



---

ARTÍCULO

## Diagnóstico del estado actual de los bosques nativos de las islas menores de la región de Los Lagos, Chile.

Natalia Cáceres Novoa<sup>1\*</sup>; Francisca Meneses Jiménez<sup>1</sup>; Javiera Fuenzalida Carrión<sup>1</sup>; Osvaldo Vidal Ojeda<sup>2</sup> & Jan Bannister Hepp<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Instituto Forestal, oficina Chiloé, Chile. [ncaceres@infor.cl](mailto:ncaceres@infor.cl)

<sup>2</sup>Universidad de Magallanes

\*Autor para correspondencia: [ncaceres@infor.cl](mailto:ncaceres@infor.cl)

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.597>

Recibido: 11.11.2023; Aceptado 01.12.2023

---

### RESUMEN

Los bosques nativos de las islas menores de la región de Los Lagos han sufrido procesos de pérdida de superficie y fragmentación debido a uso para ganadería, agricultura y extracción de leña. Conocer el estado actual de los bosques nativos de dichas islas es fundamental para proponer acciones de recuperación de los mismos. El objetivo de este estudio fue evaluar el estado de los bosques mencionados, para lo cual se caracterizó el estado actual de bosques y matorrales en base al catastro vegetacional de CONAF; se analizó su grado de fragmentación y su relación con presión antrópica, mediante métricas de paisaje y análisis multivariados; y se caracterizó a nivel de cuencas a los bosques nativos de las tres islas más pobladas. Se presentan implicancias para restaurar estos ecosistemas y establecer prioridades de restauración en las islas. Como resultados, solo 16% del área de estudio posee bosques nativos en buen estado de conservación. Respecto a composición de especies arbóreas, se encontró tres grupos: (i) siempreverde valdiviano, (ii) norpatagónico y (iii) mezclados, siendo valdiviano y mezclados los que dominan (35% cada uno). Existe una relación directa entre presión antrópica y fragmentación de bosques. Con respecto a las islas más pobladas, solo dos de ellas poseen bosque en buen estado de conservación, pero en pequeño porcentaje (< 1%) respecto a la superficie total de la isla. La restauración de ecosistemas forestales debería ser una prioridad y es urgente implementar una estrategia de restauración para el territorio insular de la región.

**Palabras clave:** Bosque siempreverde, bosques insulares, fragmentación, restauración de ecosistemas, prioridades de restauración.

### SUMMARY

The native forests of the smaller islands of the Los Lagos region have suffered processes of surface loss and fragmentation due to use for livestock, agriculture and firewood extraction. Knowing the current state of the native forests of these islands is essential to propose actions for their recovery. The objective of this study was to evaluate the state of the mentioned forests, for which the current state of forests and shrublands was characterized based on the CONAF vegetation cadastre; Its degree of fragmentation and its relationship with anthropic pressure were analyzed using landscape metrics and multivariate analysis; and the native forests of the three most populated islands were characterized at the watershed level. Implications are presented for restoring these ecosystems and establishing restoration priorities on the islands. As a result, only 16% of the study area has native forests in a good state of conservation. Regarding the composition of tree species, three groups were found: (i) Valdivian evergreen, (ii) North Patagonian and (iii) mixed, with Valdivian and mixed being the ones that dominate (35% each). There is a direct relationship between anthropogenic pressure and forest fragmentation. Regarding the most populated islands, only two of them have forest in a good state of conservation, but in a small percentage (< 1%) with respect to the total surface of the island. The restoration of forest ecosystems should be a priority and it is urgent to implement a restoration strategy for the island territory of the region.

**Key words:** Evergreen forest, island forests, fragmentation, ecosystem restoration, restoration priorities

---

## INTRODUCCIÓN

Actualmente, gran parte de la superficie terrestre ha sido impactada por el ser humano, y los ecosistemas forestales no han sido la excepción, quedando actualmente solo el 68% de los bosques que existían en la época preindustrial (IPBES, 2019). En Chile, los ecosistemas nativos se han ido perdiendo, degradando y fragmentando por el cambio de uso de suelo asociado al desarrollo agrícola, ganadero, urbano y minero. La zona centro-sur ha sido la más afectada por la pérdida de bosque nativo (Echeverría *et al.*, 2021) principalmente en las últimas décadas (Echeverría *et al.*, 2006; Aguayo *et al.*, 2009). En particular, en las provincias de Llanquihue, Chiloé, Palena y la región de Aysén los bosques nativos han sido reemplazados por matorrales, tierras desnudas o pastizales (Altamirano *et al.*, 2020).

Históricamente, en el archipiélago de Chiloé el bosque ha disminuido por la sustitución a campos agrícolas y zonas urbanas (Otero, 2006). Hoy, los bosques remanentes son degradados y fragmentados producto de la extracción de leña, que en su mayoría se realiza de manera ilegal (Bannister *et al.*, 2018). El Archipiélago de Chiloé incluye tanto la Isla Grande (88,42% de la superficie), como las denominadas islas menores (11,58% de la superficie). Actualmente, la mayor parte de los bosques nativos del Archipiélago se encuentran en la Isla Grande de Chiloé (579.581 ha de bosque nativo), los cuales se encuentran en diferentes estados de desarrollo y conservación (CONAF, 2013). La Isla Grande es una de las zonas donde se encuentran parte de los remanentes de bosque adulto templado lluvioso inalterados de Sudamérica, debido a que posee sectores de difícil acceso en su costa sur en la cordillera de la costa.

Por otro lado, los bosques pertenecientes a las islas menores han mostrado un evidente grado de fragmentación, lo que también ha ocurrido debido al acondicionamiento para la ganadería, agricultura y degradación por extracción de leña, pero por su condición de islas de menor tamaño, estos procesos se ven probablemente incrementados. Tal es el consumo de leña, que solo en la provincia de Chiloé representa cerca de 672.390 m<sup>3</sup> al año (Reyes *et al.*, 2022), lo que genera una magnitud de ventas aproximadamente 4,2 millones de USD/año (Neira & Bertin, 2009). Esto significa una constante e intensiva presión hacia los bosques nativos de dichas zonas.

Debido a la alta presión antrópica sobre los bosques es primordial disponer de información sobre el estado actual de ellos, para poder proceder a realizar acciones de recuperación de estos ecosistemas si fuese necesario. Asimismo, es importante disponer de información acerca de la superficie de matorrales, ya que esta representa un área sin uso, donde probablemente los pequeños propietarios van a tener mayor interés de restaurar, ya que no les resta superficie para cultivo o ganadería. Además, los matorrales en algunas ocasiones pueden contribuir a la restauración del bosque, debido a que, tanto árboles como arbustos modifican el microambiente debajo de su copa, ocasionalmente facilitando el establecimiento de plántulas de especies anuales y perennes propias de bosques (Godínez-Álvarez *et al.*, 2003).

La restauración del bosque nativo se hace relevante, ya que estos ecosistemas otorgan servicios ecosistémicos (SE), como la provisión de agua en cantidad y calidad, mantención de la fertilidad del suelo, regulación de condiciones microclimáticas, fijación de carbono, aporte de belleza escénica, entre otros. Estos servicios son claves para el desarrollo económico y bienestar de la sociedad (Constanza *et al.*, 1997), sin embargo, se ha evidenciado una disminución en su oferta, particularmente en la diversidad biológica (Echeverría *et al.*, 2006) y en la provisión de agua en calidad y cantidad (Oyarzún *et al.*, 2007; Little *et al.*, 2008; 2009; Lara *et al.*, 2009), debido principalmente a la habilitación agropecuaria (Lara *et al.*, 2003, Echeverría *et al.*, 2006).

Actualmente no se conoce el estado de conservación de los bosques nativos en las islas menores, no tan solo de la provincia de Chiloé, sino que de toda la región de Los Lagos; tampoco se conoce su estado en las cuencas más pobladas de estas islas. El objetivo general de este estudio es evaluar el estado de conservación de los bosques nativos en las islas menores de la región de Los Lagos, incluyendo tanto las islas de las provincias de Chiloé, Llanquihue y Palena. Los objetivos secundarios son: (a) caracterizar la estructura y composición de especies leñosas en bosques y matorrales de las islas menores de la región de Los Lagos; (b) determinar el grado de fragmentación actual en que se encuentran los bosques nativos

en dichas islas y (c) describir los bosques presentes en las cuencas con mayor población humana en el área de estudio, incluyendo las islas Lemuy, Puluqui y Quinchao. Con base en los resultados, se analizan las principales implicancias para la restauración de ecosistemas en las islas menores y se presentan antecedentes para establecer prioridades de restauración en ellas.

## MATERIAL Y MÉTODO

### Área de Estudio

El estudio se realizó en las islas de los archipiélagos de Chiloé (exceptuando la Isla Grande de Chiloé), Calbuco y las islas de la provincia de Palena, es decir, todas las islas denominadas “menores” (**Figura 1**) en la región de Los Lagos, ubicadas aproximadamente entre los paralelos 41°29'S y 43°27'S. El área de estudio corresponde a un macrobioclima templado, con un ombrotipo hiperhúmedo y fermotipo supratemplado (Luebert & Plissock, 2017), que posee un clima templado lluvioso y clima templado lluvioso con leve sequedad estival (Sarricolea, 2017), dentro de los cuales las condiciones microclimáticas son muy diversas. Según datos de la red de estaciones agrometeorológicas (INIA, 2023), en los últimos 5 años las islas más cercanas a Chiloé presentan una temperatura del aire media de 11°C y una precipitación acumulada media anual de 1.225,9 mm (estación Isla Chelín, Castro); las islas cercanas a Puerto Montt poseen una temperatura media de 11,7°C y una precipitación de 868,6 mm (estación Escuela Marisol, Puerto Montt); y las islas más cercanas a Chaitén poseen una temperatura de 10,6°C y una precipitación de 1.627,9 mm (estación Nueva Chaitén, Chaitén).

Los tipos de suelo presentes en el área de estudio corresponden a trumaos, ñadis y turberas (Thiers *et al.*, 2014). Específicamente, los de la zona norte y centro del área corresponden a suelo de origen fluvio-glacial con suelos delgados, ácidos, textura franco-arcillosa y un horizonte gley (Bannister *et al.*, 2017). En cambio, los suelos del extremo sur son sitios muy húmedos, derivados de roca metamórfica, de mal drenaje, en los que dominan los procesos de gleyzación, y en su mayoría son delgados (30-100 cm). Los suelos contienen bastante materia orgánica y son muy ácidos (Cruz & Lara, 1981; Bannister, 2004).

### Bases de Datos y Criterios de Análisis

Del total de islas menores en el área de estudio, se excluyó a aquellas sin información de recursos vegetacionales (generalmente con superficies menores a 100 m<sup>2</sup>), resultando un total de 115 islas evaluadas. Como base de datos se utilizó la capa vectorial de las provincias de Chile de la Infraestructura de Datos Geoespaciales (IDE; <http://www.ide.cl>) y la base de datos cartográficos del catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile para la región de Los Lagos (CONAF, 2013), las cuales fueron procesadas en el software QGIS Madeira 3.4.14, en adelante solo QGIS. Asimismo, se utilizó el censo poblacional de 2017, a nivel de entidades y manzanas.

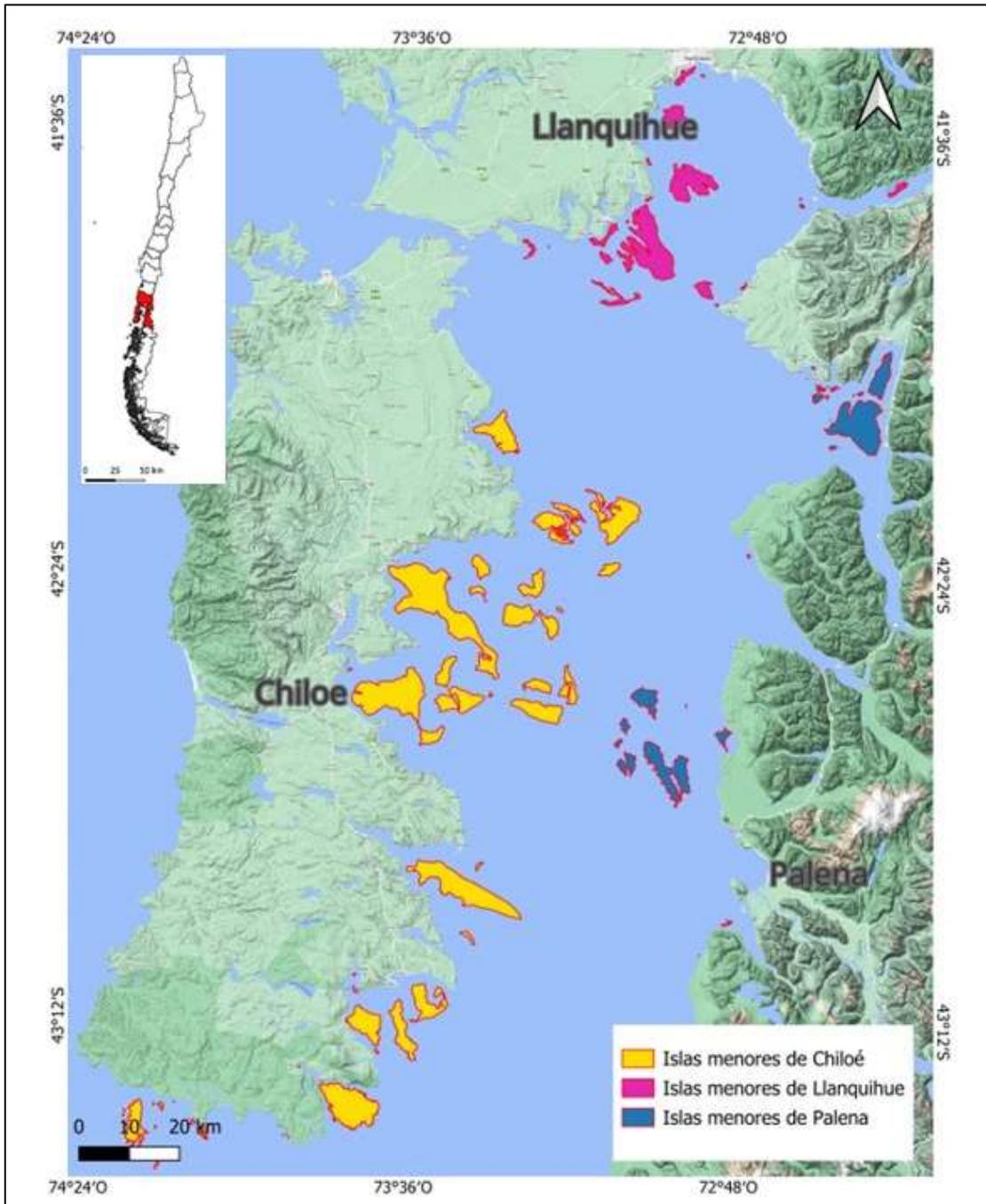
Para los análisis de fragmentación se utilizaron 66 islas, debido a que estas presentaron algún grado de fragmentación (al menos dos parches de bosque).

### Caracterización del Estado Actual de los Bosques Nativos de las Islas Menores de la Región de Los Lagos, en Términos de Estructura y Composición de Especies Arbóreas

Para caracterizar los bosques de las 115 islas seleccionadas, estas se agruparon en cuatro cuartiles (Q1, Q2, Q3, Q4), según su superficie. Cada cuartil quedó compuesto por 28 a 29 islas (**Cuadro 1**). El primer cuartil correspondió a las superficies más pequeñas y el cuarto a las más grandes. Para estimar la superficie de cada uso de suelo por cuartil se sumaron las hectáreas ocupadas por cada uso de suelo de las islas que componen cada cuartil y se procedió a calcular su proporción según la superficie total del cuartil respectivo.

Para caracterizar el estado del bosque en las islas, se reagruparon las categorías de estructura de bosque, resultando cuatro categorías: (i) bosque adulto (incluye bosques achaparrados); (ii), bosque adulto-renoval; (iii) renoval; y (iv) plantaciones (incluyen todas las plantaciones y bosques mixtos con plantaciones

asilvestradas). Para analizar el estado del bosque en toda el área de estudio, se calculó la proporción de cada estructura de bosque con respecto a la superficie total de bosque de todas las islas. Asimismo, para cuantificar la proporción de cada estructura de bosque en cada cuartil, se sumó la superficie de cada estructura para cada cuartil y se calculó su proporción con respecto a las superficies totales de bosque del mismo cuartil.



**Figura 1.** Área de estudio en la región de Los Lagos, correspondiente a 115 islas menores distribuidas en las provincias de Chiloé, Llanquihue y Palena. Al lado izquierdo se observa la ubicación de la región de Los Lagos en Chile.

Para determinar grupos de islas con composición florística semejante, se clasificó una matriz de sitios x especies, en la que cada sitio correspondió a una isla, y las especies correspondieron a las plantas arbóreas de los bosques nativos (datos presencia y ausencia). Inicialmente, la matriz estuvo compuesta por 115 islas y 30 especies, pero esta se redujo a 28 especies, después de eliminar a aquellas especies presentes en menos del 5% de los sitios. A partir de esta matriz depurada se realizó un dendrograma, aplicando el método de unión de Ward y distancia Euclídeana (McCune & Grace, 2002), clasificándose 3 grupos de vegetación forestal. También, para visualizar la estructura conjunta multivariada y la reducción de potenciales gradientes, se realizó una ordenación no paramétrica NMDS sobre la matriz, usando distancia Euclídeana en los datos de presencia y ausencia (Minchin, 1987). Estos análisis se realizaron en el software Past (v4.14). Además, se realizó una prueba PERMANOVA a 1 vía, para corroborar la significancia estadística en las diferencias entre los grupos determinados en el dendrograma (Clarke, 1993). Finalmente, se realizó un análisis de especies indicadoras (ISA) (De Cáceres *et al.*, 2010) con la matriz y los grupos definidos, para determinar especies diagnósticas dentro de cada grupo de vegetación. Esto se realizó en el software Past (v4.14).

Para visualizar la distribución espacial de los bosques nativos, separándolos por sus dos formaciones fisionómicas, es decir bosque valdiviano y norpatagónico (Bannister & Donoso, 2013), se realizó un mapa, donde a cada isla se le asignó un grupo según el análisis ISA, resultando tres categorías: (i) Bosque siempreverde valdiviano; (ii) Bosque norpatagónico; y (iii) Mezcla1 (presencia de especies dominantes del bosque norpatagónico y del bosque valdiviano).

Para caracterizar el uso de matorrales, se dividieron estos en dos categorías: matorral bajo y matorral arborescente. Para la categoría matorral bajo se consideró los subusos matorral y matorral-pradera de forma conjunta. En cuanto a la composición de las especies formadoras de esta cobertura de suelo, se consideró la categoría de dominancia 1 del catastro (especie principal).

**Cuadro 1.** Distribución en cuartiles de la superficie total de las 115 islas evaluadas en el análisis de estructura y composición del bosque.

Cuartil	N° islas	Superficie (ha)
Q1	29	99
Q2	29	659
Q3	28	7.328
Q4	29	96.952
<b>Total</b>	<b>115</b>	<b>105.038</b>

### Fragmentación de los Bosques Nativos de las Islas Menores de la Región de Los Lagos

La fragmentación se analizó en el software QGIS, mediante la extensión LecoS, que permite calcular las métricas descriptivas de fragmentación a escala de paisaje (Jung, 2013). Para esto, se reclasificaron los usos de suelo en un sistema binario, donde el valor 1 correspondió a “bosques” y 2 a “otros usos”. Para analizar la fragmentación, a cada una de las 66 islas consideradas en este análisis se les calculó 16 métricas (**Cuadro 2**), usando estadística descriptiva. Para este efecto, las islas se agruparon en cuatro cuartiles, según su densidad poblacional (**Cuadro 3**), ya que se ha reportado que la presión antrópica es una causa de la fragmentación de los ecosistemas boscosos (Aguayo, 2001). El primer cuartil correspondió a densidades más bajas, mientras que el cuarto a densidades más altas.

Para evaluar la influencia de variables descriptoras de presión antrópica (i.e. porcentaje de praderas, porcentaje de matorrales, densidad poblacional) sobre las métricas de fragmentación, se realizó una ordenación multivariada NMDS en el software Past (v4.14), utilizando distancia Euclídeana. Se ingresaron dos tipos de variables: independientes y respuesta. Las variables independientes fueron las variables descriptoras de la presión antrópica en las islas, correspondientes a proporción de superficie de matorrales

(%), proporción de superficie de praderas (%) y proporción de la superficie conjunta de matorrales y praderas (%) con respecto a la superficie total de la isla, densidad poblacional (hab/ha) y superficie total de la isla (ha). Por otra parte, las variables respuesta correspondieron a las métricas de fragmentación. Estas últimas fueron estandarizadas ( $\log x+1$ ), debido a la gran variabilidad de sus valores y unidades de medición diferentes entre variables. Este análisis exploratorio permite visualizar el patrón de relación entre dos matrices conjuntas e hipotetizar gradientes de influencia.

Respecto a la base de datos del censo de 2017, siete islas pertenecían a una entidad censal cuya superficie era levemente mayor a la de la isla, para estos casos se consideró la población de la entidad censal a la que pertenecían, ya que la entidad censal es la unidad muestral más pequeña. Asimismo, hubo cuatro islas que no tenían información censal, en este caso se observó la imagen satelital de Google Earth, y dado que no existen más de dos casas aisladas, se les asignó una población igual a cero.

Cuadro 2. Métricas de Fragmentación de Paisaje

Métrica	Código	Descripción acotada
Longitud de borde (m)	LB	Perímetro total de los parches
Densidad de borde (m/ha)	DB	Perímetro total / superficie total
Número de parches	NP	Número total de parches por isla
Área del parche más grande (ha)	PG	-
Área del parche más pequeño (ha)	PP	-
Media de superficie de parche (ha)	ME	-
Mediana de superficie de parche (ha)	MD	-
Densidad de parche (N de parches cada 100 ha)	DP	$(N \text{ parches} / \text{Superficie total de isla}) * 100$
Índice del parche más grande (%)	IG	Importancia del parche más grande. Cuando se acerca a 0 el parche más grande es cada vez más pequeño. Cuando es igual a 100 todo el paisaje consiste en un solo parche.
Índice de cohesión de parches (%)	IC	Aislamiento o cohesión. Cuando se acerca a 0 el bosque se vuelve más subdividido y menos conectado físicamente.
Índice de división de paisaje (%)	IP	Se aproxima a 0 cuando hay solo un parche presente y a 100 cuando todos los parches de una misma clase son células individuales (Jaeger, 2000).
Índice de división	ID	Fragmentación según N de parches
Tamaño de malla efectivo (ha)	IM	Es proporcional a la probabilidad de que dos puntos elegidos aleatoriamente en la región estén conectados. Esta probabilidad luego se convierte en el tamaño de un parche. Cuanto menor sea el tamaño efectivo de la malla, más fragmentado será el paisaje (EEA, 2001).
Índice de Shannon	SH	Diversidad de parches. Solo valores positivos. En bosques templados del sur de Chile se han registrado valores de 0,4 a 2,2 (Vidal <i>et al.</i> , 2011)

		y de 0,6 a 2,9 (Sandoval <i>et al.</i> , 2016). Valores cercanos a 0 baja diversidad, cercanos a 1 alta diversidad.
Índice de Shannon equitativo	SE	Diversidad de parches. Valores entre 0 y 1. Cercano a 0 baja diversidad, cercano a 1 alta diversidad.
Índice de Simpson	SI	Diversidad de parches. Valores entre 0 y 1. Cercano a 0, alta diversidad, cercano a 1 baja diversidad.

(Fuente: Banister *et al.*, 2020)

**Cuadro 3.** Distribución en cuartiles de la densidad poblacional total (personas/ha) de las 66 islas evaluadas en el análisis de fragmentación del bosque.

Cuartil	Nº Islas	Densidad poblacional (personas/ha)
Q1	16	0,01 (± 0,01)
Q2	17	0,14 (± 0,06)
Q3	17	0,40 (± 0,10)
Q4	16	1,66 (± 1,47)
<b>Total</b>	<b>66</b>	<b>0,54 (± 0,96)</b>

### Caracterización de Bosques Nativos en las Cuencas de las Tres Islas con Mayor Población Humana: Lemuy, Puluqui y Quinchao

Se seleccionaron las tres islas con mejor acceso, mayor presión de uso y mayor población, correspondientes a Lemuy, Puluqui y Quinchao. Ellas pertenecen también al grupo de las cinco islas de mayor superficie (Travieso, 2020).

La delimitación de cuencas se realizó en el software SAGAS GIS 2.3.2, utilizando un modelo de elevación digital ALOS PALSAR DEM con resolución espacial 12,5 m. Finalmente, se caracterizó los bosques nativos de estas cuencas, donde también se cuantificó el porcentaje de bosque adulto para representar el bosque en buen estado de conservación. Para ambos análisis se eliminó los valores atípicos al momento de indicar la variabilidad en el gráfico.

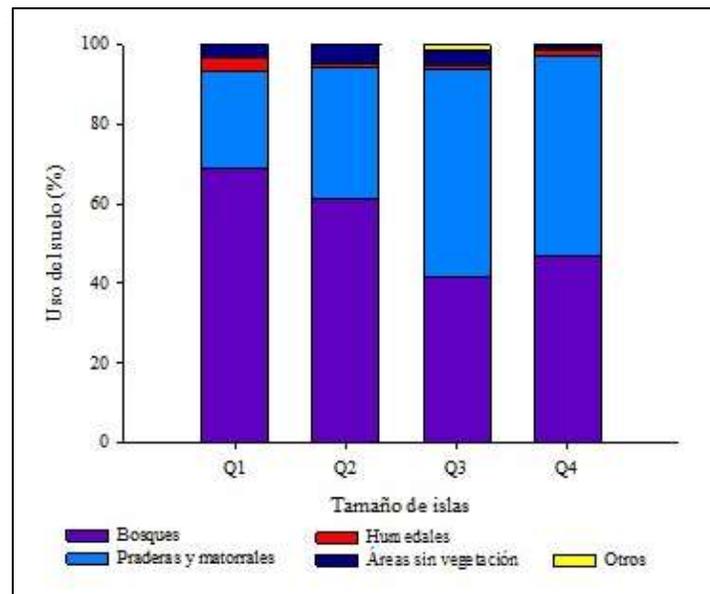
## RESULTADOS

### Caracterización del estado actual de los bosques nativos de las islas menores de la región de Los Lagos, en términos de estructura y composición de especies arbóreas

De la superficie total de las islas (105.037 ha), la cobertura de suelo que domina es bosque, con 52.909 ha, lo que representa el 50%, seguido de praderas y matorrales, que poseen 48.844 ha (46,50%). Las 3.284 ha restantes corresponden a otros usos de suelo (3,13%). De la superficie de bosques, las islas de menor tamaño (cuartiles uno y dos) poseen menor proporción, con 0,12% (68 ha) y 0,77% (410 ha), respectivamente, del total de bosques en todos los cuartiles. En cambio, las islas de mayor tamaño (cuartil tres y cuatro) muestran mayor proporción de superficie de bosque, con 5% (2.496 ha) y 94% (49.934 ha)

de su total. Sin embargo, al comparar la proporción de bosques respecto a la superficie de cada cuartil, se observa que la proporción es mayor en las islas más pequeñas (cuartiles uno y dos) (69% y 61%, respectivamente), que en las más grandes (cuartiles tres y cuatro) (42% y 47%, respectivamente) (**Figura 2**).

En cuanto a praderas y matorrales (48.844 ha), las islas de mayor tamaño (cuartiles tres y cuatro) poseen mayor superficie de esta cobertura, con 4.335 y 44.279 ha, lo que representa 9% y 91%, respectivamente, del total de praderas y matorrales en todos los cuartiles. En contraste, las islas de menor tamaño (cuartil uno y dos) muestran menor superficie de praderas y matorrales, con 28 y 212 ha, representando 0,06% y 0,43%, respectivamente. Asimismo, al comparar la proporción de praderas y matorrales respecto a la superficie de cada cuartil, se observa que la proporción es mayor en las islas más grandes (cuartiles tres y cuatro) (52% y 50%, respectivamente), que en las más pequeñas (cuartiles uno y dos) (24% y 33%, respectivamente) (**Figura 2**).



**Figura 2.** Proporción (%) de usos de suelo en relación a la superficie total de cada cuartil. Q: cuartil.

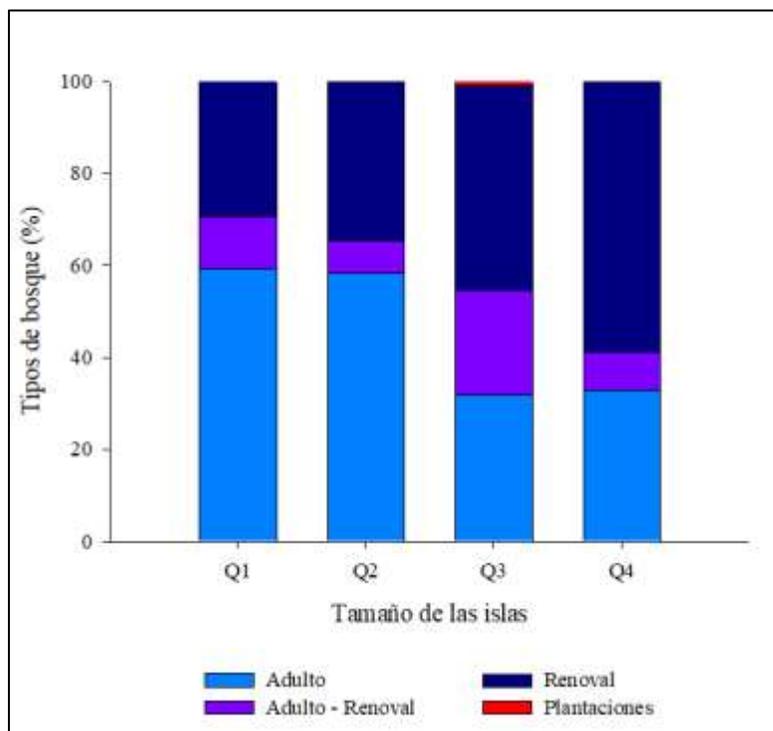
Respecto a la distribución del bosque en las islas, se observa que las islas más pequeñas (cuartil uno y dos) poseen menor superficie de bosque adulto, con 41 y 239 ha (**Cuadro 4**), lo que representa 0,2% y 1,4%, respectivamente, del total de bosque del área de estudio. En cambio, las islas más grandes (cuartil tres y cuatro) poseen mayor superficie de este bosque en buen estado de conservación, con 793 y 16.457 ha, representando 4,5% y 93,9% respectivamente, del total de bosque. Dicho esto, se puede afirmar que en el área de estudio el bosque adulto se encuentra albergado principalmente en las islas de los cuartiles tres y cuatro. Sin embargo, al considerar cada cuartil como una unidad, se observa que el cuartil uno y dos es donde se ha conservado mejor el bosque adulto, ya que poseen un 59% y 58% de bosque adulto respectivamente en relación al total de bosque del cuartil correspondiente, en comparación con el cuartil tres y cuatro, donde existe un 32% y un 33% de bosque adulto con respecto al total de bosque del cuartil respectivo (**Figura 3**).

La estructura renoval también posee mayor superficie en las islas más grandes (cuartil tres y cuatro) (1.116 y 29.293 ha, respectivamente; **Cuadro 4**), representando 3,7% y 95,8% con respecto al total de bosque del área de estudio. En contraste, las islas más pequeñas (cuartil uno y dos) poseen 20 y 142 ha (0,07% y 0,5%). Al contabilizar cada cuartil como una unidad se observa que en los cuartiles tres y cuatro es donde hay una mayor proporción de renoval según el total de bosque de cada cuartil, respectivamente, cubriendo

45% y 59%. Por otra parte, las islas más chicas tienen una menor proporción de renoval, siendo un 29% y 35% con respecto al total de bosque de los cuartiles uno y dos, respectivamente (**Figura 3**).

**Cuadro 4.** Distribución en cuartiles de la superficie de bosque (ha), desglosada por estructura (adulto, adulto renoval, renoval y plantación).

Cuartil	Adulto	Adulto-Renoval	Renoval	Plantaciones
Q1	41	8	20	0
Q2	239	29	142	0
Q3	793	567	1.116	20
Q4	16.457	4.151	29.293	34
<b>Superficie Total</b>	<b>17.529</b>	<b>4.755</b>	<b>30.571</b>	<b>54</b>



**Figura 3.** Proporción (%) de bosque para cuatro estructuras definidas (adulto, adulto renoval, renoval y plantación) en relación al total de bosque para cada cuartil. Q: cuartil.

El dendrograma permitió determinar tres grupos de islas con composición arbórea diferente (**Figura 4a**), mientras que el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) mostró un claro gradiente en el eje principal x ( $R^2= 0,66$ ), que evidencia la distribución de los diferentes grupos, con una muy baja superposición de sus unidades de muestreo (**Figura 4b**). Además, cabe mencionar que el grupo uno y tres son los más diferentes en cuanto a su composición de especies, dando cuenta de un posible gradiente de precipitación, con especies como *Myrceugenia exsucca*, *M. planipes*, *Maytenus boaria* y *Amomyrtus meli* en el extremo negativo del gradiente principal, probablemente más seco. En el extremo positivo del mismo gradiente en tanto, se incluyen especies como *Pilgerodendron uviferum*, *Podocarpus nubigena*, *Nothofagus*

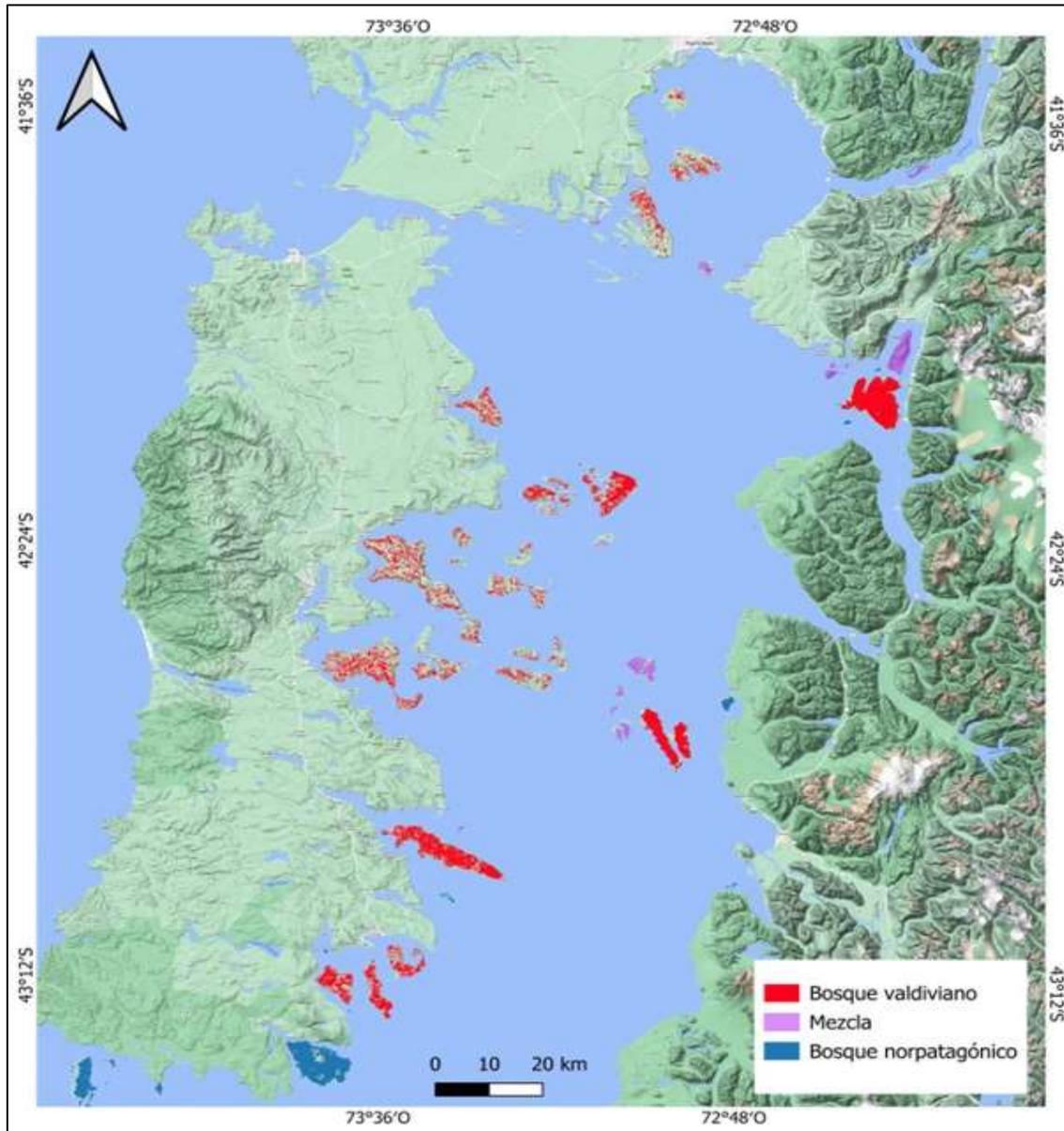


**Cuadro 5.** Análisis indicador de especies (ISA) en los *clusters* identificados según composición de especies. Las especies presentes corresponden a aquellas que tuvieron valores significativos en al menos uno de los tres grupos.

Especies	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
<i>Aextoxicum punctatum</i>	22,25**	0	4,40
<i>Amomyrtus luma</i>	51,12***	31,86**	1,42
<i>Amomyrtus meli</i>	31,13***	0,68	0
<i>Aristotelia chilensis</i>	57,74***	27,03*	0,13
<i>Caldcluvia paniculata</i>	74,69***	0,63	0,23
<i>Drimys winteri</i>	39,16***	26,06	21,33
<i>Embothrium coccineum</i>	54,73***	25,62	1,12
<i>Eucryphia cordifolia</i>	64,66***	15,6	0
<i>Fitzroya cupressoides</i>	4,97	1,20	2,21
<i>Gevuina avellana</i>	67,16***	5,13	0
<i>Laurelia philipiana</i>	37,98***	6,14	16,88
<i>Lomatia ferruginea</i>	44,19***	9,57	0,22
<i>Lomatia hirsuta</i>	61,76***	0,10	0
<i>Luma apiculata</i>	43,39***	38,95***	5,54
<i>Maytenus boaria</i>	32,14***	0	0
<i>Myrceugenia exsucca</i>	55,87***	0,42	0
<i>Myrceugenia planipes</i>	47,5***	0,13	0
<i>Nothofagus antarctica</i>	29,86***	0,54	0,99
<i>Nothofagus betuloide</i>	3,57	0	3,57
<i>Nothofagus dombeyi</i>	62,36***	5,18	0,05
<i>Nothofagus nitida</i>	36,32**	8,08	35,36**
<i>Podocarpus nubigena</i>	6,37	3,46	30,54**
<i>Pilgerodendron uviferum</i>	3,86	0	12,19*
<i>Raukaua laetevirens</i>	17,53**	0	0,87
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	58,89***	19,74	0,83
<i>Saxegothaea conspicua</i>	16,63*	0,36	16,63*
<i>Tepualia stipularis</i>	31,64*	4,71	30,65*
<i>Weinmannia trichosperma</i>	26,44**	4,16	3,41

\*: (p<0,05); \*\*: (p<0,005); \*\*\*: (p<0,0005).

En las islas menores de la provincia de Chiloé los bosques siempreverdes que dominan son los de tipo valdiviano, con 26.346 ha (76% del total en las islas de Chiloé). Por otro lado, los de tipo norpatagónico poseen 8.151 ha (24%) y la mezcla, 196 ha (1%).



**Figura 5.** Distribución de los bosques nativos en las islas menores de la región de Los Lagos. “Mezclados” corresponde a bosques con presencia de especies dominantes del bosque valdiviano y norpatagónico.

El área de estudio posee 10.478 ha de matorrales, lo que representa el 10% de la superficie estudiada. De estos matorrales, un total de 5.411 ha corresponden a matorrales bajos, lo que representa el 5,15% de la superficie total de las islas. Esta superficie de matorrales bajos no está distribuida de forma homogénea en las islas. Las islas de mayor tamaño (cuartiles cuatro y tres) son las que presentan mayor superficie de esta cobertura de suelo, con 4.762 y 595 ha, respectivamente (**Cuadro 6**). Estos cuartiles presentan 4% (cada uno) de la superficie de sus islas con matorrales bajos (mediana) (**Figura 6A**), en donde el cuartil cuatro posee islas con hasta 10% de su superficie con matorral bajo, y el cuartil tres con hasta 21%. Por

otra parte, las islas de menor tamaño (cuartiles uno y dos) mostraron las menores superficies de este tipo de matorral (**Cuadro 6**), y no presentaron islas con porcentaje de esta cobertura de suelo.

Respecto a la superficie de matorral arborescente, esta fue similar a la de matorrales bajos, con 5.067 ha (4,82% de la superficie total de las islas), y siguió su misma tendencia de distribución en los cuartiles. Las islas más grandes (cuartiles cuatro y tres) son los que muestran mayor superficie, con 4.484 y 515 ha, respectivamente, en donde estos cuartiles presentan poco porcentaje de la superficie de sus islas con esta cobertura de suelo (4% y 3%, respectivamente; mediana) (**Figura 6A**).

En contraste, las islas más pequeñas (cuartiles uno y dos) muestran las superficies más bajas. Los cuartiles uno y dos no presentan islas con porcentaje de esta cobertura (mediana) (**Figura 6A**).

Por otro lado, solo 72 islas muestran matorrales (en general; matorral bajo y/o matorral arborescente), los que están compuestos principalmente por *Chusquea quila* (Kunth) y *Ulex europaeus* Linnaeus, con 2.480 y 1.595 ha en total, respectivamente. La superficie de estas especies en los cuartiles continúa la tendencia observada para los matorrales bajos y matorrales arborescentes, es decir, las islas de mayor tamaño (cuartiles cuatro y tres) muestran las mayores superficies, en contraste a las islas más pequeñas (cuartiles uno y dos).

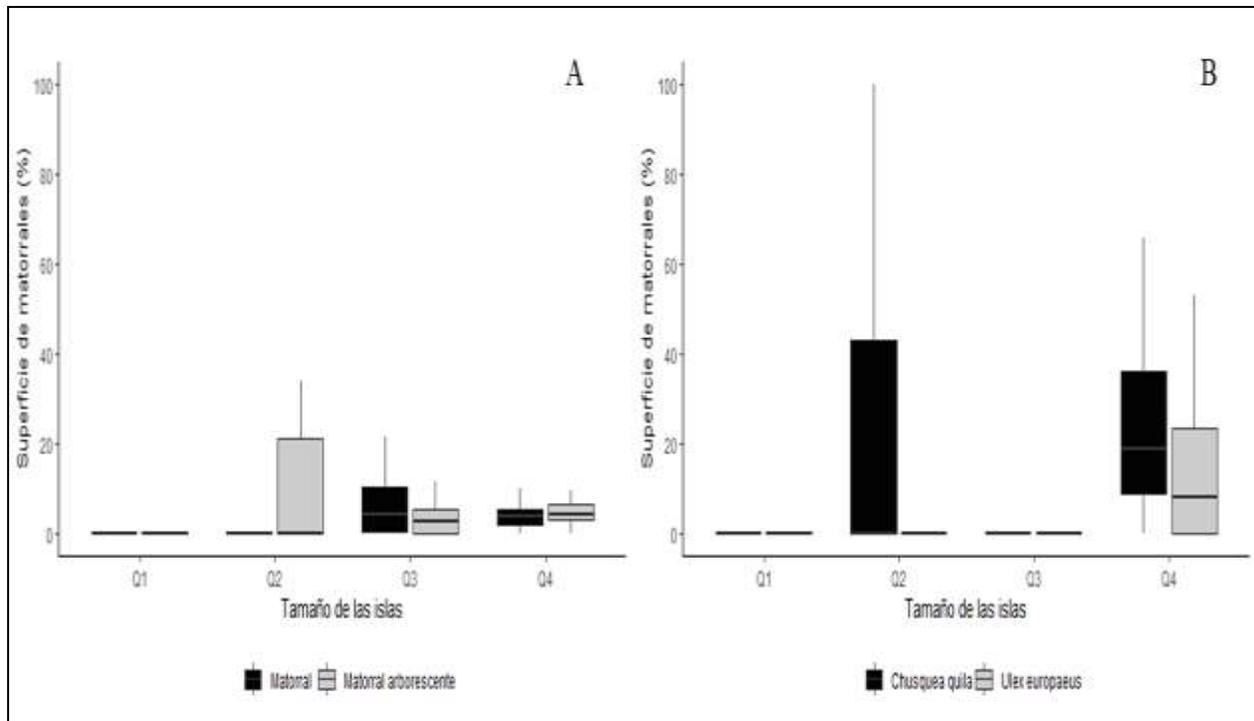
Por una parte, las islas más grandes (cuartiles cuatro y tres) poseen 2.195 y 243 ha de *C. quila*, y 1.339 y 255 ha de *U. europaeus*, a diferencia de las islas de menor tamaño (cuartiles uno y dos), que muestran menores superficies, para ambas especies (**Cuadro 6**). Asimismo, las islas del cuartil superior (cuatro) poseen 19% (mediana) de su superficie de matorrales (general) con *C. quila*, mostrando una isla 66% de superficie de esta especie.

En cambio, las islas del cuartil uno, dos y tres no presentan superficie de este matorral. De estos cuartiles, cabe mencionar que las islas del cuartil dos poseen 21,4% de las islas con 100% de superficie de esta especie (**Figura 6B**).

Por otra parte, de la superficie de matorrales (en general) presentes en las islas del cuartil cuatro, el 8% (mediana) corresponde a *U. europaeus*, con un máximo de 53% para una isla. En contraste, los cuartiles uno, dos y tres no presentan superficie de esta especie (**Figura 6B**).

**Cuadro 6.** Distribución en cuartiles de la superficie de matorrales y especies de matorrales.

Cuartiles	Superficie matorrales (ha)		Superficie por especie (ha)	
	Matorral Bajo	Matorral Arborescente	<i>Ulex europaeus</i>	<i>Chusquea quila</i>
Q1	6	18	0	6
Q2	47	50	1	36
Q3	595	515	255	243
Q4	4.762	4.484	1.339	2195
<b>Total</b>	<b>5.411</b>	<b>5.067</b>	<b>1.595</b>	<b>2.480</b>



**Figura 6.** Distribución de superficie de matorrales en las islas. A) Superficie respecto a la superficie de cada isla, y para las categorías de matorral (barras negras) y matorral arborescente (barras grises). B) Superficie respecto a la superficie de matorrales de cada isla, y para las especies dominantes de matorrales: *U. europaeus* (barras negras) y *C. quila* (barras grises) para cada uno de los cuartiles.

### Fragmentación de los Bosques Nativos de las Islas Menores de la Región de Los Lagos

Las islas con mayor densidad poblacional poseen parches más pequeños. El cuartil uno, que tiene una menor densidad poblacional, presenta parches de tamaños entre 349,32 y 1.475 ha, en cambio, el cuartil cuatro, con mayor población, posee parches con superficies entre 11,41 y 43,8 ha (**Cuadro 7**).

Asimismo, las islas más pobladas (cuartil cuatro) obtuvieron menores valores de tamaño efectivo de malla, y mayores valores en islas con menor población (cuartil uno), indicando que para este último existe una mayor probabilidad de que dos puntos aleatorios en un espacio estén conectados.

Por otra parte, el índice de división del paisaje mostró mayores valores para las islas con mayor población (cuartil tres y cuatro), en contraste a las islas menos pobladas (cuartil uno), representando 92%, 77%, y 41%, respectivamente.

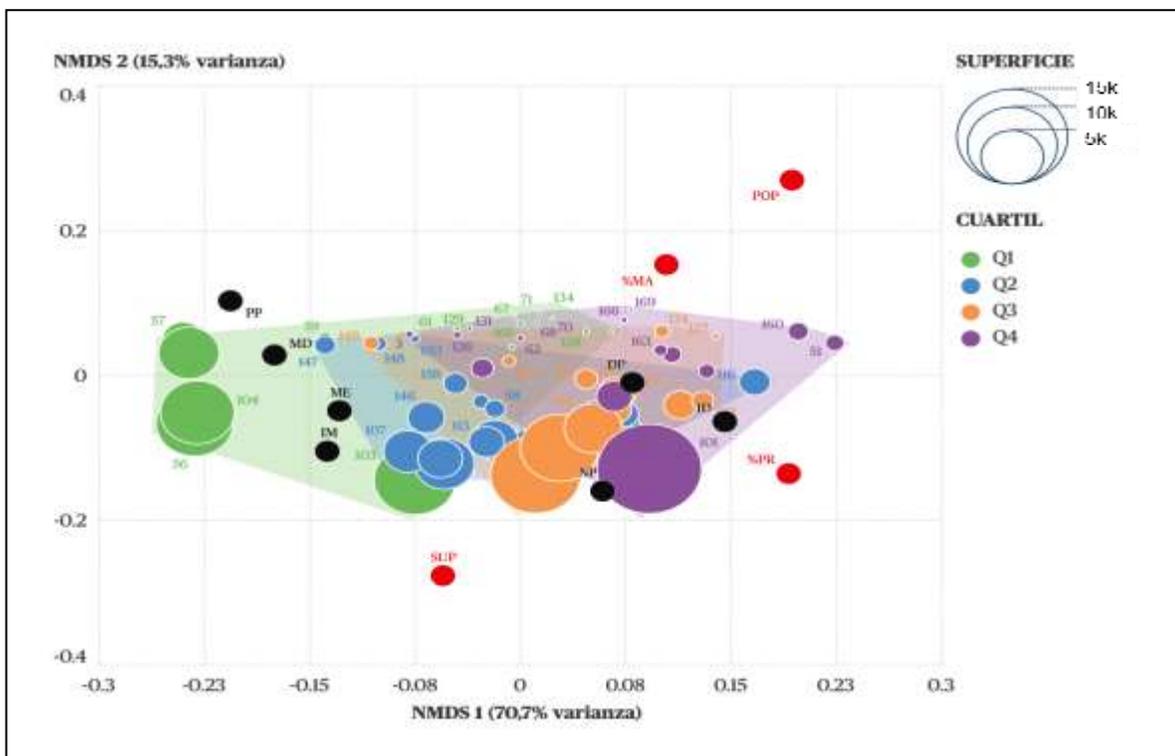
Según lo mencionado, las islas con mayor densidad poblacional presentan mayor fragmentación que las islas menos pobladas.

**Cuadro 7.** Valores medios y desviación estándar (SD) de las métricas de fragmentación del paisaje, densidad poblacional y superficie total de todas las islas, segregadas por cuartiles según densidad poblacional. Q: Cuartil.

	Q1	Q2	Q3	Q4
Superficie total (ha)	1.859 (± 2.809)	1.592 (± 1.177)	1.784 (± 2.678)	1.056 (± 3.121)
Densidad poblacional	0,01 (± 0,01)	0,14 (± 0,06)	0,40 (± 0,10)	1,66 (± 1,47)
Longitud de borde (m)	56.010 (±110.149)	128.788 (±104.234)	143.948 (±243.141)	86.498 (±306.395)
Densidad de borde	0,01 (± 0,01)	0,01 (± 0,003)	0,01 (± 0,003)	0,01 (± 0,01)
Número de parches	4,19 (± 10,16)	31,41 (± 78,14)	40,94 (± 50,74)	34,31 (± 121,6)
Área del parche más grande (ha)	1.475 (± 2.232)	590 (± 702)	192 (± 353)	43,8 (± 83,4)
Área del parche más chico (ha)	349,32 (± 697,82)	30,95 (± 78,14)	14,46 (± 40,37)	11,41 (± 19,49)
Área media del parche (ha)	773,68 (± 1.156)	78,57 (± 91,60)	22,67 (± 38,27)	21,26 (± 24,42)
Área mediana del parche (ha)	765,08 (± 1.162)	32,52 (± 77,56)	17,25 (± 39,80)	13,16 (± 18,89)
División del paisaje	4,16 (± 6,73)	1,94 (± 1,99)	3,37 (± 3,47)	4,35 (± 5,56)
Índice del parche más grande (%)	72,91 (± 23,90)	42,15 (± 25,55)	17,02 (± 22,06)	34,68 (± 34,12)
Índice de cohesión del parche	9,52 (± 0,43)	9,81 (± 0,18)	9,56 (± 0,37)	9,24 (± 0,44)
Índice de división del paisaje	0,41 (± 0,31)	0,75 (± 0,20)	0,92 (± 0,19)	0,77 (± 0,30)
Índice de división	3,10 (± 3,67)	233,45 (± 869,1)	131,99 (± 144,97)	2.381 (± 6.596)
Tamaño efectivo de malla (ha)	1.254 (± 1.938)	341,73 (± 451,07)	39,49 (± 73,66)	16,90 (± 0,23)
Índice de Shannon	0,41 (± 0,22)	0,61 (± 0,12)	0,52 (± 0,13)	0,41 (± 0,23)
Índice de Shannon equitativo	0,60 (± 0,32)	0,87 (± 0,17)	0,75 (± 0,19)	0,59 (± 0,33)
Índice de Simpson	0,27 (± 0,17)	0,42 (± 0,10)	0,34 (± 0,11)	0,26 (± 0,18)

El NMDS (**Figura 7**) muestra que sus dos ejes representan 86% de la variabilidad, siendo el eje x el que abarca el mayor porcentaje de esto, con 70,7%. En este eje (x) se observa un patrón asociado a la densidad

poblacional, donde las islas menos pobladas se ubican hacia valores negativos (izquierda), y las islas más pobladas hacia valores positivos (derecha). Asimismo, se aprecia que las islas con mayor densidad poblacional poseen mayor proporción de matorrales y praderas, siendo este último el que tiene mayor influencia (**Figura 7**). Respecto a la relación entre fragmentación del bosque y presión antrópica, las métricas del paisaje Número de parche, Densidad de parche e Índice de división (métricas que incrementan su valor al aumentar la fragmentación) están relacionadas con las islas de mayor densidad poblacional, es decir, las islas más pobladas presentan valores más altos de estas métricas. Por otro lado, las métricas Área del parche más pequeño, Media de superficie de parche, Mediana de superficie de parche e Índice de malla efectivo (cuyo valor aumenta al disminuir la fragmentación) se encuentran relacionadas con las islas de menor densidad poblacional, es decir, las islas menos pobladas presentan valores más altos de dichas métricas. El eje y muestra un patrón asociado al tamaño de las islas, encontrándose las islas más pequeñas hacia la parte positiva del eje (arriba) y las islas más grandes hacia la parte negativa (abajo). Al relacionar esto con la densidad poblacional de cada isla se infiere que no existe una relación entre la densidad poblacional de la isla y su tamaño, puesto que hay islas de todos los tamaños en todos los cuartiles.



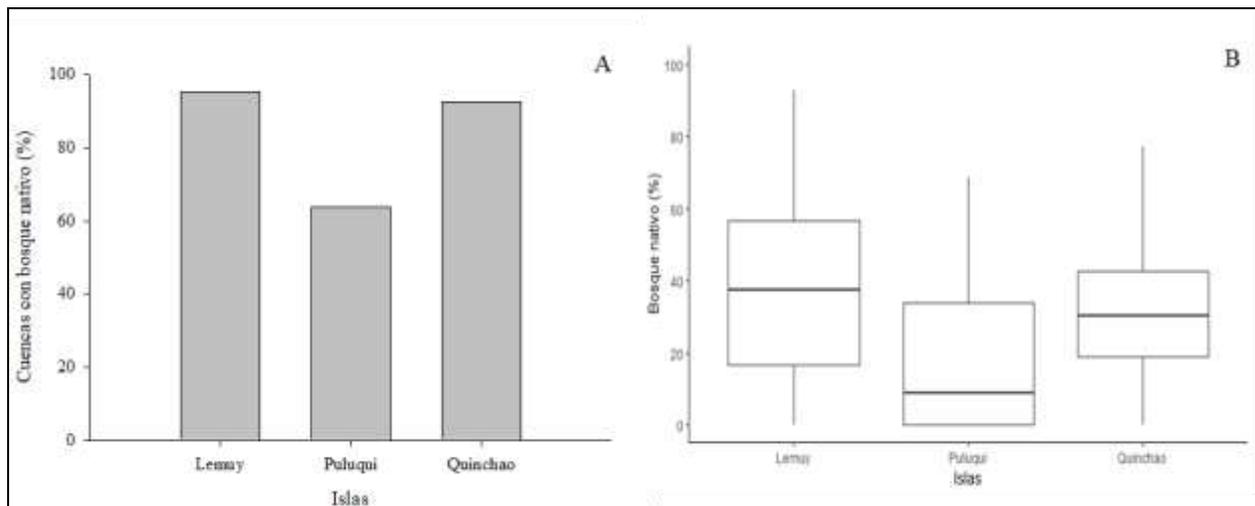
**Figura 7.** Ordenación multivariada NMDS de las métricas de fragmentación de bosques en islas menores de la región de Los Lagos. Cada círculo representa una isla, el número que lo acompaña corresponde al identificador de la isla (identificador del número de islas previo a realizar el filtro resultante en 115). El tamaño del círculo está directamente relacionado con la superficie total de la isla (ha) y los valores de referencia corresponden a 5k, 10K y 15K (5.000, 10.000 y 15.000 ha, respectivamente). El color de los círculos indica el cuartil al que pertenece, de acuerdo a la densidad poblacional. Las métricas de fragmentación están representadas con círculos negros y las siglas son LB: longitud de borde, DB: densidad de borde, NP: número de parches, PG: área del parche más grande, PP: área del parche más pequeño, ME: media de superficie de parche, MD: mediana de superficie de parche, DP: densidad de parche, IG: índice del parche más grande, IC: índice de cohesión de parches, IP: índice de división de paisaje, ID: índice de división, IM: índice de malla efectivo, SH: índice de Shannon, SE: índice de Shannon equitativo y SI: índice de Simpson. Las variables de presión antrópica están representadas por círculos rojos, las siglas son POP: densidad poblacional (hab/ha), %MA: proporción de matorrales respecto a la superficie total de la isla, %PR: proporción de praderas con respecto a la superficie total de la isla y SUP: superficie total de la isla (ha).

## Caracterización de los Bosques de las Tres Islas con Mayor Población Humana: Lemuy, Puluqui y Quinchao

Las islas con mayor superficie de bosque nativo corresponden a Lemuy y Quinchao, con 3.538 y 3.376 ha, respectivamente, las que además muestran un mayor porcentaje de cuencas con bosque nativo, presentando 95% y 92%, respectivamente (**Figura 8A**). En cambio, la isla Puluqui posee 1.305 ha, y solo 64% de sus cuencas poseen esa cobertura de suelo.

Las cuencas de isla Lemuy poseen una superficie de bosque nativo entre 0 y 653 ha, y en promedio poseen un 37% (mediana) de su superficie con esta cobertura de suelo (**Figura 8B**). Por otra parte, las cuencas de isla Quinchao muestran una superficie de bosque nativo entre 0 y 493 ha, y en promedio poseen un 30% (mediana) de su superficie con esta cobertura de suelo. Por último, las cuencas de isla Puluqui presentan una superficie de bosque nativo entre 0 y 203 ha, y en promedio poseen un 9% (mediana) de su superficie con este (**Figura 8B**).

Respecto al bosque en buen estado de conservación (bosque nativo adulto), solo 0,74% de las cuencas poseen este tipo de bosque. Ellas corresponden a dos cuencas, una en la isla Puluqui (2 ha) y otra en isla Quinchao (6 ha), representando menos del 1% de este tipo de bosque en relación a la superficie total de cada una de las islas.



**Figura 8.** Distribución de bosque nativo en las cuencas de las islas Lemuy, Puluqui y Quinchao. (A) Cuencas con bosque nativo (%). (B) Superficie de bosque nativo respecto a la superficie total de cada una de las cuencas (%).

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

### Estado Actual de los Bosques Nativos de las Islas Menores de la Región de Los Lagos

Los resultados de este estudio indican que solo un 16% de la superficie total de las islas menores de la región de Los Lagos están en buen estado de conservación (bosque adulto). Si bien hay un poco más de 50 mil ha cubiertas por bosques (50% de la superficie total), esta superficie corresponde mayoritariamente a bosques degradados (67%; bosque adulto-renoval y renoval). Asimismo, este estudio determina que el bosque nativo se ha conservado mejor en las islas más pequeñas, ya que presentan una mayor proporción de bosque adulto, en cambio las islas más grandes muestran una mayor proporción de renoval, lo cual indica que el bosque ha sido más perturbado. Considerando que el bosque de las islas de mayor tamaño (ubicadas más cerca de la isla grande) ha sido más perturbado (debido a la dominancia de renovales), esto coincide con lo documentado por [Quintanilla & Matute \(2005\)](#), quienes señalan que las islas más cercanas a la costa oriental de la Isla Grande de Chiloé son las más intervenidas.

En cuanto a la composición de los bosques nativos, este es el primer estudio que clasifica los bosques de las islas menores a nivel local en cuanto a su composición de especies, resultando en grupos con especies representativas de los bosques valdivianos y norpatagónicos, siendo los primeros los más abundantes. Para las islas menores de Chiloé, los resultados concuerdan con lo señalado por Villagrán *et al.* (1986), quienes indicaron que estas islas presentan bosques con especies representativas del bosque siempreverde valdiviano. Sumado a esto, se ha indicado que el bosque siempreverde Valdiviano se encuentra aproximadamente en sectores del Norte y Este de la Isla Grande de Chiloé y sus islas del mar interior, en suelos con buen drenaje (frecuentemente trumaos), y en sedimentos marinos o cauces de ríos cercanos al mar bordeando las islas (Bannister *et al.*, 2018).

Por otra parte, respecto a la ubicación de los bosques siempreverdes norpatagónicos en las islas menores de Chiloé, el estudio contrasta con la literatura, ya que se ha reportado que este tipo de bosques se encuentran principalmente en la mitad sur del archipiélago, en sectores con suelos de poca profundidad, por ejemplo, ñadis o en suelos metamórficos con drenaje restringido (Bannister *et al.*, 2018). En cambio, en este estudio estos bosques se encuentran concentrados en una pequeña fracción de la zona sur. Esto se puede deber a las limitaciones de la base de datos utilizada en este estudio o a la escala utilizada en este. Eso sí, el ecotono entre los bosques valdivianos y norpatagónicos se observa aproximadamente en la zona sur de la isla grande de Chiloé, alrededor de los 43°S. Esto coincide con lo reportado por Bannister & Donoso (2013) para la isla de Chiloé, quienes mencionan que el ecotono entre estos dos tipos de bosques se aprecia aproximadamente en el centro de Chiloé (43° S), y mencionan que, a su vez, dicho resultado reafirma el límite indicado por otros autores (Veblen *et al.*, 1983, Veblen & Alaback, 1995).

Si bien las islas presentan poco porcentaje de matorrales bajos y matorrales arborescentes (en total existen 10.478 ha de matorrales, lo que representa un 10% del total de la superficie de las islas), estos sitios representan áreas disponibles, sin uso por parte de las personas, pudiendo ser utilizados para comenzar acciones de restauración. Algunos de estos matorrales, y dependiendo de la especie dominante, podrían contribuir a la restauración del bosque nativo mediante su efecto nodriza, ya que, tanto árboles como arbustos modifican el microambiente debajo de su copa, facilitando el establecimiento de plántulas de especies anuales y perennes (Godínez-Álvarez *et al.*, 2003). Específicamente, para el archipiélago de Chiloé se ha reportado que algunos matorrales secundarios (*i.e.* *Baccharis sp.* y *Sticherus sp.*) pueden otorgar una gran ayuda para la restauración de ecosistemas forestales (Bannister *et al.*, 2018). Por otra parte, otros matorrales de las islas menores pueden contribuir a la restauración luego de una preparación de sitio, como por ejemplo aquellas superficies compuestas por *U. europaeus* y *C. quila*, especies que conforman gran parte del matorral presente en estas islas. Se ha reportado que estas especies compiten con la regeneración natural del bosque (Schlegel *et al.*, 2022). En las provincias de Chiloé y Llanquihue, el denso sotobosque de quila es producto de actividades como floreo (extracción de los mejores árboles), producción de leña, quema y uso del bosque para el pastoreo de animales, provocando renovales siempreverdes degradados (Bannister *et al.*, 2018; Schlegel *et al.*, 2022). *Chusquea quila*, inhibe la regeneración de especies arbóreas, obstaculizando el desarrollo, continuidad del bosque (Bannister *et al.*, 2018; González *et al.*, 2002; Bannister *et al.*, 2021), y es un elemento clave en la dinámica sucesional de las especies arbóreas, debido a su rápida colonización y densa cobertura (Veblen 1982, Armesto *et al.*, 1996; Veblen *et al.*, 1996; 2005), siendo reconocida su importancia en ecosistemas boscosos (Veblen *et al.*, 1996). En aperturas del dosel, su cobertura puede provocar menor luminosidad que bajo el dosel cerrado del bosque, influyendo en gran medida en el éxito de establecimiento de las especies arbóreas (Lusk, 2001).

Por otra parte, *U. europaeus* es considerada una de las 100 peores especies invasoras del mundo (ISSG, 2013), constituyendo un obstáculo crítico para la restauración de los ecosistemas nativos (D'Antonio & Meyerson, 2002); específicamente, las plantas invasoras se han transformado en un desafío global para la restauración (Hulme, 2006). Estas plantas invasoras cambian significativamente los regímenes de perturbación, como los incendios (Mack & D'Antonio, 1998), por lo que, en un contexto de cambio climático donde las condiciones de temperatura y humedad incrementarán la frecuencia, extensión e intensidad de los incendios forestales, la extensión de esta vegetación exótica puede agravar sus impactos sobre los ecosistemas naturales (González *et al.*, 2022). Esta especie puede cambiar significativamente la diversidad de especies nativas y afecta sectores económicos (Christina *et al.*, 2020; Hornoy *et al.*, 2013), como también tiene impactos en la regeneración natural (Baret *et al.*, 2006), debido a que puede dificultar a otras

especies de plantas al generar bastante hojarasca y un denso dosel (Egunjobi, 1971; Anderson & Anderson, 2009).

La fragmentación de gran parte de las islas menores está relacionada con la historia de uso. La disminución de la superficie de bosques tuvo su inicio con la llegada de la colonización española en el siglo XVI, quienes mediante tala y roce habilitaron sitios para desarrollar actividades agrícolas y ganaderas (Quintanilla & Matute, 2005). De acuerdo a Bravo (2004), en las últimas décadas las islas menores están en un proceso de globalización.

De manera visual, las islas al norte del área de estudio mostraron mayor fragmentación, lo que concuerda con Echeverría *et al.* (2008), quienes documentan que en los ecosistemas del norte de la isla Grande de Chiloé ocurren serios problemas de fragmentación y degradación, avanzando de manera paulatina hacia el sur, y abarcando gran parte del archipiélago en las últimas décadas.

Por otra parte, la mayor fragmentación de las islas a medida que aumenta la densidad poblacional (cuartil tres y cuatro), concuerda con lo obtenido por Taveira *et al.* (2022). Esto se explica por la actividad antrópica, que aumenta fuertemente la fragmentación del paisaje (García, 2011). De continuar este proceso de presión antrópica y fragmentación, los bosques remanentes podrían disminuir su capacidad para mantener su biodiversidad y procesos ecológicos originales (Echeverría *et al.*, 2007; Mamede *et al.*, 2019), por lo que es importante preservar y/o conservar los bosques en buen estado de conservación (bosques adultos) remanentes del área de estudio, particularmente en las islas más pequeñas, ya que presentan mayor proporción de bosque adulto.

### **Implicancias para la Restauración de los Bosques en las Islas Menores**

Los bosques nativos otorgan servicios ecosistémicos (SE) claves, como la provisión de agua en cantidad y calidad, la mantención de la fertilidad del suelo, la regulación microclimática, la fijación de carbono y la belleza escénica. Los SE son claves para el crecimiento económico y el bienestar social (Constanza *et al.*, 1997).

Casi no queda bosque nativo en buen estado de conservación (solo 16% de bosque adulto) en las islas menores de la región de Los Lagos, lo que precisamente ha sido exacerbado por su condición de islas de pequeña superficie. A nivel de cuencas, esta disminución es una problemática que se observa en todo el sur de Chile, donde en varias cuencas han ocurrido fuertes procesos de cambio de uso del suelo, incluyendo la pérdida de bosques nativos (Echeverría *et al.*, 2006; Aguayo *et al.*, 2009; Echeverría *et al.*, 2012; Lara *et al.*, 2012; Altamirano *et al.*, 2013), y específicamente en sitios bajos de las cordilleras y de la depresión intermedia en la zona centro-sur, donde la principal pérdida de bosques ha ocurrido para los bosques adultos (Locher-Krause, 2017). Tal ha sido esta pérdida, que en las islas menores más pobladas, solo el 0,74% de sus cuencas presentan bosque adulto. En estas islas, dominan los renovales siempreverdes, para los cuales, se ha reportado procesos de degradación forestal que afectan su potencial para proveer servicios ecosistémicos (Schlegel *et al.*, 2022).

La reducción del bosque nativo, junto con la disminución de las precipitaciones, y consecuentemente de los caudales, además de la mayor demanda para los diversos usos (consumo humano, agricultura, generación eléctrica, acuicultura), han ocasionado que en las últimas tres a cuatro décadas empeore la escasez de agua en distintas zonas del centro y sur de Chile, reduciendo la provisión de agua en las cuencas (Lara *et al.*, 2009, Little *et al.*, 2009, Lara *et al.*, 2010). En la isla de Chiloé, las precipitaciones durante el período 1960-2016 disminuyeron en 5% (200 mm) por década (Garreaud *et al.*, 2013) y los modelos de simulación pronostican tendencias secas que aumentarán (Boisier *et al.*, 2018). En específico, el sector rural de la región de Los Lagos posee escasez hídrica que va en aumento, incrementando la cantidad de personas afectadas desde 18.164 a 60.088 entre 2013 y 2016, lo que ha aumentado el gasto del Estado desde \$42,9 millones de pesos a \$3.629,4 millones entre los años mencionados anteriormente (ONEMI, 2017).

En este contexto, la restauración de ecosistemas forestales debería ser una prioridad, siendo una necesidad urgente implementar una estrategia de restauración para este territorio. Los resultados de este

estudio indican que se debe fomentar la preservación y conservación de los últimos bosques adultos ubicados en las islas menores, como se ha hecho para algunos de ellos en la Isla Grande de Chiloé (Bannister & Donoso, 2013). Asimismo, fomentar el manejo de renovales y bosques degradados para diversos usos, ya que los bosques secundarios son una gran oportunidad para satisfacer las demandas de la sociedad. Además, en estos bosques se podría realizar silvicultura restaurativa para generar atributos de bosque adulto en ellos y producir funciones y servicios semejantes (Bauhus *et al.*, 2009). Particularmente para el Archipiélago de Chiloé, se ha reportado que la prioridad de restauración debiese orientarse a los ecosistemas forestales más degradados de las islas (Bannister *et al.*, 2013).

Lo anterior maximizaría los servicios ecosistémicos que pueden entregar estos bosques a la sociedad, ya que se han planteado diversas actividades para incrementar, por ejemplo, la provisión de agua en las cuencas, entre las que se encuentran realizar cambios en el tamaño de los rodales de bosque, en su composición y densidad, regular los usos del suelo existentes en una cuenca y su manejo (Lara *et al.*, 2009), cambiar prácticas de manejo del suelo (ejemplo: zanjas de infiltración para aumentar el almacenamiento de agua), mejorar actividades de cosecha forestal y la construcción de sus caminos (Donoso, 2009). Ante esto, Lara *et al.*, (2009) han reportado que solo un 10% de incremento en el porcentaje de bosque nativo de una cuenca, aumentaría un 14,1% los caudales de verano.

Esta estrategia debiera fomentar el establecimiento de plantaciones con especies nativas para aumentar la cobertura de bosques en las cuencas proveedoras de agua y por otro lado fomentar el establecimiento de plantaciones dendroenergéticas de especies nativas y exóticas para la obtención de leña, un producto forestal maderero muy importante para las comunidades que viven en este territorio.

## REFERENCIAS

- Aguayo, M. (2001).** Uso de los sistemas de información geográfica como herramienta de análisis de fragmentación del bosque nativo. El caso de Biobío. *Bosque Nativo*, 2001(30): 8-13.
- Aguayo, M., Pauchard, A., Azocar, G. & Parra, O. (2009).** Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Rev. Chil. Historia. Nat.*, 2009(82): 361-374. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>
- Altamirano, A., Aplín, P., Miranda, A., Cayuela, L., Algar, A.C. & Field, R. (2013).** High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape measures. *Applied Geography*, 2013(40): 199–211. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.03.003>
- Altamirano, A., Miranda, A., Aplín, P., Carrasco, J., Catalán, G., Cayuela, L., Fuentes-Castillo, T. *et al.* (2020).** Natural forests loss and tree plantations: large-scale tree cover loss differentiation in a threatened biodiversity hotspot. *Environmental Research Letters*, 15(12): 124055.
- Clarke, K.R. (1993).** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, N° 18. Pp: 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Anderson SAJ. & Anderson WR. (2009).** Predicting the elevated dead fine fuel moisture content in gorse (*Ulex europaeus* L.) shrub fuels. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(12): 2355–2368. <https://doi.org/10.1139/X09-142>
- Armesto, J., Villagrán, C. & Arroyo, M. (1996).** *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago. 470 p.
- Bannister J. (2004).** Estado de conservación de *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin en el área norte de la Cordillera de Pirulil, Isla Grande de Chiloé, X Región. Trabajo de Titulación Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 49 p.
- Bannister, J.R. & Donoso, P.J. (2013).** Forest Typification to Characterize the Structure and Composition of Old-growth Evergreen Forests on Chiloe Island, North Patagonia (Chile). *Forests*, 2013(4): 1087–1105. <https://doi.org/10.3390/f4041087>

- Bannister J., González, ME., Little, C., Gutierrez, A.G., Donoso, P., Mujica, R., Müller-Using, S. et al. (2013).** Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. *Revista Bosque Nativo*, N° 52. Pp: 35–43.
- Bannister J., Kremer, K., Carrasco-Farías, N. & Galindo, N. (2017).** Importance of structure for species richness and tree species regeneration niches in old-growth Patagonian swamp forests. *Forest Ecology and Management*, N° 401. Pp: 33-44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.052> .
- Bannister, J.R., Kremer, K., Schlegel, B. & Carrasco-Farias, N. (2018).** Silvicultura para la restauración de ecosistemas forestales Norpatagónicos en la Isla Grande de Chiloé, Chile. En: Donoso, P., Promis, A. & Soto, D.P. (Eds). *Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos*. Pp: 215-231.
- Bannister, J.R., Urrutia-Jalabert, R., Travieso, G. & Galindo, N. (2020).** Estado de conservación de *Fitzroya cupressoides* en la región de Los Lagos, Chile. Desafíos para su conservación y restauración. *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(2): 7-30. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.530>
- Bannister, J.R., Acevedo, M., Travieso, G. Holzc, A. & Galindo, M. (2021).** The influence of microsite conditions on early performance of planted *Nothofagus nitida* seedlings when restoring degraded coastal temperate rain forests. *Forest Ecology and Management*, N° 484 e118957. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118957>
- Baret, S., Rouget, M., Richardson, D.M., Lavergne, C., Egoh, B., Dupont, J., & Strasberg, D. (2006).** Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands). *Austral Ecology*, N° 31. Pp: 747–758. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01636.x>
- Bauhus, J., Puettmann, K. & Messier, C. (2009).** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, N° 258. Pp: 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Boisier, J.P., Alvarez-Garretón, C., Cordero, R.R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R.D., Lambert, F. et al. (2018).** Anthropogenic drying in Central-Southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elem. Sci. Anth.*, 6, 74. <https://doi.org/10.1525/elementa.328> .
- Bravo, M. (2004).** La cultura chilota y su expresión territorial en el contexto de la globalización de la economía. Memoria para optar al título profesional de geógrafo. Santiago: Universidad de Chile.
- Christina, M., Limbada, F. & Atlan, A. (2020).** Climatic niche shift of an invasive shrub (*Ulex europaeus*): a global scale comparison in native and introduced regions. *J. Plant Ecol.*, N° 13. Pp: 42–50. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtz041>
- Clarke, K.R. (1993).** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- CONAF (2013).** Catastro de los Recursos Vegetacionales, región de Los Lagos. Corporación Nacional Forestal. <https://simef.minagri.gob.cl/descargas>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K. et al. (1997).** The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, N° 387. Pp: 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cruz, G. & Lara, A. (1981).** Tipificación, cambio de estructura y normas de manejo para Ciprés de las Guaitecas (*Pilgerodendron uviferum* [D. Don] Florin) en la Isla Grande de Chiloé. Tesis Ingeniero Forestal. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Veterinarias, Universidad de Chile. 215 p.
- D'Antonio, C.M. & Meyerson, L.A. (2002).** Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4): 703– 713. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>
- De Cáceres, M., Legendre, P. & Moretti, M. (2010).** Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, N° 119. Pp: 1674-1684. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>
- Donoso, P.J. (2009).** Tala rasa: implicancias y desafíos. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 98 p.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey Benayas, J., Lara, A. & Newton, A. (2006).** Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*, N° 130. Pp: 481-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>

- Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Rey Benayas, J. & Coomes, D.A. (2007).** Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, N° 16. Pp: 426–439. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00311.x>
- Echeverría, C., Coomes, D.A., Hall, M. & Newton, A.C. (2008).** Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, N° 212. Pp: 439–449. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.045>
- Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Comes, D. & Rey-Benayas, J.M. (2012).** How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, N° 32. Pp: 822–831. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.014>
- Echeverría, C., Gatica, P., Román, S., Bordeu, A. & Espinoza, C. (2021).** Más allá de la deforestación: Restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional Nonguén, Chile. Primera Edición. Universidad de Concepción. 123 p.
- Egunjobi, J.K. (1971).** Ecosystem processes in a stand of *Ulex europaeus* L.: I. Dry matter production, litter fall and efficiency of solar energy utilization. *J. Ecol.*, 59(1): 31–38. <https://doi.org/10.2307/2258449>
- EEA (2001).** Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report No 2/2011 ISSN 1725-9177. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>
- García, D. (2011).** Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20(2-3): 1–10.
- Garreaud, R., Lopez, P., Minvielle, M. & Rojas, M. (2013).** Large-scale control on the Patagonian climate. *Journal of Climate*, N° 26. Pp: 215–30. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00001.1>
- Godínez-Álvarez H., Valverde T. & Ortega-Baes P. (2003).** Demographic trends in the Cactaceae. *The Botanical Review*, N° 69. Pp: 173–201. [https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2003\)069\[0173:DTITC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0006-8101(2003)069[0173:DTITC]2.0.CO;2)
- González, M.E., Veblen, T.T., Donoso, C. & Valeria, L. (2002).** Tree regeneration responses in a lowland *Nothofagus* dominated forest after bamboo die-back in south-central Chile. *Plant Ecology*, N° 161. Pp: 59–73. <https://doi.org/10.1023/A:1020378822847>
- González, M., Galleguillos, M., Lopatin, J., Leal, C., Becerra-Rodas, C., Lara, A. & San Martín, J. (2022).** Surviving in a hostile landscape: *Nothofagus alessandrii* remnant forests threatened by mega-fires and exotic pine invasion in the coastal range of central Chile. *Oryx*, 57(2): 228–238. <https://doi.org/10.1017/S0030605322000102>
- Hornoy, B., Atlan, A., Roussel, V., Buckley, Y. & Tarayre, M. (2013).** Two colonisation stages generate two different patterns of genetic diversity within native and invasive ranges of *Ulex europaeus*. *Heredity*, N° 111. Pp: 355–363. <https://doi.org/10.1038/hdy.2013.53>
- Hulme, P.E. (2006).** Beyond control: Wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43(5): 835–847. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x>
- INIA (2023).** Red Agrometeorológica INIA. Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
- IPBES (2019).** Informe de Evaluación Global de IPBES sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas. (Informe nro. 1). Plataforma Intergubernamental de Ciencia y Política sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos IPBES). Bonn, Alemania.
- ISSG (2013).** 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. Global invasive species database. invasive species specialist group. Species survival commission. Auckland, New Zealand: International Union for Conservation of Nature. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=100ss>
- Jaeger, J. A. (2000).** Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15(2): 115–130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- Jung, M. (2013).** LecoS - A QGIS plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics* N° 31. Pp: 18–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>
- Lara, A., Soto, D., Armesto, J., Donoso, P., Wernli, C., Nahuelhual, L. & Squeo, F. (2003).** Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos chilenos. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile. 134 p.

- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., Soto, D. *et al.* (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management*, N° 258. Pp: 415-424. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Lara, A., Reyes, R. & Urrutia, R. (2010). Bosques Nativos. En Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile 2008. Santiago, Chile. Instituto de Asuntos Públicos. Centro de Análisis de Políticas Públicas. Universidad de Chile. Pp: 126-171.
- Lara, A., Solari, Y.O., Del Rosario Prieto, M. & Peña, M.P. (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*, N° 33. Pp: 13-23. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000100002>
- Little, C., Soto, D., Lara, A. & Cuevas, J. (2008). Nitrogen exports at multiple-scales in a southern Chilean watershed (Patagonian Lakes district). *Biogeochemistry*, 87(3): 297-309. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9185-8>
- Little, C., Lara, A., McPhee, J. & Urrutia, R. (2009). Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*, N° 374. Pp: 162-170. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.011>
- Locher-Krause, C., Volk, M., Walker, B. & Thonfeld, F. (2017). Expanding temporal resolution in landscape transformations: Insights from a landsat-based case study in Southern Chile. *Ecological Indicators*, N° 75. Pp: 132-144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.036>
- Luebert, F. & Plissock, P. (2017). Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile. Segunda Edición. Editorial Universitaria.
- Lusk, C.K. (2001). When is a gap not a gap? Light levels and leaf area index in bamboo-filled gaps in a Chilean rain forest. *Gayana Botánica (Chile)*, N° 58. Pp: 25-30. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432001000100003>
- Mack, M. C., & D'Antonio, C. M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 13(5): 195–198. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01286-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01286-X)
- Mamede, T., Caldas, W., Santos, M., dos Santos, R., Borges, A. & de Souza, C. (2019). Anthropogenic disturbances as the main driver of a semideciduous seasonal forest fragment in Minas Gerais. *Rodriguesia*, 70: e03352017. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970065>
- McCune B. & Grace J.B. (2002). Analysis of ecological communities. MjM Software Design. Oregon.
- Minchin, P.R. (1987). An evaluation of relative robustness of technics of ecological ordination. *Vegetation*, N° 69. Pp: 89-107. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-4061-1\\_9](https://doi.org/10.1007/978-94-009-4061-1_9)
- Neira, E. & Bertín, R.A. (2009). Hábitos del uso de la leña en Castro, Isla de Chiloé. *Revista Bosque Nativo* N°45. Pp: 3–8.
- ONEMI (2017). Informe final déficit hídrico regional temporada 2016 - Región de Los Lagos. Oficina Nacional de Emergencia del Ministerio del Interior y Seguridad Pública.
- Otero, L. (2006). La huella del fuego. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile. Santiago, Chile. Pehuén. 171 p.
- Oyarzún, C., Aracena, C., Rutherford, P., Godoy, R. & Deschrijver, A. (2007). Effects of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of southern Chile. *Water Air and Soil Pollution*, 179(1-4): 341-350. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9237-4>
- Quintanilla, V. & Matute, J. (2005). Retroceso y degradación del bosque nativo en una isla de la región de Chiloé: el caso de la isla Lemuy. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2005(33): 113-130.
- Reyes, R., Sanhueza, R., Schueftan, A., (2022). Consumo de leña y otros biocombustibles sólidos en la región de Los Lagos: fuerte presión sobre bosques que crecen en suelos frágiles. En: Informes técnicos BES, Bosques - Energía - Sociedad, Año 8. N° 15. Diciembre 2022. Observatorio de los Combustibles Derivados de la Madera OCDM. Instituto Forestal, Chile. p. 35.
- Sandoval, V., Ramírez, C., San Martín, C., Vidal, O., Álvarez, M., Marticorena, A. & Pérez, Y. (2016). Diversidad vegetal en las cuencas de los ríos Baker y Pascua (Aisén, Patagonia Chilena). *Bosque*, 37(2): 243-253 <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000200003>

- Sarricolea P., Herrera, M.J. & Meseguer-Ruiz, O. (2017).** Climatic regionalization of continental Chile. *Journal of Maps*, 13(2): 66-73. <https://doi.org/10.1080/17445647.2016.1259592>
- Schlegel, B. Galindo, N. & Bannister, J. (2022).** Guía para la Restauración de Renovales Siempreverdes de Canelo en Chiloé. Instituto Forestal, Chile. Informe Técnico N°251. p. 22.
- Taveira, G., Beboulaz, R., Ramos, M., Lagos, X., Bergamino, L. & Inda, H. (2022).** Evaluación de la fragmentación del paisaje en la cuenca de la laguna costera Garzón, Uruguay. *INNOTEC* 23: e593. 19 p.
- Thiers, O., Reyes, J., Gerding, V. & Schlatter, J. (2014).** Suelos en Ecosistemas Forestales. En: Donoso, Z., González M. & Lara, A. *Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*. Chile. Universidad Austral de Chile. 167 p.
- Travieso, G. (2020).** Diagnóstico de recursos vegetacionales de los archipiélagos de Chiloé, Llanquihue y Palena. Informe final. 9 pp.
- Veblen, T. (1982).** Grow patterns of Chusquea bamboos in the understory of Chilean Nothofagus forests and their influences in forest dynamics. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, N° 109. Pp: 474-487. <https://doi.org/10.2307/2996488>
- Veblen, T.T., Schlegel, F. & Oltremari, J. (1983).** "Temperate broad leaved evergreen forests of SouthAmerica". In: Ovington, J.D. (Edit.). *Temperate broad-leaved evergreen forest*. Elsevier, Amsterdam. Pp: 5–31.
- Veblen, T.T. & Alaback, P.B. (1995).** A Comparative Review of Forest Dynamics and Disturbance in the Temperate Rainforests of North and South America. In: Lawford, R.G., Alaback, P.B. & Fuentes, E. (Eds). *High-Latitude Rainforests and Associated Ecosystems of the West Coast of the Americas. Climate, Hydrology, Ecology, and Conservation*; Springer Verlag: Nueva York, NY, EE.UU. Pp: 173-213.
- Veblen, T., Donoso, C., Kitzberger, T & Robertus, A.I. (1996).** Ecology of southern Chilean and Argentinean Nothofagus forests. En: Veblen, T., Hall, R.S. & Read, J. (Eds) *The ecology and biogeography of Nothofagus forest*: 293-353. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Veblen, T., Kitzberger, T. & Villalba, R. (2005).** Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. En: Goya, J.F., Frangi, J.L. & Arturi, M.F. (Eds). *Ecología y manejo de bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. Pp: 1-48.
- Vidal, O., Bannister, J.R., Sandoval, V., Pérez, Y. & Ramírez, C. (2011).** Woodland communities in the Chilean cold-temperate zone (Baker and Pascua basins): Floristic composition and morpho-ecological transition. *Gayana Botánica*, 68(2): 141-154. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432011000200004>
- Villagrán, C., Armesto, J. & Leiva, R. (1986).** Recolonización postglacial de Chiloé insular: Evidencias basadas en la distribución geográfica y los modos de dispersión de la flora. *Revista Chilena de Historia Natural*, N° 59. Pp. 19-39.