

FRAGILIDAD PAISAJÍSTICA EN EL HUMEDAL PRECORDILLERANO LAGUNA DAÑICALQUI, REGIÓN DE ÑUBLE, CHILE: ANÁLISIS TERRITORIAL DE UN ECOSISTEMA SIN PROTECCIÓN

Landscape fragility in the *Laguna Dañicalqui* sub-Andean wetland,
Ñuble region, Chile: Territorial analysis of an unprotected ecosystem

Loreto Ulloa Guíñez

RESUMEN: Los humedales precordilleranos de Chile central carecen de protección legal al quedar excluidos de la Ley N°21.202 del 2020 sobre Humedales Urbanos. Este estudio evaluó la fragilidad paisajística de 15.864,51 hectáreas en el entorno de la *Laguna Dañicalqui* (37° 00' 52" S, 71° 37' 38" O, 1.200 m.s.n.m., *Región de Ñuble*) mediante evaluación multicriterio con siete factores biofísicos ponderados por Proceso Analítico Jerárquico, seguida de análisis de coincidencia factorial con matrices de contingencia, tests χ^2 y V de Cramér.

El 81% del territorio presenta fragilidad media (63,3%) o alta (17,8%). Las 2.816 hectáreas de fragilidad alta se concentran exclusivamente en bosque nativo de *Nothofagus*. Los atributos vegetacionales son los determinantes primarios – densidad (V de Cramér = 0,586), estacionalidad (0,525) y altura (0,523)–, seguidos por singularidad paisajística (0,519) y factores geomorfológicos (0,366–0,395). La convergencia de relieve montañoso-abrupto con exposición norte explica el 57,8% de la fragilidad alta; su solapamiento con zonas de singularidad paisajística única y vulnerabilidad vegetal delimita 660 hectáreas de máxima criticidad. El 83% de las áreas sin cobertura nativa corresponde a plantaciones forestales, evidenciando que la fragilidad baja del modelo enmascara una transformación ecosistémica profunda.

PALABRAS CLAVES: Fragilidad paisajística – Humedal precordillerano – Evaluación multicriterio – Bosque nativo – Humedales rurales – Región de Ñuble

SUMMARY: *The sub-Andean wetlands of central Chile lack legal protection because they are excluded from Chilean Law No. 21,202 of 2020 on Urban Wetlands. This study assessed the landscape fragility of 15,864.51 hectares in the vicinity of Laguna Dañicalqui (37° 00' 52" S, 71° 37' 38" W, 1,200 m a.s.l., Ñuble Region) using a multi-criteria assessment with seven biophysical factors weighted by Hierarchical Analytic Process, followed by factor coincidence analysis with contingency matrices, χ^2 tests, and Cramér's V.*

81% of the territory exhibits moderate (63.3%) or high (17.8%) fragility. The 2,816 hectares of high fragility are concentrated exclusively in native Nothofagus forest. Vegetation attributes are the primary determinants—density (Cramér's V = 0.586), seasonality (0.525), and height (0.523)—followed by landscape uniqueness (0.519) and geomorphological factors (0.366–0.395). The convergence of rugged mountainous terrain with north-facing slopes explains 57.8% of the high fragility; its overlap with areas of unique landscape singularity and vegetation vulnerability delineates 660 hectares of maximum criticality. Eighty-three percent of the areas without native vegetation cover consist of forest plantations, indicating that the model's low fragility score masks a profound ecosystem transformation.

KEYWORDS: *Landscape fragility – Sub-Andean wetland – Multicriteria evaluation – Native Forest – Rural wetlands – Ñuble region*

INTRODUCCIÓN

Los humedales precordilleranos de la zona centro-sur de Chile cumplen funciones ecosistémicas, particularmente en la regulación del ciclo hídrico y como refugio de biodiversidad amenazada (Rodríguez-Echeverry et al., 2018). Sin embargo, estos ecosistemas enfrentan presiones crecientes derivadas de la fragmentación del bosque nativo, el cambio en los usos del suelo y el déficit hídrico estructural que afecta a la región desde 2010 (Garreaud et al., 2017). La *Región de Ñuble*, la más rural de Chile con 30,6% de población en sectores rurales, presenta un territorio donde el bosque nativo alcanza el 20,3% de la superficie regional mientras las plantaciones forestales representan el 28,6% (Corporación Nacional Forestal [CONAF], 2024), configurando un escenario de alta presión territorial sobre los ecosistemas naturales remanentes.

La *Laguna Dañicalqui* constituye un humedal de alto valor ecológico ubicado en el sector precordillerano de las comunas de *Pemuco* y *Yungay*, a 1.200 m.s.n.m., inserto en la *Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Nevados Chillán-Laguna Laja* declarada por UNESCO en 2011. Este ecosistema alberga especies bajo categorías de conservación según el Catastro de Bosque Nativo 2024 de CONAF, que identificó ocho especies amenazadas presentes en el territorio de la región: *Beilschmiedia berteriana* (Belloto del Sur, En Peligro), *Gomortega keule* (Queule, En Peligro), *Nothofagus alessandrii* (Ruil, En Peligro), *Legrandia concinna*, *Pitavia punctata*, *Prumnopitys andina*, *Eucryphia glutinosa* y *Citronella mucronata*. Adicionalmente, el área forma parte del hábitat de la última población de Huemul (*Hippocamelus bisulcus*, *En Peligro Crítico*) del Chile central, con 60-80 individuos aislados de otras poblaciones por 350-400 km (Plan RECOGE) (Decreto Supremo N°4, 2021).

A pesar de su relevancia ecológica, este humedal enfrenta una desprotección legal. La Ley N°21.202 de Humedales Urbanos, promulgada en 2020, ha permitido proteger 122 humedales que abarcan 12.991 hectáreas en todo Chile (Ministerio del Medio Ambiente [MMA], 2024), pero su ámbito de aplicación se restringe a humedales ubicados total o parcialmente dentro de límites urbanos. Los humedales rurales y precordilleranos como *Laguna Dañicalqui* quedan, por diseño legislativo, fuera de este marco de protección. Incluso su inserción en una Reserva de la Biosfera UNESCO no constituye protección legal efectiva, ya que estas designaciones son reconocimientos honoríficos sin respaldo jurídico vinculante en la legislación chilena, dependiendo de la voluntad de propietarios privados y ausentes del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE).

La fragilidad paisajística, entendida como la susceptibilidad del territorio al deterioro ante determinadas actuaciones (Cifuentes, 1979; Bolós, 1992), permite evaluar la vulnerabilidad inherente de estos ecosistemas mediante la integración de factores biofísicos y territoriales. Este enfoque resulta especialmente pertinente en contextos de presión antrópica creciente, donde la identificación de zonas críticas puede orientar estrategias de conservación y ordenamiento territorial (Cid & Loyola, 2017). La aplicación de análisis multicriterio mediante Sistemas de Información Geográfica permite integrar múltiples variables para identificar no solo la distribución espacial de la fragilidad, sino también las combinaciones específicas de factores que generan las condiciones más vulnerables del territorio.

El estudio evaluó la fragilidad paisajística de 15.876,89 hectáreas en el entorno del humedal *Laguna Dañicalqui* mediante análisis multicriterio que integró siete factores biofísicos: pendiente, formas del relieve, densidad vegetacional, orientación del terreno, altura de vegetación, estacionalidad vegetacional y singularidad paisajística. Luego de la clasificación general del territorio en tres niveles de fragilidad, se realizó un análisis de coincidencia espacial para identificar las combinaciones específicas de factores que caracterizan las zonas de mayor vulnerabilidad, permitiendo así una comprensión de los procesos territoriales que configuran la fragilidad del paisaje.

Los objetivos específicos de la investigación fueron: (1) determinar la distribución espacial de la fragilidad paisajística en el área de estudio; (2) identificar mediante análisis de coincidencia las combinaciones críticas de factores que explican las zonas de alta fragilidad; (3) caracterizar los perfiles territoriales diferenciados dentro de las áreas críticas; y (4) contrastar los resultados con la evidencia empírica de capacidad de carga turística disponible.

Los resultados revelan que 18% del territorio (2.816 hectáreas) presenta fragilidad alta, concentrándose en combinaciones específicas de factores que configuran perfiles territoriales distintivos de máxima vulnerabilidad. El trabajo busca aportar evidencia científica que fundamente la urgente necesidad de extender los marcos de protección legal a humedales rurales y precordilleranos, que desprotegidos albergan especies amenazadas, que cumplen funciones ecosistémicas y ameritan una gestión territorial diferenciada y restrictiva.

DESARROLLO

Fragilidad paisajística como constructo multidimensional: tensiones entre percepción, función y resistencia ecosistémica

La fragilidad del paisaje constituye uno de los constructos teóricos más problemáticos en análisis territorial, precisamente porque su aparente simplicidad conceptual oculta profundas tensiones epistemológicas sobre qué constituye el objeto de evaluación y cuáles son los umbrales que definen la transición desde integridad hacia degradación. Cifuentes (1979) establece la definición fundacional —“el grado de deterioro que un paisaje experimentaría ante la incidencia de determinadas actuaciones”— que introduce el carácter predictivo y mensurable de la fragilidad, pero deja sin resolver la cuestión fundamental de si la fragilidad es propiedad del paisaje mismo o función de las presiones específicas que se ejercen sobre él. Esta ambigüedad determina si la fragilidad debe evaluarse como cualidad intrínseca del territorio (aproximación europea, Aguiló, 1981; Bolós, 1992) o como resultado de la interacción específica entre atributos ecosistémicos y tipos de uso (aproximación norteamericana, Cole, 2004; Leung & Marion, 2000).

La escuela española de paisaje resuelve esta tensión mediante la distinción entre fenosistema y criptosistema (Bolós, 1992), reconociendo que la fragilidad emerge de la interacción entre componentes perceptibles (formas, colores, texturas) y procesos subyacentes (geomorfológicos, edáficos, hidrológicos, ecológicos). Esta solución conceptual permite integrar la dimensión visual, dominante en evaluaciones de impacto paisajístico desde Aguiló (1981) con su cuantificación de cuencas visuales y elipses de visibilidad, con la dimensión funcional que captura vulnerabilidad de procesos ecosistémicos ante perturbaciones. Sin embargo, la tradición norteamericana desarrollada por el *Bureau of Land Management* [BLM] (1986) y sistematizada en el *Visual Resource Management System* (VRM) opera desde supuestos distintos: descompone el paisaje en elementos básicos de diseño (forma, línea, color, textura) para evaluar “*contraste visual*” entre condición existente y modificación propuesta, estableciendo clases de manejo que prescriben niveles aceptables de cambio según una combinación de calidad escénica intrínseca, sensibilidad de observadores y distancia desde puntos de observación.

La aparente inconmensurabilidad entre estas aproximaciones se resuelve reconociendo que operan en escalas temporales y espaciales distintas: el VRM del BLM constituye una herramienta de gestión para evaluar proyectos específicos en paisajes extensos (millones de hectáreas de tierras públicas federales), mientras la metodología de Aguiló y la escuela española desarrollan marcos para caracterizar la fragilidad intrínseca como insumo a la planificación territorial estratégica. Yeomans (1986) intenta la síntesis al vincular la capacidad de absorción visual con atributos mensurables del paisaje —pendiente, densidad vegetacional, diversidad estructural— demostrando que paisajes con vegetación densa y topografía irregular presentan mayor capacidad de integrar modificaciones sin impacto perceptual significativo, estableciendo así la conexión funcional entre estructura ecosistémica y fragilidad visual.

Ambas tradiciones mantienen sesgo hacia la dimensión visual de la fragilidad, subvalorando la vulnerabilidad funcional de procesos ecosistémicos. En humedales precordilleranos esta limitación resulta problemática: un humedal puede exhibir baja fragilidad visual (escasa visibilidad desde puntos accesibles, alta capacidad de absorción del paisaje circundante) pero extrema fragilidad funcional derivada de suelos volcánicos susceptibles a compactación irreversible, vegetación de regeneración lenta determinada por limitaciones térmicas de altitud, funciones hidrológicas críticas que pueden desestabilizarse por mínimas modificaciones en cuencas aportantes, y presencia de especies amenazadas (CONAF, 2024) con requerimientos de hábitat altamente específicos. La fragilidad debe por tanto conceptualizarse como tensor multidimensional donde componentes visuales y funcionales pueden variar independientemente, requiriendo evaluaciones integradas que reconozcan esta complejidad irreducible.

Convergencia metodológica en cuantificación de umbrales ecosistémicos

La integración de Sistemas de Información Geográfica (SIG) con métodos de evaluación multicriterio (EMC) representa la convergencia metodológica para el análisis de la fragilidad paisajística, pero esta integración técnica oculta diferencias entre tradiciones de investigación. El *Proceso Analítico Jerárquico* (AHP) desarrollado por Saaty (1980) proporciona fundamento matemático basado en la *Ley de Weber-Fechner*: el cerebro humano realiza comparaciones binarias con mayor precisión que valoraciones absolutas simultáneas, justificando el uso de matrices de comparación pareada y escalas logarítmicas (1-9) para expresar preferencias. El cálculo de pesos mediante el autovector principal asociado al autovalor máximo λ_{max} de la matriz garantiza consistencia matemática, mientras el Índice de Consistencia ($IC = (\lambda_{max} - n)/(n - 1)$) y la Razón de Consistencia ($RC < 0,10$) proporcionan verificación formal de coherencia lógica en los juicios (Saaty, 1980).

Gómez y Barredo (2006) establecen el marco para implementar AHP en entornos SIG mediante el álgebra de mapas, donde la Combinación Lineal Ponderada (WLC) ($S = \sum(w_i \times x_i)$) transforma pesos relativos en operaciones espaciales. Sin embargo, la WLC asume una compensación total entre criterios —debilidad crítica cuando ciertos umbrales no deben transgredirse independientemente de compensaciones en otros factores. El método de Promedio Ponderado Ordenado (OWA) generaliza la WLC introduciendo control sobre compensación y riesgo, pero la selección de parámetros OWA permanece fundamentalmente arbitraria sin teoría ecológica que la sustente.

Aquí emerge la contribución de la ecología de la recreación (*recreation ecology*) que proporciona una base empírica para establecer umbrales no-compensatorios derivados de experimentos controlados sobre respuestas ecosistémicas a presión antrópica. Cole (1995a, 1995b) demuestra mediante experimentos de pisoteo en cuatro tipos de vegetación que la relación uso-impacto es fuertemente no-lineal y curvilínea: una sola noche de campamento reduce altura relativa de vegetación en 60%+ y cobertura vegetal a 66%, mientras tres noches adicionales reducen la cobertura solo a 50%. Esta curvilineidad implica que los primeros episodios de uso generan proporcionalmente más daño que incrementos posteriores, estableciendo umbrales donde transiciones de estado ocurren en forma abrupta. Leung y Marion (2000) documentan que la proliferación espacial de sitios de campamento (aumentos de 53-123% en 12-16 años; Cole, 1993) contribuye más al impacto total que a la degradación de sitios individuales, evidenciando que la distribución espacial del uso es variable fundamental, frecuentemente ignorada en evaluaciones basadas exclusivamente en capacidad de carga agregada.

La metodología de capacidad de carga turística desarrollada por Cifuentes (1992) y refinada en Cifuentes et al. (1999) intenta integrar estas dimensiones mediante una estructura jerárquica: la Capacidad de Carga Física ($CCF = (S/sp) \times (Hv/Tv)$) establece un límite espaciotemporal básico, la Capacidad de Carga Real ($CCR = CCF \times \prod FCi$) incorpora factores de corrección ambientales, ecológicos, físicos y sociales, y la Capacidad de Carga Efectiva ($CCE = CCR \times CM$) ajusta por capacidad de manejo institucional. La formalización matemática proporciona un procedimiento

replicable, pero la selección y cuantificación de factores de corrección permanece dependiente del conocimiento ecológico específico del ecosistema bajo evaluación.

Servicios ecosistémicos de humedales: de la valoración teórica a la crisis hídrica empírica en Chile central

El paradigma de servicios ecosistémicos establece que los ecosistemas proporcionan contribuciones fundamentales al bienestar humano cuantificables en términos económicos. Costanza et al. (1997) estiman el valor global de los servicios ecosistémicos en US\$33 billones anuales —equivalente a 1,8 veces el PNB global de la época, con un rango de US\$16 a US\$54 billones—, identificando a los humedales continentales entre los ecosistemas de mayor valor por unidad de área: US\$19.580/ha/año versus bosques (US\$969/ha/año) o pastizales (US\$232/ha/año). Esta elevada valoración refleja multiplicidad de funciones: regulación hidrológica, purificación de agua, control de inundaciones, retención de nutrientes, provisión de hábitat para biodiversidad, captura de carbono, provisión de alimento y materiales, valores recreacionales y culturales. El *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) documenta que los humedales cubren >1.280 millones de hectáreas globalmente, pero advierte que >50% de tipos específicos en Norteamérica, Europa, Australia y Nueva Zelanda fueron destruidos durante el siglo XX, estableciendo un fuerte contrasentido: los ecosistemas de mayor valor unitario experimentan las tasas más altas de degradación y pérdida.

De Groot et al. (2012) actualizan estas estimaciones mediante el metaanálisis de 320+ publicaciones generando una base de datos de 665 estimaciones de valor, confirmando que los humedales continentales mantienen valores excepcionalmente altos con el mayor número de estudios disponibles (168), reflejando tanto su importancia económica como su vulnerabilidad. Daily (1997) caracteriza los humedales como "*riñones del paisaje*" que procesan contaminantes, transforman nutrientes, moderan flujos hídricos y mantienen cadenas tróficas, enfatizando que valorarlos no implica su mercantilización sino un reconocimiento explícito de sus contribuciones que deben incorporarse en decisiones de gestión territorial.

Sin embargo, la aplicación de este paradigma a humedales precordilleranos de Chile central revela tensiones entre valoración teórica abstracta y realidad biofísica concreta. Garreaud et al. (2017) documentan mediante análisis paleoclimático que la megasequía 2010-2015 constituye el evento de déficit hídrico más severo del último milenio según evidencias dendrocronológicas, con déficits de precipitación sostenidos de ~30% en la macrozona 30°S-38°S. La atribución climática establece que 25-30% del déficit es antropogénico mientras que el 70-75% responde a variabilidad natural, pero las proyecciones indican reducciones adicionales de 10-20% hacia mediados de siglo bajo escenarios moderados a altos de emisiones, acompañadas de aumentos térmicos de 1,5-2,5°C que incrementarán la demanda evapotranspirativa.

Este contexto de aridización progresiva transforma la valoración de servicios ecosistémicos de humedales precordilleranos: su función como reservorios que capturan agua en períodos húmedos y la liberan gradualmente en períodos secos adquiere valor estratégico creciente en paisajes donde la estabilidad hídrica se torna un recurso escaso. La biodiversidad asociada incluye 8 especies arbóreas amenazadas según CONAF (2024): *Beilschmiedia berteriana* (En Peligro), *Gomortega keule* (En Peligro), *Nothofagus alessandrii* (En Peligro), *Legrandia concinna* (En Peligro), *Pitavia punctata* (Vulnerable), *Prumnopitys andina* (Vulnerable), *Eucryphia glutinosa* (Vulnerable), *Citronella mucronata* (Vulnerable), reflejando que estos ecosistemas funcionan como refugios para poblaciones relictuales resultantes de procesos históricos de fragmentación de bosque nativo.

El caso del huemul (*Hippocamelus bisulcus*) en la *Laguna Dañicalqui* ejemplifica la convergencia de fragilidad ecosistémica, servicios críticos y vulnerabilidad biogeográfica: los 60-80 individuos constituyen la población más septentrional de la especie en Chile, aislada por 350-400 km de la población más cercana, configurando una situación de aislamiento donde la viabilidad poblacional a largo plazo está comprometida por la deriva genética y ausencia de flujo génico. La

persistencia depende del mantenimiento de hábitat de calidad vinculado a vegetación arbustiva y herbácea asociada a humedales que proveen forraje durante períodos secos, estableciendo una dependencia funcional directa entre la regulación hídrica del humedal y la persistencia de población biogeográficamente singular.

Valor ecosistémico inverso a protección legal en el marco jurídico chileno

El marco legal chileno para la protección de humedales revela un contrasentido estructural donde espacios de mayor valor ecosistémico, menor grado de degradación y funciones hidrológicas más importantes permanecen desprotegidos jurídicamente. La Ley N°19.300 (1994) crea el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) como mecanismo principal de conservación in situ, pero menos del 2% de humedales chilenos cuentan con protección efectiva vía SNASPE a diciembre 2024, reflejando que el foco tradicional en representatividad biogeográfica y conservación de especies emblemáticas ha resultado en subrepresentación sistemática de ecosistemas acuáticos. La Ley N°21.202 (2020) sobre Protección de Humedales Urbanos representa un avance, pero territorialmente restringido: permite declarar como "*humedales urbanos*" aquellos ubicados total o parcialmente dentro del límite urbano, estableciendo la prohibición de relleno, drenaje y extracción de caudales. Los datos del MMA (2024) indican 122 humedales urbanos protegiendo 12.991,25 hectáreas, con 71,3% de declaraciones iniciadas por municipalidades.

El vacío legal radica en que la definición de "*humedal urbano*" excluye explícitamente humedales en zonas rurales: aquellos ubicados fuera de límites urbanos quedan sin protección específica independientemente del valor ecosistémico, fragilidad, presencia de especies amenazadas o funciones hidrológicas. Esta exclusión resulta relevante para humedales precordilleranos que por definición se ubican en zonas rurales de baja densidad poblacional. La *Laguna Dañicalqui* ejemplifica este contrasentido: un humedal que alberga 8 especies arbóreas amenazadas, última población de huemul en Chile central, capacidad de carga extremadamente baja (5 personas/día) indicando una fragilidad excepcional, con funciones de regulación hídrica de importancia en contexto de megasequía, y sin embargo carece de protección legal vinculante. El reconocimiento como parte de la *Reserva de la Biosfera UNESCO*, si bien confiere prestigio, carece de fuerza jurídica vinculante, requiriendo una implementación mediante instrumentos jurídicos nacionales que frecuentemente no se materializan.

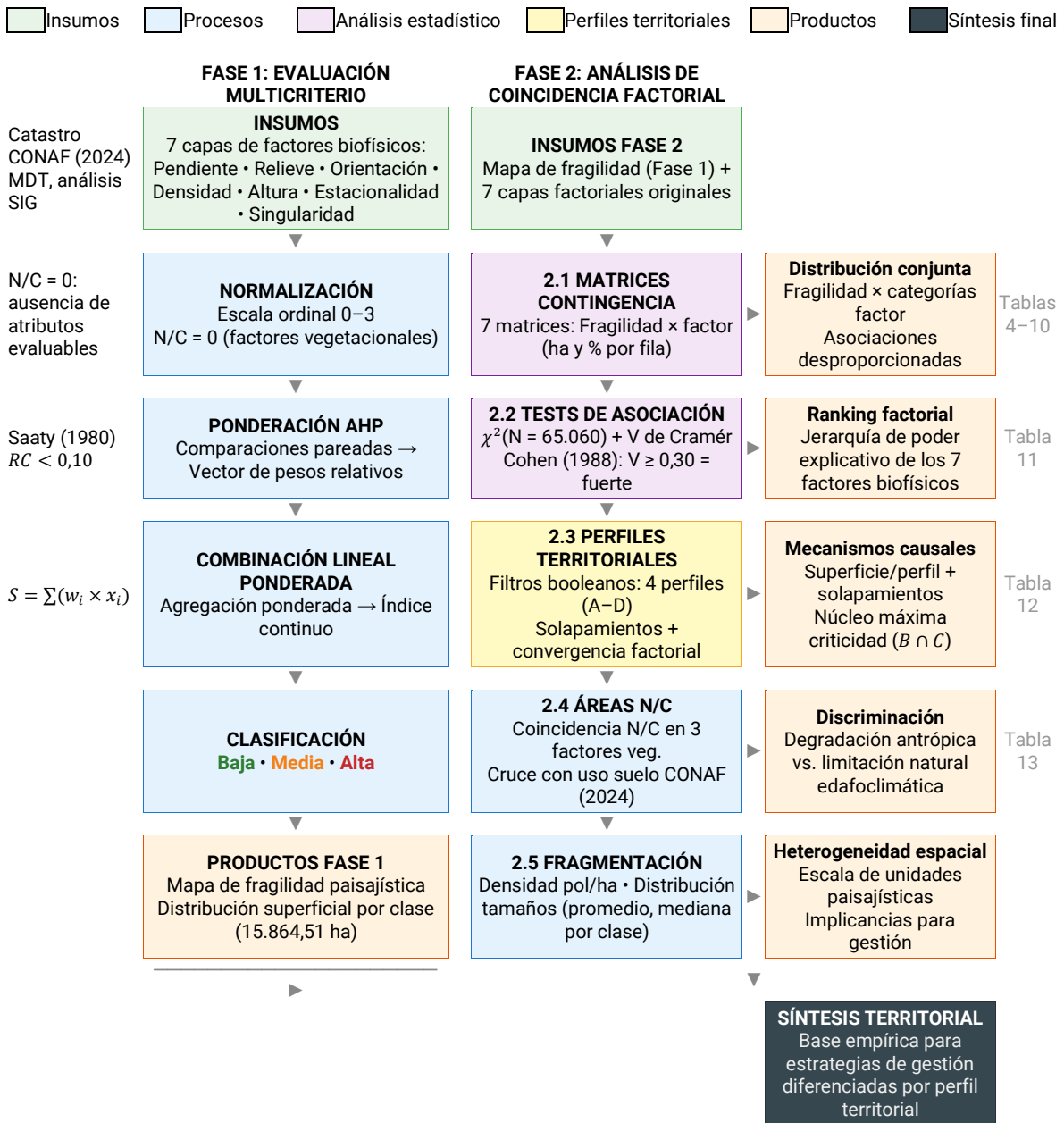
Esta arquitectura legal fragmentada genera la situación donde ecosistemas más vulnerables y de mayor valor quedan desprotegidos debido a su ubicación geográfica, mientras que humedales urbanos frecuentemente más degradados y de menor diversidad biológica cuentan con protección específica. La superación de este vacío requiere ya sea: (1) ampliación del ámbito de aplicación de la Ley N°21.202 para incluir humedales rurales mediante criterios ecosistémicos independientes de la localización urbana, (2) creación de nuevas figuras legales específicas para humedales altoandinos y precordilleranos, o (3) agilización de mecanismos de incorporación al SNASPE. Mientras ninguna alternativa se materialice, humedales como *Laguna Dañicalqui* permanecerán en un limbo jurídico: reconocidos científicamente como ecosistemas frágiles y valiosos, pero carentes de salvaguardas legales que aseguren su persistencia frente a presiones antropogénicas crecientes en contexto de crisis hídrica estructural.

METODOLOGÍA

Aproximación metodológica general

La evaluación de fragilidad paisajística se implementó mediante una estrategia metodológica bifásica. La Fase 1 construyó un índice sintético de fragilidad mediante evaluación multicriterio que clasifica el territorio según un gradiente continuo de vulnerabilidad. La Fase 2, de análisis de coincidencia factorial, identificó las configuraciones específicas de factores que generan cada nivel de fragilidad, descomponiendo el índice agregado para revelar los mecanismos territoriales subyacentes. La Figura 1 esquematiza la secuencia metodológica completa.

Figura 1: Secuencia metodológica: evaluación bifásica de fragilidad paisajística. Humedal precordillerano Laguna Dañiñalqui, Región de Ñuble (15.864,51 ha)



Fuente: Elaboración propia.

Fase 1: Construcción del índice sintético de fragilidad

La primera fase transformó siete factores territoriales independientes en un índice sintético de fragilidad paisajística, resolviendo dos problemas metodológicos: la normalización de factores medidos en escalas heterogéneas a un espacio común de valoración, y la agregación ponderada en un indicador único. La Tabla 1 presenta la estructura factorial del modelo.

Tabla 1: Estructura factorial del modelo de evaluación de fragilidad paisajística.

Factor	Justificación teórica	Categorías	Valoración
Pendiente	Condiciona velocidad de procesos erosivos, estabilidad de suelos y capacidad de regeneración vegetal post-disturbio (Cole, 1995a; Leung & Marion, 2000)	< 25% / 25–55% / > 55%	1 / 2 / 3
Formas del relieve	Controla escorrentía superficial, acumulación de humedad edáfica y exposición a radiación. Relieves abruptos generan suelos someros con alta susceptibilidad a remoción en masa	Plano-suave / Ondulado-quebrado / Montañoso-abrupto	1 / 2 / 3
Orientación	Determina balance de radiación, régimen de humedad y severidad de heladas. Exposiciones norte (hemisferio sur) presentan mayor estrés hídrico y térmico	S-SE-SO / E-O-Plano / N-NE-NO	1 / 2 / 3
Densidad vegetal	Protección de suelos frente a erosión y compactación. Áreas sin cobertura nativa (N/C) indican ausencia de funciones ecosistémicas evaluables por el modelo	Denso-semidenso / Abierto / N/C*	1 / 2 / 0*
Altura de vegetación	Estructura vertical que determina capacidad de absorción visual (Yeomans, 1986), interceptación de precipitación y resiliencia ante perturbaciones	Alta (> 4 m) / Media (2–4 m) / Baja (< 2 m) / N/C*	1 / 2 / 3 / 0*
Estacionalidad	Fenología que determina vulnerabilidad temporal. Vegetación caducifolia genera ventanas de desprotección del suelo durante dormancia invernal	Perenne / Mixto / Caduca / N/C*	1 / 2 / 3 / 0*
Singularidad paisajística	Elementos singulares elevan fragilidad por irremplazabilidad: su degradación implica pérdida irreparable de valores no reproducibles	Común / De importancia / Notable-única	1 / 2 / 3

Valoración: 1 = baja fragilidad, 2 = media, 3 = alta.

* Los factores vegetacionales incluyen categoría N/C (sin cobertura nativa) valorada como 0, dado que la ausencia de vegetación nativa implica ausencia de los atributos que el modelo evalúa, no fragilidad mínima. Esta decisión tiene implicancias interpretativas que se explicitan en Resultados (sección 2.4).

La normalización mediante escalas ordinales (0–3) mantiene la interpretabilidad categórica de los factores mientras establece comparabilidad entre ellos. La asignación de valoración 0 a las categorías N/C en los tres factores vegetacionales responde a una decisión metodológica específica: las áreas sin cobertura nativa, independientemente de su uso actual, carecen de los atributos de vegetación que el modelo evalúa como contribuyentes a la fragilidad. Como se demostrará en los resultados, esta decisión genera que territorios con transformación ecosistémica profunda (plantaciones forestales exóticas) reciban índices de fragilidad bajos, lo cual no debe interpretarse como indicador de buen estado de conservación.

Los pesos relativos se asignaron mediante el *Proceso Analítico Jerárquico* (Saaty, 1980), que formaliza juicios de importancia relativa a través de comparaciones pareadas y valida su consistencia mediante la Razón de Consistencia ($RC < 0,10$). La agregación se realizó mediante Combinación Lineal Ponderada (WLC): $S = \sum(w_i \times x_i)$, generando un índice continuo que se clasificó en tres categorías discretas: fragilidad baja (convergencia de valores favorables), media (configuraciones mixtas con factores compensatorios) y alta (coincidencia de múltiples condiciones críticas).

Fase 2: Análisis de coincidencia factorial y perfiles territoriales

La segunda fase aborda la interrogante complementaria a la Fase 1: qué combinaciones de atributos territoriales generan cada nivel de fragilidad. Esta distinción tiene implicancias directas para la gestión, dado que estrategias de mitigación o restauración deben responder a las configuraciones factoriales dominantes en cada zona. El análisis se estructura en cinco componentes:

2.1. Matrices de contingencia

Se construyeron siete matrices de contingencia bidimensionales cruzando la clase de fragilidad (baja, media, alta) con las categorías de cada factor biofísico. Los valores se expresan en hectáreas y porcentaje por fila, permitiendo identificar asociaciones desproporcionadas entre categorías específicas de factores y niveles de fragilidad. Las matrices operan sobre los valores de

intersección espacial (15.864,51 ha), que difieren marginalmente del total cartográfico (15.876,89 ha) por efecto de las operaciones de geoprocésamiento entre capas.

2.2. Tests estadísticos de asociación

La significancia de las asociaciones se evaluó mediante test χ^2 de independencia, calculado sobre frecuencias de polígonos (N = 65.060) como unidades de conteo discretas. La fuerza de asociación se cuantificó mediante V de Cramér, normalizada en rango [0,1], que permite establecer un ranking comparativo de poder explicativo entre los siete factores. La clasificación de fuerza sigue los criterios de Cohen (1988): $V < 0,10$ débil; $0,10 \leq V < 0,30$ moderada; $V \geq 0,30$ fuerte.

2.3. Perfiles territoriales

Las hectáreas de fragilidad alta se descompusieron en subtipos mediante filtros booleanos compuestos que seleccionan polígonos donde convergen múltiples condiciones críticas simultáneamente. Se definieron cuatro perfiles basados en los mecanismos causales diferenciados que emergen de las matrices de contingencia. La Tabla 2 presenta la definición operacional de cada perfil.

Tabla 2: Definición operacional de perfiles territoriales en zonas de fragilidad alta.

Perfil	Definición operacional (filtro booleano)	Mecanismo causal
A	Pendiente > 55% AND Densidad = Abierta	Interacción entre pendiente extrema y cobertura vegetal insuficiente: máxima susceptibilidad erosiva
B	Forma = Montañoso-abrupto AND Orientación $\in \{N, NE, NO\}$	Relieve abrupto con exposición norte: máxima radiación sobre terrenos de alta complejidad topográfica
C	Singularidad = Única AND (Estacionalidad \neq Perenne OR Altura \neq Alta)	Valor paisajístico excepcional con vulnerabilidad vegetal: degradación implica pérdida irreversible
D	Estacionalidad = Caduca AND Altura $\in \{Media, Baja\}$ AND Densidad = Abierta	Convergencia de tres atributos vegetacionales adversos: máxima vulnerabilidad ecosistémica intrínseca

Los perfiles pueden solaparse espacialmente; la cuantificación de solapamientos se reporta en Resultados.

La cuantificación de superficie correspondiente a cada perfil y sus solapamientos permite establecer qué mecanismos de fragilidad dominan en el área de estudio, información necesaria para diseñar intervenciones de gestión específicas. Complementariamente, se cuantificó el número de factores simultáneamente en categoría de máxima fragilidad (valor 3) para cada polígono de fragilidad alta, evaluando así el grado de convergencia factorial que subyace a la vulnerabilidad extrema.

2.4. Caracterización de áreas sin cobertura vegetal (N/C)

El 21,4% del área total presenta clasificación N/C (sin cobertura) en densidad vegetal, y el 31,4% en altura y estacionalidad. El análisis de coincidencia espacial de N/C en los tres factores simultáneamente identifica zonas donde la ausencia vegetal es sistemática, pudiendo corresponder a degradación antrópica (sustitución por plantaciones forestales, uso agropecuario) o a limitaciones edafoclimáticas naturales (afloramientos rocosos, suelos esqueléticos). La discriminación entre ambos escenarios se realizó mediante cruce con la capa de uso de suelo del Catastro Vegetacional CONAF (2024), y resulta fundamental para interpretar correctamente los índices de fragilidad baja asociados a estas áreas.

2.5. Métricas de fragmentación paisajística

La heterogeneidad espacial se cuantificó mediante la densidad de polígonos por hectárea (N° polígonos / superficie) para cada clase de fragilidad, y la distribución de tamaños de polígono (promedio, mediana). Valores elevados de densidad indican un mosaico fino donde las condiciones varían abruptamente en distancias cortas; la comparación entre promedio y mediana permite evaluar la asimetría de la distribución y la escala real de las unidades paisajísticas dominantes.

humedal, configurando un sistema ecológico de transición entre el bosque esclerófilo mediterráneo de Chile central y el bosque templado lluvioso del sur, inserto territorialmente en la *Reserva de Biosfera Corredor Biológico Nevados de Chillán-Laguna del Laja*, declarada por UNESCO en 2011 (565.807 hectáreas totales).

La *Reserva de la Biosfera* ha sido catalogada por el *Fondo Mundial de la Naturaleza* (WWF) como uno de los 13 sitios prioritarios para conservar dentro de la ecoregión de los bosques templados valdivianos, precisamente debido a su condición de zona de transición vegetacional (Universidad de Concepción [UdeC], 2021). Esta transición biogeográfica se expresa en la convergencia de dos Áreas de Endemismo de Aves reconocidas internacionalmente –Chile Central (EBA 060) y Bosques Templados de Chile (EBA 061)–, configurando un territorio donde coexisten elementos florísticos y faunísticos de ambas regiones biogeográficas (BirdLife International, 2024).

La vegetación del área corresponde predominantemente a bosque nativo de *Nothofagus spp.*, con presencia documentada de Lengua (*Nothofagus pumilio*), Coigüe (*N. dombeyi*), Ñirre (*N. antarctica*) y Raulí (*N. alpina*), especies características de las formaciones boscosas precordilleranas de *Ñuble*. El Catastro de los Recursos Vegetacionales y Uso de la Tierra de Chile (CONAF, 2024) identifica que el bosque nativo de la *Región de Ñuble* se compone mayoritariamente de tipos forestales Roble-Raulí-Coihue (62,1% del total regional) y Lengua (20,1%), configurando una matriz paisajística donde estos ecosistemas alternan con sectores de matorral, praderas de altura y áreas abiertas producto tanto de condiciones geomorfológicas extremas como de transformaciones históricas del uso del suelo.

Los humedales precordilleranos y altoandinos de la zona central de Chile (27°-38°S) constituyen ecosistemas estratégicos que difieren de los humedales altiplánicos del norte (salares y bofedales de puna) y de las turberas australes del sur. En la zona central, entre los 27° S y 31° S, los ambientes dejan de estar dominados por alta radiación y procesos de evaporación, desapareciendo los salares y predominando en cambio los humedales andinos de vegas y lagunas cordilleranas asociadas a cuencas de captación glaciar y deshielo estacional (MMA, 2018). Hacia el sur de esta zona, específicamente en el rango 36°-38°S donde se ubica el área de estudio. Estos sistemas lacustres de montaña con bosque nativo circundante configuran complejos ecosistémicos donde el humedal mantiene interrelación funcional estrecha con la matriz boscosa que lo circunda.

Estudios en humedales altoandinos de la cuenca del *Maipo* (34°-35°S) han demostrado empíricamente el rol regulador hidrológico de estos ecosistemas: ocho años de monitoreo documentaron que cuencas con sistema de vegas altoandinas reducen caudales máximos de crecidas y aumentan el flujo base mínimo durante meses secos, funcionando como reguladores naturales del ciclo hídrico (The Nature Conservancy [TNC], 2022). La retención de agua de las vegas altoandinas en buen estado de conservación modera las crecidas instantáneas, preserva riberas, reduce el arrastre de sedimentos, y mantiene flujos base que sostienen ecosistemas dependientes aguas abajo. Si bien la *Laguna Dañicalqui* se ubica 250 km al sur del área de estos estudios, los procesos hidrológicos fundamentales son análogos: humedales de montaña con vegetación hidrófila asociada a cuencas de captación cordilleranas que reciben aportes de deshielo y precipitación, configurando sistemas de almacenamiento y liberación gradual de agua.

La Reserva de la Biosfera alberga 27 especies endémicas de plantas y 40 especies de vertebrados (mamíferos, aves, peces, reptiles, anfibios) consideradas en categorías de amenaza (CONAF, 2021). La presencia documentada del carpintero negro (*Campephilus magellanicus*), clasificado en categoría *En Peligro* en las regiones de *Maule*, *Biobío* y *Ñuble*, evidencia la relevancia del área como hábitat para fauna especializada de bosques maduros de *Nothofagus*. Esta especie requiere estructuras forestales específicas para su ciclo reproductivo (septiembre-enero), constituyendo un indicador de calidad de hábitat boscoso.

La fragilidad ecosistémica se intensifica por la presencia del Huemul (*Hippocamelus bisulcus*, *En Peligro*), cuya última población del Chile central se encuentra concentrada en el corredor *Nevados de Chillán-Laguna del Laja*. Las estimaciones actuales indican una población de 60-80

individuos aislados de otras poblaciones por 350-400 km de distancia (Decreto Supremo N°4, 2021), convirtiendo esta área en un refugio biogeográfico crítico y en el límite norte de distribución de la especie a nivel continental. Junto al huemul, especies como la vizcacha, la güiña, el gato colocolo y el puma enfrentan problemas de conservación derivados de la destrucción de su hábitat, fragmentación territorial y presiones antrópicas diversas.

El contexto territorial regional intensifica las presiones sobre este ecosistema. La *Región de Ñuble* presenta 247.979,8 hectáreas de bosque nativo (18,9% del territorio regional) contrastando con 29,1% del territorio cubierto por plantaciones forestales (CONAF, 2024), conformando un escenario donde la fragmentación del bosque nativo se ha acentuado durante las últimas décadas. Esta proporción regional refleja procesos históricos de sustitución de ecosistemas nativos por matrices productivas, generando un paisaje donde los remanentes de bosque nativo, particularmente los ecosistemas cordilleranos (andinos) de mayor altitud, adquieren un valor de conservación incrementado por su carácter cada vez más fragmentado y aislado.

La condición de Reserva de la Biosfera no obliga al Estado a incorporar nuevas normas de protección para el área, sino que constituye un compromiso de uso sustentable que busca armonizar conservación de biodiversidad con desarrollo de comunidades locales y protección de recursos naturales (UNESCO, 2011). En la práctica, la mayor parte del territorio de la Reserva corresponde a propiedad privada (más del 80% de las 565.807 hectáreas totales), y las áreas núcleo de protección estricta se concentran en *Reserva Nacional Ñuble* (81.894 ha), *Parque Nacional Laguna del Laja* (11.600 ha), y *Reserva Nacional Los Huemules del Niblinto* (6.983 ha), que en conjunto representan apenas 17% del territorio total de la Reserva de la Biosfera. La *Laguna Dañicalqui*, ubicada fuera de estas áreas núcleo, se posiciona como un ecosistema de alto valor ecológico.

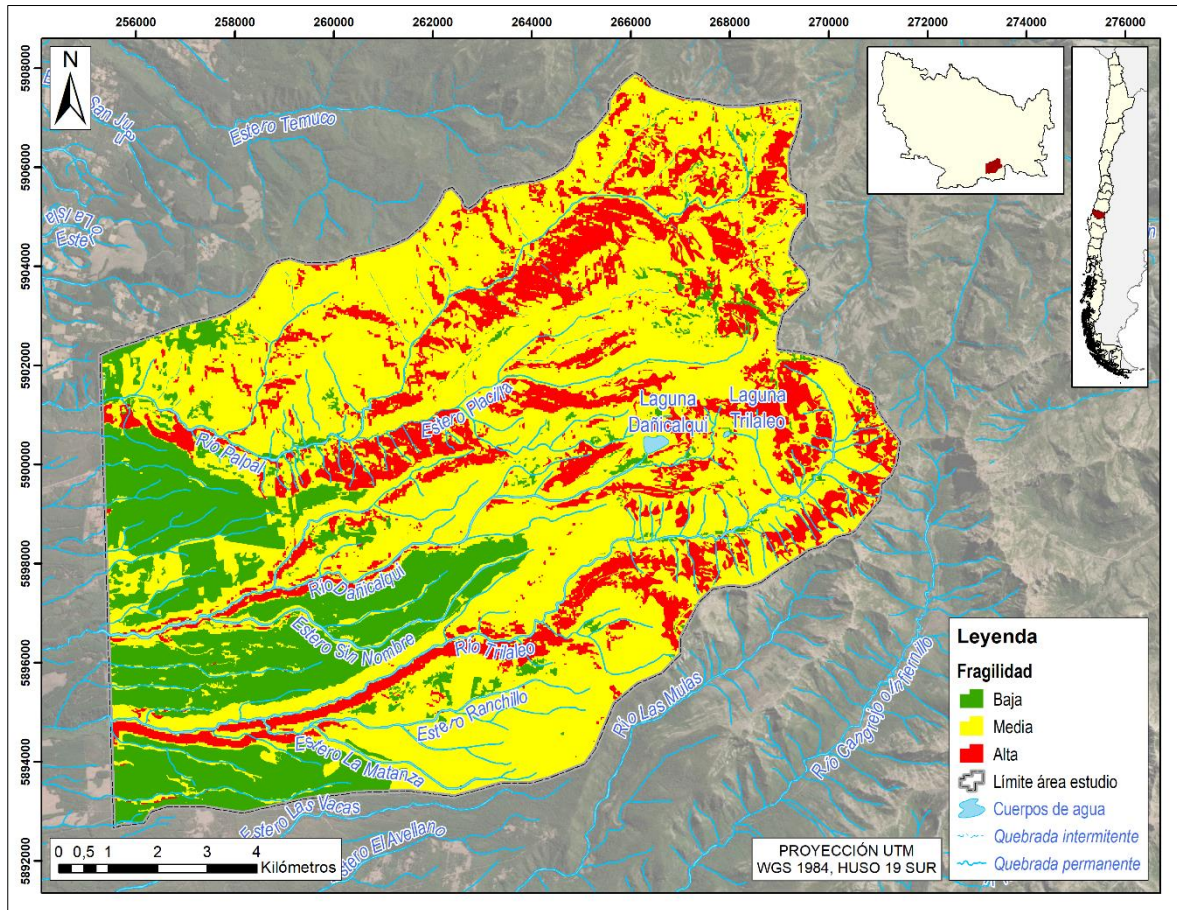
El acceso al humedal se realiza atravesando propiedad privada en el sector precordillerano, enfrentando condiciones de terreno que combinan suelos de arcilla con susceptibilidad erosiva variable, pendientes pronunciadas en sectores críticos que superan el 55% de inclinación, y una morfología abrupta que restringe la accesibilidad. Estas condiciones geomorfológicas, documentadas en el análisis de fragilidad, configuran limitantes físicas naturales que han restringido históricamente tanto el uso antrópico intensivo como el acceso turístico masivo, funcionando como protección de facto ante la ausencia de figuras legales de conservación.

Esta caracterización territorial evidencia un ecosistema precordillerano que, aunque visualmente aparenta estabilidad en el paisaje cordillerano, presenta condiciones inherentes de fragilidad extrema derivadas de: (1) su posición biogeográfica de transición entre dos regiones ecológicas, (2) presencia de biodiversidad amenazada y endémica dependiente de estructuras de hábitat específicas, (3) funciones hidrológicas críticas propias de humedales de montaña en contexto de cuencas cordilleranas, (4) fragmentación regional avanzada del bosque nativo, y (5) ausencia de protección legal vinculante pese a su reconocimiento como área prioritaria de conservación. Estas condiciones ameritan la evaluación sistemática mediante análisis multicriterio de factores biofísicos que determinen espacialmente las zonas de mayor vulnerabilidad territorial.

Distribución espacial de la fragilidad paisajística

El análisis multicriterio integrado de siete factores biofísicos sobre 15.876,89 hectáreas considerando el espacio de los cursos de agua, reveló una distribución espacial de la fragilidad paisajística con predominancia de condiciones intermedias: fragilidad baja 3.102 ha (19,5%), media 9.875 ha (62,2%) y alta 2.816 ha (18%). Más de cuatro quintas partes del territorio (81%) presentan fragilidad media o alta, configurando un paisaje inherentemente sensible donde pequeñas perturbaciones pueden desencadenar deterioro acelerado dado la base de fragilidad preexistente.

La estructura espacial revela una fragmentación paisajística pronunciada: 65.060 polígonos con tamaño promedio de 0,24 hectáreas ($\approx 49 \times 49$ m). La fragilidad media presenta la mayor densidad de polígonos (4,40 pol/ha frente a 3,62 en baja y 3,75 en alta), sugiriendo que constituye una zona de transición o ecotono donde factores compensatorios y agravantes se alternan espacialmente. Las 2.816 hectáreas de fragilidad alta representan zonas donde la coincidencia de múltiples factores adversos genera condiciones de máxima susceptibilidad al deterioro, constituyendo el foco de análisis detallado en la Fase 2.



Mapa 2: Fragilidad del paisaje.

Caracterización factorial del territorio

La Tabla 3 sintetiza la distribución de los siete factores biofísicos en el área de estudio. El análisis desagregado revela tres patrones territoriales estructurantes. Primero, un territorio geomorfológicamente complejo: 83,9% de la superficie presenta formas onduladas a montañosas y 49,9% exhibe pendientes iguales o superiores al 25%, condicionando la estabilidad de suelos y limitando tanto accesibilidad como capacidad de regeneración vegetal post-disturbio. Segundo, una cobertura vegetal con estructura dual: mientras el 58% presenta bosque maduro (>4 m de altura) con dominancia de renovales de *Nothofagus*, el 21,7% carece de cobertura nativa, porcentaje que, como demostrará la Fase 2, corresponde mayoritariamente a plantaciones forestales exóticas. La estacionalidad refuerza esta vulnerabilidad, con solo el 10,6% de vegetación perenne y una mayoría de cobertura caducifolia o mixta que genera ventanas temporales de desprotección del suelo. Tercero, un paisaje de alto valor escénico: 74,6% del territorio presenta elementos paisajísticos de importancia o excepcionalidad, elevando simultáneamente el valor de conservación y la irreversibilidad de eventuales daños.

Tabla 3: Síntesis de distribución factorial de los siete factores biofísicos en el área de estudio (15.876,89 ha). Las categorías se ordenan de menor (1) a mayor (3) contribución a la fragilidad.

Factor	Categoría 1 (Baja fragilidad)	ha (%)	Categoría 2 (Media)	ha (%)	Categoría 3 (Alta fragilidad)	ha (%)	Patrón territorial dominante
Pendiente	< 25%	7.952 (50,1%)	25–55%	5.805 (36,6%)	> 55%	2.120 (13,3%)	49,9% del territorio en pendientes $\geq 25\%$, condicionando estabilidad de suelos y accesibilidad
Formas del relieve	Plano-suave	5.207 (32,8%)	Ondulado-quebrado	4.013 (25,3%)	Montañoso-abrupto	6.657 (41,9%)	83,9% en formas onduladas o superiores; relieve complejo dominante
Orientación	S-SE-SO	6.505 (41,0%)	E-O-Plano	3.826 (24,1%)	N-NE-NO	5.546 (34,9%)	40,8% en exposiciones norte (mayor radiación, estrés hídrico)
Densidad vegetal	Denso-semidenso	11.023 (69,4%)	Abierto	1.411 (8,9%)	N/C	3.443 (21,7%)	21,7% sin cobertura nativa (mayoritariamente plantaciones forestales)
Altura vegetación	> 4 m (alta)	9.203 (58,0%)	2–4 m (media)	1.377 (8,7%)	< 2 m / N/C	5.296 (33,4%)	58% con bosque maduro; 31,2% sin vegetación de altura
Estacionalidad	Perenne	1.688 (10,6%)	Mixto	5.135 (32,3%)	Caduca / N/C	9.054 (57,0%)	Solo 10,6% perenne; mayoría con ventanas de vulnerabilidad estacional
Singularidad paisajística	Común	4.038 (25,4%)	De importancia	6.225 (39,2%)	Notable/Única	5.614 (35,4%)	74,6% con elementos paisajísticos de importancia o excepcionalidad

Fuente: Elaboración propia a partir de Catastro Vegetacional CONAF (2024) y análisis SIG.
N/C: Sin cobertura vegetal nativa.

La integración de estos factores mediante ponderación AHP y combinación lineal ponderada permite identificar no solo la fragilidad resultante agregada, sino también las combinaciones específicas de condiciones que generan las zonas de mayor vulnerabilidad. La Fase 2 del análisis, mediante matrices de coincidencia factorial, cuantificará exactamente cuáles combinaciones de factores caracterizan las 2.816 hectáreas de fragilidad alta, proporcionando base empírica para estrategias diferenciadas de gestión territorial.

Fase 2: Análisis de coincidencia factorial y caracterización de perfiles territoriales

Mientras la evaluación multicriterio de la Fase 1 determinó *dónde* se localiza la fragilidad alta, el análisis de coincidencia factorial aborda la interrogante complementaria: *¿qué combinaciones específicas de atributos territoriales generan esa fragilidad?* Esta distinción resulta fundamental para el diseño de estrategias de gestión diferenciadas, dado que las intervenciones de mitigación o restauración deben responder a las configuraciones factoriales dominantes en cada zona, no a un constructo abstracto de fragilidad alta que puede manifestarse a través de mecanismos causales distintos.

El análisis se estructura en cuatro componentes secuenciales: (1) matrices de contingencia que cuantifican la distribución conjunta de fragilidad y factores individuales; (2) tests estadísticos de asociación que validan la significancia de los patrones identificados; (3) perfiles territoriales que caracterizan subtipos dentro de la fragilidad alta; y (4) análisis de áreas sin cobertura vegetal (N/C) que discrimina degradación antrópica de limitaciones naturales.

Matrices de contingencia: distribución conjunta fragilidad × factores

Se construyeron siete matrices de contingencia bidimensionales cruzando la clase de fragilidad (baja, media, alta) con las categorías de cada factor biofísico. Los valores se expresan en hectáreas y porcentaje por fila, permitiendo identificar la composición factorial de cada clase de

fragilidad e identificar asociaciones desproporcionadas entre categorías específicas de factores y niveles de fragilidad.

Tabla 4: Matriz de contingencia fragilidad × pendiente del terreno (hectáreas y porcentaje por fila).

Clase fragilidad	< 25%	25–55%	> 55%	Total (ha)	Total (%)
Baja	2.905,48 (96,9%)	94,19 (3,1%)	0,00 (0,0%)	2.999,67	18,9%
Media	4.872,62 (48,5%)	3.993,31 (39,7%)	1.182,68 (11,8%)	10.048,61	63,3%
Alta	167,91 (6,0%)	1.712,74 (60,8%)	935,57 (33,2%)	2.816,22	17,8%
TOTAL	7.946,01 (50,1%)	5.800,24 (36,6%)	2.118,26 (13,4%)	15.864,51	100,0%

Fuente: Elaboración propia a partir de análisis SIG.

La matriz de pendiente revela un gradiente monótonico de asociación: mientras la fragilidad baja se concentra casi exclusivamente en pendientes inferiores al 25% (96,9%), la fragilidad alta se distribuye mayoritariamente en pendientes de 25–55% (60,8%) y superiores al 55% (33,2%). Notablemente, el 94,0% de la superficie de fragilidad alta presenta pendientes superiores al 25%, configurando un territorio donde la inclinación del terreno constituye condición necesaria, aunque no suficiente para la vulnerabilidad extrema. La fragilidad alta en pendientes menores al 25% con 6,0% de superficie confirma que las zonas planas del área de estudio alcanzan menores condiciones de fragilidad extrema independientemente de otros factores.

Tabla 5: Matriz de contingencia fragilidad × formas del relieve (hectáreas y porcentaje por fila).

Clase fragilidad	Plano-Suave	Ondulado-Quebrado	Montañoso-Abrupto	Total (ha)	Total (%)
Baja	2.548,90 (85,0%)	389,09 (13,0%)	61,68 (2,1%)	2.999,67	18,9%
Media	2.611,80 (26,0%)	3.303,17 (32,9%)	4.133,64 (41,1%)	10.048,61	63,3%
Alta	42,73 (1,5%)	317,52 (11,3%)	2.455,98 (87,2%)	2.816,22	17,8%
TOTAL	5.203,43 (32,8%)	4.009,78 (25,3%)	6.651,30 (41,9%)	15.864,51	100,0%

Fuente: Elaboración propia a partir de análisis SIG.

Las formas del relieve exhiben la asociación más polarizada entre los factores geomorfológicos: el 87,2% de la fragilidad alta corresponde a relieve montañoso-abrupto, mientras el 85,0% de la fragilidad baja se localiza en terreno plano o suavemente ondulado. Esta concentración indica que la geomorfología constituye un determinante estructural de primer orden en la distribución de fragilidad, operando como factor amplificador que potencia los efectos de otros atributos territoriales adversos.

Tabla 6: Matriz de contingencia fragilidad × orientación del terreno (hectáreas y porcentaje por fila).

Clase fragilidad	Plano	S-SE-SO-E-O	N-NE-NO	Total (ha)	Total (%)
Baja	1.259,98 (42,0%)	764,30 (25,5%)	975,39 (32,5%)	2.999,67	18,9%
Media	4.910,66 (48,9%)	2.492,03 (24,8%)	2.645,92 (26,3%)	10.048,61	63,3%
Alta	329,00 (11,7%)	566,44 (20,1%)	1.920,78 (68,2%)	2.816,22	17,8%
TOTAL	6.499,64 (41,0%)	3.822,77 (24,1%)	5.542,10 (34,9%)	15.864,51	100,0%

Fuente: Elaboración propia a partir de análisis SIG.

La orientación del terreno muestra una concentración significativa de la fragilidad alta en exposiciones norte, noreste y noroeste (68,2%), frente al 34,9% que estas orientaciones representan en el área total. En el hemisferio sur, las laderas con exposición norte reciben mayor radiación solar directa, generando condiciones de mayor estrés hídrico, mayor evapotranspiración y condiciones térmicas más extremas que limitan la regeneración vegetal post-disturbio. Esta sobrerrepresentación de exposiciones desfavorables en la fragilidad alta confirma el efecto agravante de la orientación sobre la vulnerabilidad territorial, aunque con menor poder discriminante que los factores geomorfológicos.

Tabla 7: Matriz de contingencia fragilidad × densidad vegetacional (hectáreas y porcentaje por fila).

Clase fragilidad	N/C	Cerrada	Semicerrada	Abierta	Total (ha)	Total (%)
Baja	2.892,85 (96,4%)	19,91 (0,7%)	22,68 (0,8%)	64,23 (2,1%)	2.999,67	18,9%
Media	497,54 (5,0%)	3.862,04 (38,4%)	4.194,83 (41,7%)	1.494,20 (14,9%)	10.048,61	63,3%
Alta	0,00 (0,0%)	1.033,93 (36,7%)	1.200,22 (42,6%)	582,07 (20,7%)	2.816,22	17,8%
TOTAL	3.390,39 (21,4%)	4.915,88 (31,0%)	5.417,73 (34,2%)	2.140,50 (13,5%)	15.864,51	100,0%

Fuente: Elaboración propia a partir de Catastro Vegetacional CONAF (2024) y análisis SIG. N/C: sin cobertura vegetal nativa.

La densidad vegetacional exhibe el mayor poder explicativo entre los siete factores evaluados (V de Cramér = 0,586). El hallazgo más relevante es la segregación absoluta entre las áreas sin cobertura (N/C) y la fragilidad alta: el 96,4% de la fragilidad baja corresponde a zonas N/C, mientras que la fragilidad alta registra 0,0% de áreas sin cobertura de bosque nativo. Esta configuración, aparentemente contraintuitiva, se explica por la naturaleza del uso de suelo en las áreas N/C: el 83,3% de estas 3.390 hectáreas, como se detalla en la Tabla 13, corresponde a plantaciones forestales (43,5% adultas y 39,7% jóvenes o recién cosechadas), que al carecer de vegetación nativa reciben evaluaciones mínimas en los tres factores vegetacionales, generando índices de fragilidad bajos. En contraste, la fragilidad alta se compone exclusivamente de zonas con vegetación nativa en densidades cerrada (36,7%), semicerrada (42,6%) y abierta (20,7%), evidenciando que la vulnerabilidad extrema se concentra en el bosque nativo remanente y no en las áreas de uso forestal productivo.

Tabla 8: Matriz de contingencia fragilidad × altura de vegetación (hectáreas y porcentaje por fila).

Clase fragilidad	N/C	Alta	Media	Baja	Total (ha)	Total (%)
Baja	2.999,67 (100%)	0,00 (0,0%)	0,00 (0,0%)	0,00 (0,0%)	2.999,67	18,9%
Media	1.982,41 (19,7%)	7.247,56 (72,1%)	743,79 (7,4%)	74,85 (0,7%)	10.048,61	63,3%
Alta	0,00 (0,0%)	1.888,04 (67,0%)	605,21 (21,5%)	322,97 (11,5%)	2.816,22	17,8%
TOTAL	4.982,08 (31,4%)	9.135,60 (57,6%)	1.349,00 (8,5%)	397,82 (2,5%)	15.864,51	100,0%

Fuente: Elaboración propia a partir de Catastro Vegetacional CONAF (2024) y análisis SIG.

La altura de vegetación replica el patrón de segregación absoluta: la totalidad de la fragilidad baja (100%) corresponde a áreas N/C, mientras que la fragilidad alta se distribuye entre vegetación alta (67,0%), media (21,5%) y baja (11,5%). El predominio de vegetación alta en la fragilidad alta indica que las zonas más vulnerables del territorio corresponden a bosques maduros o semimaduros de *Nothofagus spp.* en condiciones topográficas adversas, ecosistemas cuya estructura vertical confiere valor ecológico elevado pero cuya posición geomorfológica los expone a presiones que comprometen su integridad.

Tabla 9: Matriz de contingencia fragilidad × estacionalidad vegetacional (hectáreas y porcentaje por fila).

Clase fragilidad	N/C	Perenne	Semiperenne (mixto)	Caducifolia	Total (ha)	Total (%)
Baja	2.999,67 (100%)	0,00 (0,0%)	0,00 (0,0%)	0,00 (0,0%)	2.999,67	18,9%
Media	1.982,41 (19,7%)	1.860,05 (18,5%)	4.039,66 (40,2%)	2.166,49 (21,6%)	10.048,61	63,3%
Alta	0,00 (0,0%)	142,13 (5,0%)	985,11 (35,0%)	1.688,98 (60,0%)	2.816,22	17,8%
TOTAL	4.982,08 (31,4%)	2.002,18 (12,6%)	5.024,77 (31,7%)	3.855,47 (24,3%)	15.864,51	100,0%

Fuente: Elaboración propia a partir de Catastro Vegetacional CONAF (2024) y análisis SIG.

La estacionalidad vegetacional presenta una asociación particularmente relevante desde la perspectiva de la vulnerabilidad temporal: el 60% de la fragilidad alta corresponde a vegetación caducifolia y el 35% a semiperenne, mientras la vegetación perenne representa apenas el 5%. La dominancia de especies caducifolias en zonas de fragilidad alta implica que estas áreas experimentan ventanas temporales de vulnerabilidad incrementada durante los meses de otoño e invierno, cuando la pérdida de follaje reduce la protección del suelo frente a precipitaciones intensas y elimina la interceptación de agua por el dosel. Esta estacionalidad corresponde a los bosques caducifolios de *Nothofagus* (lenga, firre, raulí) característicos de la franja precordillerana del área de estudio.

Tabla 10: Matriz de contingencia fragilidad × singularidad paisajística (hectáreas y porcentaje por fila).

Clase fragilidad	Común	Notable	Única	Total (ha)	Total (%)
Baja	2.927,99 (97,6%)	35,47 (1,2%)	36,21 (1,2%)	2.999,67	18,9%
Media	1.225,52 (12,2%)	4.943,41 (49,2%)	3.879,68 (38,6%)	10.048,61	63,3%
Alta	0,00 (0,0%)	1.782,29 (63,3%)	1.033,93 (36,7%)	2.816,22	17,8%
TOTAL	4.153,51 (26,2%)	6.761,17 (42,6%)	4.949,82 (31,2%)	15.864,51	100,0%

Fuente: Elaboración propia a partir de análisis SIG.

La singularidad paisajística presenta exclusión total de paisaje común en la fragilidad alta (0,0%), distribuyéndose entre paisaje notable (63,3%) y único (36,7%). La totalidad de la fragilidad alta

corresponde a elementos paisajísticos de importancia o excepcionalidad, configuración que incrementa la irreemplazabilidad de estos sectores: su degradación implicaría pérdida de valores ecológicos y escénicos no replicables en otros sectores del territorio. Simétricamente, la fragilidad baja concentra el 97,6% de su superficie en paisaje común, correspondiente mayoritariamente a plantaciones forestales que, si bien cumplen funciones productivas, carecen de los atributos de singularidad que confieren valor de conservación.

Significancia estadística y poder explicativo de los factores

La evaluación de significancia estadística de las asociaciones identificadas se realizó mediante el test χ^2 (chi-cuadrado) de independencia, complementado con el cálculo de V de Cramér como medida normalizada de fuerza de asociación. Los tests se calcularon sobre frecuencias de polígonos (N = 65.060), como corresponde estadísticamente, dado que el estadístico χ^2 requiere unidades de conteo discretas. La Tabla 11 sintetiza los resultados para los siete factores evaluados.

Tabla 11: Tests χ^2 de independencia y V de Cramér para asociación fragilidad x factores biofísicos.

Factor	χ^2	gl	p-valor	V de Cramér	Fuerza asociación
Densidad vegetacional	44.680,62	6	< 0,001	0,586	Fuerte
Estacionalidad	35.924,29	6	< 0,001	0,525	Fuerte
Altura vegetación	35.543,55	6	< 0,001	0,523	Fuerte
Singularidad paisajística	34.978,06	4	< 0,001	0,519	Fuerte
Formas del relieve	20.287,78	4	< 0,001	0,395	Fuerte
Pendiente	17.406,33	4	< 0,001	0,366	Fuerte
Orientación	6.536,32	4	< 0,001	0,224	Moderada

Fuente: Elaboración propia. N = 65.060 polígonos.

Clasificación de fuerza según Cohen (1988): V < 0,10 débil; 0,10 ≤ V < 0,30 moderada; V ≥ 0,30 fuerte. Todos los p-valores < 0,001 permiten rechazar H₀ de independencia al nivel α = 0,05.

Los siete factores presentan asociación estadísticamente significativa con la fragilidad paisajística (p < 0,001 en todos los casos), permitiendo rechazar la hipótesis nula de independencia. Sin embargo, la fuerza de asociación medida por V de Cramér revela una jerarquía factorial con dos grupos diferenciados. El primer grupo, con asociación fuerte (V > 0,50), integra los cuatro factores de mayor poder explicativo: densidad vegetacional (0,586), estacionalidad (0,525), altura de vegetación (0,523) y singularidad paisajística (0,519). Estos valores indican que los atributos de la vegetación nativa y el valor escénico del territorio constituyen los determinantes primarios de la distribución de fragilidad.

El segundo grupo comprende los factores geomorfológicos con asociación fuerte pero menor: formas del relieve (0,395) y pendiente (0,366). La orientación del terreno, con V = 0,224, clasifica como asociación moderada, constituyendo el factor de menor poder discriminante. Esta jerarquía sugiere que la fragilidad paisajística en el área de estudio está determinada primariamente por la estructura y estacionalidad de la vegetación nativa, amplificada por las condiciones geomorfológicas del terreno y modulada secundariamente por la exposición solar.

Perfiles territoriales en zonas de fragilidad alta

La identificación de perfiles territoriales mediante filtros booleanos compuestos permitió descomponer las 2.816,22 hectáreas de fragilidad alta en subtipos definidos por combinaciones específicas de factores convergentes. Se definieron cuatro perfiles basados en los mecanismos causales dominantes identificados en las matrices de contingencia, y se cuantificó la superficie, número de polígonos y solapamientos entre perfiles. La Tabla 12 sistematiza estos resultados.

Tabla 12: Perfiles territoriales en zonas de fragilidad alta: definición operacional, superficie y fragmentación.

Perfil territorial	Definición operacional	Superficie (ha)	% fragilidad alta	N° polígonos	ha/polígono
A: Pendiente extrema + degradación vegetal	Pendiente > 55% AND Densidad = Abierta	146,28	5,2%	434	0,337

Perfil territorial	Definición operacional	Superficie (ha)	% fragilidad alta	N° polígonos	ha/polígono
B: Relieve abrupto + exposición norte	Forma = Montañoso-Abrupto AND Orientación = N/NE/NO	1.627,57	57,8%	5.755	0,283
C: Singularidad + vulnerabilidad ecosistémica	Singularidad = Única AND (Estacionalidad ≠ Perenne OR Altura ≠ Alta)	1.024,29	36,4%	3.742	0,274
D: Triple vulnerabilidad vegetacional	Caducifolia AND Altura = Media o Baja AND Densidad = Abierta	185,19	6,6%	694	0,267
Otros (sin perfil A-D)	Fragilidad alta no clasificada en perfiles anteriores	656,59	23,3%	2.858	0,230
TOTAL	—	2.816,22	100,0%	10.718	0,263

Fuente: Elaboración propia.

Nota: Los perfiles pueden solaparse; la suma de superficies parciales excede el total. El solapamiento más significativo es BnC = 660,35 ha (23,4% de la fragilidad alta).

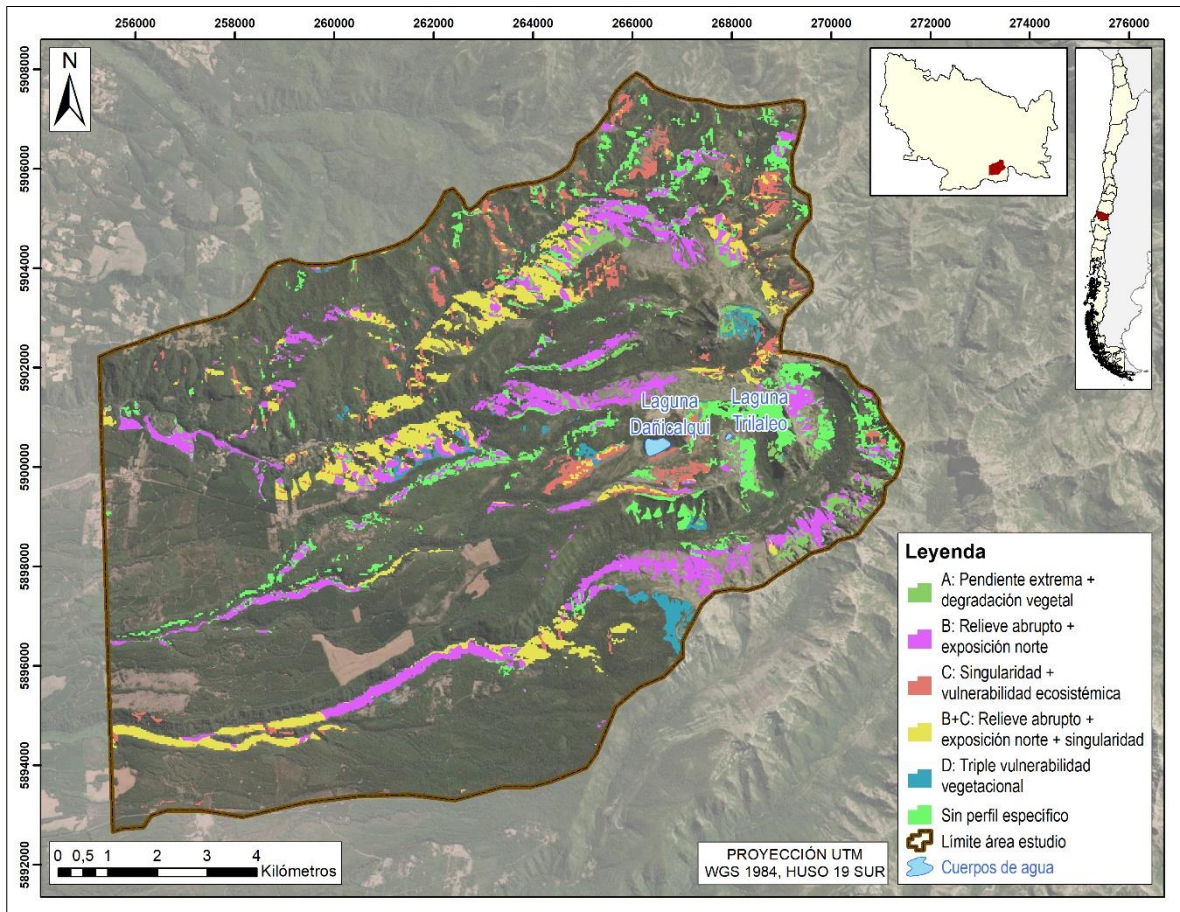
Perfil B: Relieve abrupto con exposición norte constituye el mecanismo dominante de fragilidad, abarcando 1.627,57 hectáreas (57,8% de la fragilidad alta). Este perfil se caracteriza por la convergencia de relieve montañoso-abrupto con orientaciones norte, noreste y noroeste, generando condiciones de máxima exposición solar sobre terrenos de alta complejidad topográfica. Internamente, el Perfil B presenta pendientes de 25–55% en 1.089,66 ha (66,9%) y superiores al 55% en 537,91 ha (33,1%), con predominancia de vegetación caducifolia (675,01 ha, 41,5%) y semiperenne (830,29 ha, 51,0%). La singularidad paisajística se distribuye entre notable (957,58 ha) y única (670,00 ha), indicando que la práctica totalidad de este perfil corresponde a territorios de alto valor escénico y ecológico.

Perfil C: Singularidad con vulnerabilidad ecosistémica abarca 1.024,29 hectáreas (36,4%), integrando zonas de singularidad paisajística única donde la vegetación presenta condiciones de vulnerabilidad por estacionalidad no perenne o altura reducida. La estacionalidad dominante en este perfil es caducifolia (547,19 ha, 53,4%) y semiperenne (477,09 ha, 46,6%), con ausencia total de vegetación perenne. La altura vegetacional se distribuye entre alta (839,42 ha, 81,9%), media (84,98 ha) y baja (99,89 ha), configurando un escenario de bosques maduros caducifolios en áreas de excepcionalidad paisajística cuya degradación implicaría pérdida irreversible de valores ecosistémicos.

El **solapamiento entre Perfiles B y C** (660,35 hectáreas, 23,4% de la fragilidad alta) identifica las zonas de máxima criticidad del territorio: sectores donde convergen simultáneamente relieve montañoso-abrupto, exposición norte, singularidad paisajística única y vulnerabilidad vegetacional. Estas 660 hectáreas constituyen el núcleo irreducible de fragilidad extrema donde cualquier intervención antrópica, incluso de baja intensidad, presenta riesgo elevado de desencadenar procesos de degradación que comprometan simultáneamente la integridad geomorfológica, la cobertura vegetacional y los valores paisajísticos singulares del territorio.

Perfil A: Pendiente extrema con degradación vegetal (146,28 ha, 5,2%) y **Perfil D: Triple vulnerabilidad vegetacional** (185,19 ha, 6,6%) representan mecanismos de fragilidad específicos, pero territorialmente acotados. El Perfil A corresponde íntegramente a terreno montañoso-abrupto con pendientes superiores al 55% y densidad vegetacional abierta, configurando zonas donde la interacción entre pendiente extrema y cobertura vegetal insuficiente genera condiciones críticas de susceptibilidad erosiva. El Perfil D identifica áreas donde tres factores vegetacionales adversos convergen simultáneamente (caducifolias, altura media o baja, densidad abierta), representando los sectores de mayor vulnerabilidad ecosistémica intrínseca del bosque nativo.

El uso de suelo en la totalidad de la fragilidad alta corresponde exclusivamente a bosque nativo: renoval semidenso (38,3%, 1.079,05 ha), renoval denso (36,6%, 1.031,61 ha), renoval abierto (16,4%, 461,49 ha) y bosque nativo achaparrado (8,6%, 241,76 ha). La ausencia de plantaciones forestales, áreas agrícolas, praderas o cualquier otro uso productivo en la fragilidad alta confirma que la vulnerabilidad extrema se concentra exclusivamente en ecosistemas nativos remanentes, reforzando la urgencia de mecanismos de protección legal específicos para estos territorios.



Mapa 3: Perfiles territoriales en zonas de fragilidad alta.

Caracterización de áreas sin cobertura vegetal (N/C): discriminación entre degradación antrópica y limitaciones naturales

El análisis de coincidencia espacial de las áreas clasificadas como N/C (sin cobertura) en los tres factores vegetacionales simultáneamente (densidad, altura y estacionalidad) identificó 3.390,39 hectáreas (21,4% del área total) donde la ausencia de vegetación nativa es sistemática. La verificación de coincidencia confirmó que las áreas N/C en altura y estacionalidad corresponden exactamente a los mismos polígonos (20.342 polígonos, 4.982,09 ha), y que las áreas N/C en densidad constituyen un subconjunto de las anteriores (12.769 polígonos, 3.390,39 ha). La diferencia (1.591,70 ha) corresponde a polígonos con cobertura registrada en densidad, pero sin clasificación de altura ni estacionalidad, indicando vegetación de cobertura variable sin estructura vertical definida.

El resultado fundamental de este análisis es la determinación de que el 83,3% de las áreas N/C corresponde a plantaciones forestales exóticas (43,5% adultas y 39,7% jóvenes o recién cosechadas), mientras que solo el 7,8% corresponde a limitaciones naturales del terreno (afloramientos rocosos). El 8,9% restante se distribuye entre usos agropecuarios (rotación cultivo-

pradera, praderas) y otros usos menores. Esta composición permite concluir que la ausencia de vegetación nativa en el área de estudio es predominantemente resultado de la sustitución antrópica por plantaciones forestales productivas, no de limitaciones edafoclimáticas naturales.

Tabla 13: Uso de suelo en áreas con N/C simultáneo en los tres factores vegetacionales.

Uso de suelo	Superficie (ha)	Porcentaje	Tipo
Plantación adulta	1.475,18	43,5%	Antrópico – forestal productivo
Plantación joven o recién cosechada	1.347,34	39,7%	Antrópico – forestal productivo
Afloramientos rocosos	266,07	7,8%	Natural – limitación edáfica
Rotación cultivo-pradera	136,29	4,0%	Antrópico – agrícola
Praderas anuales	92,42	2,7%	Antrópico – ganadero
Otros (praderas perennes, ríos, lagos, derrumbes, estepa)	73,09	2,2%	Mixto
TOTAL	3.390,39	100,0%	–

Fuente: Elaboración propia a partir de Catastro Vegetacional CONAF (2024) y análisis SIG.

La distribución de estas áreas N/C por clase de fragilidad refuerza esta interpretación: el 85,3% se clasifica como fragilidad baja y el 14,7% como fragilidad media, con 0,0% en fragilidad alta. Las plantaciones forestales, al carecer de vegetación nativa, reciben evaluaciones mínimas (valor 0) en los tres factores vegetacionales del modelo, lo cual, combinado con su localización predominante en terrenos de menor complejidad topográfica, genera índices de fragilidad bajos. Este resultado metodológico tiene una implicancia importante: la fragilidad baja en el modelo no indica necesariamente territorios en buen estado de conservación, sino territorios donde la sustitución del ecosistema nativo por monocultivo forestal ha eliminado los atributos que el modelo evalúa, generando una aparente estabilidad que enmascara una transformación ecosistémica profunda.

CONCLUSIONES

La evaluación de fragilidad paisajística del entorno del humedal precordillerano *Laguna Dañicalqui*, mediante análisis multicriterio de siete factores biofísicos sobre 15.864,51 hectáreas, revela un territorio donde más de cuatro quintas partes de la superficie (81,1%) presenta fragilidad media o alta, y 2.816,22 hectáreas (17,8%) exhiben fragilidad alta. Esta distribución configura un paisaje inherentemente sensible a modificaciones en sus condiciones actuales, donde perturbaciones incluso de baja intensidad pueden desencadenar procesos de deterioro acelerado dada la base de fragilidad preexistente.

Las métricas de fragmentación derivadas de la distribución de polígonos revelan un paisaje de alta heterogeneidad espacial con variación significativa entre clases de fragilidad. La clase media presenta la mayor densidad de polígonos (4,34 pol/ha frente a 3,57 en baja y 3,81 en alta), confirmando su carácter de zona de transición o ecotono donde factores compensatorios y agravantes se alternan espacialmente con mayor frecuencia. La distribución de tamaños de polígono está fuertemente sesgada a la derecha: el tamaño mediano (0,08 ha) es tres veces inferior al promedio (0,24 ha), indicando que la mayoría de las unidades paisajísticas son de escala muy fina (equivalentes a cuadrados de aproximadamente 28×28 metros para la mediana), con un número reducido de polígonos de mayor extensión que elevan el promedio.

Esta fragmentación extrema tiene implicancias directas para la gestión territorial: las condiciones de fragilidad varían abruptamente en distancias cortas, configurando un mosaico complejo donde la delimitación de zonas de manejo debe operar a escala muy fina para capturar adecuadamente la heterogeneidad del territorio. La planificación de senderos, áreas de uso público o cualquier intervención territorial en el entorno del humedal requiere consideración explícita de esta variabilidad espacial, dado que desplazamientos de pocas decenas de metros pueden implicar transiciones entre zonas de fragilidad cualitativamente distintas.

Un análisis complementario cuantificó el número de factores simultáneamente en su categoría de máxima fragilidad para cada polígono clasificado como fragilidad alta. Los resultados revelan que la mitad de la superficie de fragilidad alta (49,1%, 1.381,86 ha) presenta tres factores simultáneamente en categoría máxima, seguida por cuatro factores (23,5%, 661,04 ha) y dos factores

(19,0%, 535,36 ha). Las zonas con cinco o más factores en máxima fragilidad representan 7,4% (209,57 ha), constituyendo los núcleos de vulnerabilidad extrema donde la convergencia de múltiples condiciones adversas genera situaciones de fragilidad irreductible.

La predominancia de tres factores simultáneos en categoría máxima indica que la fragilidad alta no resulta de la extremidad de un único factor, sino de la convergencia de múltiples condiciones adversas que, al coincidir espacialmente, generan una vulnerabilidad que excede la suma de sus componentes individuales. Esta configuración valida la aproximación metodológica multicriterio adoptada, que captura precisamente estas sinergias entre factores que una evaluación unifactorial no detectaría.

El ranking de V de Cramér establece una jerarquía factorial clara: los atributos vegetacionales constituyen los determinantes primarios de la distribución de fragilidad (densidad vegetal $V = 0,586$; estacionalidad $V = 0,525$; altura de vegetación $V = 0,523$), seguidos por la singularidad paisajística ($V = 0,519$), los factores geomorfológicos (formas del relieve $V = 0,395$; pendiente $V = 0,366$) y la orientación del terreno como factor modulador secundario ($V = 0,224$). Este hallazgo tiene una implicancia central: la fragilidad alta se concentra exclusivamente en ecosistemas de bosque nativo, particularmente en renovales de *Nothofagus* en condiciones topográficas adversas, mientras que las áreas de plantaciones forestales exóticas, al carecer de vegetación nativa, registran sistemáticamente fragilidad baja.

Esta segregación genera una paradoja metodológica que debe explicitarse. La fragilidad baja en el modelo no indica necesariamente territorios en buen estado de conservación, sino territorios donde la sustitución del ecosistema nativo por monocultivo forestal ha eliminado los atributos que el modelo evalúa, generando una aparente estabilidad que enmascara una transformación ecosistémica profunda. El 83,3% de las áreas clasificadas como N/C (sin cobertura nativa) corresponde a plantaciones forestales, confirmando que la ausencia de vegetación nativa es predominantemente resultado de sustitución antrópica, no de limitaciones edafoclimáticas naturales.

La identificación de perfiles territoriales mediante filtros booleanos compuestos permitió descomponer la fragilidad alta en mecanismos causales diferenciados. El Perfil B (relieve abrupto con exposición norte) constituye el mecanismo dominante con 57,8% de la fragilidad alta, mientras el Perfil C (singularidad con vulnerabilidad ecosistémica) abarca 36,4%. El solapamiento entre ambos perfiles (660,35 ha, 23,4%) identifica el núcleo de máxima criticidad donde convergen simultáneamente relieve montañoso-abrupto, exposición norte, singularidad paisajística única y vulnerabilidad vegetal. Estas 660 hectáreas constituyen el foco prioritario donde cualquier intervención antrópica presenta riesgo elevado de comprometer simultáneamente la integridad geomorfológica, la cobertura vegetal y los valores paisajísticos singulares.

La diferenciación de perfiles territoriales fundamenta la necesidad de estrategias de gestión específicas según mecanismo causal dominante: las zonas de Perfil A (pendiente extrema con degradación vegetal, 5,2%) requieren estabilización de suelos y restauración de cobertura nativa; las de Perfil B demandan restricción estricta de acceso; las de Perfil C necesitan protección absoluta para preservar elementos paisajísticos irremplazables; y las de Perfil D (triple vulnerabilidad vegetal, 6,6%) precisan monitoreo continuo del estado de la vegetación caducifolia en condiciones de densidad abierta.

Los resultados refuerzan la urgencia de extender marcos de protección legal a humedales rurales y precordilleranos. La superación de este vacío admite tres vías complementarias: la ampliación del ámbito de aplicación de la Ley N°21.202 mediante criterios ecosistémicos independientes de localización urbana; la aprobación del proyecto de Ley de Protección de Humedales Rurales actualmente en trámite; o la agilización de mecanismos de incorporación al SNASPE. La evidencia generada en este estudio, particularmente la concentración exclusiva de la fragilidad alta en ecosistemas de bosque nativo, la identificación de 660 hectáreas de criticidad

máxima y la cuantificación de la heterogeneidad espacial que demanda gestión a escala fina, proporciona base empírica para fundamentar cualquiera de estas alternativas.

La estrategia bifásica implementada –evaluación multicriterio seguida de análisis de coincidencia factorial– demostró capacidad para trascender la descripción superficial de distribución espacial hacia la comprensión de los mecanismos territoriales que generan la fragilidad. La Fase 2 reveló información que el índice sintético de la Fase 1, por su naturaleza agregada, no puede expresar: que la fragilidad alta resulta de la convergencia sinérgica de múltiples factores adversos (predominantemente tres simultáneos en categoría máxima), que responde a mecanismos causales diferenciados identificables mediante perfiles territoriales, y que la aparente estabilidad de las áreas de plantación forestal enmascara una transformación ecosistémica profunda. Esta aproximación es replicable en otros humedales precordilleranos y altoandinos de Chile central que enfrentan presiones análogas y vacíos de protección similares.

Referencias

- Aguiló, M. (1981). *Metodología para la evaluación de la fragilidad visual del paisaje* [Tesis doctoral]. Universidad Politécnica de Madrid.
- BirdLife International. (2024). *Corredor Biológico Nevados de Chillán-Laguna del Laja (Chile)*. DataZone By BirdLife. <https://datazone.birdlife.org/site/factsheet/25133-corredor-biol%C3%B3gico-nevados-de-chill%C3%A1nlaguna-del-laja>
- Bolós, M. (1992). *Manual de ciencia del paisaje: teoría, métodos y aplicaciones*. Masson.
- Bureau of Land Management [BLM]. (1986). *Visual Resource Management System* (BLM Manual 8400). U.S. Department of the Interior.
- Cid, K., & Loyola, C. (2017). Fragilidad del paisaje en San Fabián de Alico. *Tiempo y Espacio*, 39, 51-71. <https://revistas.ubiobio.cl/index.php/TYE/article/view/3396>
- Cifuentes, M. (1992). *Determinación de capacidad de carga turística en áreas protegidas*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/1139>
- Cifuentes, M., Mesquita, C.A., Méndez, J., Morales, M.E., Aguilar, N., Cancino, D., Gallo, M., Jolón, M., Ramírez, C., Ribeiro, N., Sandoval, E., & Turcios, M. (1999). *Capacidad de carga turística de las áreas de uso público del Monumento Nacional Guayabo, Costa Rica*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Cifuentes, P. (1979). *La calidad visual de unidades territoriales. Aplicación al valle del río Tietar* [Tesis doctoral]. Universidad Politécnica de Madrid.
- Cohen, J. (1988). *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences* (2.^a ed.). Lawrence Erlbaum Associates.
- Cole, D. N. (1993). *Campsites in three western wildernesses: Proliferation and changes in condition over 12 to 16 years* (Research Paper INT-463). U.S. Department of Agriculture. <https://doi.org/10.2737/int-rp-463>
- Cole, D. N. (1995a). Experimental Trampling of Vegetation. I. Relationship Between Trampling Intensity and Vegetation Response. *Journal Of Applied Ecology*, 32(1), 203-214. <https://doi.org/10.2307/2404429>
- Cole, D. N. (1995b). Experimental Trampling of Vegetation. II. Predictors of Resistance and Resilience. *Journal Of Applied Ecology*, 32(1), 215-224. <https://doi.org/10.2307/2404430>
- Cole, D. N. (2004). Impacts of Hiking and Camping on Soils and Vegetation: A Review. En R. Buckley (Ed.), *Environmental impacts of ecotourism* (pp. 41-60). CABI Publishing. <https://doi.org/10.1079/9780851998107.0041>

- Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2021, 29 junio). *Reserva de la Biosfera Nevados de Chillán – Laguna del Laja celebra 10 años de vida promoviendo el desarrollo sustentable*. Sistema Nacional de Áreas Silvestres del Estado. <https://web.archive.org/web/20220521082714/http://www.parquesnacionales.cl/reserva-de-la-biosfera-nevados-de-chillan-laguna-del-laja-celebra-10-anos-de-vida-promoviendo-el-desarrollo-sustentable/>
- Corporación Nacional Forestal [CONAF]. (2024). *Catastro de los Recursos Vegetacionales y Uso de la Tierra de Chile: Actualizaciones al año 2024*. Ministerio de Agricultura. https://sit.conaf.cl/varios/ESTADISTICAS_CONAF_2024_FINAL.pdf
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Daily, G.C. (Ed.). (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press.
- De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., Brink, P. T., & Van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- Decreto Supremo N° 4/2021, Aprueba plan de recuperación, conservación y gestión del Huemul (*Hippocamelus Bisulcus*) en la zona Los Nevados de Chillán (2021, 29 enero). Diario Oficial [D.O.] (Chile). <https://bcn.cl/2yg3i>
- Garreaud, R. D., Alvarez-Garretón, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology And Earth System Sciences*, 21(12), 6307-6327. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017>
- Gómez, M. & Barredo, J. (2006). *Sistemas de información Geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio* (2.ª ed.). RA-MA.
- Leung, Y.-F., & Marion, J. L. (2000). Recreation Impacts and Management in wilderness: A State-of-Knowledge review. En D. N. Cole, S. F. McCool, W. T. Borrie, & J. O'Loughlin (Eds.), *Wilderness Science in a Time of Change Conference - Volume 5: Wilderness Ecosystems, Threats, and Management* (pp. 23-48). U.S. Department of Agriculture. <https://research.fs.usda.gov/treearch/21844>
- Ley N°19.300, Aprueba ley sobre bases generales del medio ambiente. (1994, 1 marzo). Diario Oficial [D.O.] (Chile). <https://bcn.cl/2eph7>
- Ley N°21.202, Modifica diversos cuerpos legales con el objetivo de proteger los humedales urbanos (2020, 16 enero). Diario Oficial [D.O.] (Chile). <https://bcn.cl/2cvha>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis*. World Resources Institute.
- Ministerio del Medio Ambiente [MMA]. (2018). *Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022*. Ministerio del Medio Ambiente. https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/11/Plan_humedales_Baja_confrase_VERSION-DEFINITIVA.pdf
- Ministerio del Medio Ambiente [MMA]. (2024). *Ecosistemas Acuáticos*. (Datos hasta 31/12/2024). <https://ecosistemasacuaticos.mma.gob.cl/>

- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C., & Morales, L. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*, 33, 439-453. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0612-5>
- Saaty, T. L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. McGraw-Hill.
- The Nature Conservancy [TNC]. (2022, 15 diciembre). *Estudio demuestra potencial de humedales altoandinos de la cuenca del Maipo para abastecimiento de agua y prevención de desastres*. The Nature Conservancy. <https://www.nature.org/es-us/sobre-tnc/donde-trabajamos/tnc-en-latinoamerica/chile/historias-en-chile/estudio-potencial-humedales-altoandinos/>
- UNESCO. (2011). *Corredor Biológico Nevados de Chillán – Laguna del Laja*. Man And The Biosphere Programme (MAB). <https://www.unesco.org/es/mab/corredor-biologico-nevados-de-can-laguna-del-laja>
- Universidad de Concepción [UdeC]. (2021). *Reserva de Biósfera “Corredor Biológico Nevados de Chillán-Laguna del Laja”*. Biósfera. <https://reservabiosferanuble.udec.cl/reserva-biosfera-corredor-biologico-nevados-de-chillan-laguna-del-laja/>
- Wetlands International (2005). *Estrategia Regional de Conservación y Uso Sostenible de los Humedales Altoandinos*. Convenio de Ramsar. Disponible en: https://humedaleschile.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/04/ERHAA_espanol.pdf
- Yeomans, W. (1986). *Visual Impact Assessment: Changes in natural and rural environment*. En R. C. Smardon, J. F. Palmer, & J. P. Felleman (Eds.), *Foundations for Visual Project Analysis* (pp. 201-222). Wiley-Interscience.