tiempo y siendo clasificados de acuerdo a su magnitud, a fin de conocer cuál es el nivel de afectación de las sequías, de acuerdo a su magnitud, en los índices de vegetación.

Estas recomendaciones podrían enriquecer las relaciones y análisis de las variables en cuestión, de tal forma de poder generar conocimientos útiles en pos de un manejo integrado de condiciones forestales y de bosques nativos, en escenarios de cambio climático.

BIBLIOGRAFÍA

Acevedo, E. (2008). Efectos del establecimiento en el crecimiento y rentabilidad de plantaciones de Eucalyptus en el sur de Chile (Tesis de pregrado). Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Amat, J. (2017). Test de Wilcoxon Mann Whitney como alternative al t-test [en línea]. Ciencia de datos <
https://www.cienciadedatos.net/documentos/17_mann%E2%80%93whitney_u_test >

Anderegg, W., Konings, A., Trugman, A., Kailiang, Y., Bowling, D., Gabbitas, R... Zenes, N. (2018). Hydraulic diversity of forests regulates ecosystem resilience during drought. *Nature*, 561, 538-541.

Anjos, L. y Mann, P. (2018). Measuring resilience and assessing vulnerability of terrestrialecosystems to climate change in South America. *PLoS ONE*, 13(3), 1-15.

Alarcón, D. y Cavieres, L. (2015). In the right place at the right time: habitat representation in protected areas of South American *Nothofagus*-Dominated plants after a dispersal constrained climate change scenario. *PLoS ONE*, 10(3), 1-18. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119952>

Alencar, K. y Silva, R. (2017). Tendencia pluviométrica y concentración estacionaal de precipitación en la cuenca hidrográfica del río Moxotó – Pernambuco – Brasil. *Revista Geográfica de América Central*, 1(58).

Altamirano, T. (2008). Restauración de los sistemas naturales mediterráneos de Chile Central: Estudio de casos de restauración del bosque esclerófilo (Tesis de pregrado). Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

Altamirano, A. y Lara, A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *Bosque*, 31(1), 53-64.

Armesto, J., León, P. y Arroyo, M. (1997). Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: una isla biogeográfica. En: Armesto, J., Villagrán, C., Arroyo, M. (Eds.), *Ecología de los Bosques Nativos de Chile* (pp. 71-92). Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Bajgain, R., Xiao, X., Wagle, P., Basara, J. y Zhou, Y. (2015). Sensitivity analysis of vegetation indices to drought over two tallgrass prairie sites. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 108. 151-160.

Banco Central de Chile. (2018). Resultados para: PIB Regional por sector económico [en línea]. Publicado en Biblioteca del Congreso Nacional <<https://www.bcn.cl/siit/estadisticasterritoriales//resultados-consulta?id=41828>> [consulta: 4 de octubre, 2020].

Beguiría, S. (2013, agosto 29). Escalas temporales del Índice SPEI [Artículo en un blog]. Santiago Beguería Computation in the Earth Sciences. Recuperado de: <http://santiago.beguiria.es/2013/08/escalas-temporales-del-indice-spei/>

Berg, A., Findell, K., Lintner, B., Giannini, A., Seneviratne, S., van den Hurk,, ..., Milly, P. (2016). Land–atmosphere feedbacks amplify aridity increase over land under global warming. *Nature Clim Change*, 6, 869–874.

Biblioteca del Congreso Nacional [BCN] (s.f.). Mapas vectoriales. Mapoteca [en línea]. Biblioteca del Congreso Nacional <https://www.bcn.cl/siit/mapas_vectoriales>

Boisier, J., Rondanelli, R., Garreaud, R. y Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophys. Res. Lett.*, 43. DOI: 10.1002/2015GL067265.

Bochenek, Z., Ziolkowski, D., Bartold, M., Orłowska, K., Ochtyra, A. (2017). Monitoring forest biodiversity and the impact of climate on forest environment using high-resolution satellite images. *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 166-181.

Brito, C. (2013). Limitaciones disfuncionales y bioquímicas a la fotosíntesis en tres especies del bosque esclerófilo [Tesis de pregrado]. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación, Universidad de Chile. Santiago, Chile

Burgos, A., Grez, A. y Bustamante, R. (2008). Seed production, pre-dispersal seed predation and germination of *Nothofagus glauca* (Nothofagaceae) in a temperate fragmented forest in Chile. *Forest Ecology and Management*, 255, 1226-1223.

Bustamante, P. (2018). Influencia de la orografía en eventos de precipitación máxima en Chile Central: Regiones de Valparaíso, Metropolitana y O'Higgins (Tesis de pregrado). Facultad de Arquitectura y Urbanismo de la Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Calcumil, B. (2017). Análisis de la Precipitación en Chile Central y su relación con las Teleconexiones Climáticas entre los años 1965 y 2015 (Tesis de pregrado). Facultad de Arquitectura y Urbanismo de la Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Carrasco, J. (2017). Evidencia de cambio climático en Chile, sus proyecciones y consecuencias [Tesis de Magíster]. Vértice Bussines School.

Casiano, M., y Paz, F. (2018). Patrones espectrales de la fenología del desarrollo vegetativo y reproductivo de árboles de huizache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.). *Terra Latinoam*, 36(4), 393-409.

Castillo, M., Garfias, R., Julio, G. y González, L. (2012). Análisis de grandes incendios forestales en la vegetación nativa de Chile. *Interciencia*, 37(11), 796-804.

Castillo, M. (2015). Diagnosis of forest fires in Chile. En Gonçalves A, Vieira, A. (Eds.), *Wildland Fires, A Worldwide Reality* (pp. 211-224). Nueva York, Estados Unidos: Nova.

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia [CR2]. (2015). La mega sequía 2010 - 2015: Una lección para el futuro [en línea]. Center for Climate and Resilience Research. <<http://www.cr2.cl/wpcontent/uploads/2015/11/informe-megasequia-cr21.pdf>>

Centro de Información de Recursos Naturales [CIREN]. (2013). Informe Técnico Final: Proyecto Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del catastro de bosque nativo en las regiones de Valparaíso, Metropolitana y Libertador Bernardo O'Higgins. Recuperado de: <http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/10716>

Centro de Información de Recursos Naturales [CIREN]. (2019). DEM Alos Palsar [en línea]. Geoportal Infraestructura de Datos Geoespaciales <<http://www.geoportal.cl/geoportal/catalog/search/resource/resumen.page?uuiid=%7B439383BE-1A2F-4570-9FEB-9F2BBB326B12%7D>>

Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2016). Incendios de Gran Magnitud 2015 [en línea]. Geoportal de la Infraestructura de Datos Geoespaciales <<http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/Incendios-Magnitud-2015.rar>>

Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2018). Incendios de Gran Magnitud 2016 [en línea]. Geoportal de la Infraestructura de Datos Espaciales <http://www.ide.cl/descargas/capas/conaf/Incendios_gran_magnitud_2016.rar>

Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2020). Ocurrencia y daño de incendios forestales nacional consolidado temporadas 1985 – 2020 [en línea]. Gerencia de protección contra Incendios Forestales. <<https://www.conaf.cl/incendios-forestales/incendios-forestales-en-chile/estadisticas-historicas/>>

Chen, D. y Weiteng, H. (2013). Using the Köppen classification to quantify climate variation and change: An example for 1901-2010. *Environmental Development*, 6, 69-79.

Comisión Nacional del Medio Ambiente [CONAMA]. (2008). Biodiversidad de Chile: Patrimonios y desafíos. Disponible en: <http://bibliografias.uchile.cl/1089>.

Cornejo, J. (2016). Propuesta de restauración ecológica en matorral y bosque esclerófilo degradado en la Reserva Nacional Río Clarillo, Región Metropolitana de Santiago (Tesis de pregrado). Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2013). Guía básica de buenas prácticas para plantaciones forestales de pequeños y medianos propietarios. Recuperado de: https://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1386687876guiabuenaspracticass_ppf.pdf

Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2016). Incendios de Gran Magnitud 2015 [en línea]. Geoportal de la Infraestructura de Datos Espaciales < <http://www.geoportal.cl/geoportal/catalog/search/resource/details.page?uuid=%7BD253321A-D7E8-4B1C-9601-32BFF5A5F1E1%7D> >

Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2018). Resumen Ejecutivo: Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del catastro de los recursos vegetacionales nativos de la Región del Maule. Recuperado de: http://www.biblioteca.digital.gob.cl/bitstream/handle/123456789/2341/Resumen%20Ejecutivo%20Catastro%20Maule_2016.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2017). Resumen Ejecutivo: Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del catastro de los recursos vegetacionales nativos de la Región del Biobío. Recuperado de: <http://www.biblioteca.digital.gob.cl/handle/123456789/2336?show=full>

Cunill, P. (1970). Factores en la destrucción del paisaje chileno: recolección, caza y tala coloniales. *Investigaciones Geográficas*, 20, 235-264.

Crockford R. y Richardson, D. (2000). Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological processes*, 4, 2903-2920.

De Soto, L., Cailleret, M., Sterck, F. Jansen, S., Kramer, K., Robert, E., ... , Martinez, J. (2020). Low growth resilience to drought is related to future mortality risk in trees. *Nat. Commun*, 11(545), 1-9.

Di Castri, F. y Hajek, E. (1976). *Bioclimatología de Chile*. Santiago, Chile: Imprenta-Editorial de la Universidad Católica de Chile.

Díaz, V. (2009). Errores estadísticos frecuentes al comparar dos poblaciones independientes. *Rev. Chil. Nutr.*, 36(4), 1136-1138.

Díaz, P. (2020). Aún podemos recuperar al bosque esclerófilo: la sequía y el cambio climático no son los únicos culpables [en línea]. Ladera Sur

<<https://laderasur.com/articulo/aun-podemos-recuperar-al-bosqueesclerofilo-la-sequia-y-el-cambio-climatico-no-son-los-unicos-culpables/>> [consulta: 13 de junio, 2020].

Dirección General de Aguas [DGA]. (2017). Subsubcuencas [en línea]. Geoportal Infraestructura de Datos Geoespaciales. <<http://www.geoportal.cl/geoportal/catalog/search/resource/details.page?uuid=%7BA598CF31-1C7B-4E1C-8098-02CD0AF0BE11%7D>>

Dirmeyer, P., (1994). Vegetation stress as a feedback mechanism in midlatitude drought. *J. Clim*, 7, 1463-1483.

Donoso, C. (1982). Reseña Ecológica de los Bosques Mediterráneos de Chile. *Bosque*, 4(2), 117-142.

Donoso, C. (1983). Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica. Chile: Editorial Universitaria.

Donoso, C. (1994). *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica.* Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Donoso, S., Peña, K., Pacheco, C., Luna, G., Aguirre, A. (2011). Respuesta fisiológica y de crecimiento en plantas de *Quillaja saponaria* y *Cryptocarya alba* sometidas a restricción hídrica. *Bosque*, 32(2), 187-195.

Ebrahimi, Z. y Zarei, M. (2020). Relationships between meteorological drought and vegetation degradation using satellite and climatic data in a semi-arid environment in Markazi province, Iran. *Journal of Rangeland Science*, 10 (2), 204-218.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey, J.M., Lara, A., Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130, 481-494.

Echeverría, C., Newton, A., Lara, A., Rey, J. y Coomes, D. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 426-439.

Echeverría, C., Coomes, D., Hall, M. y Newton, A. (2008). Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, 212, 439-449.

Espinoza, S., Magni, C., Santelices, R., Ivkovic, M. y Cabrera, A. (2016). Changes in drought tolerance of *Pinus radiata* in Chile associated with provenance and breeding generation. *Annals of Forest Science*, 73(2), 267-275.

Ewers, R. y Banks-Leite, C. (2013). Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forest. *PLOS ONE*, 8(3).

Fernández, M., Tapias, R. y Alesso, P. (2010). Adaptación a la sequía y necesidades hídricas de *Eucalyptus globulus* Labill. En Huelva. *Boletín del CIDEU*, 8(9), 31-41.

Garfias, R., Castillo, M., Ruiz, F., Vita, A., Bown, H. y Navarro, R. (2018). Remanentes del Bosque Esclerófilo en la zona mediterránea de Chile Central: Caracterización y Distribución de fragmentos. *Interciencia*, 43(9), 655-663.

Garreaud, R., Álvarez, C., Barichivich, J., Boisier, J., Christie, D., Galleguillos, M., ... Zambrano, M. (2017). The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21, 6307–6327.

Garreaud, R., Boisier, J., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. y Veloso, D. (2019). The central Chile Mega Drought (2010-2018): A climate dynamics perspective. *Int. J. Climatol.*, 40, 421-439.

Gazol, A., Camarero, J., Andregg, W. y Vicente-Serrano, S. (2016). Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests. *Global Ecol. Biogeogr.*, 26(2), 166-176.

Gazol, A., Camarero, J., Vicente-Serrano, S., Sánchez, R., Gutiérrez, E., de Luis, M..., Galvan, J. (2018). Forest resilience to drought varies across biomes. *Global Change Biology*, 1-18. DOI: 10.1111/gcb.14082.

GEF Montaña (s.f.). Árboles del bosque esclerófilo [en línea]. Corredores Biológicos de Montaña Proyecto GEF <<https://gefmontana.cl/arboles-del-bosque-esclerofilo/>> [consulta: 29 de septiembre, 2020].

Gerding, V. (1990). Manejo de las plantaciones de *Pinus radiata* D.Don en Chile. *Bosque*, 12(2), 3-10.

Gerstmann, C., Miranda, M. y Condal, A. (2010). Description of space-time variability of the potential productivity of *Acacia caven* espinales based on MODIS images and the Enhanced Vegetation Index (EVI). *Ciencia e Investigación Agraria*, 37(1), 63-73.

Gómez, P., Bustamante, R., San Martín y J, Hahn, S. (2011). Estructura poblacional de *Pinus radita* D.Don en fragmentos de Bosque Maulino en Chile central. *Gayana Bot.* 68(1), 97-101.

Gonzaga, C. (2014). Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y ASTER para la caracterización de la cobertura vegetal en la Zona centro

de la provincia de Loja, Ecuador (Tesis de Magister). Universidad Nacional de La Plata, La Plata.

González-Reyes, A. (2016). Ocurrencia de eventos de sequías en la ciudad de Santiago de Chile desde mediados del siglo XIX. *Revista de Geografía Norte Grande*, 64, 21-32.

González, M., Gómez, S., Lara, A., Garreaud, R. y Díaz, I. (2018). The 2010-2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. *Ecosphere*, 9(8). DOI: e02300. 10.1002/ecs2.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D y Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary Scale geospatial analysis for everyone. *ElSevier*, 202, 18-27.

Granados, D., Hernández, M. y López, G. (2006). Ecología de las Zonas Ribereñas. *Revista Chapingo*, 12(1), 55-69.

Gulacsi, A. y Kovács, F. (2018). Drought monitoring of forest vegetation using MODIS-based normalized difference drought index in Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin*, 67(1), 29-42.

Guttman, N. (1998). Comparing the Palmer Drought Index and the Standardized Precipitation Index. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 113-121.

Hadad, M., Roig, F. (2016). Sex-related climate sensitivity of *Araucaria araucana* Patagonian forest-steppe ecotone. *Forest Ecology and Management*, 362, 130-141.

Hadad, M., Roig, F., Arco, J. y Hacket, A. (2021). Growth of male and female *Araucaria araucana* trees respond differently to regional mast events, creating sex-specific patterns in their tree-ring chronologies. *Ecological Indicators*, 122.

Harper, R., Smettem, K., Carter, J. y McGrath, J. (2009). Drought deaths in *Eucalyptus globulus* (Labill.) plantations in relation to soils, geomorphology and climate. *Plant soil*, 324, 199-207.

Hernández, A., Miranda, M., Arellano, E. y Dobbs, C. (2016). Landscape trajectories and their effect on fragmentation for a Mediterranean semi-arid ecosystem in Central Chile. *Journal of Arid Environments*, 127, 74-81.

Huber, A. y Trecaman, R. (2000). Efecto de una plantación de *Pinus radiata* en la distribución espacial del contenido de agua del suelo. *Bosque*, 21(1), 37-44.

Huber, A. e Iroumé, A. (2006). Efecto de las plantaciones de *Pinus radiata* sobre el recurso agua en Chile. En: CONFERENCIA MUNDIAL Climate Variability and Change – Hydrological Impacts. La Habana, Cuba. 698-702.

Huber, A., Iroumé, A., Mohr, C. y Frêne, C. (2010). Efecto de las plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. *Bosque* 31(3), 219-230.

Huerta, M. (2019, diciembre 26). Curso de Data Science Aplicada: Modelos Lineales Generalizados [Archivo de video]. Recuperado de: <https://www.youtube.com/watch?v=PJEGbHOPaS4&t=3305s>

Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodríguez, E., Gao, X., Ferreira, L. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of environment*, 83, 195-213.

Instituto Forestal [INFOR]. (2019). El sector forestal chileno, 2019. [en línea] <https://wef.infor.cl/sector_forestal/sectorforestal.php> [consulta: 30 de septiembre 2020].

Instituto Nacional de Estadísticas [INE]. (2018). Síntesis de Resultados CENSO 2017. Recuperado de: <https://www.censo2017.cl/descargas/home/sintesis-de-resultados-censo2017.pdf>

Jamali, S., Seaquist, J., Ardö, J., Eklundh, L. (2011). Investigating temporal relationships between rainfall, soil moisture, and MODIS-derived NDVI and EVI for six sites in Africa. En Trinder (Presidencia). 34th International Symposium on Remote Sensing of Enviroment. Sydney, Australia.

Jiang, W., Wang, L., Feng, L., Zhang, M. y Yao, R. (2019). Drought characteristics and its impact on changes in surface vegetation from 1981 to 2015 in the Yangtze River Basin, China. *Int. J. Climatol*, 40, 3380-3397.

Ji, L. y Peters, A. (2003). Assessing vegetation response to drought in the northern Great Plains using vegetation and drought índices. *Remote Sensing of Environment*, 87, 85-98.

Khanna, J., Medvigy, D., Fueglistaler, S. y Walko, R., (2017). Regional dry-season climate changes due to three decades of Amazonian deforestation. *Nati. Clim. Change*, 7, 200-204.

Khoury, S. y Coomes, D. (2020). Resilience of Spanish forests to recent droughts and climate change. *Glob Change biol*, 1-20.

Krawchuk, M., Meigs, G., Cartwright, J., Coop, J., Davis, R., Holz, A., ..., Meddens, A. (2020). Disturbance refugia within mosaics of forest fire, drought, and insect outbreaks. *Front. Ecol, Environ*, 18(5), 235-244.

Lara, A., Solari, M., Prieto, M. y Paz, M. (2012). Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35° - 43°30' S). *Bosque*, 33(1), 13-23.

Lawlor, D. y Tezara, W. (2009). Causes of decreased photosynthetic rate and metabolic capacity in water-deficient leaf cells: a critical evaluation of mechanisms and integration processes. *Annals of Botany*, 103(4), 561-579.

Lembrecht, J., Aalto, J., Aschcroft, M., De Frenne, P., Kopeckym M., Lenoir J., ..., Nijs, I. (2020). SoilTemp: A global database of near-surface temperature. *Glob. Change Biol.* DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15123>.

Letelier, L., Valderrama, A., Stoll, A., García R. y González, A. (2017). Patrones de composición, riqueza, y diversidad filogenética de las comunidades de plantas leñosas de Quillaja saponaria Molina (Quillajaceae) en el bosque esclerófilo de Chile. *Gayana Bot.*, 74(1), 57-72.

Letourneau, F., Andenmatten, E. y Schlichter, T. (2004). Effect of climatic conditions and tree size on *Austrocedrus chilensis*-shrub interactions in northern Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 191(1-3), 29-38.

Liang, P. y Chunyu, Y. (2009). Study on mixed pixel classification method of remote sensing image base don Fuzzy Theory. *Urban Remote Sensins Joint event*.

Li, J., Cang, Z., Jiao, F., Bai, X., Zhang, D. y Zhai, R. (2017). Influence of drought stress on photosynthetic characteristics and protective enzymes of potato at seedling stage. *J. Saudi Soc. Agric. Sci.*, 16, 82-88.

Liu, H. y Huete, A. (1995). A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *Transactions on geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 457-465.

Lobato-Sánchez, R. (2016). El monitor de la sequía en México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(5), 197-211.

Lopatín, J., Dolos, K., Hernández, H., Galleguillos M. y Fassnacht, F. (2015). Comparing Generalized Linear Models and random forest to model vascular plant species richness using LiDAR data in a natural forest in central Chile. *Remote Sensing of Environment*, 173, 200-210.

López, E., y Ruiz, M. (2011). Análisis de datos con el Modelo Lineal Generalizado. Una aplicación con R. *Revista española de pedagogía*, 248, 59-80.

Lou, W., Sun, S., Sun, K., Yang, X. y Li, S. (2017). Summer drought index using SPEI base don 10-day temperatura and precipitation data and its application in Zhejiang Province (Southeast China). *Stoch Environ Res Risk Assess.* DOI: 10.1007/s00477-017-1385-0.

Luebert, F. y Pliscoff, P. (2004). Clasificación de pisos de vegetación y análisis de representatividad ecológica de áreas propuestas para la protección en la ecorregión valdiviana (N°10). Recuperado de <https://www.wwf.cl/?144961/clasificacion-de-pisos-de-vegetacion-y-analisis-de-representatividad-ecologica-de-areas-propuestas-para-la-proteccion-en-la-ecorregion>.

Luebert, F. y Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Luzio, W., Seguel, O. y Casanova, M. (2009). Suelos de la Zona Mediterránea árida (Desde 32°00' LS hasta 37°45' LS). En Luzio, W. (Editor), *Suelos de Chile*. Santiago, Chile: Universidad de Chile.

Mamani, G. [Escobar Ingenieros] (2020, mayo 24). Test Mann Kendall Excel y Trend [Archivo de video]. Recuperado de: <https://www.youtube.com/watch?v=FxJqEG7Wez4&t=1760s>

Martín-Gallego, P., Aplin, P., Marston, C., Altamirano, A. y Pauchard, A. (2020). Detecting and modelling alien tree presence using Sentinel-2 satellite imagery in Chile's Temperate Forests.

Martínez, A. (1981). Índices de sitio para *Eucalyptus globulus* (Lab.) de la zona de Concepción y Arauco (Tesis de pregrado). Facultad de Ingeniería forestal de la Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Masiokas, M., Villalba, R., Luckman, B., Le Quesne, C. y Aravena, J. (2006). Snowpack variations in the central Andes of Argentina and Chile, 1951-2005: Large-scale atmospheric influences and implications for water resources in the region. *J. Climate*, 19, 6334-6352.

Masiokas, M., Villalba, R., Luckman, B. y Mauget, S. (2010). Intra – to multidecadal variations of snowpack and streamflow records in the Andes of Chile and Argentina between 30° and 37°S. *Journal of Hydrometeorology*, 11, 822-831.

Masiokas, M., Christie, D, Le Quesne, C., Pitte, P., Ruiz, P., Villalba, R., ... , Barcaza, G. (2016). Reconstructing the annual mass balance of the Echaurren Norte glacier (Central Andes, 33.5°S) using local and regional hydroclimatic data. *The Cryosphere*, 10, 927-940.

Maturana, J., Bello, M. y Manley, M. (2004). Antecedentes históricos y descripción del fenómeno El Niño, Oscilación del Sur. *CONA*, 13-27.

Mendoza, M., Quevedo, A., Bravo, A., Flores, H., De La Isla, M., Gavi, F. y Zamora, B. (2014). Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 30(4), 429-436.

Ministerio de Agricultura [MINAGRI]. (2019). Área de afectación de incendios febrero 2017 [en línea]. Geoportal de la Infraestructura de Datos Espaciales < <http://www.ide.cl/index.php/medio-ambiente/item/1622-area-de-afectacion-incendios-febrero-2017> >

Mishra A. y Singh, V. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391, 202-216.

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F. y Lara, A. (2015). Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical áreas of south-central of Chile. *Appl. Geogr.*, 60, 20-28.

Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Di Bella, C., González, M. y Camarero, J. (2020). Forest browning trends in responde to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators*, 115. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106401

Möller, P. (2011). Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión Ambiental*, 21, 96-106.

Moreno, L. (2009). Respuesta de las plantas al estrés por déficit hídrico. Una revisión. *Agronomía colombiana*, 27(2), 179-191.

Moreno-Chacón, M., Mardones, D., Viveros, N., Madriaza, K., Carrasco, F., Marticorena, A., ... , Saldaña, A. (2018). Flora vascular de un remanente de bosque esclerófilo mediterráneo costero: Estación de Biología Terrestre de Hualpén, Región del Biobío, Chile. *Gayana Bot.*, 75(1), 466-481.

Moura, C., Verissimo, V., Wanderley, H., Marques, V., Geysa, P., Rolim, E., Endres, L. (2013). Seasonal variations of photosynthesis, gas exchange, quantum efficiency of photosystem II and biochemical responses of *Jatropha curcas* L. grown in semi-humid and semi-arid areas subject to water stress. *Industrial crops and products* 41, 203-213.

Muñoz, L., Holwerda, F., Alvarado, M., Geissert, D., Marín, B., Gómez, A., ... , Bruijnzeel, L. (2015). Efectos hidrológicos de la conversión del bosque de niebla en el centro de Veracruz, México. *Bosque*, 36(3), 395-407.

Myers, N., Mittermeier, C., Mittermeier G., da Fonseca, G., y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.

Navarrete, M., Alfaro, M., Navarrete, M.C. y Plá, F. (1989). Gran Atlas de Chile y el Universo. Santiago, Chile. Ediciones Occidente S.A.

Oertel, M., Meza, F. y Gironás, J. (2020). Observed trends and relationships between ENSO and standardized hydrometeorological drought indices in central Chile. *Hydrological Processes*, 34, 159-174.

Ovalle, C., Avendaño, J., Aronso, J. y Del Pozo, A. (1996). Land occupation patterns and vegetation structure in the anthropogenic savannas (espinales) of the central Chile. *Forest Ecology and Management*, 86, 129-139.

Parada, L. (2020, abril 27). Prueba U de Mann-Whitney-Wilcoxon en R Studio [Archivo de video]. Recuperado de: <https://www.youtube.com/watch?v=OJFYOnME1TE>

Pardos, J. (2007). Perspectiva fisiológica en la producción y mejora del eucalipto (con énfasis en *Eucalyptus globulus* Labill). *Boletín CIDEU*, 3, 7-55.

Pardos, M., del Río, M., Pretzsch, H., Jactel, H., Bielak, K., Bravo, F., ..., Calama, R. (2021). The greater resilience of mixed forests to drought mainly depends on their composition: Analysis along a climate gradient across Europe. *Forest Ecology and Management*, 481. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118687>.

Pasho, E., Camarero, J., de Luis, M y Vicente-Serrano, S. (2011). Impacts of drought at different time scales on forest growth across a wide climatic gradient in northeastern Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 1800-1811.

Pauchard, A., Langdon, B., Jiménez, A., Cavieres, L., Peña, E., y Núñez, M. (2014). *Pináceas invasoras en el sur de Sudamérica, patrones, mecanismos e impactos potenciales*. Chile: Ediciones UC.

Pedroza, I., Juarros, J., Robles, A., Basteiro, J. y García, E. (2015). Pruebas de bondad de ajuste en distribuciones simétricas, ¿qué estadístico utilizar? *Univ. Psychol.* 14(1), 245-254.

Peña-Araya, M. (2007). Correcciones de una imagen satelital ASTER para estimar parámetros vegetacionales en la cuenca del río Mirta, Aisén. *Bosque*, 28(2), 162-172.

Peña-Gallardo, M., Vicente-Serrano, S., Camarero, J., Gazol, A., Sánchez, R., Domínguez, F., ..., Galván, J. (2018). Drought sensitiveness on forest growth in Peninsular Spain and the Balearic Islands. *Forests*, 9(524), 1-20.

- Peña-Rojas, K., Donoso, S., Pacheco, C., Riquelme, A., Gangas, R., Guajardo, A., Durán, S. (2018).** Respuestas morfo-fisiológicas de plantas *Lithraea caustica* (Anacardiaceae) sometidas a restricción hídrica controlada. *Bosque*, 39(1), 27-36.
- Pincheira, J., Rau, J. y Smith, C. (2020).** Data: inventory of trees in five fragments of temperate evergreen forest located on the Eastern slope of Chile's coastal mountain range. *Data in Brief*, 30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105557>.
- Pinheiro, C. y Chaves, M. (2011).** Photosynthesis and drought: can we make metabolic connections from available data? *J. Exp. Bot.* 62, 869-882.
- Quintana, J. (2000).** The drought in Chile and la Niña. *Drought Network News*, 12, 3-6.
- Quintana, J. y Aceituno, P. (2012).** Changes in the rainfall regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43°S. *Atmosfera*, 25, 1-22.
- Quintanilla, V. (2000).** Influencia del fuego en el desequilibrio ecológico de la vegetación en la zona mediterránea de Chile: casos de estudio. *Investigaciones Geográficas*, 34, 1-14.
- Quintanilla, V. y Castillo, M. (2009).** Degradación de Ecosistemas de la palma más Austral del Mundo (*Jubaea Chilensis*) acelerada por los Fuegos Estivales en los cordones litorales de Valparaíso y Viña del Mar (32°50'-33°02'S). Un caso sostenido de perturbación del paisaje. *Investigaciones Geográficas*, 41, 41-60.
- Quintanilla, V. (2017).** Los incendios del matorral esclerófilo asociados a la Palma chilena en las colinas costeras de Valparaíso y Viña del Mar. *Arteoficio*, 13, 35-39.
- Riaño, D., Salas, J., Chuvieco, E. y Aguado, I. (2003).** Assessment of different topographic corrections in Landsat-TM data for mapping vegetation types. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(5), 1056-1061.
- Richardson, D. y Rejmánek, M. (2011).** Trees and shrubs as invasive alien species – A global review. *Diversity and Distributions*, 17(5), 788-809.
- Rivera, J. (2014).** Aspectos climatológicos de las sequías meteorológicas de Sudamérica: Análisis regional y proyecciones futuras (Tesis Doctoral). Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Roi, I., Rivas, R., Pérez, M., Palacios, L. (2019).** Correlación: no toda correlación implica causalidad. *Rev. Alerg. Mex.*, 66(3), 354-360.
- Rokni, K., y Musa, T. (2019).** Normalized difference vegetation change index: A technique for detecting vegetation changes using Landsat imagery. *Catena*, 178, 59-63.

Romanyá, J. y Vallejo, V. (2004). Productivity of *Pinus radiata* plantations in Spain in response to climate and soil. *Forest Ecology and Management*, 195(1-2), 177-189.

Rousta, I., Olafsson, H., Moniruzzaman, M., Zhang, H., Liou, Y., Darlington, T., Gupta, A. (2020). Impacts of drought on vegetation assessed by Vegetation Indices and meteorological factors in Afghanistan. *Remote Sensing*, 12. DOI: 10.3390/rs12152433.

Rutllant, J. (2004). Aspectos de la circulación atmosférica de gran escala asociada al ciclo ENOS 1997-1999 y sus consecuencias en el régimen de precipitación de Chile central. *CONA*, 61-76.

Saavedra, C. (2004). Determinación de peso específico y de algunas propiedades biométricas en *Eucalyptus globulus* (Labill) como materia prima pulpable (Tesis de pregrado). Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Salmi, T., Määttä, A., Anttila, P., Ruoho-Airola, T. y Amnell, T. (2002). Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's Slope estimates – The Excel template application MAKESENS. *Finnish Meteorological Institute*.

Sands, R. y Mulligan, D. (1990). Water and nutrient dynamics and tree growth. *Forest Ecology and Management*, 30(1-4), 91-111.

Santibáñez, F., Santibáñez, P., Caroca, C., Morales, P., González, P., Gajardo, N., ... , Melillán C. (2014). Atlas del cambio climático en las zonas de régimen árido y semiárido: Coquimbo, Valparaíso y Metropolitana de Chile. Recuperado de: http://www.agrimed.cl/images/contenido/Climate%20Change%20Atlas_Smallsize.pdf

Sarricolea, P., Meseguer-Ruiz, O. y Martín-Vide, J. (2014). Variabilidad y tendencias climáticas en Chile central en el periodo 1950-2010 mediante la determinación de los tipos sinópticos de Jenkinson y Collison. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* (64), 227-247.

Schlatter, J. (1987). La fertilidad del suelo y el desarrollo de *Pinus radiata* D.Don. *Bosque*, 8(1), 13-19.

Seguel, A. (2015). Incendios forestales y crisis hídrica centro sur Chile: ¡No más plantaciones de pinos y eucaliptus! [en línea]. Mapuexpress <<https://www.mapuexpress.org/2015/02/18/incendios-forestales-y-crisis-hidrica-centro-sur-chile-%c2%a1no-mas-plantaciones-de-pinos-y-eucaliptus/>> [consulta: 23 de octubre, 2020].

Senf, C., Müller, J. y Seidl, R. (2019). Post-disturbance recovery of forest cover and tree height differ with management in Central Europe. *Landscape Ecology*, 34, 2837-2850.

Seidl, R., Kautz, M., Thom, D. y Martin-Benito, D. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature climate change*, 7, 395-402.

Seneviratne, S., Wilhelm, M., Stanelle, T., Van den Hurk, B., Hagemann, S., Berg, A.,... Smith, B. (2013). Impact of soil moisture-climate feedbacks on CMIP5 projections: first results from the GLACE-CMIP5 experiment. *Geophys. Res Lett*, 40(19), 5212-5217.

Silander, J. (2001). Temperate forests. *Encyclopedia of Biodiversity*, 7, 112-127.

Smith, C. (2002). Southern South America: Chile and Argentina [en línea]. World Wildlife Foundation <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0404> [consulta: 6 de octubre, 2020].

Song, L., Li, Y., Ren, Y., Wu, X., Guo, B., Tang, X., ..., Zhao, L. (2019). Divergent vegetation responses to extreme spring and summer droughts in Southwestern China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 279. DOI: 107703.

Sordo, A., Bejarano, M., Iglesias, A., Asenjo, V., Garrote, L., (2017). Analysis of current and future SPEI Droughts in the La Plata basin based on results from the Regional Era Climate Model. *Water* 9(857). DOI: 10.3390/w9110857.

Speranza, F. y Zerda, H. (2005). Potencialidad de los índices de vegetación para la discriminación de Coberturas Forestales. En Climent (Presidencia). III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Corrientes, Argentina.

Ssegane, H., Amatya, D., Muwamba, A., Chescheir, G., Appelboom, T., Tollner, E., ..., Skaggs, R. (2015). Hydrologic calibration of paired watersheds using a MOSUM approach. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 12(1).

Schwartz, N., Budsock, A. y Uriarte, M. (2019). Fragmentation, forest structure, and topography modulate impacts of drought in a tropical forest landscape. *Ecology*, 100(6).

Teuling, A., Seneviratne, S., Stöckli, R., Wohlfahrt, G. (2010). Contrasting response of European forest and grassland energy exchange to heatwaves. *Nat. Geosci.*, 3, 722-727.

Thompson, I. (2011). Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva*, 238(62), 25-30.

Treimun, J. y Moya, D. (2018). Superficie remanente de bosque nativo 2018 Geoneyen. DOI: 10.13140/RG.2.2.34678.24642.

United States Geological Survey [USGS]. (s.f.). How can I find the acquisition time for a Landsat scene? [en línea]. USGS < https://www.usgs.gov/faqs/how-can-i-find-acquisition-time-a-landsat-scene?qt-news_science_products=0#qt-news_science_products >

Universidad Austral de Chile [UACH]. (2014). Informe Final: Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del catastro de los recursos vegetacionales nativos de la región de La Araucanía. Recuperado de: <http://biblioteca.digital.gob.cl/handle/123456789/2338>

Universidad de la Frontera [UFRO]. (s.f.). Laboratorio de geografía [en línea]. < <http://labgeo.ufro.cl/> >

Universitat de Valencia. (s.f.). GLM-Introducción. Recuperado de: <https://www.uv.es/lejarza/eaa/teoria/EAA7%20glm.pdf>

Universidad Estatal de Pensilvania (2018). Introduction to Generalized Linear Models [en línea]. Eberly College of Science < <https://online.stat.psu.edu/stat504/node/216/> >

Veblen, T. y Schlegel, F. (1982). Reseña ecológica de los bosques del Sur de Chile. *Bosque*, 4(2), 73-115.

Vega, M. y Alvarado, R. (2019). Análisis de las series de tiempo de variables biofísicas para cuatro ecorregiones de Guanacaste, Costa Rica. *Ciencias Ambientales*, 53(2), 60-96.

Velasco, I., Ochoa L. y Gutiérrez, C. (2005). Sequía, un problema de perspectiva y gestión. *Región y Sociedad*, 17(34), 35-71.

Venegas-González, A., Junent, F., Gutiérrez, A., Peña-Rojas, K., Filho, M. (2018a). Effects of climate variability on growth and establishment patterns of *Nothofagus macrocarpa* in central Chile. *Bosque*, 39(1), 81-93.

Venegas-González, A., Junent, F., Gutiérrez, A. y Tomazello, M. (2018b). Recent radial growth decline in response to increased drought conditions in the northernmost *Nothofagus* populations from South America. *Forest Ecology and Management*, 409, 94-104.

Venegas-González, A., Roig, F., Peña-Rojas, K., Hadad, M., Aguilera, I. y Muñoz, A. (2019). Recent Consequences of Climate Change Have Affected Tree Growth in Distinct *Nothofagus macrocarpa* (DC.) FM Vaz & Rodr Age Classes in Central Chile. *Forests*, 10(653).

Venter, Z., Scott, S., Desmet, P., Hoffman (2020). Application of Landsat-derived vegetation trends over South Africa: Potential for monitoring land degradation and restoration. *Ecological Indicators*, 113.

Vergara, G., Sandoval, V. y Herrera, M. (2018). Análisis del cambio temporal y espacial del uso del suelo en la región centro sur de Chile. *Ci. Fl.*, 28(4), 1831-1844.

Vicencio, J. (2018, octubre 18). Por qué nos importa tanto el Anticiclón del Pacífico Sur [Artículo en un blog]. Meteochile Blog. Recuperado de: <http://blog.meteochile.gob.cl/2018/10/18/por-que-nos-importa-tanto-el-anticiclón-del-pacífico-sur/>

Vicente-Serrano, S. (2005). Evaluación de las consecuencias ambientales de las sequías en el sector central del valle del Ebro mediante imágenes de satélite: Posibles estrategias de mitigación. Zaragoza, Consejo Económico y Social de Aragón.

Vicente-Serrano, S., Beguería, S. y López, J. (2010). A multiscalar Drought index sensitive to global warming: the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate*, 23, 1696-1718.

Vicente-Serrano, S., Gouveia, C., Camarero, J., Beguería, S., Trigo, R., López, J., ... , Sánchez, A. (2012). Response of vegetation to drought time-scales across global land and biomes. *PNAS*, 110(1), 52-57.

Vivanco, F. (2019). Análisis temporal y espacial del Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración [SPEI] en los valles vitivinícolas de Chile Central y sus efectos en la producción del vino (Tesis de pregrado). Facultad de Arquitectura y Urbanismo de la Universidad de Chile. Santiago, Chile

Wang J., Rich, P. y Price, K. (2003). Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plain, USA. *International Journal of Remote Sensing*, 24, 2345-2364.

Wang, C., Lu, Z. y Haithcoat, T. (2007). Using Landsat images to detect oak decline in the Mark Twain National Forest, Ozark Highlands. *Forest Ecology and Management*, 240, 70-78.

Walker, B., Holling, C., Carpenter, S. y Kinzig A. (2004). Resilience, Adaptability and Transformability in Social ecological Systems. *Ecology and Society*, 9(2), 1-9.

Wilhite, D. (2000). Drought as Natural Hazard: Concepts and Definitions. Routledge, Reino Unido: Routledge Publishers.

Xu, P., Zhou, T., Zhao, X., Luo, H., Gao, S., Li, Z., Cao, L. (2018). Diverse responses of different structured forest to drought in Southwest China through remotely sensed data. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation*, 69, 217-225.

Zepeda, H. y Romero, H. (1981). Evaluación de los índices de continentalidad climática en Chile. *Noticiario Mensual*, 291, 3-13.

Zhao, Y., Feng, D., Yu, L., Wang, X., Chen, Y., Bai, Y., ... , Gong, P. (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi temporal data. *Remote Sensing of Environment*, 183, 170-185.

Zhou, L., Wang, S., Chi, Y., Li, Q., Huang, K., Yu, Q. (2015). Responses of photosynthetic parameters to drought in subtropical forest ecosystem of China. *Scientific Reports*, DOI: 10.1038/srep18254.

ANEXOS:

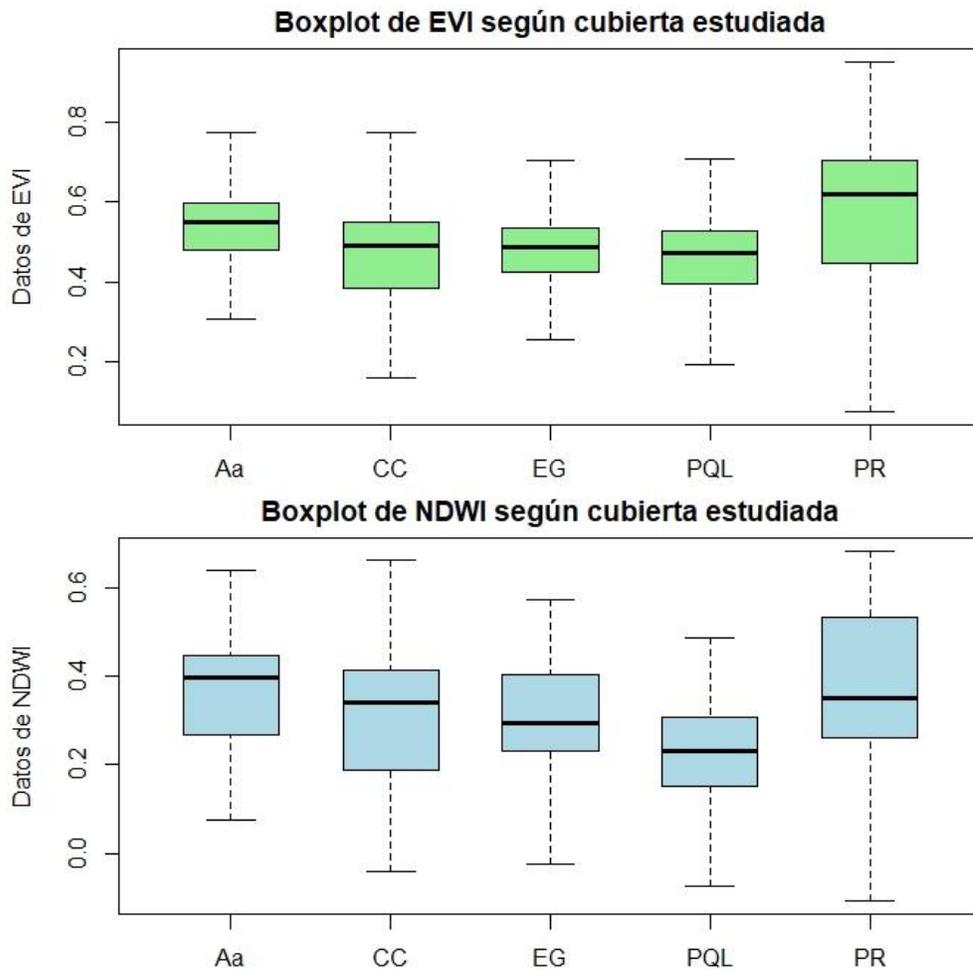
Anexo N°1: Resultados de prueba de normalidad para los datos de EVI y NDWI de las especies exóticas y nativas de las cuencas 1 y 2 (Elaboración propia, 2020).

Cuenca	Muestra	p-valor	Normalidad
1	EVI nativo	1,60E-11	No
	EVI exótico	4,21E-07	No
	NDWI nativo	0,006533	No
	NDWI exótico	0,07729	Si
2	EVI nativo	< 2,2e-16	No
	EVI exótico	< 2,2e-16	No
	NDWI nativo	< 2,2e-16	No
	NDWI exótico	4,08E-05	No

Anexo N° 2: Resultados de prueba de homocedasticidad para los datos de EVI y NDWI de las especies exóticas y nativas de las cuencas 1 y 2 (Elaboración propia, 2020).

Cuenca	Comparación	p-valor	Homocedasticidad
1	EVI Nativo - Exótico	0,1342	Si
	NDWI Nativo - Exótico	6,746E-06	No
2	EVI Nativo - Exótico	2,942E-05	No
	NDWI Nativo - Exótico	2,399E-11	No

Anexo N°3: Diagrama de cajas de la variable EVI y NDWI por cobertura estudiada
(Elaboración propia, 2021)



Aa '*Araucaria araucana*'; CC '*Ciprés de la cordillera*'; EG '*Eucalyptus globulus*'; PQL '*Peumo-Quillay-Litre*'; PR '*Pinus radiata*'.