



Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Aves de Pilolcura: estudio de la comunidad como propuesta para un área de conservación en la Región de Los Ríos, Chile

Patrocinante: Sra. Lidia Uribe Muñoz

Co-patrocinante: Sr. Cristian Montalva Retamal

Trabajo de Tesina presentado como parte
de los requisitos para optar al Título de
Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales

VICENTE SANTIBÁÑEZ BERMEO

VALDIVIA

2025

i	Calificación del Comité de Titulación	i
ir	Agradecimientos	ii
iii	Dedicatoria	iii
iv	Resumen	iv
1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Contexto global y presiones sobre ecosistemas costeros	1
1.2	Humedales costeros: Valor, amenazas y la urgencia de su monitoreo	2
1.3	La avifauna como bioindicador crítico para la salud de los humedales	6
1.4	Vacíos de información y contexto de Pilolcura	9
1.5	Alcances y limitaciones	12
1.6	Objetivos	13
2	METODOLOGÍA	14
2.1	Área de estudio	14
2.2	Unidades de hábitat y sitios de muestreo	15
2.2.1	Roquerío costero expuesto (P1)	15
2.2.2	Bahía rocosa (P2)	16
2.2.3	Islote rocoso (Roca hueca)	16
2.2.4	Playa arenosa (T1)	17
2.2.5	Bosque costero (P3)	17
2.3	Diseño general del estudio	17
2.4	Métodos de censo y protocolos de muestreo	20
2.4.1	Puntos de Conteo de Radio Fijo	20
2.4.2	Censo por Transecto en Franja	21
2.4.3	Conteo de Puntos de Radio Ilimitado en Bahía Rocosa y Roquerío Expuesto	22
2.4.4	Censo Directo de Agregaciones en el Islote Rocosó (Roca Hueca) para el Cormorán Lile	22
2.5	Análisis de Datos	23
2.6	Manejo de Detectabilidad y Reglas de Exclusión	24
2.6.1	Manejo de Detecciones para Índices de Abundancia Dispersa (Puntos de Conteo y Transectos - T1, P1, P2 y P3)	25
2.6.2	Manejo de Detecciones para Censo Directo de Agregaciones (Islote Rocosó - RH)	26
2.6.3	Manejo Específico del Cormorán Lile (<i>Phalacrocorax gaimardi</i>) en Bahía Rocosa (P2)	26
2.6.4	Regla para Aves en Vuelo en el Cálculo de Riqueza por Hábitat	27
3	RESULTADOS	29
3.1	Caracterización general de la avifauna de Pilolcura	29
3.1.1	Riqueza total y composición taxonómica	29
3.1.2	Riqueza de especies por hábitat	29
3.2	Abundancia relativa y uso de hábitat	30
3.3	Composición de especies y dominancia por hábitats	31
3.4	Variación Temporal de la comunidad	33
3.4.1	Tendencias estacionales de la riqueza	33
3.4.2	Tendencias estacionales de la abundancia	34
3.4.3	Dinámica de especies migratorias	36
3.5	Diversidad y estructura de la comunidad	37
3.5.1	Índices de diversidad por hábitat	37
3.5.2	Equitabilidad de la comunidad	39
3.5.3	Dinámica Temporal de la Diversidad	40

3.6	Similitud y diferenciación entre hábitats	41
3.6.1	Similitud en la composición de especies	41
3.6.2	Comparaciones estadísticas entre hábitats	42
3.7	Suficiencia del muestreo	43
3.7.1	Curvas de acumulación de especies	43
3.7.2	Eficiencia temporal del protocolo de censo	44
4	DISCUSIONES	46
4.1	Síntesis de resultados y valores de conservación identificados	46
4.1.1	Especies prioritarias	46
4.1.2	Hábitats críticos	47
4.2	Discusión de la riqueza y comparación con otros estudios	48
4.3	Consideraciones metodológicas y limitaciones	51
4.3.1	Fortalezas metodológicas	51
4.3.2	Desafíos y limitaciones técnicas	52
4.4	Implicancias para la conservación: Propuesta de ACMU (Área de Conservación De Múltiples Usos)	53
4.4.1	Vacío de protección	53
4.4.2	Diagnostico de amenazas y priorización	54
4.4.3	ACMU como figura de protección adecuada por su flexibilidad y uso sustentable	56
4.4.4	Mecanismos legales y aporte de la tesina al Plan de Manejo	56
5	CONCLUSIONES	59
6	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61
Anexos	1 Listado taxonómico completo de la avifauna registrada en el área de estudio de Pilolcura.	70
	2 Abundancia total acumulada de individuos por especie y unidad de hábitat.	71
	3 Especies dominantes por unidad de hábitat (Top 5 en abundancia acumulada).	73
	4 Resultados de la prueba de Shapiro-Wilk para la evaluación de normalidad en datos de riqueza y abundancia.	74
	5 Resultados de la prueba de Levene para la evaluación de homocedasticidad de varianzas	74
	6 Resultados del análisis de varianza (ANOVA de Welch) para la comparación de riqueza y abundancia entre hábitats.	74
	7 Resultados de las pruebas post-hoc de Games-Howell para comparaciones múltiples entre pares de hábitats.	74
	8 Estimaciones de riqueza de especies asintótica basadas en el método de interpolación y extrapolación (iNEXT).	75
	9 Evaluación de la eficiencia temporal del protocolo de censo: contribución del intervalo 5-10 minutos en la detección de nuevas especies e individuos.	75
	10 Registro fotográfico de las actividades de terreno y especies avistadas (Fotografías del autor).	76

i. Calificación del Comité de Titulación

	Nota
Patrocinante: Sra. Lidia Uribe Muñoz	<u>6,76</u>
Co-patrocinante: Sr. Cristian Montalva Retamal	<u>6,11</u>
Informante: Sr. Felipe González Cifuentes	<u>6,4</u>
Informante: Sra. Carolina Silva Lobo	<u>6,5</u>

El Patrocinante acredita que el presente Trabajo de Titulación cumple con los requisitos de contenido y de forma contemplados en el Reglamento de Titulación de la Escuela. Del mismo modo, acredita que en el presente documento han sido consideradas las sugerencias y modificaciones propuestas por los demás integrantes del Comité de Titulación.



Sra. Lidia Uribe Muñoz

ii. Agradecimientos

Agradezco sinceramente a los profesores que aceptaron formar parte de esta comisión evaluadora, por su tiempo y disposición para revisar este trabajo.

A mi familia y amistades, por ser mi pilar fundamental. Gracias por el respaldo económico y la contención emocional que me permitieron culminar esta etapa.

Un reconocimiento especial a todas las personas que me ayudaron a llegar a Pilolcura en cada campaña de terreno, su apoyo logístico fue indispensable para concretar este estudio.

Sin ustedes, este trabajo no habría sido posible.

iii. Dedicatoria

A mis padres, familia y pareja. Por su amor incondicional y por creer en mí incluso cuando yo dejé de hacerlo. Gracias por sostenerme cuando mis fuerzas se agotaron y por ser, literalmente, la razón de que hoy esté aquí escribiendo estas palabras. Los amo profundamente.

iv. RESUMEN

Los humedales costeros enfrentan una crisis acelerada de degradación a nivel global, siendo los ecosistemas más amenazados de la Tierra. En Chile, la falta de información científica sobre estos sistemas ha contribuido directamente a su pérdida. El presente estudio generó una línea base científica sobre la avifauna de Pilolcura, un ecotono costero de 51 hectáreas ubicado en la Región de Los Ríos, con el objetivo de fundamentar técnicamente la propuesta de creación de un Área de Conservación de Múltiples Usos (ACMU) bajo la Ley N°21.600. Se empleó un diseño de muestreo estratificado por hábitat, implementando cuatro métodos complementarios de censo (puntos de conteo de radio fijo, transectos en franja, puntos de radio ilimitado y censo directo de agregaciones) en cinco unidades de hábitat diferenciadas. El esfuerzo de muestreo consistió en 21 visitas quincenales entre julio de 2023 y mayo de 2024. Los resultados evidenciaron una riqueza total de 48 especies, pertenecientes a 11 órdenes y 26 familias, posicionando a Pilolcura como un hotspot de biodiversidad regional. La comunidad presentó una marcada estacionalidad, con máximos de abundancia en diciembre y de riqueza en enero, reflejando la llegada diferencial de especies migratorias. Se identificaron tres objetos de conservación prioritarios: el Cormorán Lile (*Phalacrocorax gaimardi*), especie que utiliza el Islote Rocosó como sitio crítico de agregación; el grupo funcional de aves migratorias; y especies indicadoras de hábitats intermareales. Se determinaron cuatro hábitats críticos que representan un gradiente ecológico irremplazable. El impacto y aplicación del estudio es que sus resultados constituyen el insumo técnico fundamental que exigen los Artículos 65 y 72 de la Ley N°21.600. Al definir los objetos de conservación y la zonificación de hábitats críticos, esta tesis provee el fundamento científico necesario para activar el mecanismo de protección formal del ACMU y para el diseño de su futuro Plan de Manejo.

Palabras clave: avifauna costera, bioindicadores, humedales costeros, áreas protegidas

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Contexto global y presiones sobre ecosistemas costeros

La visión tradicional del desarrollo ha promovido un crecimiento ilimitado que, al ignorar los costos ambientales, conduce inevitablemente al deterioro de los ecosistemas y del bienestar humano (Tagle y Fuente 2014, Jaramillo 2014, Enríquez 2016). Esta presión sistémica se materializa en el cambio de uso de suelo y la eliminación de vegetación (Concha 2013), impulsada por una expansión urbana acelerada que transforma el territorio en mosaicos de hábitats fragmentados con una demanda de recursos que sobrepasa la capacidad de regeneración natural (Gómez y Bosque 2008, Plata *et al.* 2009, Muñoz-Pedrerros 2020, Alcívar *et al.* 2024). Simultáneamente, la dinámica del extractivismo, motivada por la demanda global de materias primas, expande las fronteras de explotación hacia nuevos territorios (Svampa 2008, Maillet *et al.* 2021), generando impactos ecológicos acumulativos a múltiples escalas, como la deforestación y la pérdida de biodiversidad (Rosete *et al.* 2008, Naciones Unidas 2016, García-García *et al.* 2019).

En Chile, este modelo se sustenta históricamente en la extracción de recursos naturales, actuando como un cerrojo estructural que dificulta cambios sustantivos en la política ambiental (Claude 1997, Muñoz 2001, Pelfini y Mena 2017). La presión de este paradigma recae con fuerza sobre el borde costero, una zona de alta concentración poblacional y fragilidad ecológica donde la deficiente planificación territorial ha derivado en severos conflictos por el uso del espacio (Andrade *et al.* 2008, Martínez *et al.* 2019). En este contexto, el sector inmobiliario opera bajo una lógica de "extractivismo inmobiliario", apropiando bienes comunes y transformando el paisaje en objeto de mercado (Aliste 2012, Hidalgo *et al.* 2016), lo que provoca el deterioro y la fragmentación de hábitats naturales para maximizar la rentabilidad de los proyectos (Barragán y de Andrés 2016, Andersen y Balbontin 2021).

Como consecuencia de la debilidad de los instrumentos regulatorios actuales, ecosistemas críticos como los humedales costeros se han convertido en los más amenazados del país (Martínez *et al.* 2019). Estos ambientes, vitales para el bienestar social (Díaz *et al.* 2015), han sufrido pérdidas masivas de superficie debido principalmente a rellenos para fines habitacionales (Aliste 2012). Su degradación

no solo implica una pérdida irreparable de biodiversidad, sino que incrementa significativamente la exposición de las comunidades ante amenazas naturales recurrentes, como las marejadas y el aumento del nivel del mar (Martínez *et al.* 2019).

1.2 Humedales costeros: Valor, amenazas y la urgencia de su monitoreo

Para comprender la importancia de estos ecosistemas, es necesario entender su definición formal. La Convención Ramsar, el principal acuerdo internacional sobre los humedales, los define en términos muy amplios como “*las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros*” (Ramsar 2018). Dentro de esta extensa categoría, los humedales costeros de Chile representan un caso particular. Estos se caracterizan por ser ambientes de interfaz entre los dominios terrestre y marino (Lara 2024), y se enmarcan en la tipología Ramsar de humedales marinos y costeros, que reconoce explícitamente a los estuarios (Ramsar 2018).

El factor clave que determina la estructura y función de estos ecosistemas es su régimen hidrológico (Ramsar 2018), refiriéndose no solo a la presencia de agua, sino que también es una medida de los niveles, el volumen, el momento y la frecuencia de los flujos de agua que entran y salen del sistema (Ramsar 2018). Esta dinámica del agua es la que da origen al segundo componente esencial: el suelo. Los humedales sustentan un conjunto único de procesos biogeoquímicos como resultado de sus características hidrológicas y edáficas (relacionadas al suelo), creando condiciones que no se encuentran en otros ambientes (Ramsar 2018).

Las funciones ecológicas descritas anteriormente se traducen en beneficios directos para el bienestar humano. Estos aportes son conocidos formalmente como servicios ecosistémicos, un concepto que permite analizar el vínculo entre el funcionamiento de la naturaleza y la sociedad (Balvanera y Cotler 2007). Según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005), se definen como los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, lo que incluye desde el aprovisionamiento de agua hasta la regulación de inundaciones y los beneficios culturales. La finalidad de este concepto es, precisamente,

hacer explícitos los aportes de la naturaleza que, con frecuencia, se ha pasado por alto o se ha subestimado (Balvanera, 2012 Ramsar, 2018). Al visibilizar la dependencia de la sociedad en los ecosistemas, se busca incluir las preocupaciones ecológicas en la toma de decisiones económicas y políticas, impulsando así el interés público en la conservación (Camacho y Ruiz 2011). Precisamente porque su contribución ha sido ignorada, la planificación del desarrollo a menudo ha provocado la pérdida y degradación de los humedales. Sin embargo, si se consideran todos los beneficios, el valor económico total de un humedal intacto es, por lo general, mayor que el de uno que ha sido convertido para otros usos (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005).

La convención Ramsar (2018) indica que los servicios ecosistémicos que proveen los humedales son múltiples y de un valor incalculable, donde una de las funciones más importantes es la regulación hídrica, ya que actúan como esponjas naturales que captan, guardan y liberan agua lentamente, controlando así los flujos de la cuenca donde se sitúan. Además, son cruciales frente a la crisis climática actual, pues se les considera como sitios claves para absorber y almacenar carbono, ayudando a mitigar los problemas atmosféricos que produce este gas en la atmósfera. Finalmente, su valor más reconocido es ser el hogar de una altísima biodiversidad. Esta se sustenta en la alta productividad del sistema, que sostiene una enorme variedad de especies y una abundante fauna bentónica (invertebrados del fondo), la cual es la base de la cadena alimenticia del lugar (Delgado *et al.* 2022). Es toda esta combinación de funciones la que los hace tan reconocidos por los múltiples beneficios que aportan al ser humano (Kusch *et al.* 2008).

Para unificar los componentes, procesos y servicios descritos, el acuerdo internacional utiliza el concepto fundamental de características ecológicas, refiriéndose a “*la combinación de los componentes, procesos, beneficios/servicios del ecosistema que caracterizan al humedal en un determinado momento*” (Ramsar 2005). La importancia de esta definición es que establece una línea base para el objetivo principal del acuerdo, asegurar el mantenimiento del carácter ecológico de todos los humedales, no solo de los sitios Ramsar (Ramsar 2018).

Cuando la intervención humana provoca una alteración, se produce lo que la Convención denomina como un cambio en el carácter ecológico. De hecho, las Partes Contratantes tienen la

obligación de informar sobre cualquier cambio que “*se haya producido o pueda producirse como consecuencia del desarrollo tecnológico, de la contaminación o de cualquier otra intervención del hombre*” (Ramsar 2005). Este cambio puede ocurrir cuando estas alteraciones superan la resiliencia de estos sistemas; por ejemplo, cuando el manejo del agua reduce las fluctuaciones naturales de sus niveles, disminuyendo así la diversidad del hábitat (Ramsar 2018).

La principal herramienta que propone la Convención para evitar la degradación y cumplir con la obligación de mantenimiento es el uso racional de los humedales. Poner en práctica esta estrategia es fundamental no solo para la conservación, sino también para fortalecer la atención prestada a los humedales en marcos globales como los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Acuerdo de París sobre el Cambio Climático (Ramsar 2018).

Cuando el carácter ecológico de un humedal se altera, los servicios ecosistémicos que provee pueden disminuir o incluso llegar a perderse por completo, generando graves consecuencias para el entorno y las comunidades. Por un lado, al perder su capacidad de regulación hídrica, estos ya no pueden actuar como esponjas naturales, provocando que se agrave la vulnerabilidad de los territorios frente a los eventos extremos que el cambio climático intensifica, como las inundaciones por exceso de precipitaciones y las sequías por escasez (Corredor *et al.* 2012). Por otro lado, se produce una grave pérdida de regulación climática. La capacidad de los humedales para almacenar carbono se debe a que la falta de oxígeno en sus suelos inundados ralentiza la descomposición de la materia orgánica (Kandus *et al.* 2010). Por esta razón, cuando un humedal se drena o se degrada, deja de ser un sumidero, y se vuelve una fuente de gases de efecto invernadero, liberando a la atmósfera enormes cantidades de carbono previamente almacenado (Corrales 2025). Finalmente, la consecuencia más visible es la pérdida de biodiversidad: la degradación de estos hábitats ha puesto a las plantas y animales de los humedales en una situación de crisis, con una cuarta parte de sus especies en peligro de extinción (Ramsar 2018). Esta alarmante tendencia, que en algunas regiones ha significado la desaparición de más del 50% de estos ecosistemas durante el siglo XX, los convierte en el tipo de ecosistema más amenazado de la Tierra (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005).

Lamentablemente, la pérdida de estos beneficios no es una amenaza futura, sino una crisis actual y acelerada. A nivel mundial, la degradación de los humedales es más rápida que la de cualquier otro ecosistema (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005), estimándose que desde 1970 se ha perdido aproximadamente el 35% de los humedales del planeta, una tasa tres veces superior a la de la pérdida de bosques (Ramsar 2018). Esta acelerada desaparición se debe, en gran medida, a que su enorme contribución al bienestar humano ha sido históricamente subestimada en la planificación del desarrollo (Ramsar 2018). Como consecuencia, se ha priorizado su conversión para obtener beneficios económicos de corto plazo, ignorando que el valor económico total de un humedal intacto es, por lo general, mayor que el de uno convertido (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005). Por ello, revertir esta tendencia exige “*cambios significativos en políticas, instituciones y prácticas*” (Montes y Loma 2010), lo que subraya la urgencia de adoptar medidas para sensibilizar sobre sus beneficios y generar el conocimiento científico que fundamente su protección (Ramsar 2018, Corrales 2025).

Para responder a esta urgencia de generar conocimiento, es indispensable contar con herramientas que permitan monitorear la salud de los humedales. El monitoreo ambiental es, de hecho, una herramienta vital para la protección de estos ecosistemas y un instrumento fundamental para la gestión, ya que retroalimenta la planificación y la toma de decisiones (Cox 2007, Hernández *et al.* 2019). El objetivo principal del monitoreo, como explican Ahumada *et al.* (2011), es permitir la detección temprana de alteraciones en la estructura y funcionamiento del ecosistema que puedan ser causadas por presiones humanas. La efectividad de este monitoreo depende de establecer primero cuál es la amplitud de la variación natural de los parámetros ecológicos del sistema. Solo así es posible determinar si ha ocurrido un cambio real en sus características, que se define como el momento en que estos parámetros se sitúan fuera de sus rangos normales. Por ello, un programa de monitoreo eficaz no es una opción, sino una condición indispensable para determinar si un humedal ha sufrido una alteración.

Sin embargo, evaluar el estado de la biodiversidad es un reto inmenso. Su propia complejidad hace necesario analizar múltiples factores al mismo tiempo, lo que impide obtener fácilmente una visión de conjunto (Isasi-Catalá 2011). Frente a este desafío, tanto investigadores como gestores han optado por simplificar esta multidimensionalidad a través del uso de indicadores ecológicos (Sarandón 2002). Un indicador es, en esencia, una variable seleccionada que revela patrones o cambios que de otro modo pasarían desapercibidos, mientras que un bioindicador, en particular, es un organismo que refleja las

condiciones del sistema al que pertenece (Cox 2007). Estos bioindicadores son especialmente valiosos porque funcionan como un sistema de alerta temprana. Sus respuestas a un factor de tensión determinado se manifiestan antes de que aparezcan efectos más graves o potencialmente irreversibles en el ecosistema. Su implementación, por lo tanto, permite por un lado detectar a tiempo cambios severos en la estructura y funcionamiento del humedal, y por otro, evaluar la magnitud del impacto midiendo las respuestas a nivel de población o comunidad (Ahumada *et al.* 2011).

Finalmente, el gran valor práctico de los indicadores radica en su capacidad para actuar como un puente entre la ciencia y la toma de decisiones. Tienen la función de traducir la enorme cantidad de información técnica obtenida del monitoreo ambiental en valores sintéticos: información más simple y clara que puede ser comunicada sin ambigüedades (Perevochtchikova 2013, Sarandón 2002). Es esta información simplificada, con un fundamento científico claro, pero con un contenido social y político expreso, la que finalmente permite a los tomadores de decisiones formular y reajustar las políticas públicas, y la que se puede comunicar de forma efectiva a la sociedad en general (Gregory *et al.* 2005, Perevochtchikova 2013).

1.3 La avifauna como bioindicador crítico para la salud de los humedales

Dentro de la crisis de biodiversidad que afecta a los humedales, la avifauna es uno de los grupos más afectados y mejor documentados. De las poblaciones de aves acuáticas cuyas tendencias se conocen, el 41% se encuentra en descenso, y de las especies que dependen estrictamente de los humedales, el 21% ya están globalmente amenazadas o extintas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005). Esta alta vulnerabilidad, sumada a su estrecha dependencia del estado del ecosistema, ha consolidado a las comunidades de aves como bioindicadores robustos y ampliamente utilizados para evaluar la salud de los humedales (Kushlan 1993). Para que un bioindicador sea considerado eficaz, debe cumplir con una serie de atributos clave. Carignan y Villard (2002) mencionan que un buen indicador debe ser capaz de funcionar como un sistema de alerta temprana frente a los impactos, dar pistas sobre la causa específica de la alteración y, fundamentalmente, ser sensible a las características de los procesos ecológicos, como su nivel, tasa o temporalidad.

Las aves cumplen con este criterio de sensibilidad de manera excepcional debido a su dependencia directa de la calidad y estructura de su hábitat. La riqueza y abundancia de la avifauna que habita un humedal está directamente determinada por una compleja interacción de factores, que incluyen el régimen hidrológico, el tamaño del sitio, la oferta de alimento y las características físicas del entorno (Blanco 1999, Green y Figuerola 2003). Esto se debe a que los humedales son vitales para el ciclo de vida de las aves, ya que les ofrecen los dos recursos clave: refugio y alimento, además de cumplir funciones ecológicas esenciales como la nidificación (Blanco 1999, Ahumada *et al.* 2011). De hecho, la diversidad de estructuras de vegetación, que las aves utilizan para alimentarse, refugiarse o como sustrato para sus nidos, determina en gran medida la riqueza potencial de aves que puede albergar un humedal (Blanco 1999). Las distintas especies responden a características físicas muy específicas; por ejemplo, diferentes limícolas utilizan distintas profundidades de agua para alimentarse según la longitud de sus patas y picos, mientras que otras aves dependen estrechamente de manchas específicas de vegetación emergente para anidar (Green y Figuerola 2003). Por lo tanto, la presencia de especies especialistas, que están restringidas a tipos de hábitats muy concretos, puede indicar la existencia de recursos importantes que estarían ausentes en ambientes con altos niveles de perturbación (Villegas y Garitano-Zavala 2008). Esta especialización es crítica en el contexto nacional, ya que la costa de Chile actúa como un corredor vital dentro de la Ruta Migratoria del Pacífico. Diversos humedales y playas arenosas chilenas funcionan como sitios de parada obligatoria que permiten la conectividad hemisférica de especies neárticas, sosteniendo poblaciones que viajan anualmente desde el Ártico hasta la Patagonia (Senner *et al.* 2017, García-Walther *et al.* 2017).

Esta dependencia directa del hábitat hace que su respuesta a las perturbaciones sea observable y medible. Su utilidad para cumplir con estos criterios se fundamenta, precisamente, en que su posición en la escala trófica las hace sensibles a una gran variedad de factores y cambios ambientales (Green y Figuerola 2003, Ochoa 2014). Específicamente, su rol como depredadores tope en muchos ecosistemas las convierte en un excelente sistema de alerta temprana: el análisis de su éxito reproductivo o la acumulación de contaminantes en sus tejidos permite detectar alteraciones que ocurren en niveles tróficos inferiores (Kushlan 1993). Asimismo, en sistemas de interfaz marino-terrestre, la avifauna cumple un rol funcional clave en la transferencia de nutrientes, movilizándolos desde el mar hacia la costa a través de deposiciones que enriquecen los sustratos locales (Sekercioglu 2006, García-Walther *et al.* 2017). Además, son buenos indicadores no solo del estado del entorno, sino también de las zonas prioritarias

para la conservación de otros grupos taxonómicos (Green y Figuerola 2003). Esta sensibilidad es particularmente evidente al evaluar los impactos de presiones humanas específicas, como la expansión urbana y la contaminación (Blanco 1999), donde estudios en el sur de Chile han demostrado que las perturbaciones humanas influyen directamente en la diversidad de las aves, provocando una disminución en la riqueza de especies, pero un aumento en la abundancia de aquellas más generalistas y omnívoras (Cursach y Rau 2008). Este diagnóstico es consistente con lo reportado en el Plan de Acción Nacional para las Aves Playeras, que identifica a la perturbación humana y la tenencia irresponsable de mascotas como amenazas prioritarias que reducen la aptitud de los hábitats costeros en Chile, desplazando a las especies nativas de sus zonas de alimentación y descanso (MMA 2023). Este patrón es tan predecible que la dominancia de ciertos grupos puede ser un indicador claro de altos niveles de urbanización en un hábitat (Villegas y Garitano-Zavala 2008). Por todo esto, un enfoque de estudio centrado en la relación entre la avifauna y su hábitat es una herramienta potente para analizar la estructura ecológica de un área y generar información clave que puede incorporarse en planes de manejo (Galicía-García *et al.* 2019).

Las aves son una elección idónea para el monitoreo ambiental por múltiples razones: son relativamente fáciles de censar a gran escala, su presencia y número reflejan directamente las características del hábitat y, además, generan un gran interés en el público (Villegas y Garitano-Zavala 2008). Sin embargo, para que este monitoreo sea útil, no basta con evaluar el estado del humedal en un momento puntual. Es fundamental registrar el cambio de las variables a lo largo del tiempo, ya que este enfoque de seguimiento continuo es lo que hace que los procesos de planificación y conservación sean verdaderamente efectivos y confiables (Villegas y Garitano-Zavala 2008). Este enfoque a largo plazo se alinea con la definición misma del monitoreo, entendido como un proceso para reconocer cambios en las condiciones ecológicas durante un determinado período de tiempo (Ahumada *et al.* 2011). Por ello, es necesario desarrollar estudios que integren los efectos de factores tanto internos como externos sobre la dinámica de las comunidades de aves a lo largo de los años (González 2011). La viabilidad y el inmenso valor de esta perspectiva están demostrados por iniciativas globales como el Censo Internacional de Aves Acuáticas, un programa que ha generado conocimiento crucial sobre el estado de estas especies por más de 70 años gracias al seguimiento constante (Ramsar 2021).

Finalmente, un enfoque de estudio que abarque a la comunidad de aves en su totalidad es fundamental para evaluar correctamente la salud de un ecosistema de interfaz como el de Pilolcura. Las

franjas costeras son, por definición, ecotonos: una matriz de ambientes influenciados por procesos tanto marinos como terrestres (Galicia-García *et al.* 2019). Esta compleja interrelación de factores genera una alta productividad primaria, que es la base de la biodiversidad del lugar (Delgado *et al.* 2022). Para analizar un sistema tan complejo, es útil agrupar a las especies en grupos funcionales según su dieta y el uso que hacen del hábitat (Blanco 1999).

Este enfoque de diversidad funcional permite obtener una visión integral del ecosistema. Al estudiar la comunidad de aves completa, se evalúa la salud de toda la red trófica de la interfaz: las aves que dependen de los ecosistemas acuáticos reflejan su dinámica (Galicia-García *et al.* 2019), mientras que las especies insectívoras y carnívoras indican el estado de las poblaciones de artrópodos y pequeños vertebrados en las zonas terrestres adyacentes (Gallina 2015). La validez de este enfoque integral se demuestra en la práctica. Biológicamente, se sabe que incluso aves no especializadas en ambientes acuáticos, como muchos paseriformes, utilizan los humedales de forma temporal para etapas clave como la nidificación y la cría (Blanco 1999). Más importante aún, estudios realizados en el sur de Chile han observado directamente este fenómeno: durante la marea baja, la diversidad de aves en el humedal aumenta significativamente debido al ingreso de especies terrestres provenientes de los sistemas de vegetación colindantes (Cursach *et al.* 2010). Por lo tanto, para obtener un diagnóstico preciso de la salud de un ecosistema de interfaz, es indispensable no solo analizar a las aves estrictamente acuáticas, sino a toda la comunidad avifaunística que interactúa con el humedal.

1.4 Vacíos de información y contexto de Pilolcura

La conservación efectiva de los ecosistemas no se basa en buenas intenciones, sino en decisiones informadas por datos científicos sólidos. Las ciencias naturales han sido, históricamente, las encargadas de proveer gran parte de la información sobre la vida silvestre y de construir las explicaciones pertinentes para la toma de decisiones en materia de aprovechamiento, conservación y restauración (Gallina 2015). Esta información de base sobre la condición de los ecosistemas es, de hecho, una pieza clave de la plataforma necesaria para poder establecer objetivos e implementar respuestas de conservación (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005). Este conocimiento científico se materializa en la

práctica a través de herramientas de gestión, como las guías técnicas que plasman la experiencia de especialistas para promover el uso sustentable de los ecosistemas (Ahumada *et al.* 2011).

Sin embargo, la información de base por sí sola no es suficiente. Como parte de un enfoque de manejo adaptativo, el monitoreo es clave para determinar si las medidas de conservación están teniendo éxito (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005). Este monitoreo no debe limitarse a describir el estado de un ecosistema en un momento puntual, sino que debe ser un seguimiento a largo plazo enfocado en evaluar el cambio de las variables en el tiempo, para que los procesos de planificación sean verdaderamente efectivos y confiables (Villegas y Garitano-Zavala 2008).

A pesar de la reconocida importancia de estos ecosistemas, uno de los principales problemas que enfrenta la conservación de los humedales en Chile es la carencia de información básica y aplicada, la cual es fundamental para orientar su manejo sustentable (Cursach *et al.* 2010). Esta falta de conocimiento es particularmente notoria en el campo de la ornitología. A pesar de la alta riqueza de especies que albergan, en Chile existe una reconocida carencia de estudios sobre la estructura y dinámica de los ensambles de aves que habitan estos humedales (González 2011). Esta situación es grave, ya que se ha señalado que el desconocimiento sobre la dinámica y ecología de los humedales ha influido directamente en el escenario de su pérdida acelerada (Ahumada *et al.* 2011).

Frente a este vacío, la comunidad científica ha hecho un llamado explícito a la acción. Se ha establecido que, debido al escaso número de estudios realizados en humedales marinos del sur de Chile, es necesario aumentar el esfuerzo de monitoreo en estos ambientes (Cursach *et al.* 2010). Este llamado no es solo para generar más catastros, sino para realizar estudios que profundicen en la ecología de las especies, incluyendo el análisis de los factores físicos que pueden afectar la actividad y presencia de las aves, como los ciclos de mareas y la estacionalidad climática (Cursach *et al.* 2010). Por lo tanto, generar nueva información científica se convierte en un paso indispensable para contrarrestar esta carencia y fundamentar futuras estrategias de conservación.

Esta falta de conocimiento tiene consecuencias directas y graves. Se ha reconocido que la escasa comprensión de la dinámica y ecología de los humedales ha sido un factor clave en su escenario de pérdida acelerada (Ahumada *et al.* 2011). Este problema se agrava a nivel político, ya que el valor de estos ecosistemas es a menudo subestimado por los encargados de formular políticas y tomar decisiones (Ramsar 2018). Sin una base científica sólida, es imposible revertir esta tendencia.

El conocimiento fundamental sobre la condición de un humedal es, de hecho, el requisito indispensable para poder establecer objetivos e implementar cualquier respuesta de conservación (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005). El problema a menudo es sistémico: la estructura institucional actual no está preparada para considerar las amenazas asociadas a la pérdida de servicios ecosistémicos ni para gestionar recursos públicos compartidos (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005). Por lo tanto, sin los datos adecuados que provee el monitoreo y la evaluación, es mucho más probable que las iniciativas de conservación fracasen y los recursos invertidos se pierdan (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio 2005).

La carencia de información de base sobre los humedales chilenos es particularmente riesgosa, dado el rol crucial que un solo sitio puede jugar para la conservación. Se ha documentado que decenas y hasta cientos de miles de individuos, a veces constituyendo hasta el 70 u 80% de la población total de una especie, pueden depender de un sólo humedal en un determinado momento del año. Si uno de estos sitios clave se viera afectado por la expansión urbana o la contaminación, poblaciones enteras de estas aves podrían verse seriamente amenazadas (Blanco 1999).

La elección de Pilolcura como sitio de estudio responde a su singularidad biogeográfica y a su condición de vulnerabilidad crítica. Este sector de la costa valdiviana destaca por contener un islote rocoso (Roca Hueca) con una colonia reproductiva activa de especies marinas, un rasgo de alto valor biológico en la región (Corporación Regional de Desarrollo Productivo 2018). Sin embargo, esta riqueza ecológica se encuentra amenazada por presiones antrópicas directas y crecientes: la expansión de proyectos inmobiliarios en el borde costero que han sido objeto de medidas cautelares por daño ambiental (SMA 2020, Tercer Tribunal Ambiental de Chile 2022), el turismo estival masivo no regulado en la playa

y la presencia constante de perros sin supervisión, reconocida como una amenaza mayor para la fauna silvestre local (CEHUM 2019).

A pesar de enfrentar este escenario de alta biodiversidad bajo amenaza inminente, Pilolcura carece de datos científicos formales que permitan gestionar estos conflictos. Por lo tanto, esta investigación busca llenar este vacío estratégico, generando la evidencia técnica necesaria para justificar la protección del área antes de que las presiones del desarrollo comprometan su integridad ecológica de manera irreversible.

1.5 Alcances y limitaciones

El alcance de la presente tesis se centra rigurosamente en la generación de la línea base de información científica y técnica sobre la avifauna de Pilolcura. El propósito de esta investigación es que dichos datos sirvan como el fundamento científico indispensable para una futura propuesta de creación de un área protegida para la zona. Este objetivo específico implica, por un lado, la caracterización estacional de la comunidad de aves y, por otro, el análisis de su uso de hábitat. Es crucial señalar que el alcance no incluye la formulación detallada de dicha propuesta ni su proceso de implementación, sino que se limita a proporcionar la evidencia científica necesaria para justificar y activar ese proceso de conservación formal.

No obstante, el estudio se enfrentó a limitaciones internas derivadas principalmente de las restricciones presupuestarias y de la inexperiencia inherentes a un proyecto de titulación. Esto se tradujo en la adopción de una metodología que no permite llegar a un mayor grado de representatividad estadística, como las técnicas de captura y recaptura, lo que restringe en parte las inferencias poblacionales a largo plazo. A nivel logístico, la ausencia de locomoción directa llevó a depender de un esquema de transporte artesanal (combinación de transporte público, bicicleta y apoyo de terceros), haciendo inviable la continuidad del monitoreo estacional más allá de los plazos definidos para esta tesis. Adicionalmente, es crucial señalar como una limitación externa que la concreción final de la propuesta de área protegida depende de la voluntad política y los plazos administrativos del Ministerio del Medio

Ambiente (MMA), factores que escapan completamente al control y al alcance directo de esta investigación.

1.6 Objetivos

El Objetivo General de la presente tesis es generar una línea base de información científica y técnica que sustente la propuesta de creación formal del Área de Conservación de Múltiples Usos (ACMU) de Pilolcura, mediante el estudio de su avifauna como componente bioindicador, su uso de hábitat y la identificación de objetos de conservación, como aporte al Ministerio del Medio Ambiente en el marco de la Ley N°21.600.

Para el cumplimiento del Objetivo General, se establecen los siguientes Objetivos Específicos:

- 1) Caracterizar la avifauna costera presente en Pilolcura, determinando su riqueza específica, abundancia relativa y variaciones estacionales.
- 2) Identificar y describir los objetos de conservación prioritarios del área de estudio, considerando las presiones y amenazas de origen antrópico, a partir de la revisión bibliográfica y el trabajo de campo.
- 3) Elaborar un diagnóstico ambiental y de amenazas que permita reconocer los principales factores que inciden en la conservación del ecosistema costero de Pilolcura.
- 4) Proponer lineamientos técnicos y de zonificación que sirvan como base para la formulación del futuro Plan de Manejo del Área de Conservación de Múltiples Usos (ACMU) Pilolcura, conforme a los requerimientos de la Ley N°21.600.

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

El área de estudio se localizó en el sector de Pilolcura, aproximadamente a 20 km al noroeste de la ciudad de Valdivia, en la Región de Los Ríos, Chile ($39^{\circ}40'11''\text{S}$, $73^{\circ}20'59''\text{O}$). El polígono de interés (figura 1) se delimitó en torno a la bahía de Pilolcura, abarcando una superficie aproximada de 51 hectáreas que capturan la totalidad del ecotono costero, desde el ambiente marino hasta el bosque templado adyacente.

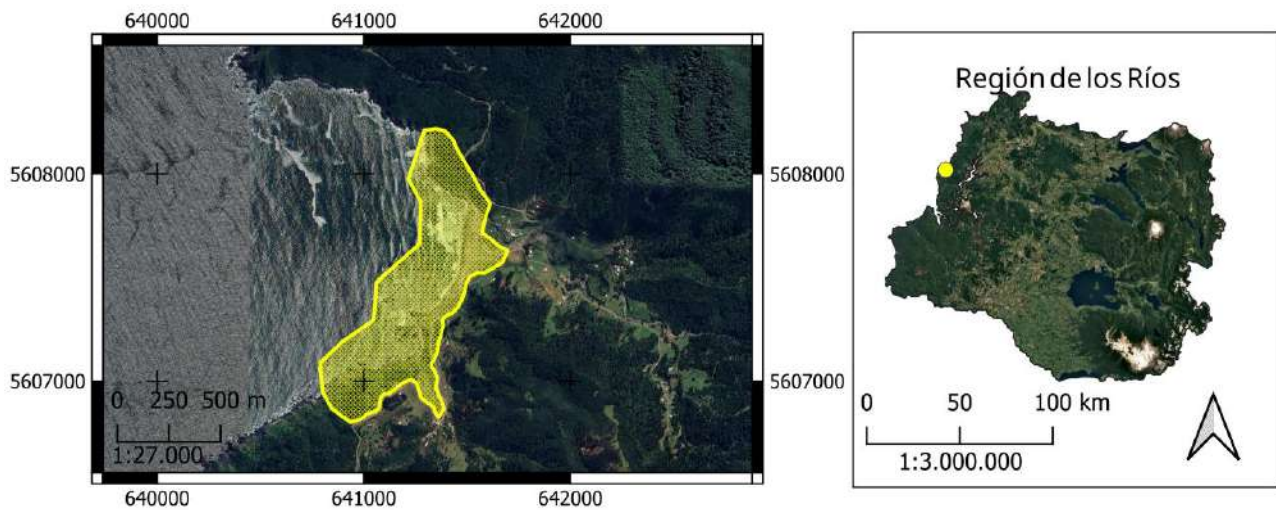


Figura 1: Localización geográfica y delimitación del polígono de propuesta del Área de Conservación de Múltiples Usos (ACMU) en Pilolcura, costa de la Región de Los Ríos, Chile. El polígono con relleno amarillo indica la zona de estudio delimitada para la propuesta del ACMU.

SIRGAS-Chile 2002 UTM 18S, EPSG:5362. Elaboración propia.

El sitio fue seleccionado por su valor estratégico como ecosistema de interfaz, colindando además con áreas de conservación de alto valor como el Parque Oncol y el Parque Punta de Cóndor. Esta posición geográfica confiere a Pilolcura una relevancia potencial como corredor biológico y punto de refugio para la avifauna.

2.2 Unidades de hábitat y sitios de muestreo

Para representar la heterogeneidad del ecotono costero, el área de estudio se estratificó en cinco unidades de hábitat. Esta estratificación responde a las notorias diferencias estructurales y vegetacionales que definen distintos nichos y recursos para la avifauna, influyendo directamente en la distribución, composición y abundancia de especies, y siendo fundamental para el estudio de asociaciones ave-hábitat y la planificación de la conservación (Ralph *et al.* 1997, Bibby *et al.* 2000, Sutherland 2000, Gregory *et al.* 2004). Los sitios se describen a continuación, ordenados geográficamente de sur a norte. La distribución espacial de estas cinco unidades de hábitat dentro del polígono de estudio se detalla en la figura 2.

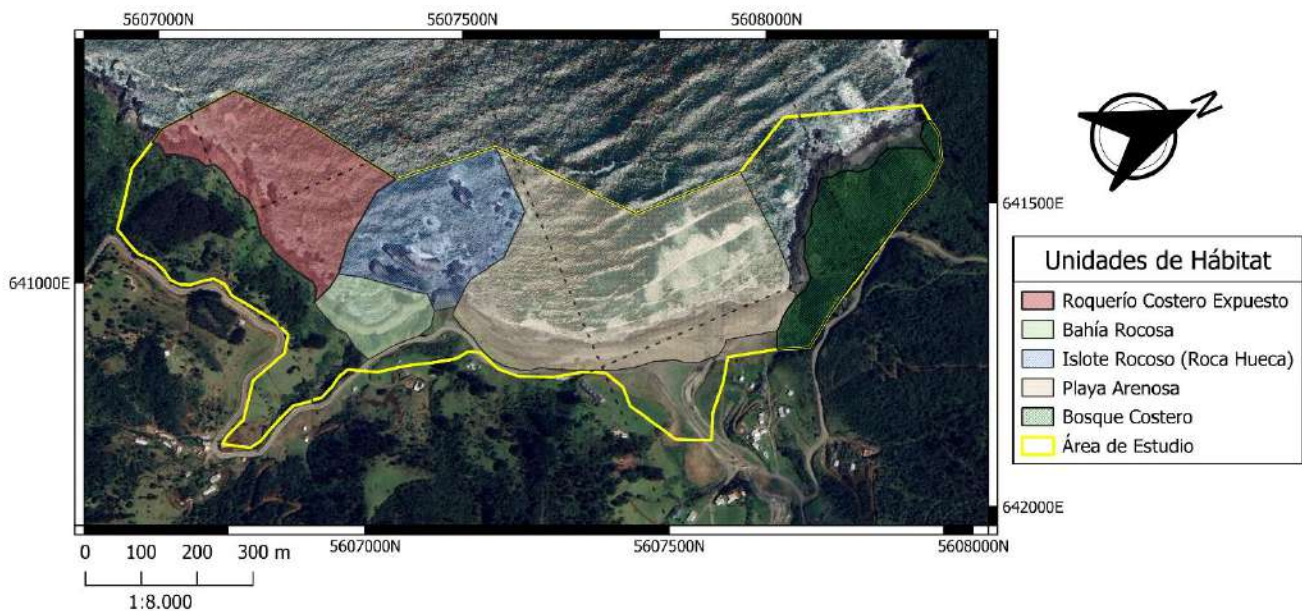


Figura 2: Distribución espacial y delimitación de las unidades de hábitat en el Área de Conservación de Múltiples Usos (ACMU) Pilolcura, Región de Los Ríos, Chile. SIRGAS-Chile 2002 UTM 18S, EPSG:5362. Elaboración propia.

2.2.1 Roquerío costero expuesto (P1)

Esta unidad se seleccionó por su valor funcional para la avifauna, ya que su compleja estructura rocosa opera como un sitio multifuncional. Provee áreas de posadero (descanso y punto de observación)

y reproducción para diversas especies pelágicas y costeras, que dependen de este tipo de ambientes, donde elementos como los afloramientos rocosos y acantilados son significativos como refugio y sitios de nidificación (Bibby *et al.* 2000). Físicamente, corresponde a una franja de costa abrupta, dominada por una matriz de acantilados y rocas con exposición directa al mar abierto. La unidad incluye una pendiente terrestre posterior de aproximadamente 20 metros de altura y de inclinación moderada, la cual presenta parches de matorral costero con especies como Costilla de vaca (*Blechnum chilense*), yelmo (*Griselinia jodinifolia*), Nalca (*Gunnera tinctoria*), Tabaco del diablo (*Lobelia tupa*), y entre otras plantas que ofrecen recursos adicionales para aves de hábitos más terrestres.

2.2.2 Bahía rocosa (P2)

El valor principal de esta unidad reside en ofrecer un ambiente de alimentación protegido para diversas especies, al facilitar el forrajeo en su zona intermareal resguardada y en las formaciones rocosas de su perímetro, siendo los hábitats intermareales, como los barrizales, reconocidos focos de actividad de las aves y cruciales para los patrones de forrajeo influenciados por las mareas (Bibby *et al.* 2000). Físicamente, la unidad corresponde a una pequeña bahía semicircular de aproximadamente 150 metros de abertura. Contiene una playa arenosa de unos 20 metros de ancho y una pendiente de acceso de 8 metros de altura, ubicada al norte del Roquerío Costero Expuesto.

2.2.3 Islote rocoso (Roca hueca)

Esta unidad, un islote rocoso emblemático ubicado dentro de la Bahía Rocosa, fue seleccionada por ser un sitio focal crítico para la avifauna marina. Es identificada como un área esencial de anidación y refugio para el Cormorán Lile (*Phalacrocorax gaimardi*), así como un posible punto de congregación para otras especies pelágicas. Su acceso restringido y su posición expuesta la convierten en un refugio ideal, diferenciándola funcionalmente del entorno de la bahía.

2.2.4 Playa arenosa (T1)

Este hábitat resulta esencial para diversas especies de aves que utilizan la extensa zona intermareal para su forrajeo, entre las que destacan el Chorlo Chileno (*Charadrius modestus*), el Pilpilén Negro (*Haematopus ater*) y la Gaviota Garuma (*Leucophaeus modestus*). Físicamente, la unidad consiste en una extensa línea de costa plana dominada por un sustrato arenoso, que se extiende aproximadamente 500 metros con un ancho promedio de 60 metros. A diferencia de la bahía rocosa, esta playa presenta un frente marino completamente abierto, sin formaciones rocosas visibles. Su límite terrestre colinda con una planicie de pastizales y parches de bosque poco denso, lo que facilita la interacción con especies de ambientes terrestres, reforzando el carácter de interfaz del área de estudio.

2.2.5 Bosque costero (P3)

Correspondiendo al extremo terrestre de la interfaz estudiada, esta unidad funciona como el principal reservorio de la avifauna terrestre del área. Su importancia radica en que la matriz vegetal densa, con una estructura de dosel y sotobosque, ofrece microclimas, refugio y una oferta de recursos alimenticios completamente distinta a la de los ambientes marinos, atrayendo así a especies de bosque y creando un fuerte contraste ecológico. Físicamente, el sitio se define como un fragmento de Bosque Lluvioso Valdiviano ubicado sobre un cerro costero de aproximadamente 25 metros de altura. Su composición florística incluye especies arbóreas y arbustivas características de la zona, tales como Arrayán (*Luma apiculata*), Olivillo (*Aextoxicon punctatum*), Coihue (*Nothofagus dombeyi*), Canelo (*Drimys winteri*), Maqui (*Aristotelia chilensis*), Murta (*Ugni molinae*), Chilco (*Fuchsia magellanica*), y entre otras

2.3 Diseño general del estudio

El objetivo del presente estudio fue caracterizar la riqueza de especies y la abundancia relativa de la comunidad de avifauna en la zona costera de Pilolcura. Para ello, se empleó un diseño de muestreo

estratificado por hábitat. Esta aproximación es considerada una de las más robustas para estudios en áreas de marcada heterogeneidad ambiental, ya que garantiza una cobertura adecuada de todos los tipos de hábitat relevantes (Gregory *et al.* 2004). El principio estadístico de la estratificación es mejorar la precisión de las estimaciones al segmentar la variación de la comunidad de aves, minimizando la variación de los conteos dentro de cada estrato y maximizándola entre ellos (Pendleton 1997, Gregory *et al.* 2004). Además, este diseño es fundamental para reducir el sesgo asociado a las diferencias en la detectabilidad de las especies entre hábitats con estructuras contrastantes —como el bosque denso y la playa abierta—, mitigando el riesgo de que los patrones de abundancia observados reflejen en realidad diferencias en la probabilidad de detección (Dawson *et al.* 1997, Sauer *et al.* 1997).

El esfuerzo de muestreo se llevó a cabo mediante un total de 21 visitas con una frecuencia quincenal. Se descartaron para el muestreo los días con condiciones climáticas adversas (temporales de viento y lluvia) que pudieran afectar significativamente la detectabilidad de las aves, reajustando la visita para los días anteriores o posteriores. El horario para el levantamiento de datos en terreno estuvo determinado principalmente por el ciclo de las mareas, un factor logístico esencial para el acceso a los sitios de estudio y, crucialmente, para observar los patrones de actividad y descanso de la avifauna costera que están influenciados por la exposición de la zona intermareal (Bibby *et al.* 2000). Los censos se planificaron en una ventana de tiempo que abarca desde 3 horas antes hasta 3 horas después de la marea baja.

No obstante, para mantener la rigurosidad científica y la estandarización de los datos, todos los muestreos se realizaron exclusivamente durante el período matutino, finalizando en todos los casos antes de las 12:00 hrs. Esta decisión metodológica se fundamenta en que, a medida que avanza la mañana, la actividad vocal de las aves disminuye drásticamente. Se ha documentado que el número de individuos y especies detectadas puede reducirse significativamente durante las primeras horas posteriores al amanecer (Lynch 1997), por lo que extender los censos más allá de la media mañana introduciría un sesgo en los datos.

Por lo tanto, al acotar el muestreo a las primeras horas del día, se sigue una práctica estandarizada que garantiza la comparabilidad de los datos, ya que se obtienen durante el período en que la tasa de detección es más alta y estable (Ralph *et al.* 1997).

Para eliminar el sesgo inter-observador, todos los censos fueron realizados por un único observador (V. Santibáñez). La identificación de especies en campo se efectuó visual y auditivamente, utilizando binoculares (10x50) y guías de campo especializadas (Aves marinas y playeras de Chile, D. Martínez). Adicionalmente, en casos de difícil identificación, se obtuvo material fotográfico para su posterior análisis. Durante cada jornada se registraron todos los individuos detectados visual y auditivamente, consignando siempre el número mínimo de individuos para evitar duplicaciones.

La recolección de datos se basó en una serie de cuatro métodos de censo complementarios, seleccionados para optimizar la representatividad del muestreo en cada una de las cinco unidades de hábitat definidas:

- **puntos de conteo de radio fijo (P3):** Aplicado en hábitats de alta complejidad estructural
- **transecto en franja (T1):** Utilizado en hábitats abiertos y estructuralmente homogéneos
- **censo de puntos de radio ilimitado (P1 – P2):** Implementado en hábitats costeros rocosos y de bahía para avifauna dispersa
- **censo directo de agregaciones desde punto de observación (RH):** Método específico para el monitoreo del Cormorán Lile en el Islote rocoso (Roca hueca)

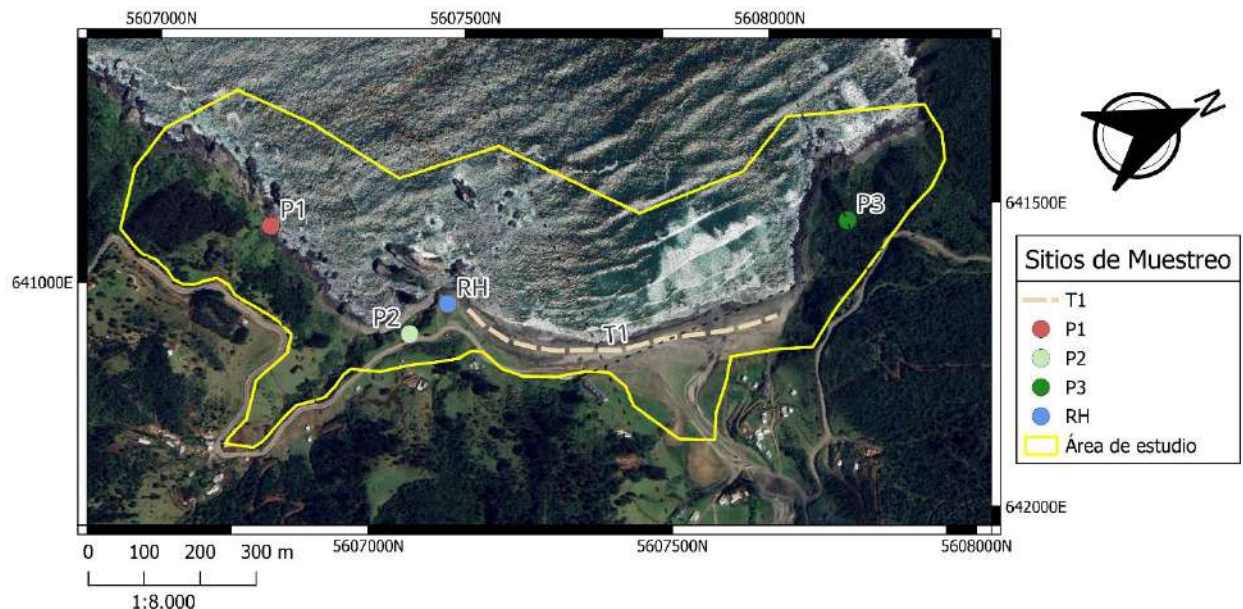


Figura 3: Ubicación geográfica de los sitios de muestreo de avifauna en el Área de Conservación de Múltiples Usos (ACMU) Pilolcura, Región de Los Ríos, Chile. SIRGAS-Chile 2002 UTM 18S, EPSG:5362. Elaboración propia.

2.4 Métodos de censo y protocolos de muestreo

El diseño de muestreo consideró cinco unidades de hábitat distintas dentro del área de estudio. A cada una se les asignó un código de identificación y un método de censo acorde a sus características topográficas. Este esquema metodológico se resume a continuación en el cuadro 1

Cuadro 1: Unidades de hábitat, sitios de muestreo y métodos de censo aplicados en Pilolcura.

Unidad de Hábitat	Sitio de Muestreo (Código)	Método de Censo
Roquerío costero expuesto	Roquerío Costero Expuesto (P1)	Punto de Conteo de Radio Ilimitado
Bahía rocosa	Bahía Rocosa (P2)	Punto de Conteo de Radio Ilimitado
Islote rocoso	Islote Rocosos (Roca Hueca) (RH)	Censo Directo de Agregaciones
Playa arenosa	Playa Arenosa (T1)	Transecto en Franja
Bosque costero	Bosque Costero (P3)	Punto de Conteo de Radio Fijo

2.4.1 Puntos de Conteo de Radio Fijo

La elección del punto de conteo como método principal se debe a que son la técnica cuantitativa más utilizada para monitorear aves, ofreciendo un excelente balance entre el esfuerzo de muestreo y la precisión de los datos (Ralph *et al.* 1997). Este método permite que el observador se concentre completamente en la detección de aves, sin la distracción de tener que desplazarse (Bibby *et al.* 2000).

Específicamente para el Bosque Costero (P3), se utilizó un radio fijo, ya que esta variante es la más adecuada para hábitats densos como bosques y matorrales (Gregory *et al.* 2004). Se estableció una única estación de vista y escucha fija, asegurando repetir este punto exacto en cada visita. En estos ambientes, la detectabilidad de las aves disminuye con la distancia debido al ocultamiento por la vegetación y la mayor atenuación del sonido, por lo que el uso de parcelas de radio fijo relativamente pequeñas es probable que minimice esos errores (Petit *et al.* 1997). Se seleccionó un radio de 50 m,

siendo esta la distancia más común y adecuada en entornos forestales para estandarizar los censos (Ralph *et al.* 1997).

En el punto de censo, el observador permaneció en silencio durante 1 minuto (periodo de aclimatación) antes de iniciar el conteo. Esta pausa es una práctica estándar que permite que las aves residentes se calmen y reanuden su comportamiento natural tras la perturbación generada por la llegada del observador (Bibby *et al.* 2000, Gregory *et al.* 2004). A continuación, se realizó un censo de 10 minutos cronometrados. Se seleccionó esta duración ya que, si bien la mayoría de las aves se detectan en los primeros minutos, un período más largo aumenta la probabilidad de registrar especies más discretas o que vocalizan con poca frecuencia (Dawson *et al.* 1997). Además, es el tiempo recomendado para estudios donde el desplazamiento entre puntos es considerable (Ralph *et al.* 1997). Siguiendo la recomendación de Gregory *et al.* (2004), todas las detecciones se registraron en dos intervalos de tiempo consecutivos (0-5 y 5-10 minutos) para permitir análisis posteriores sobre la eficiencia del censo y la comparabilidad con estudios que utilizan conteos de 5 minutos.

2.4.2 Censo por Transecto en Franja

El transecto en franja se seleccionó por ser un método especialmente adecuado para hábitats extensos, abiertos y de estructura uniforme como la Playa arenosa (T1) (Gregory *et al.* 2004). Esta técnica permite cubrir el terreno rápida y eficientemente, y es ideal para registrar especies móviles, grandes o conspicuas y poblaciones en menor densidad, características comunes de la avifauna que utiliza la línea de costa (Bibby *et al.* 2000, Gregory *et al.* 2004).

El observador recorrió un transecto lineal de 500 metros de longitud a una velocidad lenta y constante de aproximadamente 1-2 km/h. Este ritmo es un requerimiento crucial del método, ya que caminar muy lentamente es primordial para maximizar la detección de aves, especialmente aquellas cercanas a la línea de avance (Bibby *et al.* 2000, Gregory *et al.* 2004). Durante el recorrido se registraron todas las aves observadas o escuchadas dentro de una franja de 75 metros a cada lado de la línea de recorrido (ancho total de 150 metros). La elección de un ancho de franja fijo se justifica en hábitats

abiertos como una playa, donde la detectabilidad es alta y se ha sugerido que distancias de hasta 100 metros pueden ser las más eficientes para capturar la mayor cantidad de detecciones (Savard y Hooper 1997).

2.4.3 Conteo de Puntos de Radio Ilimitado en Bahía Rocosa y Roquerío Expuesto

En los hábitats abiertos de Bahía Rocosa (P2) y Roquerío Expuesto (P1), se estableció un único punto de observación fijo por sitio, utilizando la modalidad de radio ilimitado, ya que esta aproximación genera las tasas de detección más altas y, por lo tanto, tiene la mayor potencia estadística (Thompson y Schwalbach 1997). Este enfoque es crucial en ambientes de alta visibilidad, donde especies grandes o muy vocales rara vez o nunca se detectaron dentro de los 30 m del observador, pero se detectaron comúnmente a mayores distancias (Lynch 1997). Aunque con estos datos no se calculan densidades absolutas, son reconocidos como índices válidos que pueden ser suficientes para responder a muchas preguntas de investigación (Lynch 1997).

En cada punto se aplicó el protocolo de censo estandarizado de 1 minuto de aclimatación seguido por 10 minutos de conteo, registrando las detecciones en dos intervalos de tiempo (0-5 y 5-10 minutos).

2.4.4 Censo Directo de Agregaciones en el Islote Rocoso (Roca Hueca) para el Cormorán Lile

Para el monitoreo de especies que forman colonias, como el Cormorán Lile (*Phalacrocorax gaimardi*), un índice de abundancia relativa es insuficiente. Por ello, se implementó un censo directo, método que busca contar el número total de individuos en un área (Gregory *et al.* 2004). Este enfoque es el estándar para el estudio de colonias/agregaciones de aves (Bibby *et al.* 2000) y, por su naturaleza, no requiere corrección por detectabilidad, ya que se asume que todos los individuos son contados (Gregory *et al.* 2004). El conteo directo de bandadas estacionarias es factible y preciso bajo buenas condiciones de observación (Gregory *et al.* 2004).

Considerando que el Cormorán Lile utiliza el Islote Rocoso (Roca Hueca) como sitio focal de anidación y refugio, este método se aplicó con el objetivo de obtener el número total de individuos presentes en el sistema de formaciones rocosas en un momento específico, asumiendo que este número representa el índice de uso del sitio. Las formaciones rocosas de Roca Hueca se encuentran frente a la Bahía Rocosa, considerándose este el sitio de mayor dependencia para la especie en el área de estudio.

Se estableció un punto de observación fijo desde la orilla, en un sitio levemente elevado que ofreciera la mejor vista del Islote Rocoso, buscando maximizar la cobertura visual y minimizar cualquier perturbación a la colonia. Los binoculares fueron la herramienta clave para compensar la distancia y asegurar la distinción y conteo de individuos. El foco principal fue el número total de cormoranes posados en las rocas o en el agua inmediatamente adyacente. Si otras especies llegaban y se posaban en el islote durante el censo, también se contaron como parte de la agregación.

2.5 Análisis de Datos

Los datos recopilados se sometieron a un conjunto de análisis dentro del programa RStudio (versión 2025), utilizando paquetes especializados como *vegan* (para análisis de diversidad), *rstatix* (para pruebas estadísticas) e *iNEXT* (para rarefacción). Los análisis se centraron en la caracterización de la riqueza, abundancia relativa y estructura de la comunidad, permitiendo evaluar la composición de especies, la importancia de los sitios o hábitats, las tendencias temporales y las asociaciones ave-hábitat (Ralph *et al.* 1997, Bibby *et al.* 2000, Sutherland 2000, Gregory *et al.* 2004). Los principales tipos de análisis considerados incluyen:

- 1. Análisis de Diversidad y Composición:** se calcularon los índices de diversidad de Shannon y Simpson para comparar la complejidad de las comunidades. Para determinar el grado de superposición de especies entre hábitats, se utilizó el índice de disimilitud de Bray-Curtis. Se eligió este índice por sobre otros (como Jaccard) ya que, al ser un método basado en la abundancia, es más sensible a los cambios en las especies dominantes y refleja de manera más fiel la estructura de la comunidad.

2. **Caracterización de Riqueza y Abundancia Relativa:** se calculó la riqueza de especies y los índices de abundancia relativa (aves/punto, aves/transecto) para cada hábitat y período de muestreo. Para el Islote Rocosó (RH), se registró el número total de individuos de la agregación como un índice de uso y ocupación.
3. **Análisis Temporales:** Se calcularon las variaciones en riqueza y abundancia relativa a lo largo del período de estudio para identificar posibles tendencias o patrones estacionales.
4. **Análisis de Asociación Ave-Hábitat:** se identificaron especies características de cada unidad de hábitat y análisis de las preferencias de hábitat de la avifauna.

Se emplearon métodos estadísticos descriptivos para resumir y visualizar los patrones observados.

Una consideración metodológica principal es el reconocimiento explícito de que la detectabilidad de la avifauna no es homogénea entre los hábitats estudiados. Por lo tanto, las comparaciones directas de los índices de abundancia entre estratos (especialmente entre el bosque y los ambientes costeros) se interpretaron con cautela, ya que las diferencias observadas reflejan tanto la densidad real de aves como la variación inherente en la facilidad para detectarlas. La fortaleza de este diseño de estudio reside en la estandarización rigurosa del esfuerzo de muestreo dentro de cada hábitat, lo que permite un seguimiento robusto de las tendencias temporales y una sólida caracterización de la comunidad de aves de cada ambiente.

2.6 Manejo de Detectabilidad y Reglas de Exclusión

Para garantizar que los índices de abundancia relativa representen de la manera más fiel posible la población establecida o el uso estable del hábitat en un momento dado, minimizando la variabilidad de los resultados y gestionando la naturaleza de conteos incompletos de las detecciones (Barker y Sauer 1997), se implementaron protocolos específicos para el manejo de las aves y su posterior análisis, distinguiendo el tipo de censo (Ralph *et al.* 1997, Bibby *et al.* 2000, Gregory *et al.* 2004).

2.6.1 Manejo de Detecciones para Índices de Abundancia Dispersa (Puntos de Cuento y Transectos - T1, P1, P2 y P3)

El objetivo de estos métodos es obtener un índice de abundancia que refleje el uso real del hábitat por parte de la comunidad de aves. Para lograrlo, es una práctica estándar registrar por separado y excluir de los cálculos de densidad a las aves que solo sobrevuelan el área de censo, ya que su inclusión produciría sobreestimaciones (Bibby *et al.* 2000, Gregory *et al.* 2004). Es imposible saber si estas aves forman parte de la población local, por lo que un registro de un ave posada se considera mucho más informativo que uno en vuelo (Bibby *et al.* 2000). Del mismo modo, para no sobreestimar el número de individuos presentes, es crucial contar únicamente el número mínimo de individuos diferentes, una precaución especialmente importante en los conteos desde un punto fijo (Ralph *et al.* 1997, Gregory *et al.* 2004). Con el fin de estandarizar la inclusión/exclusión de detecciones y evitar la sobrestimación asociada al movimiento de aves hacia el área de muestreo, se establecieron las siguientes reglas, detalladas en el cuadro 2:

Cuadro 2: Clasificación de comportamiento de detección y su inclusión en índices de abundancia del sitio.

Categoría de comportamiento detectado	Se incluye en el índice de abundancia del sitio	Se registra en campo	Notas adicionales
En el sitio desde el inicio	Sí	Sí	Representa uso directo y establecido del hábitat.
Llega volando y aterriza	No	Sí	Se registra para conteo total de la especie, pero excluido del cálculo del índice de abundancia del sitio (debe registrarse su comportamiento de vuelo inicial).
Solo sobrevuela (en tránsito)	No	Sí	Se registra para conteo total de la especie, pero excluido del cálculo del índice de abundancia del sitio al no representar uso establecido.

Se considerará que un ave vuela hacia el área de censo solo cuando su trayectoria de vuelo indique una aproximación directa y una eventual intención de posarse dentro de la unidad muestreada.

2.6.2 Manejo de Detecciones para Censo Directo de Agregaciones (Islote Rocosó - RH)

Este método busca obtener un censo verdadero del número total de individuos que utilizan activamente el Islote Rocosó como punto de agregación. A diferencia de los índices de abundancia, donde el objetivo es muestrear una población dispersa, aquí la distribución de la especie es tan agrupada que el protocolo correcto es ubicar la agregación y hacer un conteo total de ella (Bibby *et al.* 2000). Por lo tanto, la regla de inclusión se basa en el uso activo del sitio:

- **Inclusión por Uso Activo:** Para el RH, cualquier especie (incluido el Cormorán Lile y otras aves marinas como gaviotas) que llega volando y se posa en la estructura rocosa del islote durante el período de censo se incluye en el conteo total de la agregación. La transición de un estado de volando a posado se interpreta como un uso activo del sitio de agregación, siendo el número de individuos presentes y utilizando la unidad de muestreo el parámetro de interés.
- **Exclusión Solo si Sobrevuela:** Únicamente las aves que solo sobrevuelan el islote sin posarse en él serán excluidas del conteo de este estrato, ya que no forman parte de la agregación activa del sitio.

2.6.3 Manejo Específico del Cormorán Lile (*Phalacrocorax gaimardi*) en Bahía Rocosá (P2)

La implementación de un protocolo específico para el Cormorán Lile (*Phalacrocorax gaimardi*) responde a la necesidad de evitar un sesgo estadístico que podría distorsionar la interpretación de los resultados. Las especies muy agrupadas y conspicuas como las aves marinas en colonias deben manejarse de forma particular, a menudo contando la mayor parte de su población en un número limitado de sitios focales (Gregory *et al.* 2004). Incluir los datos de una colonia densa dentro del índice de abundancia de un hábitat adyacente (la Bahía Rocosá P2) generaría una distorsión en los análisis de asociación ave-hábitat, ya que la alta abundancia no reflejaría el uso del hábitat de la bahía en sí, sino la proximidad a la colonia (Pendleton 1997).

Por lo tanto, este manejo detallado se implementa en la fase de procesamiento de datos para asegurar que los índices de abundancia relativa reflejen de manera precisa el uso del hábitat de P2 por la avifauna dispersa, manteniendo la independencia estadística entre los estratos y alineándose con el objetivo de caracterizar el uso y la composición de la comunidad. Por esta razón, y para asegurar la independencia estadística entre los muestreos, se implementó el siguiente protocolo de atribución para minimizar el riesgo de doble conteo y sesgos:

- **Principio de Atribución:** La presencia de Cormoranes Lile se atribuirá preferentemente al sitio de mayor dependencia, que es el Islote Rocoso (RH) para su población agregada.
- **Exclusión de Liles de Agregación en P2:** En el análisis, los individuos de Cormorán Lile que hayan sido registrados en la Bahía Rocosa (P2) posados en el Islote Rocoso o en el agua inmediatamente adyacente a él, serán excluidos del cálculo del índice de abundancia relativa de la comunidad general de la Bahía Rocosa. Esto previene que el índice de P2 se vea artificialmente inflado por la alta densidad y el comportamiento gregario de la colonia.
- **Inclusión de Liles Dispersos en P2:** Solo se considerarán para el índice de abundancia de P2 aquellos Liles que claramente demuestren un uso disperso del hábitat de la Bahía Rocosa, como forrajeo distante del islote o posamiento en rocas no adyacentes al mismo.
- **Manejo de Liles Volando sobre P2:** Aunque los Liles que sobrevuelen el área de P2 serán registrados en campo bajo la categoría de vuelo, serán excluidos del cálculo del índice de abundancia relativa de la comunidad de la Bahía Rocosa. Su registro servirá únicamente para tener un conteo total de la especie en el área de estudio, pero no para la caracterización de la abundancia en ese hábitat específico.

2.6.4 Regla para Aves en Vuelo en el Cálculo de Riqueza por Hábitat

Para el cálculo de la riqueza de especies a nivel de hábitat se considerarán únicamente aquellas detecciones de aves que impliquen un uso directo del sustrato (posadas o forrajeando en el sitio). Las aves registradas en categoría de vuelo (es decir, que solo sobrevuelen el hábitat sin posarse o interactuar directamente con el mismo) serán excluidas de los conteos de riqueza a nivel de hábitat. Esta

aproximación garantiza que la riqueza reportada para cada unidad de hábitat refleje de manera más fidedigna las especies que lo utilizan activamente. Las detecciones en vuelo sí se considerarán en el cálculo de la riqueza total de la avifauna del área de estudio.

3. RESULTADOS

3.1 Caracterización general de la avifauna de Pilolcura

3.1.1 Riqueza total y composición taxonómica

Durante las 21 visitas de muestreo realizadas entre julio de 2023 y mayo de 2024, se registró una riqueza total de 48 especies de aves en el área de estudio de Pilolcura. La lista completa de las especies observadas, junto con su clasificación taxonómica, se detalla en el Anexo 1.

La composición taxonómica de la avifauna registrada se resume en el cuadro 3, el cual muestra que las 48 especies pertenecen a 11 órdenes y 26 familias. Las familias con mayor número de especies fueron Laridae, Furnariidae y Phalacrocoracidae, reflejando la coexistencia de aves playeras, marinas y terrestres en el área de estudio.

Cuadro 3: Resumen de la composición taxonómica de la avifauna registrada en Pilolcura.

Composición Taxonómica	Cantidad	Familias más Representativas (N° de Especies)
Órdenes	11	Laridae (8)
Familias	26	Furnariidae (3)
Especies	48	Phalacrocoracidae (3)

3.1.2 Riqueza de especies por hábitat

La riqueza de especies no se distribuyó de manera homogénea entre los cinco hábitats definidos. Como se observa en la figura 4, el Roquerío Costero Expuesto (P1) fue el hábitat que presentó la mayor riqueza, con un total de 39 especies registradas.

Le siguen en importancia los hábitats de Playa Arenosa (T1) y Bahía Rocosa (P2), que mostraron una riqueza similarmente alta con 34 y 32 especies, respectivamente. El Bosque Costero (P3) albergó 30 especies. Por el contrario, el Islote Rocoso (RH), un hábitat mucho más específico, fue el que presentó la menor riqueza, con 18 especies.

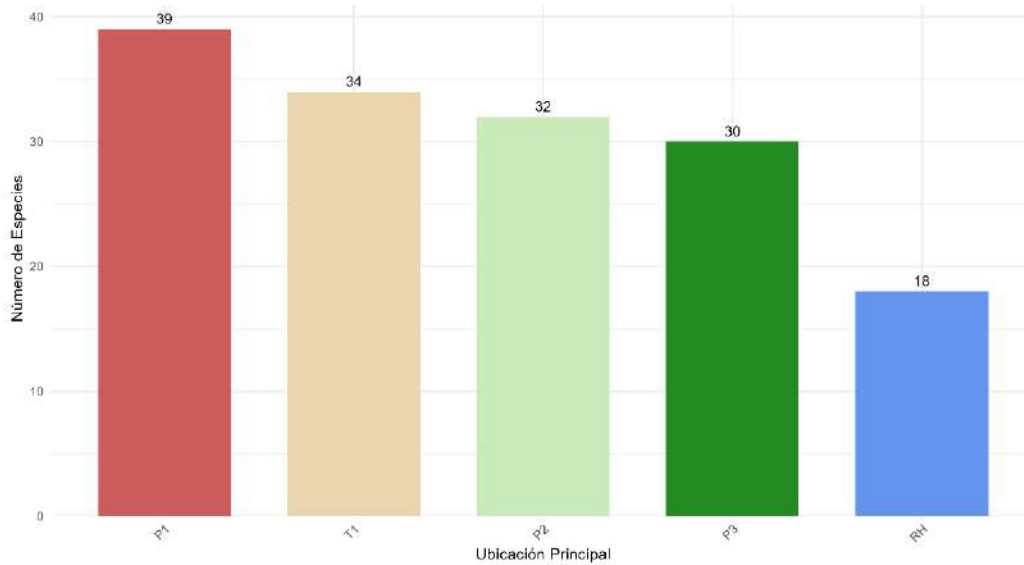


Figura 4: Riqueza de especies registrada por unidad de hábitat en Pilolcura. Las barras representan el número total de especies observadas utilizando activamente cada hábitat (excluyendo detecciones en vuelo).

3.2 Abundancia relativa y uso de hábitat

El análisis de la abundancia promedio de individuos (figura 5) reveló diferencias cuantitativas entre los sitios de muestreo a lo largo de las 21 campañas (n=21). La Playa Arenosa (T1) registró la mayor abundancia promedio del estudio, con $107,2 \pm 20,7$ aves por censo (media \pm DE).

Los hábitats rocosos mostraron valores intermedios. En el Islote Rocoso (RH) se registró un promedio de $71,4 \pm 12,0$ individuos por censo, seguido por la Bahía Rocosa (P2) con $63,4 \pm 10,7$ y el Roquerío Costero Expuesto (P1) con $56,5 \pm 17,1$ aves por censo.

Finalmente, el Bosque Costero (P3) fue el hábitat con la menor abundancia relativa, promediando $21,5 \pm 8,2$ individuos por censo, lo que es esperable para una comunidad de aves de bosque, que tienden a ser más territoriales y menos gregarias que las costeras.

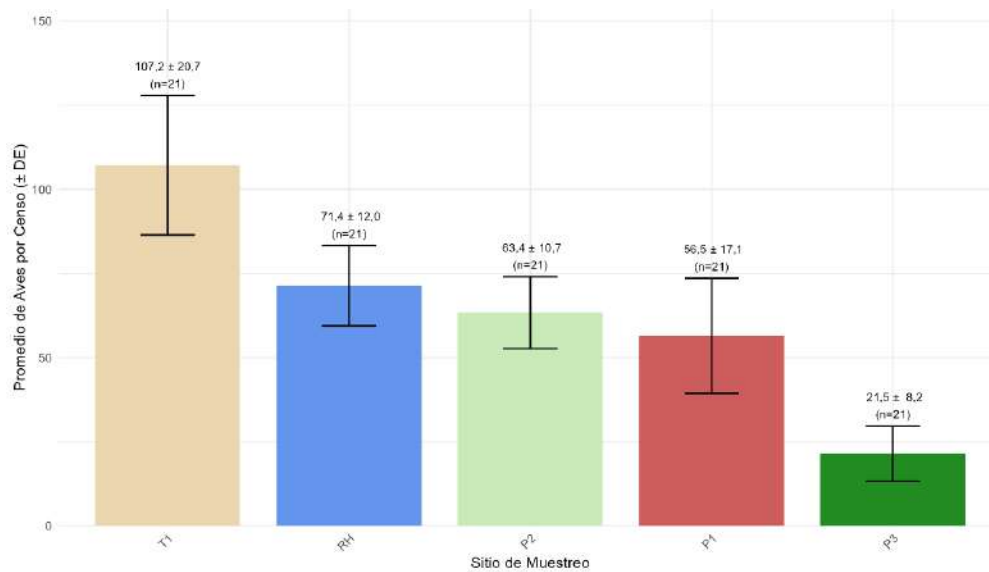


Figura 5: Abundancia promedio de aves por censo en cada sitio de muestreo de Pilolcura. Las barras representan la media del número total de individuos registrados por visita (n=21), y las líneas de error indican la desviación estándar (\pm DE).

3.3 Composición de especies y dominancia por hábitats

El análisis de la abundancia total acumulada por especie (figura 6) revela que la composición de la comunidad varía de forma importante entre los hábitats, con patrones de dominancia y una estructura particular en cada sitio. El cuadro del anexo 3 resume las cinco especies más abundantes para cada unidad de hábitat.

- En el Islote Rocosó (RH), la comunidad presentó una marcada dominancia del Cormorán Lile (*Phalacrocorax gaimardi*), con un total de 1.219 individuos registrados durante el estudio. Le siguieron, con números mucho menores, el Cormorán Yeco (*Phalacrocorax brasilianus*) y la Gaviota Cahuil (*Chroicocephalus macipennis*).
- La Playa Arenosa (T1) también mostró una clara dominancia de una sola especie, la Gaviota Dominicana (*Larus dominicanus*), con 748 registros. Especies como la Gaviota Cáhuil (*Chroicocephalus maculipennis*) y el Queltehue (*Vanellus chilensis*) también fueron abundantes, pero en menor medida.

- La Bahía Rocosa (P2), a diferencia de los anteriores, presentó una comunidad más equilibrada. La Gaviota Cáhuil (229 individuos) y el Cormorán Lile (222 individuos) fueron las especies más abundantes, seguidas muy de cerca por la Gaviota Dominicana (214 individuos).
- El Roquerío Costero Expuesto (P1) albergó una comunidad mixta donde las especies más abundantes fueron el Cormorán Lile (261 individuos) y la Gaviota Cáhuil (210 individuos).
- Finalmente, el Bosque Costero (P3) presentó una comunidad completamente diferente, dominada por aves terrestres. Las especies más abundantes fueron el Picaflor Chico (*Sephanoides sephaniodes*) con 77 individuos, la Gaviota Cáhuil (*Chroicocephalus maculipennis*) con 60, y el Churrete Común (*Cinclodes patagonicus*) con 53 registros.

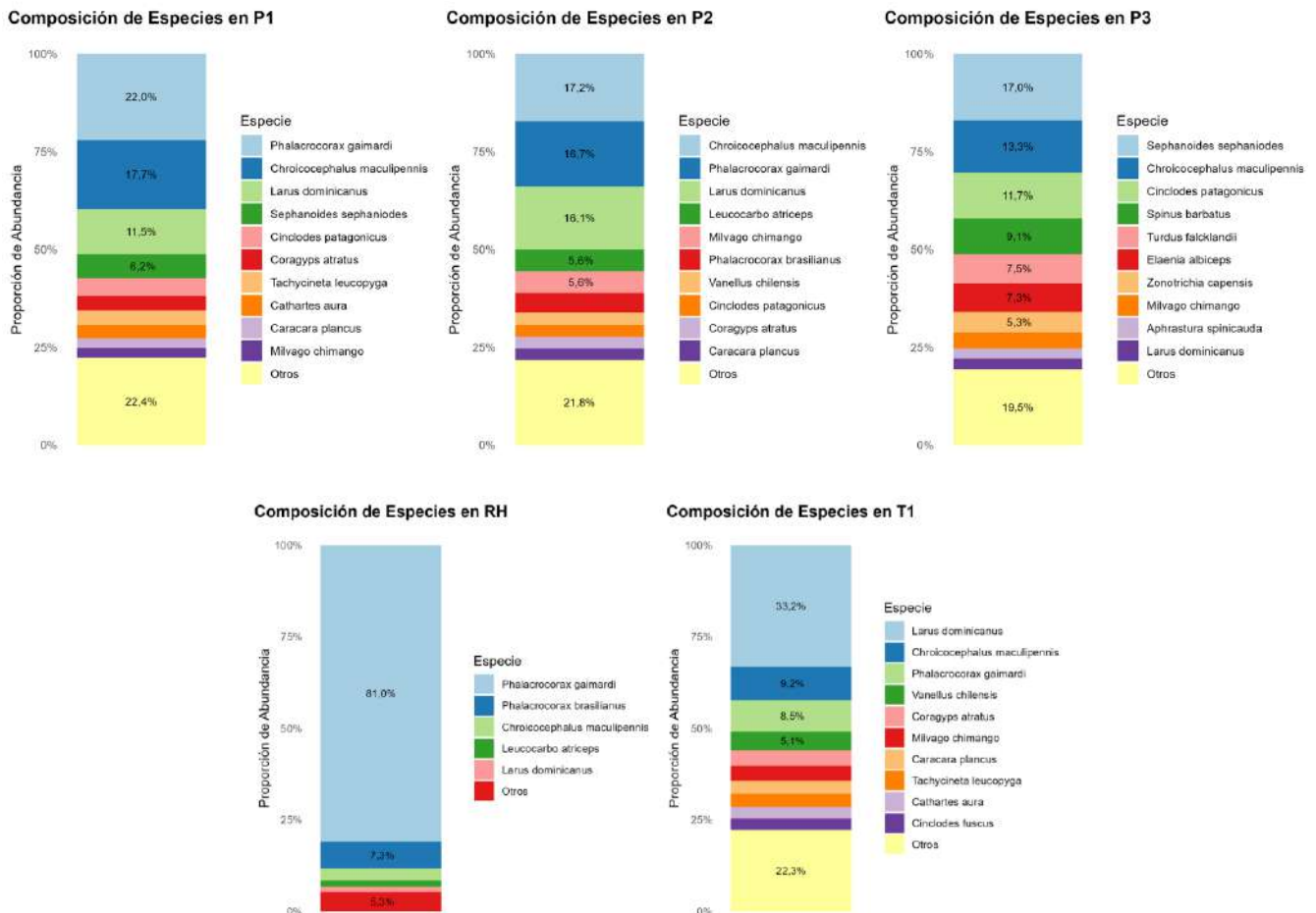


Figura 6: Composición proporcional de la abundancia de especies en cada una de las cinco unidades de hábitat estudiadas en Pilolcura. Las barras muestran el porcentaje de la abundancia total que representa cada una de las especies más comunes.

3.4 Variación Temporal de la comunidad

3.4.1 Tendencias estacionales de la riqueza

La riqueza total de especies, considerando todas las detecciones por visita, mostró una clara variación a lo largo del período de muestreo (figura 7). Se observa un patrón estacional, con los valores más bajos registrados durante el invierno y principios de la primavera (julio a octubre de 2023), donde la riqueza fluctuó entre 19 y 23 especies.

A partir de finales de primavera (noviembre), la riqueza comenzó a aumentar, alcanzando su máximo durante el verano. El peak se registró a principios de enero de 2024, con un total de 28 especies. Posteriormente, hacia finales del verano y durante el otoño, se observó una tendencia a la baja, con la riqueza disminuyendo nuevamente a valores cercanos a las 20 especies.

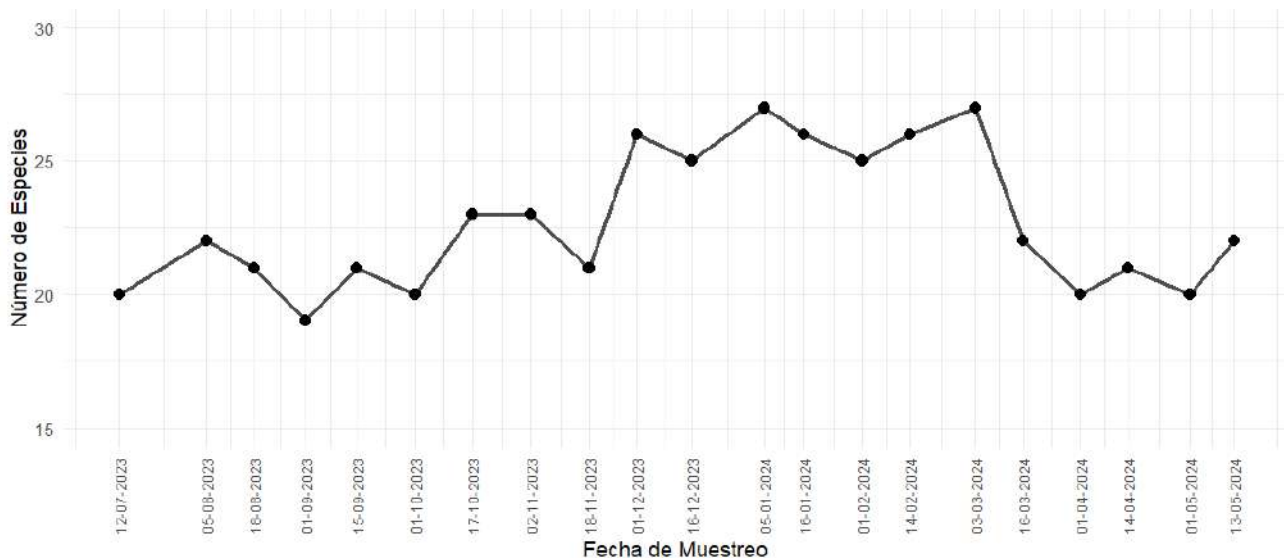


Figura 7: Riqueza total de especies registrada por fecha de muestreo en Pilolcura. Cada punto representa el número total de especies distintas observadas en una visita, considerando todos los hábitats.

3.4.2 Tendencias estacionales de la abundancia

La abundancia total de aves también exhibió una fuerte estacionalidad, aunque con un patrón distinto al de la riqueza (figura 8). El número de individuos aumentó de forma constante y pronunciada desde el invierno, pasando de aproximadamente 300 aves por censo en julio a un máximo de más de 400 aves a mediados de diciembre de 2023. A diferencia de la riqueza, la abundancia se mantuvo alta durante todo el verano, con una leve tendencia a la baja hacia el otoño.

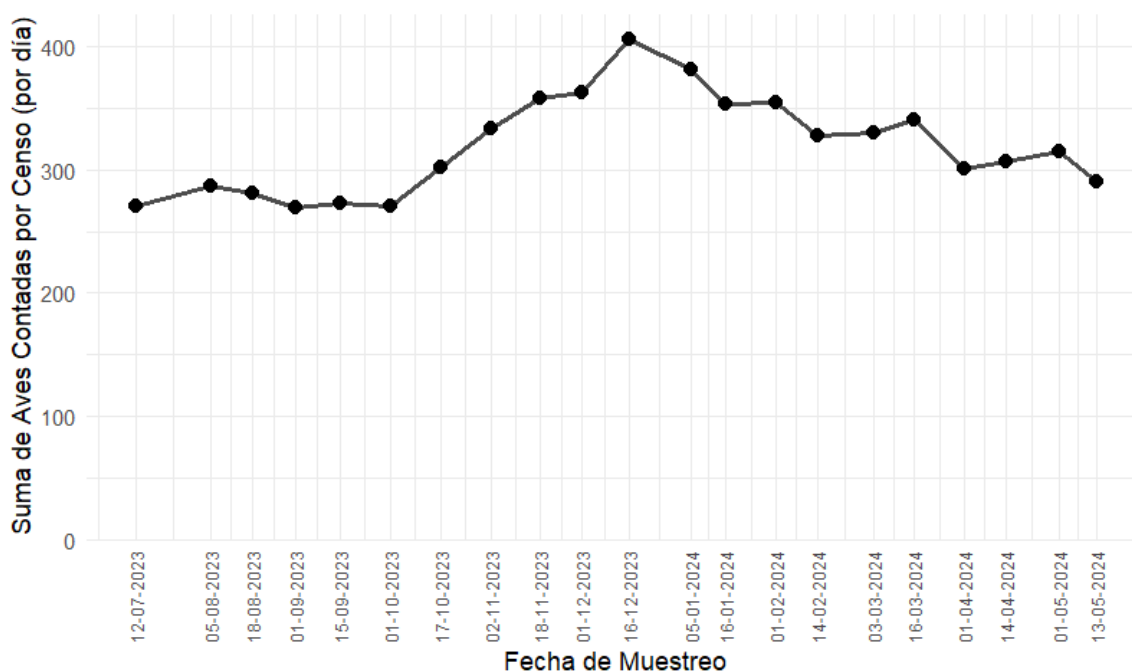


Figura 8: Abundancia total de aves por censo a lo largo del período de estudio. Cada punto corresponde a la suma de todos los individuos contados en los cinco hábitats durante cada visita.

Para comprender qué componentes de la comunidad impulsaron esta tendencia general, se analizó la abundancia por separado para los sitios de avifauna dispersa y para el sitio de agregación (figuras 9 Y 10). Se observa que el aumento estacional fue un fenómeno generalizado en todos los hábitats. Entre los sitios dispersos, la Playa Arenosa (T1) se mantuvo consistentemente como el hábitat con la mayor cantidad de individuos a lo largo del año. Por su parte, el Islote Rocosó (RH) registró un

peak de abundancia muy pronunciado en diciembre, coincidiendo y contribuyendo de forma clave al máximo general observado en el área de estudio.

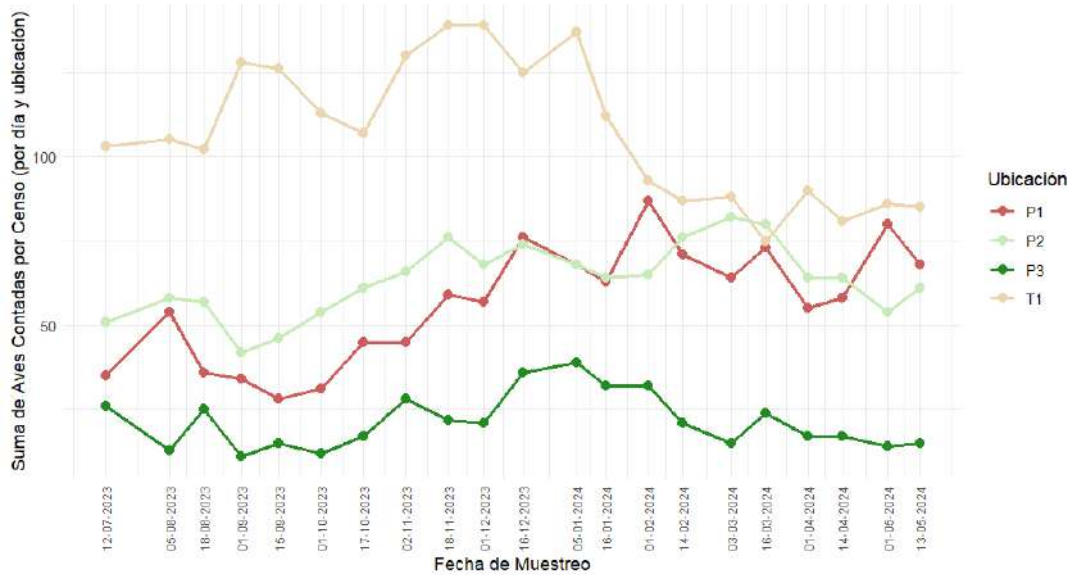


Figura 9: Variación temporal de la abundancia de aves en los sitios P1, P2, P3 y T1. Cada línea representa la suma de individuos contados por censo en una ubicación específica a lo largo del período de estudio.

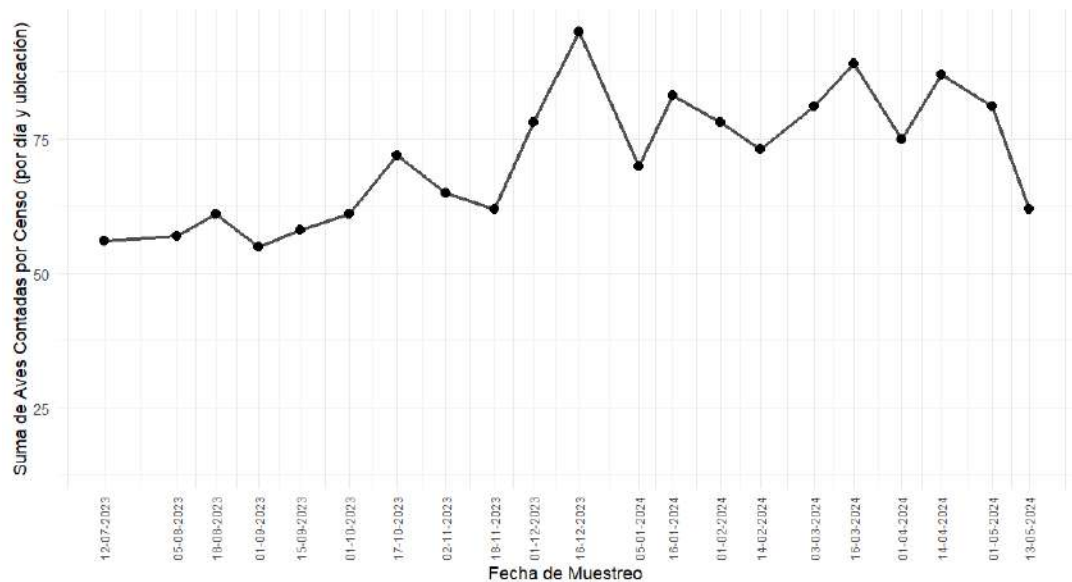


Figura 10: Variación temporal de la abundancia de aves en el sitio de agregación, Islote Rocos (RH). Cada punto representa el número total de individuos contados en el islote durante una visita.

3.4.3 Dinámica de especies migratorias

Para complementar el análisis de las tendencias generales, se examinó la dinámica temporal de cuatro especies seleccionadas, cuyos patrones de presencia son clave para entender el uso estacional del área de estudio (figura 11).

- Chorlo Chileno (*Charadrius modestus*): Esta especie mostró una presencia marcadamente estacional, con registros concentrados casi exclusivamente durante los meses de invierno (julio a septiembre). Su máxima abundancia se observó al inicio del estudio, principalmente en la Playa Arenosa (T1), desapareciendo de los registros en primavera.
- Fiofio (*Elaenia albiceps*): Como migrante estival, el Fiofio apareció en el área a mediados de octubre. Su abundancia aumentó durante la primavera, alcanzando un punto máximo en diciembre y manteniéndose presente durante todo el verano. Se registró en múltiples hábitats, destacando el Roquerío Costero (P1) y la Bahía Rocosa (P2).
- Gaviota de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*): Esta especie migratoria del hemisferio norte se registró únicamente durante el verano. Su mayor abundancia ocurrió entre diciembre y febrero, y se observó principalmente en los hábitats costeros abiertos, con registros importantes en la Playa Arenosa (T1), el Roquerío Costero Expuesto (P1) y la Bahía Rocosa (P2).
- Playero Vuelvepiedras (*Arenaria interpres*): Esta especie tuvo una presencia esporádica y en bajo número a lo largo del estudio. Sus registros, que nunca superaron los 3 individuos por censo, se concentraron principalmente durante los meses de verano, entre enero y marzo.

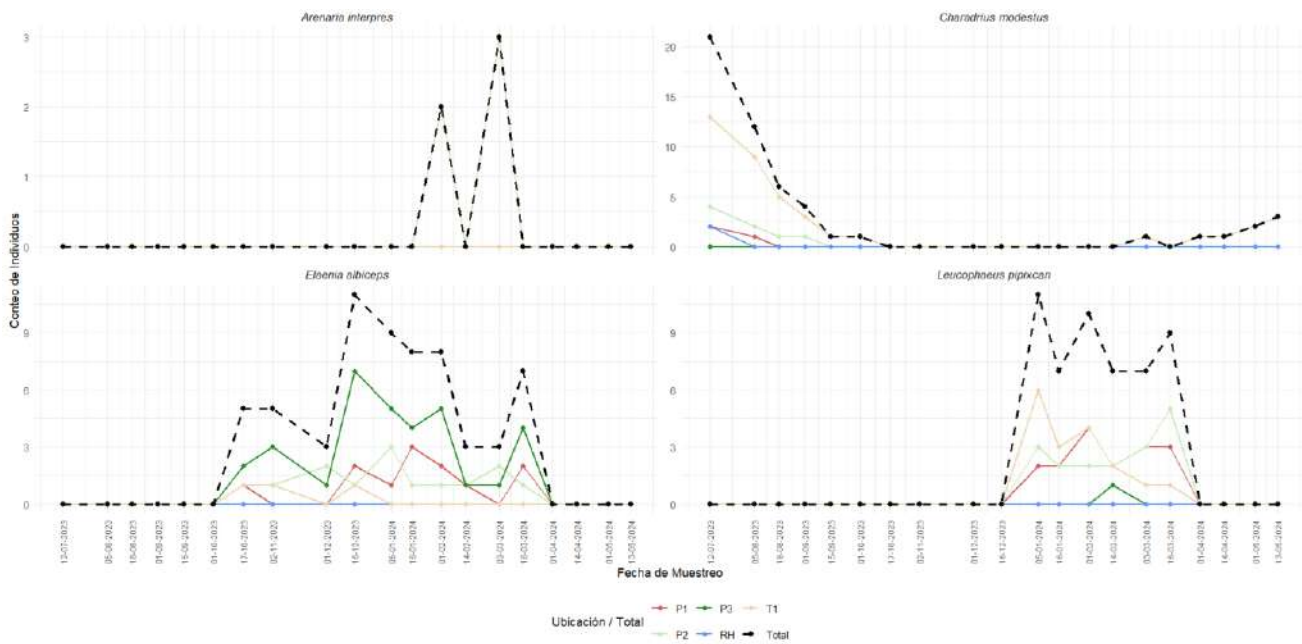


Figura 11: Tendencia temporal de la abundancia para cuatro especies seleccionadas en Pilolcura. Cada panel muestra el conteo de individuos por visita, diferenciado por hábitat (líneas de color) y el total para el área de estudio (línea negra punteada).

3.5 Diversidad y estructura de la comunidad

3.5.1 Índices de diversidad por hábitat

Para evaluar la diversidad de las comunidades en cada hábitat, se calcularon los índices de Shannon y Simpson. Los resultados muestran que cuatro de los cinco hábitats presentaron valores de diversidad altos y relativamente similares (figura 12). El Bosque Costero (P3) registró el valor más alto del índice de Shannon (2,75), seguido muy de cerca, con una diferencia en la milésima por el Roquerío Costero Expuesto (P1) (2,75) y la Bahía Rocosa (P2) (2,71). La Playa Arenosa (T1) también mostró un valor alto (2,61).

En marcado contraste, el Islote Rocoso (RH) mostró el valor de diversidad más bajo (Shannon = 0,87). Este resultado se explica por la fuerte dominancia numérica del Cormorán Lile, que reduce la

uniformidad de la comunidad en ese sitio específico. El índice de Simpson (figura 13) reforzó este mismo patrón, con valores altos (cerca de 0,9) para los cuatro hábitats más diversos, y un valor considerablemente bajo para el Islote Rocosó (0,34).

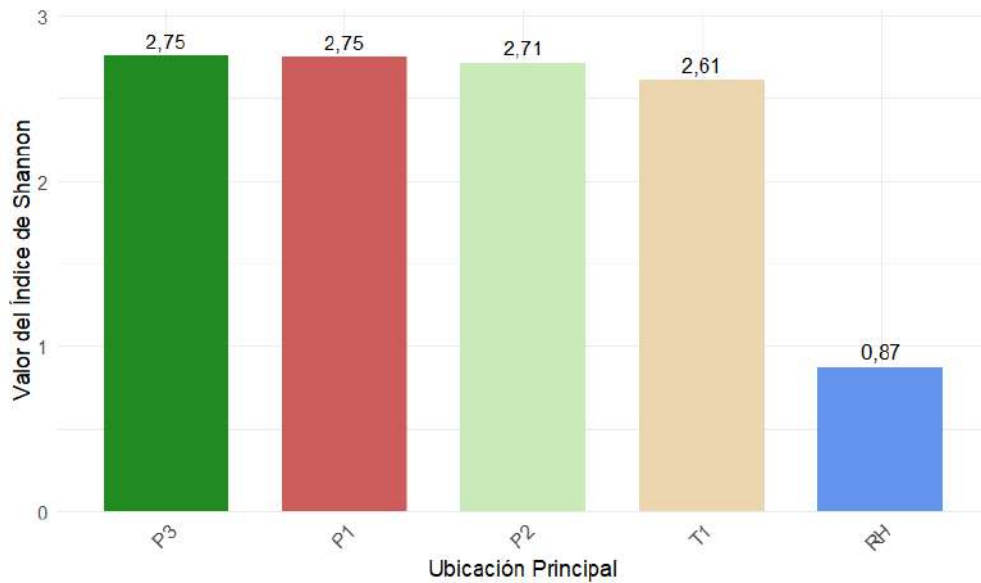


Figura 12: Valores del índice de diversidad de Shannon para cada unidad de hábitat en Pilolcura. Valores más altos indican una mayor diversidad.

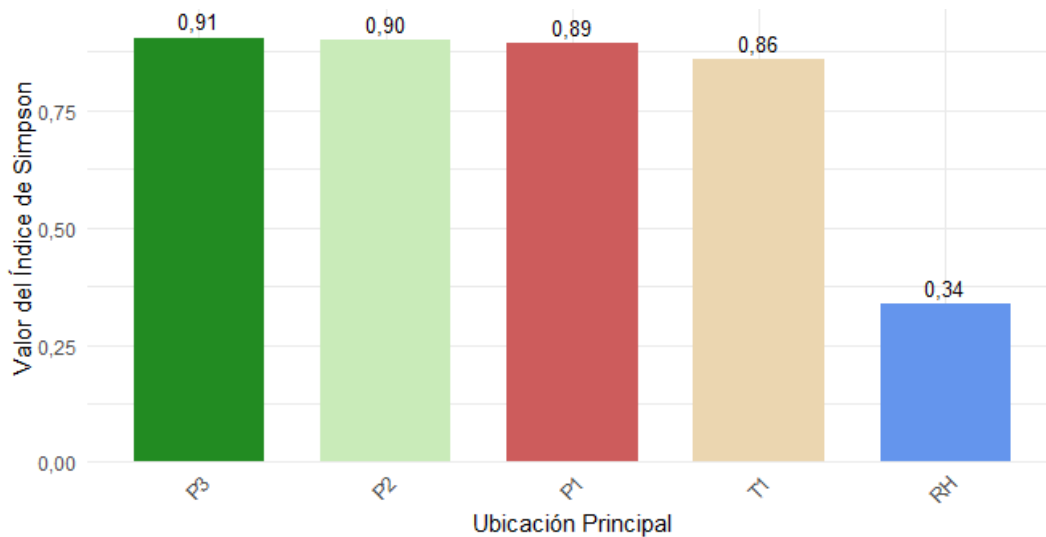


Figura 13: Valores del índice de diversidad de Simpson para cada unidad de hábitat. El índice representa la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una comunidad sean de especies diferentes.

3.5.2 Equitabilidad de la comunidad

Para complementar el análisis de diversidad, se calculó el índice de equitabilidad de Pielou (J'), que mide cuán uniformemente se distribuyen los individuos entre las especies presentes (figura 14).

Los resultados confirman la estructura observada con los índices de diversidad. Los hábitats de Bosque Costero (P3) ($J' = 0,81$), Bahía Rocosa (P2) ($J' = 0,78$), Roquerío Costero Expuesto (P1) ($J' = 0,75$) y Playa Arenosa (T1) ($J' = 0,74$) mostraron valores de equitabilidad altos y similares. Esto indica que en estos sitios, la abundancia está repartida de manera relativamente homogénea entre las distintas especies.

Nuevamente, el Islote Rocoso (RH) se diferenció del resto con un valor de equitabilidad muy bajo ($J' = 0,30$), lo que confirma que su comunidad es poco equitativa debido a la alta concentración de individuos de unas pocas especies dominantes.

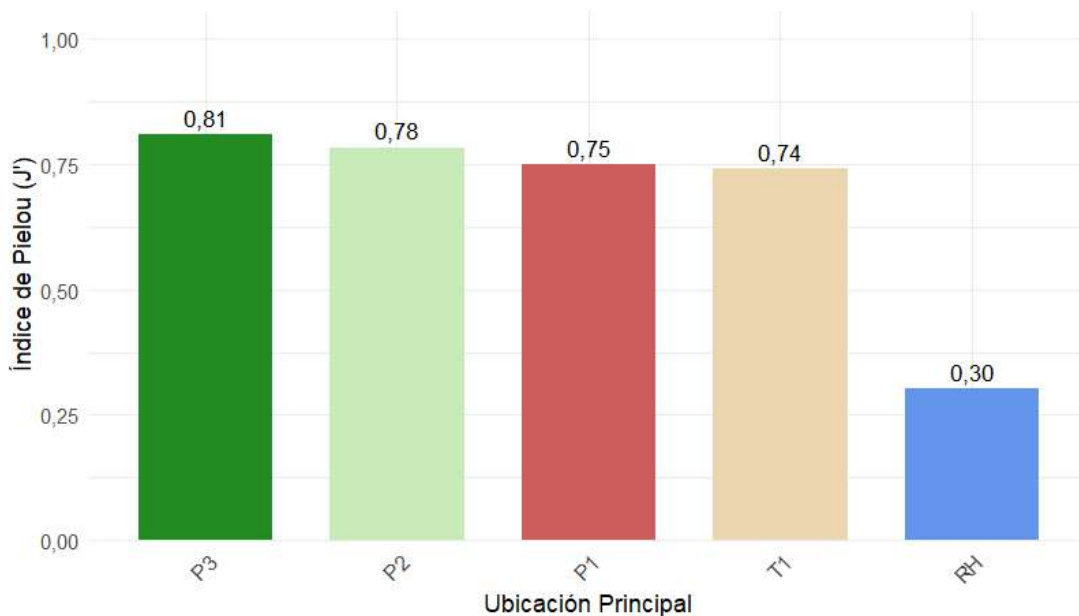


Figura 14: Índice de Equitabilidad de Pielou (J') para cada unidad de hábitat. Valores cercanos a 1 indican que las especies presentes tienen abundancias similares.

3.5.3 Dinámica Temporal de la Diversidad

El análisis de los índices de diversidad a lo largo del tiempo confirma y refuerza la estructura de la comunidad observada en los promedios generales (figuras 15 Y 16).

A lo largo de todo el período de estudio, se mantuvo una clara separación entre dos grupos de hábitats. Por un lado, el Roquerío Costero (P1), la Bahía Rocosa (P2), el Bosque Costero (P3) y la Playa Arenosa (T1) mostraron valores de diversidad consistentemente altos, aunque con fluctuaciones estacionales. Estas variaciones sugieren que, si bien la estructura de la comunidad en estos sitios es siempre compleja, la llegada y partida de especies migratorias influye en su composición a lo largo del año.

Por otro lado, el Islote Rocosó (RH) mantuvo valores de diversidad y equitabilidad bajos de manera constante durante todo el período de muestreo. Esta falta de variación temporal subraya su rol como un hábitat altamente especializado y dominado por unas pocas especies residentes durante todo el año.

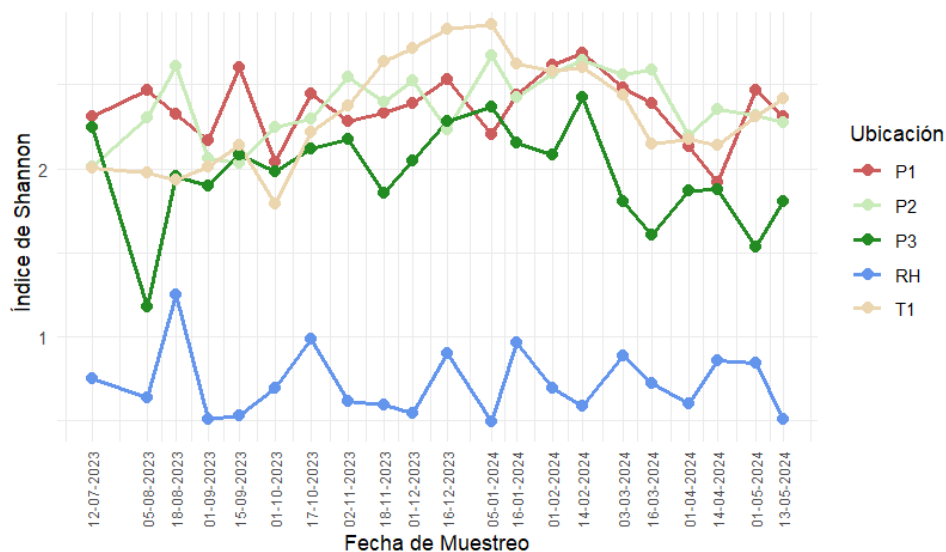


Figura 15: Variación temporal del índice de diversidad de Shannon en cada una de las cinco unidades de hábitat. Cada línea representa la evolución de la diversidad a lo largo del período de estudio para un sitio específico.

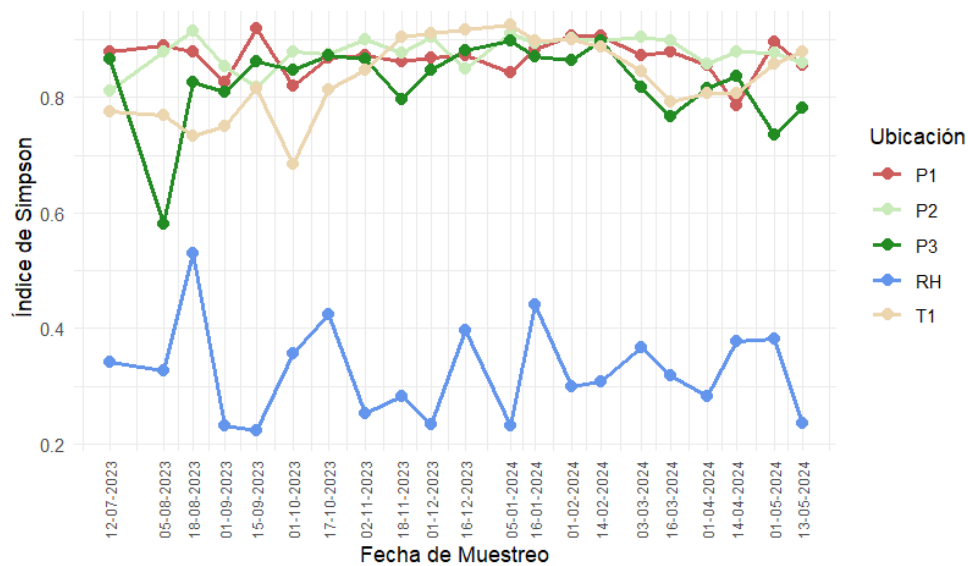


Figura 16: Variación temporal del índice de diversidad de Simpson para cada unidad de hábitat. El patrón confirma la baja diversidad constante del Islote Rocosó (RH) en comparación con los otros sitios.

3.6 Similitud y diferenciación entre hábitats

3.6.1 Similitud en la composición de especies

Para cuantificar cuán parecidas son las comunidades de aves entre los hábitats, se calculó el índice de disimilitud de Bray-Curtis. Este índice, que va de 0 (comunidades idénticas) a 1 (sin especies en común), se visualiza en la figura 17.

Los hábitats más similares entre sí fueron el Roquerío Costero Expuesto (P1) y la Bahía Rocosá (P2), que mostraron el valor de disimilitud más bajo (0,20). Esto indica que ambos sitios, de características rocosas, comparten una gran parte de su comunidad de aves.

Por el contrario, las comunidades más diferentes fueron las del Islote Rocosó (RH) y el Bosque Costero (P3). Estos dos hábitats mostraron el valor de disimilitud más alto entre sí (0,90) y respecto al

resto de los sitios (valores que van desde 0,61 hasta 0,79), lo que resalta su carácter de hábitats especializados con ensambles de especies muy particulares.

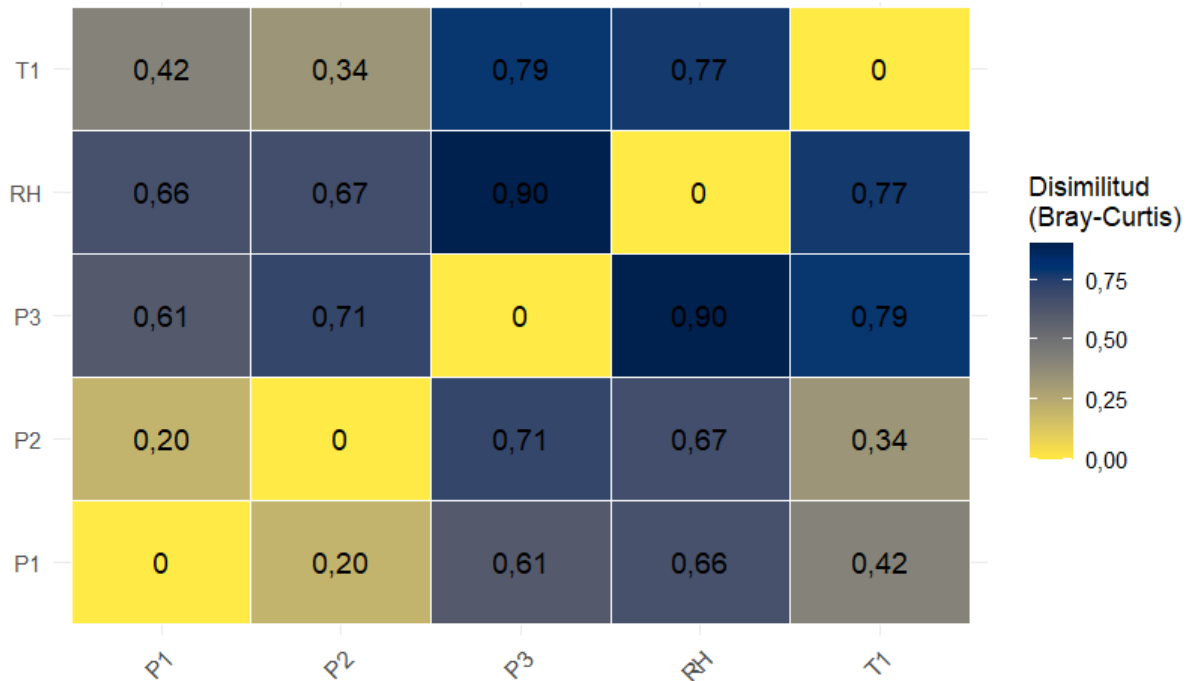


Figura 17: Matriz de disimilitud de Bray-Curtis entre las comunidades de aves de los cinco hábitats. Los valores cercanos a 0 (amarillo) indican una alta similitud en la composición de especies, mientras que los valores cercanos a 1 (azul oscuro) indican una baja similitud.

3.6.2 Comparaciones estadísticas entre hábitats

Para confirmar si las diferencias observadas en la riqueza y abundancia promedio entre los hábitats eran estadísticamente significativas, se realizaron análisis de varianza. Los datos cumplieron con el supuesto de normalidad (Prueba de Shapiro-Wilk, $p > 0,05$ en todos los casos; ver Anexo 4), pero no con el supuesto de homocedasticidad (Prueba de Levene, $p = 0,046$ para Riqueza y $p < 0,001$ para Abundancia; ver Anexo 5). Por esta razón, se utilizó un ANOVA de Welch (ver Anexo 6), que es robusto ante esta falta de homogeneidad de varianzas.

El análisis de varianza confirmó que existen diferencias estadísticamente significativas en la abundancia promedio entre los hábitats ($F(4; 48,84) = 124,5; p < 0,001$). De la misma manera, se encontraron diferencias altamente significativas para la riqueza de especies ($F(4; 48,83) = 121,36; p < 0,001$).

Las pruebas post-hoc de Games-Howell (Anexo 7) permitieron identificar qué pares de hábitats diferían. Estas revelaron que la alta abundancia de la Playa Arenosa (T1) fue significativamente diferente a la de todos los demás sitios. Asimismo, se validó la singularidad de los hábitats, confirmando, por ejemplo, diferencias significativas en la riqueza entre el Bosque Costero (P3) y el Islote Rocoso (RH) respecto a todos los demás sitios.

3.7 Suficiencia del muestreo

3.7.1 Curvas de acumulación de especies

Para evaluar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente para capturar la mayor parte de la diversidad de especies en cada hábitat, se generaron curvas de rarefacción y extrapolación (figura 18).

En todos los hábitats, las curvas de acumulación de especies muestran una clara tendencia a aplanarse, lo que indica que se registró la gran mayoría de las especies presentes. Los estimadores de riqueza asintótica (Anexo 8) confirman este hallazgo, indicando que la riqueza observada representa entre el 74% (para P3) y el 94,4% (para T1) de la riqueza total estimada para cada sitio. Esto confirma que el diseño de muestreo fue adecuado para caracterizar la comunidad de aves de cada uno de los sitios estudiados.

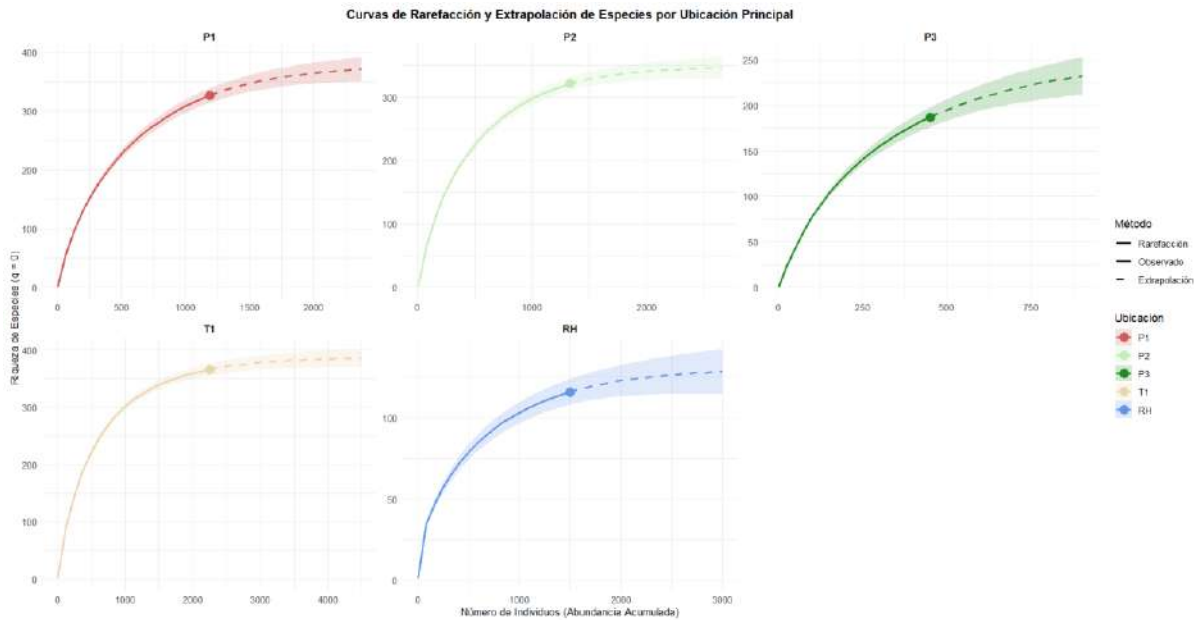


Figura 18: Curvas de rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea punteada) de la riqueza de especies para cada hábitat. La forma aplanada de las curvas indica un esfuerzo de muestreo suficiente.

3.7.2 Eficiencia temporal del protocolo de censo

Se analizó la eficiencia del protocolo de conteo de 10 minutos en los sitios P1, P2 y P3 para determinar cuánta información nueva se obtuvo en la segunda mitad del censo (intervalo 5-10 min).

Los resultados muestran que, en promedio, se detectó entre 1,0 (P2) y 1,4 (P1) nuevas especies durante el segundo intervalo de 5 minutos (figura 19). Sin embargo, en ese mismo período se registró un considerable porcentaje de individuos adicionales, que fue del 22,3% en P1, 24,0% en P2 y 23,2% en P3 (figura 20).

Esto indica que, si bien los primeros 5 minutos son eficientes para registrar la mayor parte de la riqueza de especies, extender el conteo a 10 minutos fue crucial para obtener una estimación de la abundancia de la comunidad significativamente más precisa. (El cuadro con el detalle del análisis se presenta en el Anexo 9).

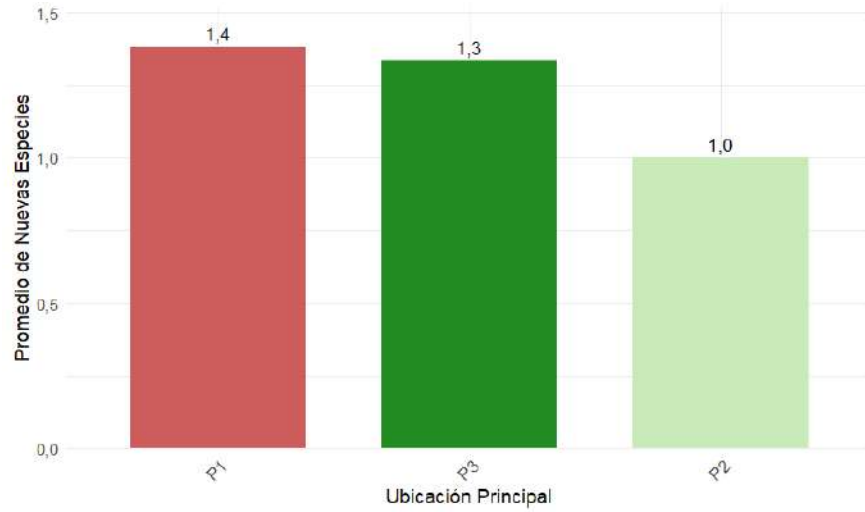


Figura 19: Promedio de nuevas especies detectadas en el segundo intervalo de tiempo (5-10 min) en los puntos de conteo.

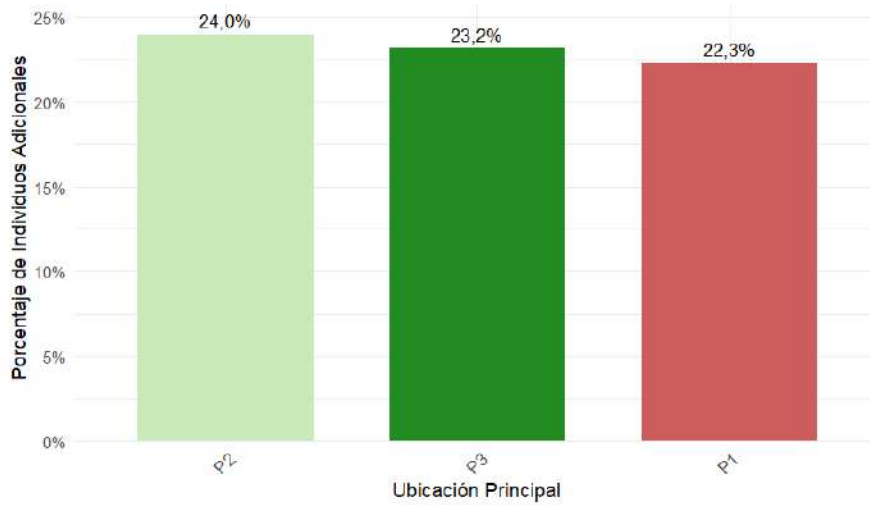


Figura 20: Porcentaje promedio de individuos adicionales que fueron detectados durante el segundo intervalo de tiempo (5-10 min).

4. DISCUSIONES

4.1 Síntesis de resultados y valores de conservación identificados

El análisis integral de la avifauna de Pilolcura permite definir los principales valores de conservación del área. El cuadro 4 resume las métricas clave de la comunidad para cada hábitat, sentando las bases para la identificación de especies y sitios prioritarios.

Cuadro 4: Resumen de las principales métricas de la comunidad de aves por hábitat en Pilolcura.

Hábitat	Riqueza (Nº de Especies)	Abundancia Promedio (Individuos/Censo)	Índice de Shannon	Índice de Simpson
P1 - Roquerío Costero	39	56,52	2,75	0,89
T1 - Playa Arenosa	34	107,19	2,61	0,86
P2 - Bahía Rocosa	32	63,38	2,71	0,90
P3 - Bosque Costero	30	21,52	2,75	0,91
RH - Islote Rocoso	18	71,43	0,87	0,34

4.1.1 Especies prioritarias

A partir de los resultados obtenidos, se identificaron las siguientes especies y grupos como prioritarios para la conservación en Pilolcura, basándose en su estado de conservación, abundancia y uso de hábitat:

- **Cormorán Lile (*Phalacrocorax gaimardi*):** Es la especie clave del área. Su estatus de Casi Amenazada (NT) según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE) de Chile y su altísima abundancia y especialización en el Islote Rocoso (RH), que utiliza como sitio de anidación y refugio, la posicionan como una especie paraguas. Su protección es fundamental para la conservación de toda la comunidad de aves marinas del sector.

- **Aves Migratorias:** Especies como el Chorlo Chileno (*Charadrius modestus*) y la Gaviota de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*), ambos clasificados como Preocupación Menor (LC) junto con otras especies como el Fiofío (*Elaenia albiceps*), utilizan Pilolcura de manera estacional como un sitio clave para su descanso y alimentación. La protección de estos hábitats es crucial para mantener la conectividad ecológica a lo largo de sus rutas migratorias.
- **Playero Vuelvepiedras (*Arenaria interpres*):** Aunque se registró en bajo número (detectado solo en la Bahía Rocosa, P2) y su estado de conservación global es de Preocupación Menor (LC), su presencia es significativa. Pertenece al grupo de las aves playeras, un grupo funcional que, como se mencionó en la introducción, enfrenta considerables amenazas en el país. Por lo tanto, más que por su estatus individual, su valor radica en ser una especie indicadora de la salud de los hábitats intermareales rocosos.

4.1.2 Hábitats críticos

El análisis de la estructura de la comunidad y la distribución de las especies permite identificar los siguientes hábitats como críticos para la conservación de la avifauna en Pilolcura, cada uno por razones distintas:

- **Islote Rocoso (RH):** Este hábitat es, sin duda, el sitio más crítico para una especie focal. Como se demostró en el análisis de composición (sección 3.3), el RH funciona como el principal sitio de agregación, descanso y anidación para el Cormorán Lile, albergando la mayor abundancia de esta especie con diferencia. Su rol especializado lo convierte en una zona de alta prioridad para la conservación.
- **Roquerío Costero Expuesto (P1) y Bahía Rocosa (P2):** En conjunto, estos hábitats rocosos destacan por albergar la mayor riqueza y diversidad de especies del área de estudio (secciones 3.1.2 y 3.5.1). El análisis de similitud (sección 3.6.1) confirmó que son los dos hábitats más parecidos (disimilitud = 0,20), lo que se explica por la composición de sus especies dominantes. Como se vio en la sección 3.3, ambos sitios están co-dominados por el Cormorán Lile y la Gaviota Cáhuil, sugiriendo que funcionan como un único complejo de roqueríos de alto valor para la

avifauna marina y costera. Esta última actúa como una especie generalista clave, demostrando su alta plasticidad para explotar recursos tanto marinos como terrestres en el ecotono.

- Bosque Costero (P3): Este hábitat se destaca por su singularidad y estructura comunitaria. El análisis de disimilitud (sección 3.6.1) lo identificó como una de las comunidades más diferentes del resto. Además, a pesar de tener una riqueza menor (30 especies) que los roqueríos, presentó la mayor equitabilidad de todo el estudio ($J' = 0,81$; sección 3.5.2). Esto indica que la comunidad de P3 es la más balanceada, sin la dominancia numérica de unas pocas especies que se observa en los hábitats marinos. Esta estructura equilibrada lo confirma como un reservorio clave para la avifauna terrestre del ecotono.
- Playa Arenosa (T1): Si bien su diversidad fue ligeramente menor que la de los roqueríos, la Playa Arenosa es un hábitat fundamental por sostener la mayor abundancia promedio de aves (como se evidenció en la sección 3.2). Además, demostró ser un sitio clave para especies migratorias, siendo el hábitat principal para el Chorlo Chileno (como se analizó en la sección 3.4.3).

En conjunto, estos hábitats representan un gradiente ecológico que sostiene tanto especies marinas como terrestres, reforzando el valor de Pilolcura como un sistema costero integral.

4.2 Discusión de la Riqueza y Comparación con Otros Estudios

El presente estudio registró una riqueza total de 48 especies de aves en el ecotono costero de Pilolcura. Este hallazgo contrasta significativamente con el único catastro previo conocido para el sitio, el de González (2014), quien reportó 15 especies. Esta diferencia demuestra que la riqueza real del área había sido subestimada, probablemente debido al diseño de muestreo estacional y multihábitat (incluyendo el bosque) utilizado en esta investigación.

Más importante aún, la riqueza de 48 especies posiciona a Pilolcura como un sitio de alta relevancia a nivel regional. Este número es comparable a la avifauna total reportada para sistemas de humedales costeros completos, como las 53 especies avistadas en el Humedal del Río Lingue en Mehuín (Diario El Ranco 2017) o las 68 especies de aves acuáticas registradas en el sistema del Río Maullín (Delgado *et al.* 2022). Asimismo, las 48 especies de Pilolcura representan una fracción muy significativa

de la biodiversidad total de la zona, considerando que la guía de la Reserva Costera Valdiviana (un área mucho más extensa) documenta 96 especies de aves (The Nature Conservancy 2022). Estos resultados confirman que Pilolcura no es un sitio costero genérico, sino un hotspot de biodiversidad en la costa de la Región de Los Ríos.

La priorización del Cormorán Lile, ya identificado como objeto de conservación prioritario en la sección 4.1.1, se ve fuertemente respaldada. El estudio de referencia sobre sus colonias en Chile identificó a la Región de Los Ríos como el área crítica para la especie, albergando la mayoría de las colonias y las de mayor tamaño del país (Frere *et al.* 2004). Por lo tanto, el hallazgo y caracterización de la colonia activa en Pilolcura (Roca Hueca) no es un registro menor, sino que representa una contribución directa al conocimiento de uno de los principales bastiones poblacionales de esta especie amenazada.

La importancia de Pilolcura como sitio para aves migratorias, identificado como un Objeto de Conservación (sección 4.1.1), también es respaldada por la literatura oficial. Los patrones estacionales registrados en este estudio (sección 3.4.3) concuerdan con la historia natural de las especies:

Para el Chorlo Chileno (*Charadrius modestus*), la ficha de antecedentes del RCE (MMA 2020) lo describe como una especie reproductora austral que migra en época no-reproductiva (invierno) hacia la costa del Pacífico, citando a Vukasovic & Matus (2018). La misma ficha señala, basándose en Wiersma *et al.* (2020), que su hábitat preferido fuera de la época reproductiva incluye humedales, roqueríos, playas y costas. Esto se alinea perfectamente con los hallazgos de este estudio, donde la especie fue registrada casi exclusivamente en invierno (julio a septiembre) y utilizando principalmente la Playa Arenosa (T1).

En el caso de la Gaviota de Franklin (*Leucophaeus pipixcan*), la ficha confirma que es un migrante de Norteamérica que ocupa las costas occidentales de Sudamérica hasta la región de Los Lagos en el sur de Chile durante el verano austral. Su preferencia de hábitat en Chile son las costas, roqueríos planos y humedales, con tendencia a concentrarse en desembocaduras de ríos (MMA 2019). Los registros de esta tesis son consistentes con este patrón.

La tabla de registros relevantes de Gaviota de Franklin incluida en la ficha del RCE (MMA 2019) no menciona avistamientos en la Región de Los Ríos, saltando de la Araucanía a Los Lagos. Esto sugiere que los registros consistentes en Pilolcura durante el verano constituyen un aporte relevante que ayuda a llenar un vacío de información sobre la distribución de esta especie en la costa valdiviana.

En cuanto al Fiofío (*Elaenia albiceps*), los patrones estacionales registrados en Pilolcura (sección 3.4.3) son consistentes con la literatura migratoria. La llegada de la especie a mediados de octubre y su permanencia durante el verano se alinea con lo descrito por Capllonch *et al.* (2011), quienes señalan que la subespecie *Elaenia albiceps chilensis* arriba a la precordillera a fines de octubre y comienzos de noviembre antes de cruzar a Chile para nidificar en su rango austral, principalmente al sur de los 35° de latitud, zona que incluye el área de estudio.

Respecto al Playero Vuelvepiedras (*Arenaria interpres*), su priorización como indicador de hábitat (sección 4.1.1) también es respaldada por la literatura. Su presencia en la Bahía Rocosa (P2) es consistente con su ecología, ya que es un especialista de las costas rocosas. Por lo tanto, su registro en Pilolcura, aunque esporádico, confirma la presencia y calidad de este hábitat intermareal para sostener a aves playeras con nichos ecológicos específicos.

Un hallazgo ecológico relevante, derivado del análisis temporal (sección 3.4), fue el desfase entre el máximo de abundancia y el de riqueza. Los resultados mostraron que la abundancia total alcanzó su punto más alto en diciembre, impulsada principalmente por la alta concentración de *Phalacrocorax gaimardi* en el Islote Rocoso (RH) y la llegada de bandadas de *Leucophaeus pipixcan*. Sin embargo, la riqueza de especies continuó aumentando, alcanzando su máximo un mes después, en enero.

Esto sugiere que la dinámica de la comunidad en verano está definida por dos pulsos distintos: primero, la llegada de especies altamente gregarias que aportan una gran biomasa (maximizando la abundancia) y, segundo, la llegada posterior y más gradual de las especies migratorias menos comunes, que son las que finalmente maximizan la riqueza total del sistema.

Finalmente, esta dinámica estacional también explica la diferencia observada en la estabilidad de la diversidad (sección 3.5.3). Mientras que la diversidad en los hábitats P1, P2, P3 y T1 mostró fluctuaciones temporales, coincidiendo con la llegada y partida de las especies migratorias, la diversidad del Islote Rocoso (RH) se mantuvo constantemente baja durante todo el año.

Esto refuerza el rol del RH como un hábitat altamente especializado, cuya estructura comunitaria no es definida por estos pulsos estacionales, sino por la dominancia permanente de su colonia residente de *Phalacrocorax gaimardi* (sección 3.3).

4.3 Consideraciones metodológicas y limitaciones

Todo estudio de campo posee limitaciones inherentes al método. Es fundamental discutir cómo las decisiones metodológicas de esta tesis pudieron influir en los resultados obtenidos, para así contextualizar su alcance.

4.3.1 Fortalezas metodológicas

La principal fortaleza de este estudio fue el diseño estratificado por hábitat. Como demostró el análisis de disimilitud (sección 3.6.1), los hábitats albergan comunidades significativamente diferentes. Un muestreo aleatorio simple no habría capturado esta heterogeneidad. La suficiencia del muestreo (sección 3.7.1) quedó demostrada por las curvas de acumulación de especies, que mostraron una clara tendencia a aplanarse (capturando entre el 74% y el 94,4% de la riqueza estimada). Asimismo, la eficiencia del protocolo de 10 minutos se confirmó al registrar un ~23% más de individuos que en los primeros 5 minutos (sección 3.7.2), lo que fue crucial para obtener una estimación de abundancia más precisa.

4.3.2 Desafíos y limitaciones técnicas

Manejo de la Detectabilidad Diferencial: La principal limitación al comparar hábitats fue la diferencia en la detectabilidad (Gregory et al. 2004). Es evidente que la probabilidad de detectar un ave en la Playa Arenosa (T1) es mucho mayor que en el denso Bosque Costero (P3). Por esta razón, las comparaciones directas de abundancia entre estos sitios deben interpretarse con cautela. Sin embargo, el protocolo estandarizado dentro de cada hábitat asegura que las tendencias temporales (sección 3.4) y los índices de diversidad (sección 3.5) son robustos y comparables.

Manejo del Cormorán Lile (Sesgo de Agregación): Un desafío metodológico clave fue la proximidad del Isote Rocosó (RH) (un sitio de agregación masiva) con la Bahía Rocosá (P2) (un sitio de muestreo de comunidad dispersa). Incluir los cientos de Liles del RH en el índice de diversidad de P2 habría distorsionado por completo ese hábitat, haciéndolo parecer un sitio de baja diversidad. La decisión de tratarlos como unidades de muestreo independientes (censo total en RH e índice de abundancia en P2) fue crucial para evitar este sesgo analítico y poder evaluar la verdadera estructura de la comunidad de la bahía.

Sesgo del Observador y Logística: Al ser un estudio realizado por un único observador, se elimina la variabilidad entre distintas personas, lo cual es una fortaleza. Sin embargo, también introduce un sesgo personal inevitable en la detección y conteo, que constituye una limitación inherente. Finalmente, como se mencionó en la introducción (sección 1.5), las limitaciones logísticas restringieron el muestreo a un solo ciclo anual, por lo que los patrones estacionales observados deben considerarse representativos de este período, pero no necesariamente extrapolables a escalas interanuales. Estos desafíos metodológicos sugieren que futuros estudios debieran incluir métodos complementarios (p. ej., grabadoras acústicas o censos simultáneos) para refinar las estimaciones de detectabilidad inter-hábitat.

4.4 Implicancias para la conservación: Propuesta de ACMU (Área de Conservación de Múltiples Usos)

4.4.1 Vacío de protección

En respuesta a la necesidad de levantar información y generar bases de datos en humedales para asegurar su conservación, la localidad de Pilolcura, situada en la costa de la Región de los Ríos, Chile, es el foco de este estudio. Trabajos anteriores han abordado la avifauna costera en la Bahía de Corral, teniendo a Pilolcura solo como modo de referencia (González 2014); asimismo, ha realizado un levantamiento reciente de flora vascular complementario a este estudio (Díaz 2024). Sin embargo, se requiere urgentemente un estudio focalizado, estacional y de monitoreo que entregue la caracterización completa de la composición y dinámica de las aves.

Por esto, la presente tesis se enmarca en la nueva Ley N°21.600, que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP) junto con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), teniendo como fin suplir la falta de información y fortalecer la conservación del área. Se propone formalmente la creación de un Área de Conservación de Múltiples Usos (ACMU), según lo dispuesto en el artículo 61 para Pilolcura. Esta ruta de protección formal es la más factible, especialmente teniendo en cuenta las deficiencias evidenciadas en el proceso de implementación de la Ley N°21.600; un proceso que revisa más de 350 Sitios Prioritarios (SP) preexistentes y decide someter a consulta pública solo 99 (MMA 2025), así excluyendo a cerca del 70% de SP previamente reconocidos, lo que conlleva a consecuencias directas para la conservación: los sitios excluidos no acceden a la aplicación del Artículo 116 (infracciones fuera de áreas protegidas), ni del Artículo 41 (prohibición de alteración física de humedales en Sitios Prioritarios).

Dado que Pilolcura no cuenta con ningún grado de protección oficial, depender de su incierta inclusión como SP programático no debería ser una opción viable. En su lugar, el enfoque debe estar en la propuesta directa de un ACMU.

Además de la falta de protección legal, los datos de este estudio permiten identificar la ventana de mayor vulnerabilidad ecológica del sitio. El análisis de abundancia temporal (sección 3.4.2) identifica el período de diciembre a enero como el de mayor concentración de aves en el área. Esto representa un período crítico, donde la alta abundancia y la presencia de especies migratorias hacen que cualquier perturbación antrópica (como el turismo no regulado o el desarrollo costero) pueda tener impactos desproporcionados sobre la comunidad

4.4.2 Diagnóstico de amenazas y priorización

Como insumo base para la futura gestión del ACMU, se ha sistematizado la información conseguida durante las 21 campañas de terreno y la revisión bibliográfica para jerarquizar las amenazas que enfrenta la biodiversidad de Pilolcura. Este diagnóstico permite vincular directamente los objetos de conservación identificados con medidas espaciales de zonificación.

La evaluación (cuadro 5) integra la evidencia observacional con los datos fenológicos obtenidos, destacando un escenario de conflicto temporal crítico: el período de mayor afluencia de visitantes (verano) coincide con los máximos de abundancia y riqueza de la comunidad de aves, incrementando la vulnerabilidad del sistema ante perturbaciones antrópicas.

Cuadro 5: Matriz de priorización de amenazas, objetos de conservación afectados y lineamientos para la zonificación en Pilolcura.

Amenaza Identificada	Evidencia y Contexto (Base Observacional)	Objeto de Conservación Afectado	Prioridad	Lineamiento para Zonificación / Plan de Manejo
Perturbación estival por turismo no regulado	Coincidencia del <i>peak</i> de visitación familiar en verano con el máximo de abundancia biológica (diciembre-enero). Presencia humana y ruidos molestos concentrados en T1 y P2.	Aves Migratorias (descanso y forrajeo), Ensamble de Playa Arenosa (T1).	Alta	Establecer Zona de Uso Público Regulado en T1 y P2. Instalar señalética educativa sobre el descanso de aves y control de ruido.
Tenencia irresponsable de mascotas	Registro frecuente de perros (con dueños y callejeros) en la Playa Arenosa (T1). Aunque no ingresan a roqueríos, representan riesgo de persecución y estrés en la zona intermareal.	Chorlo Chileno, Pilpilén y otras aves playeras que forrajean en la arena.	Alta	Fiscalización estricta de la Ley de Tenencia Responsable. Prohibición de perros sueltos en el borde costero del ACMU.
Subsidio alimentario a especies sinantrópicas (Basura)	Acumulación estival de residuos en contenedores, atrayendo concentraciones artificiales de carroñeros como Jotes (<i>C. atratus</i>) y Tiuques (<i>M. chimango</i>).	Comunidad general (Desplazamiento competitivo y riesgo sanitario).	Media	Aumentar frecuencia de recolección en temporada alta.
Expansión habitacional en el borde costero	Observación de ampliaciones y remodelaciones en predios existentes.	Avifauna de Bosque Costero (P3), Integridad del ecotono.	Baja / Preventiva	Definir Zona de Amortiguación en los límites del bosque para impedir futuros loteos que fragmenten el corredor biológico.
Accesibilidad al Islote Rocoso (Potencial)	Aunque no se observó intervención directa actual (acceso difícil), su cercanía visual lo hace vulnerable a futuras incursiones náuticas.	Cormorán Lile (Colonia Reproductiva).	Preventiva	Declarar el Islote (RH) como Zona de Protección Estricta (Intangible) con prohibición absoluta de desembarco.

4.4.3 ACMU como figura de protección adecuada por su flexibilidad y uso sustentable

Dado el alto valor ecológico documentado en este estudio —particularmente la confirmación de hábitats críticos para especies especialistas, como la colonia de *Phalacrocorax gaimardi* en el Islote Rocosó, y el uso estacional del sitio por aves migratorias—, la aplicación del Artículo 61 adquiere una justificación científica concreta en el caso de Pilolcura. La definición del Artículo 61 de la Ley N°21.600 (SBAP) valida la elección de la zona costera de Pilolcura como ACMU, dado que contempla una interacción tradicional entre los seres humanos y la naturaleza, teniendo como objetivo asegurar el uso sustentable de recursos naturales y los servicios ecosistémicos a través de un manejo integrado del área; esta aproximación sistémica, que prioriza el manejo integrado de la biodiversidad y la participación comunitaria, es una innovación positiva y necesaria dentro del marco de gestión ambiental chileno.

En un principio, la figura propuesta en este estudio ha sido el Santuario de la Naturaleza (SN), regido por la Ley N°17.288, donde su objetivo principal es conservar zonas de interés para la ciencia o el Estado, lo cual podría haber sido un impedimento para la consolidación, ya que Pilolcura también es de uso residencial. El ACMU, cuyo objetivo es distinto al SN, resulta fundamental para la zona costera de Pilolcura, pues permite compatibilizar la protección de la biodiversidad marina y de humedal con el mantenimiento de las actividades tradicionales de la comunidad, siempre que estas no comprometan o pongan en riesgo los servicios ecosistémicos que el área provee, según lo establece la ley; por lo tanto, el ACMU se presenta como la figura más adecuada para lograr una conservación efectiva y socialmente sostenible en el nuevo SNAP.

4.4.4 Mecanismos legales y aporte de la tesina al Plan de Manejo

La formalización de un ACMU se rige por los artículos 64 y 65 de la ley N°21.600. El mecanismo de creación de las áreas protegidas del Estado, regulado por el Art. 64, exige un Decreto Supremo del Ministerio del Medio Ambiente (MMA); este requisito, sin embargo, se complementa con la firma de otros ministros (Bienes Nacionales, Defensa Nacional) si el área incide, en todo o en parte, sobre inmuebles fiscales o zonas bajo su competencia. El Art. 65, por su parte, permite que las áreas

protegidas puedan crearse de oficio o a solicitud de una persona o una comunidad interesada, requiriendo la presentación de antecedentes que justifiquen la protección, donde el SBAP evalúa su admisibilidad. Además, la creación requiere la elaboración de un informe técnico por parte del SBAP que contenga las consideraciones científicas y culturales asociadas a la biodiversidad y la categoría propuesta. Adicionalmente, se exige un informe cultural si el área recae o es adyacente a tierras indígenas, conforme al Convenio N°169 de la Organización Internacional del Trabajo (OIT). Por último, el Artículo exige que el proceso debe incluir una etapa de participación ciudadana, consulta a Gobiernos Regionales y municipalidades, y el pronunciamiento favorable del Consejo de Ministros para la Sustentabilidad y el Cambio Climático en su finalización, garantizando la visión sistémica y democrática.

La evidencia científica de este estudio también es útil para la elaboración del Plan de Manejo (PdM). Este instrumento, de carácter obligatorio en toda área protegida (Art. 71), constituye el marco regulatorio del área protegida, definiendo las actividades permitidas y prohibidas en su interior. Para ello, es fundamental vincular los objetos de protección con el marco normativo nacional, como la Clasificación de Especies Silvestres (RCE) del Ministerio del Medio Ambiente, que identifica especies según su estado de conservación. Respecto al Artículo 72, esta información proporciona los datos clave para cumplir con los contenidos del PdM, tales como: la definición del objeto de protección, el diagnóstico de presiones y amenazas biológicas, y la línea base necesaria para el plan de monitoreo y seguimiento. Además, la información sobre el uso del hábitat es crucial para la zonificación y la definición de los usos compatibles e incompatibles (Art. 72, e, h), garantizando la gestión integrada del ACMU.

Finalmente, el PdM es elaborado por el SBAP en un plazo de dos años y su procedimiento exige la participación de comunidades y Gobiernos Regionales (Art. 73 y 74). Una vez reunida la documentación técnica, la solicitud de creación del ACMU debe ser promovida ante el MMA para su evaluación, convirtiendo a esta tesis en el fundamento científico que activa el mecanismo de protección formal que la Ley N°21.600 ofrece. De este modo, la presente investigación no solo llena un vacío de información ecológica, sino que también entrega la base técnica para la gestión futura del área dentro del SNAP.

En esta línea, los resultados de este estudio entregan una recomendación metodológica clave para el futuro monitoreo del ACMU. El análisis de eficiencia temporal (sección 3.7.2) demostró que un protocolo de censo de 10 minutos captura ~23% más de individuos que uno de 5 minutos, siendo crucial para estimar la abundancia. Por lo tanto, se recomienda que el Plan de Manejo del futuro ACMU adopte censos de 10 minutos como estándar para obtener estimaciones confiables.

5. CONCLUSIONES

Se determinó que el ecotono costero de Pilolcura sostiene una comunidad de avifauna de alta riqueza (48 especies), posicionándose como un hotspot de biodiversidad relevante en la costa de la Región de Los Ríos. Se demostró que la comunidad es altamente dinámica, presentando una clara estacionalidad tanto en su abundancia como en su riqueza, registrando ambas sus máximos durante el verano. Además, se comprobó que el uso del hábitat es altamente diferenciado, confirmando el valor del gradiente ecológico: desde una alta abundancia en la Playa Arenosa, pasando por una alta diversidad y equitabilidad en el Bosque Costero y los roqueríos, hasta una alta especialización en el Islote Rocoso.

Este estudio identificó y describió los objetos de conservación prioritarios del área. Destaca la colonia de Cormorán Lile (*Phalacrocorax gaimardi*), especie clasificada como Casi Amenazada, que utiliza el Islote Rocoso como un sitio crítico de agregación. Asimismo, se define como objeto de conservación al grupo funcional de aves migratorias (como *Charadrius modestus* y *Leucophaeus pipixcan*) y a especies indicadoras de la calidad del hábitat intermareal (como *Arenaria interpres*).

Finalmente, se identificaron cuatro hábitats críticos (el Islote Rocoso, el complejo de roqueríos P1-P2, el Bosque Costero P3 y la Playa Arenosa T1), cada uno con un rol ecológico único e irremplazable para la comunidad. De este modo, la presente investigación cumple con su objetivo principal al generar los antecedentes técnicos indispensables para la propuesta de creación del ACMU en Pilolcura. Los resultados proveen la primera línea base científica del sitio en el ámbito de la avifauna, llenando un vacío de información clave. La identificación de los objetos de conservación y la caracterización de los hábitats constituyen el insumo directo que exigen los Artículos 65 y 72 de la Ley N°21.600 para justificar la creación del área protegida y para el diseño de su futuro Plan de Manejo.

Se recomienda que futuros programas de monitoreo del ACMU incorporen censos más especializados, con el fin de obtener estimaciones más precisas de abundancia y una mejor comprensión de las dinámicas poblacionales del sector. Asimismo, se sugiere cuantificar las amenazas antrópicas detectadas en este estudio, como el turismo no regulado, especialmente durante el período crítico de

diciembre y enero, e investigar los servicios ecosistémicos que provee la avifauna para fortalecer la gestión y justificación del área protegida.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahumada M, F Aguirre, M Contreras, A Figueroa. 2011. Guía para la Conservación y Seguimiento Ambiental de Humedales Andinos. Santiago, Chile. Ministerio de Medio Ambiente, SAG, DGA. 47 p.
- Alcívar VN, García DF, García GR, Mendoza ML. 2024. Evolución del urbanismo sostenible en las ciudades de América Latina. *Arandu UTIC* 11(2):3078-3096.
- Aliste E. 2012. El discurso del desarrollo y sus efectos ambientales en Chile: prácticas espaciales y transformaciones territoriales en el Área Metropolitana de Concepción, 1950-2010. *Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* 16(418).
- Andersen K, C Balbontín. 2021. La planificación del borde costero chileno. Una normativa deficiente. *Revista de Geografía Norte Grande* 80:227-247.
- Andrade B, F Arenas, R Guijón. 2008. Revisión crítica del marco institucional y legal chileno de ordenamiento territorial: el caso de la zona costera. *Revista de Geografía Norte Grande* 41:23-48.
- Balvanera P, H Cotler. 2007. Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica* 84-85:8-15.
- Balvanera P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):136-147.
- Barker RJ, JR Sauer. 1997. Statistical aspects of point count sampling. In CJ Ralph, JR Sauer, S Droege eds. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. p. 125-130.
- Barragán JM, M de Andrés. 2016. Expansión urbana en las áreas litorales de América Latina y Caribe. *Revista de Geografía Norte Grande* 64:129-149.
- Bibby C, M Jones, S Marsden. 1998. *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Londres, Reino Unido. Expedition Advisory Center, Royal Geographical Society (with the Institute of British Geographers). 139 p.

- Blanco DE. 1999. Los humedales como hábitat de aves acuáticas. In Montenegro F, T Tiscornia, H Velásquez eds. Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Tomo 2. Montevideo, Uruguay. UNESCO. p. 208-217.
- Camacho V, A Ruiz. 2012. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias* 1(4):3-15.
- Capllonch P, Álvarez ME, Blendinger PG. 2011. Sobre la migración de *Elaenia albiceps chilensis* (Aves: Tyrannidae) en Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 55(2):229-246.
- Carignan V, MA Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 88:45-61.
- CEHUM (Centro de Humedales Río Cruces). 2019. *PRISMA* 11 (julio). Valdivia, Chile. 20 p.
- Claude M. 1997. Una vez más la miseria: ¿es Chile un país sustentable? Santiago, Chile. LOM Ediciones. 200 p.
- Concha M. 2013. Impacto ambiental del crecimiento urbano en el Alto Q'osqo, San Sebastián – Cusco. *El Antoniano* 23(123):118-130.
- Convención de Ramsar. 2005. Resolución IX.1 Anexo A: Marco Conceptual para el uso racional de los humedales y el mantenimiento de sus características ecológicas. 18 p. (Resolución IX.1).
- Convención de Ramsar sobre los Humedales. 2018. Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas. Gland, Suiza. Secretaría de la Convención de Ramsar. 88 p.
- Convención sobre los Humedales. 2021. Perspectiva mundial sobre los humedales: Edición especial de 2021. Gland, Suiza. Secretaría de la Convención sobre los Humedales. 54 p.
- Corporación Regional de Desarrollo Productivo Los Ríos. 2018. Selva Fin del Mundo: Guía de atractivos turísticos de la Región de Los Ríos. Valdivia, Chile. Gobierno Regional de Los Ríos. 122 p.
- Corredor E, LM Tamayo, MR Villegas, GA Cárdenas, JP Ramírez. 2012. Lineamientos para la incorporación del componente de cambio climático en los procesos de licenciamiento ambiental de proyectos. Bogotá, Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, The Nature Conservancy, GIZ. 76 p.

- Corrales CL. 2025. ¿Estamos perdiendo los humedales más rápido de lo que podemos restaurarlos? *Revista de Ciencias Ambientales (Trop J Environ Sci)* 59(1):1-13.
- Cox C. 2007. Metodología de diseño de una red de monitoreo de recursos hídricos para humedales: aplicación en la Laguna de Batuco. Memoria Ingeniero Civil. Santiago, Chile. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile. 252 p.
- Cursach JA, JR Rau. 2008. Influencia de las perturbaciones humanas sobre la diversidad del ensamble de aves costeras en el Seno de Reloncaví, sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 14(2):92-97.
- Cursach JA, JR Rau, CN Tobar. 2010. Aves en un humedal marino del sur de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45(3):441-450.
- Dawson DK, DR Smith, CS Robbins. 1997. Point count length and detection of forest neotropical migrant birds. In CJ Ralph, JR Sauer, S Droege eds. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. p. 35-43.
- Delgado C, L Espinosa, A Pfeifer, J Cárdenas-Véjar, JA Cursach. 2022. Humedales costeros del río Maullín: uno de los lugares con mayor diversidad de aves acuáticas en Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 50:1-16.
- Diario El Ranco. 2017. En Mehuín funciona primer centro de interpretación de humedales dirigido a las comunidades educativas de Mariquina. Consultado 2 nov. 2025. Disponible en <https://diarioelranco.cl/2017/06/08/en-mehuín-funciona-primer-centro-de-interpretación-de-humedales-dirigido-a-las-comunidades-educativas-de-mariquina/>
- Díaz Á. 2024. Catastro de la flora vascular costera del sector litoral de Pilolcura, Valdivia, Chile. Tesina Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 80 p.
- Díaz S, S Demissew, J Carabias, C Joly, M Lonsdale, N Ash, A Larigauderie, JR Adhikari, S Arico, A Báldi, A Bartuska, IA Baste, A Bilgin, E Brondizio, KMA Chan, VE Figueroa, A Duraiappah, M Fischer, R Hill, T Koetz, P Leadley, P Lyver, GM Mace, B Martin-Lopez, M Okumura, D Pacheco, U Pascual, ES Pérez, B Reyers, E Roth, O Saito, RJ Scholes, N Sharma, H Tallis, R Thaman, R Watson, T Yahara, ZA Hamid, C Akosim, Y Al-Hafedh, R Allahverdiyev, E

Amankwah, ST Asah, Z Asfaw, G Bartus, LA Brooks, J Caillaux, G Dalle, D Darnaedi, A Driver, G Erpul, P Escobar-Eyzaguirre, P Failler, AMM Fouda, B Fu, H Gundimeda, S Hashimoto, F Homer, S Lavorel, G Lichtenstein, WA Mala, W Mandivenyi, P Matczak, C Mbizvo, M Mehrdadi, JP Metzger, JB Mikissa, H Moller, HA Mooney, P Mumby, H Nagendra, C Nesshover, AA Oteng-Yeboah, G Pataki, M Roué, J Rubis, M Schultz, P Smith, R Sumaila, K Takeuchi, S Thomas, M Verma, Y Yeo-Chang, D Zlatanova. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:1-16.

Enríquez I. 2016. Las teorías del crecimiento económico: notas críticas para incursionar en un debate inconcluso. *Revista Latinoamericana de Desarrollo Económico* 14(25):73-126.

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005. Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua. Informe de síntesis. Washington, DC, Estados Unidos. World Resources Institute. 84 p.

Frere E, P Gandini, J Ruiz, YA Vilina. 2004. Current status and breeding distribution of Red-legged Cormorant *Phalacrocorax gaimardi* along the Chilean coast. *Bird Conservation International* 14:113–121.

Galicia-García MT, EI Romero-Berny, G Mera-Ortíz, JM López-Vila. 2019. Efecto del habitat sobre la avifauna del sistema lagunar costero La Joya-Buena Vista, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 6(17):317-331.

Gallina S. ed. 2015. Manual de técnicas del estudio de la fauna. Xalapa, Veracruz, México. Instituto de Ecología, A.C. 212 p.

García-Walther J, NR Senner, HV Norambuena, F Schmitt. 2017. Atlas de las Aves Playeras de Chile. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile.

García-García DA, GE García-Mosqueda, DC Quiroz, F Castillo-Reyes, JT Sáenz-Reyes, HJ Muñoz-Flores. 2019. Deforestación y degradación de ecosistemas boreales, causas y efectos. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 15(2):49-58.

González AL, MA Vukasovic, CF Estades. 2011. Variación temporal en la abundancia y diversidad de aves en el humedal del Río Itata, región del Bío-Bío, Chile. *Gayana* 75(2):170-181.

- González FA. 2014. Influencia de los poblados sobre las comunidades de aves costeras en la Bahía de Corral, Región de los Ríos. Trabajo de titulación, Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 80 p.
- Green A, J Figuerola. 2003. Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. In F Gómez, E De Andrés, M Paracuellos eds. *Ecología, manejo y conservación de los humedales*. Almería, España. Instituto de Estudios Almerienses. p. 47-60.
- Gregory RD, DW Gibbons, PF Donald. 2004. Bird census and survey techniques. In WJ Sutherland, I Newton, RE Green eds. *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford, Reino Unido. Oxford University Press. p. 17-56.
- Gregory RD, A van Strien, P Vorisek, AW Gmelig Meyling, DG Noble, RPB Foppen, DW Gibbons. 2005. Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360:269-288.
- Hernández Y, D López, F Moya. 2019. Monitoreo ambiental como herramienta para el seguimiento continuo previsto en la evaluación de impacto ambiental. *Revista ESPACIOS* 40(3):17.
- Hidalgo R, F Arenas, D Santana. 2016. ¿Utópolis o distópolis?: producción inmobiliaria y metropolización en el litoral central de Chile (1992-2012). *EURE: Revista Latinoamericana de Estudios Urbano Regionales* 42(126):27-54.
- Isasi-Catalá E. 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia* 36(1):31-38.
- Jaramillo F. 2014. Crítica al crecimiento económico. *Revista Economía* 66(104):83-93.
- Kandus P, N Morandeira, F Schivo eds. 2010. Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del Delta del Paraná. Buenos Aires, Argentina. Fundación Humedales / Wetlands International. 32 p.
- Kusch A, J Cárcamo, H Gómez. 2008. Aves acuáticas en el humedal urbano de Tres Puentes, Punta Arenas (53° S), Chile austral. *Anales del Instituto de la Patagonia* 36(2):45-51.
- Kushlan JA. 1993. Colonial waterbirds as bioindicators of environmental change. *Colonial Waterbirds* 16(2):223-251.

- Lara R. 2024. Rehabilitación de un paisaje de borde de humedales costeros en zonas áridas: Diseño de gradiente de relaciones en Santuario de la naturaleza Carrizal Bajo. Tesina Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 80 p.
- Lynch JF. 1997. Effects of point count duration, time-of-day, and aural stimuli on detectability of migratory and resident bird species in Quintana Roo, Mexico. In CJ Ralph, JR Sauer, S Droege eds. Monitoring bird populations by point counts. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. p. 1-6.
- Maillet A, M Allain, G Delamaza, F Irarrazabal, R Rivas, C Stamm, K Viveros. 2021. Conflicto, territorio y extractivismo en Chile. Aportes y límites de la producción académica reciente. Revista de geografía Norte Grande 80:59-80.
- Martínez C, F Arenas, K Bergamini, J Urrea. 2019. Hacia una ley de costas en Chile: criterios y desafíos en un contexto de cambio climático. Santiago, Chile. CIGIDEN. 24 p.
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2017. Ficha de antecedentes de especie: Phalacrocorax gaimardi. 14° Proceso de Clasificación de Especies. Santiago, Chile. Consultado 2 nov. 2025. Disponible en https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/10/Phalacrocorax_gaimardi_14RCE_FINAL.pdf
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2019. Ficha de antecedentes de especie: Larus pipixcan. 16° Proceso de Clasificación de Especies. Santiago, Chile. Consultado 2 nov. 2025. Disponible en https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/12/Larus_pipixcan_16RCE_PAC.pdf
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2020. Ficha de antecedentes de especie: Charadrius modestus. 17° Proceso de Clasificación de Especies (Inicio). Santiago, Chile. Consultado 2 nov. 2025. Disponible en https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2020/09/Charadrius-modestus_17RCE_INICIO.pdf
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente, CL). 2025. Ministerio del Medio Ambiente inicia consulta pública sobre listado de Sitios Prioritarios preexistentes que pasarán a tener los efectos de la Ley para la Naturaleza. Santiago, Chile. Consultado 2 nov. 2025. Disponible en <https://mma.gob.cl/ministerio-del-medio-ambiente-inicia-consulta-publica-sobre->

listado-de-sitios-prioritarios-prexistentes-que-pasaran-a-tener-los-efectos-de-la-ley-para-la-naturaleza/

- MMA, ROC, Manomet. 2023. Plan de Acción para la Conservación de Aves Playeras en Chile. Estrategia Nacional de Conservación de Aves 2021-2030. Santiago, Chile. Ministerio del Medio Ambiente. 76 p.
- Montes C, P Lomas. 2010. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España. Ciencia y política para el beneficio de la sociedad y la naturaleza. *Ambienta* 91:56-75.
- Muñoz O. ed. 2001. Más allá del bosque: transformar el modelo exportador. Santiago, Chile. FLACSO-Chile. 328 p.
- Muñoz-Pedrerros A. 2020. Expansión urbana no planificada en Chile: una amenaza a la biodiversidad. *Revista de Geografía Norte Grande* 76:223-241.
- Naciones Unidas. 2016. Informe regional de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre la Vivienda y el Desarrollo Urbano Sostenible (Hábitat III) para América Latina y el Caribe: Ciudades sostenibles con igualdad. (A/CONF.226/7).
- Pelfini A, R Mena. 2017. Oligarquización y extractivismo. Cerrojos a la democratización de la política ambiental en Chile. *Perfiles Latinoamericanos* 25(49):251-276.
- Pendleton GW. 1997. Effects of sampling strategy, detection probability, and independence of counts on the use of point counts. In CJ Ralph, JR Sauer, S Droege eds. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. p. 43-48.
- Perevochtchikova M. 2013. La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y política pública* 22(2):283-312.
- Petit DR, LJ Petit, VA Saab, TE Martin. 1997. Fixed-radius point counts in forests: factors influencing effectiveness and efficiency. In CJ Ralph, JR Sauer, S Droege eds. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. p. 49-56.

- Plata W, M Gómez, J Bosque. 2009. Cambios de usos del suelo y expansión urbana en la Comunidad de Madrid (1990-2000). *Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* 13(293).
- Ralph CJ, JR Sauer, S Droege eds. 1997. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. 187 p.
- Rosete FA, JL Pérez, G Bocco. 2008. Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 67:39-58.
- Sarandón S. 2002. El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. In S Sarandón ed. *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable*. La Plata, Argentina. Ediciones Científicas Americanas. p. 393-414.
- Sauer JR, GW Pendleton, S Orsillo. 1997. Mapping of bird distributions from point count surveys. In CJ Ralph, JR Sauer, S Droege eds. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. p. 151-160.
- Savard JL, TD Hooper. 1997. Influence of survey length and radius size on grassland bird surveys by point counts at Williams Lake, British Columbia. In CJ Ralph, JR Sauer, S Droege eds. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. p. 57-62.
- Sekercioglu CH. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(8), 464-471.
- Senner SE, BA Andres, HR Gates. 2017. *Estrategia de Conservación de las Aves Playeras de la Ruta del Pacífico de las Américas*. National Audubon Society.
- SMA (Superintendencia del Medio Ambiente, CL). 2020. SMA ordena detener por 15 días obras de Proyectos Inmobiliarios en las Costas de Valdivia. Santiago, Chile. Consultado 16 dic. 2025. Disponible en <https://portal.sma.gob.cl/index.php/sma-ordena-detener-por-15-dias-obras-de-proyectos-inmobiliarios-en-las-costas-de-valdivia/>

- Sutherland WJ. 2000. *The Conservation Handbook: Research, Management and Policy*. Oxford, Reino Unido. Blackwell Science Ltd. 250 p.
- Svampa M. 2008. La disputa por el desarrollo: territorio, movimientos de carácter socio-ambiental y discursos dominantes. In M Svampa ed. *Cambio de época. Movimientos sociales y poder político*. Buenos Aires, Argentina. Siglo XXI.
- Tagle D, ME Fuente. 2014. Crecimiento económico y sustentabilidad: contradicciones en la gestión del recurso hídrico en el Bajío mexicano. In Rodríguez JA, JM Vega, D Tagle eds. *Actores e instituciones en el desarrollo. Deducciones desde la región Centro-Bajío de México*. México, México. MAPorrúa, Universidad de Guanajuato. p. 99-115.
- Tercer Tribunal Ambiental de Chile. 2022. Tercer Tribunal Ambiental dictó medidas cautelares sobre proyectos inmobiliarios en la costa de Valdivia. Valdivia, Chile. Consultado 16 dic. 2025. Disponible en <https://3ta.cl/noticias/tercer-tribunal-ambiental-dicto-medidas-cautelares-sobre-proyectos-inmobiliarios-en-la-costa-de-valdivia/>
- The Nature Conservancy. 2022. Guía Flora y Fauna Reserva Costera Valdiviana. Consultado 2 nov. 2025. Disponible en <https://www.nature.org/es-us/sobre-tnc/donde-trabajamos/tnc-en-latinoamerica/chile/historias-en-chile/guia-flora-fauna-reserva-costera-valdiviana/>
- Thompson FR, MJ Schwalbach. 1997. Analysis of sample size, counting time, and plot size from an avian point count survey on Hoosier National Forest, Indiana. In CJ Ralph, JR Sauer, S Droege eds. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, CA, Estados Unidos. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. p. 45-48.
- Villegas B M, Á Garitano-Zavala. 2008. Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 43(2):146-153.

7. ANEXOS

Anexo 1: Listado taxonómico completo de la avifauna registrada en el área de estudio de Pilolcura.

Nombre científico	Orden	Familia
<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Acciptriforme	Accipitridae
<i>Anas flavirostris</i>	Anseriforme	Anatidae
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Anseriforme	Anatidae
<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Apodiforme	Trochilidae
<i>Cathartes aura</i>	Cathartiforme	Cathartidae
<i>Coragyps atratus</i>	Cathartiforme	Cathartidae
<i>Charadrius modestus</i>	Charadriiforme	Charadriidae
<i>Vanellus chilensis</i>	Charadriiforme	Charadriidae
<i>Haematopus ater</i>	Charadriiforme	Haematopodidae
<i>Haematopus palliatus</i>	Charadriiforme	Haematopodidae
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Charadriiforme	Laridae
<i>Larosterna inca</i>	Charadriiforme	Laridae
<i>Larus dominicanus</i>	Charadriiforme	Laridae
<i>Leucophaeus modestus</i>	Charadriiforme	Laridae
<i>Leucophaeus pipixcan</i>	Charadriiforme	Laridae
<i>Sterna hirundinacea</i>	Charadriiforme	Laridae
<i>Sternula lorata</i>	Charadriiforme	Laridae
<i>Thalasseus elegans</i>	Charadriiforme	Laridae
<i>Arenaria interpres</i>	Charadriiforme	Scolopacidae
<i>Numenius phaeopus</i>	Charadriiforme	Scolopacidae
<i>Megaceryle torquata</i>	Coraciiforme	Alcedinidae
<i>Caracara plancus</i>	Falconiforme	Falconidae
<i>Falco sparverius</i>	Falconiforme	Falconidae
<i>Milvago chimango</i>	Falconiforme	Falconidae
<i>Zonotrichia capensis</i>	Passeriforme	Emberizidae
<i>Spinus barbatus</i>	Passeriforme	Fringillidae
<i>Aphrastura spinicauda</i>	Passeriforme	Furnariidae
<i>Cinclodes patagonicus</i>	Passeriforme	Furnariidae
<i>Cinclodes oustaleti</i>	Passeriforme	Furnariidae
<i>Tachycineta leucopyga</i>	Passeriforme	Hirundinidae
<i>Curaeus curaeus</i>	Passeriforme	Icteridae
<i>Mimus thenca</i>	Passeriforme	Mimidae
<i>Eugralla paradoxa</i>	Passeriforme	Rhinocryptidae
<i>Phrygilus patagonicus</i>	Passeriforme	Thraupidae
<i>Troglodytes aedon</i>	Passeriforme	Troglodytidae
<i>Turdus falcklandii</i>	Passeriforme	Turdidae
<i>Anairetes parulus</i>	Passeriforme	Tyrannidae

Elaenia albiceps	Passeriforme	Tyrannidae
Xolmis pyrope	Passeriforme	Tyrannidae
Nycticorax nycticorax	Pelecaniforme	Ardeidae
Pelecanus thagus	Pelecaniforme	Pelecanidae
Theristicus caudatus	Pelecaniforme	Threskiornithidae
Colaptes pitius	Piciformes	Picidae
Enicognathus ferrugineus	Psittaciforme	Psittacidae
Enicognathus leptorhynchus	Psittaciforme	Psittacidae
Leucocarbo atriceps	Suliforme	Phalacrocoracidae
Phalacrocorax brasilianus	Suliforme	Phalacrocoracidae
Phalacrocorax gaimardi	Suliforme	Phalacrocoracidae

Anexo 2: Abundancia total acumulada de individuos por especie y unidad de hábitat.

Ubicación	Especie	Abundancia acumulada	Ubicación	Especie	Abundancia acumulada
P1	Phalacrocorax gaimardi	261	P3	Zonotrichia capensis	24
P1	Chroicocephalus maculipennis	210	P3	Milvago chimango	18
P1	Larus dominicanus	136	P3	Aphrastura spinicauda	12
P1	Sephanoides sephaniodes	74	P3	Larus dominicanus	12
P1	Cinclodes patagonicus	53	P3	Phalacrocorax gaimardi	11
P1	Coragyps atratus	44	P3	Enicognathus ferrugineus	10
P1	Tachycineta leucopyga	44	P3	Vanellus chilensis	10
P1	Cathartes aura	40	P3	Troglodytes aedon	9
P1	Caracara plancus	30	P3	Eugralla paradoxa	7
P1	Milvago chimango	29	P3	Xolmis pyrope	6
P1	Phalacrocorax brasilianus	28	P3	Anairetes parulus	5
P1	Leucocarbo atriceps	24	P3	Tachycineta leucopyga	4
P1	Haematopus ater	23	P3	Theristicus caudatus	4
P1	Zonotrichia capensis	22	P3	Colaptes pitius	3
P1	Haematopus palliatus	21	P3	Curaeus curaeus	3
P1	Pelecanus thagus	17	P3	Enicognathus leptorhynchus	3
P1	Leucophaeus pipixcan	16	P3	Mimus thenca	3
P1	Vanellus chilensis	16	P3	Caracara plancus	2
P1	Numenius phaeopus	15	P3	Nycticorax nycticorax	2
P1	Elaenia albiceps	12	P3	Phrygilus patagonicus	2
P1	Cygnus melancoryphus	7	P3	Cathartes aura	1
P1	Eugralla paradoxa	7	P3	Cygnus melancoryphus	1
P1	Sternula lorata	7	P3	Leucocarbo atriceps	1
P1	Troglodytes aedon	7	P3	Leucophaeus pipixcan	1
P1	Larosterna inca	6	RH	Phalacrocorax gaimardi	1214
P1	Anairetes parulus	5	RH	Phalacrocorax brasilianus	110

P1	<i>Enicognathus ferrugineus</i>	5	RH	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	49
P1	<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	5	RH	<i>Leucocarbo atriceps</i>	26
P1	<i>Charadrius modestus</i>	3	RH	<i>Larus dominicanus</i>	21
P1	<i>Nycticorax nycticorax</i>	3	RH	<i>Cathartes aura</i>	18
P1	<i>Phrygilus patagonicus</i>	3	RH	<i>Coragyps atratus</i>	18
P1	<i>Anas flavirostris</i>	2	RH	<i>Haematopus ater</i>	11
P1	<i>Cinclodes oustaleti</i>	2	RH	<i>Cinclodes patagonicus</i>	10
P1	<i>Megaceryle torquata</i>	2	RH	<i>Haematopus palliatus</i>	5
P1	<i>Spinus barbatus</i>	2	RH	<i>Milvago chimango</i>	3
P1	<i>Thalasseus elegans</i>	2	RH	<i>Numenius phaeopus</i>	3
P1	<i>Theristicus caudatus</i>	2	RH	<i>Tachycineta leucopyga</i>	3
P1	<i>Aphrastura spinicauda</i>	1	RH	<i>Charadrius modestus</i>	2
P1	<i>Sterna hirundinacea</i>	1	RH	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	2
P2	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	229	RH	<i>Vanellus chilensis</i>	2
P2	<i>Phalacrocorax gaimardi</i>	222	RH	<i>Cygnus melancoryphus</i>	1
P2	<i>Larus dominicanus</i>	214	RH	<i>Zonotrichia capensis</i>	1
P2	<i>Leucocarbo atriceps</i>	75	T1	<i>Larus dominicanus</i>	748
P2	<i>Milvago chimango</i>	74	T1	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	206
P2	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	66	T1	<i>Phalacrocorax gaimardi</i>	191
P2	<i>Vanellus chilensis</i>	42	T1	<i>Vanellus chilensis</i>	114
P2	<i>Cinclodes patagonicus</i>	40	T1	<i>Coragyps atratus</i>	97
P2	<i>Coragyps atratus</i>	40	T1	<i>Milvago chimango</i>	92
P2	<i>Caracara plancus</i>	39	T1	<i>Caracara plancus</i>	80
P2	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	37	T1	<i>Tachycineta leucopyga</i>	79
P2	<i>Cathartes aura</i>	34	T1	<i>Cathartes aura</i>	72
P2	<i>Haematopus palliatus</i>	30	T1	<i>Cinclodes patagonicus</i>	71
P2	<i>Haematopus ater</i>	28	T1	<i>Haematopus palliatus</i>	66
P2	<i>Tachycineta leucopyga</i>	28	T1	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	63
P2	<i>Numenius phaeopus</i>	18	T1	<i>Haematopus ater</i>	52
P2	<i>Leucophaeus pipixcan</i>	17	T1	<i>Theristicus caudatus</i>	42
P2	<i>Spinus barbatus</i>	17	T1	<i>Charadrius modestus</i>	40
P2	<i>Elaenia albiceps</i>	14	T1	<i>Numenius phaeopus</i>	39
P2	<i>Cygnus melancoryphus</i>	13	T1	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	33
P2	<i>Zonotrichia capensis</i>	11	T1	<i>Spinus barbatus</i>	23
P2	<i>Charadrius modestus</i>	8	T1	<i>Cygnus melancoryphus</i>	21
P2	<i>Turdus falcklandii</i>	7	T1	<i>Zonotrichia capensis</i>	20
P2	<i>Larosterna inca</i>	6	T1	<i>Leucocarbo atriceps</i>	19
P2	<i>Theristicus caudatus</i>	6	T1	<i>Enicognathus ferrugineus</i>	18
P2	<i>Arenaria interpres</i>	5	T1	<i>Leucophaeus pipixcan</i>	17
P2	<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	5	T1	<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	10
P2	<i>Enicognathus ferrugineus</i>	2	T1	<i>Turdus falcklandii</i>	8
P2	<i>Anairetes parulus</i>	1	T1	<i>Leucophaeus modestus</i>	7
P2	<i>Cinclodes oustaleti</i>	1	T1	<i>Mimus thenca</i>	4

P2	Nycticorax nycticorax	1	T1	Sternula lorata	4
P2	Troglodytes aedon	1	T1	Elaenia albiceps	3
P3	Sephanoides sephaniodes	77	T1	Phrygilus patagonicus	3
P3	Chroicocephalus maculipennis	60	T1	Sterna hirundinacea	3
P3	Cinclodes patagonicus	53	T1	Troglodytes aedon	3
P3	Spinus barbatus	41	T1	Colaptes pitius	2
P3	Turdus falcklandii	34	T1	Cinclodes oustaleti	1
P3	Elaenia albiceps	33			

Anexo 3: Especies dominantes por unidad de hábitat (Top 5 en abundancia acumulada).

Ubicación	Ranking	Especie	Individuos Totales
P1	1	Phalacrocorax gaimardi	261
P1	2	Chroicocephalus maculipennis	210
P1	3	Larus dominicanus	136
P1	4	Sephanoides sephaniodes	74
P1	5	Cinclodes patagonicus	53
P2	1	Chroicocephalus maculipennis	229
P2	2	Phalacrocorax gaimardi	222
P2	3	Larus dominicanus	214
P2	4	Leucocarbo atriceps	75
P2	5	Milvago chimango	74
P3	1	Sephanoides sephaniodes	77
P3	2	Chroicocephalus maculipennis	60
P3	3	Cinclodes patagonicus	53
P3	4	Spinus barbatus	41
P3	5	Turdus falklandii	34
RH	1	Phalacrocorax gaimardi	1214
RH	2	Phalacrocorax brasilianus	110
RH	3	Chroicocephalus maculipennis	49
RH	4	Leucocarbo atriceps	26
RH	5	Larus dominicanus	21
T1	1	Larus dominicanus	748
T1	2	Chroicocephalus maculipennis	206
T1	3	Phalacrocorax gaimardi	191
T1	4	Vanellus chilensis	114
T1	5	Coragyps atratus	97

Anexo 4: Resultados de la prueba de Shapiro-Wilk para la evaluación de normalidad en datos de riqueza y abundancia.

Habitat	Shapiro_W_R	Shapiro_p_R
P1	0,96685163	0,66285637
P2	0,98189746	0,94983544
P3	0,95074132	0,35178932
RH	0,92582272	0,11350285
T1	0,91353385	0,06450473

Habitat	Shapiro_W_A	Shapiro_p_A
P1	0,9607519	0,53140131
P2	0,97913023	0,91239936
P3	0,92574142	0,11307755
RH	0,94449524	0,26702116
T1	0,92991004	0,13708198

Anexo 5: Resultados de la prueba de Levene para la evaluación de homocedasticidad de varianzas.

Df (riqueza)	F value	Pr(>F)
4	2,50426985	0,0469336
100		

Df (abundancia)	F value	Pr(>F)
4	6,46920409	0,00011349
100		

Anexo 6: Resultados del análisis de varianza (ANOVA de Welch) para la comparación de riqueza y abundancia entre hábitats.

.y.	n	statistic	DFn	DFd	p	method
Abundancia	105	124,5	4	48,8436871	5,58E-25	Welch ANOVA

.y.	n	statistic	DFn	DFd	p	method
Riqueza	105	121,36	4	48,8386558	9,85E-25	Welch ANOVA

Anexo 7: Resultados de las pruebas post-hoc de Games-Howell para comparaciones múltiples entre pares de hábitats.

.y.	group1	group2	estimate	conf.low	conf.high	p.adj	p.adj.signif
Abundancia	P1	P2	6,857142857	-5,812303208	19,52658892	0,533	ns
Abundancia	P1	P3	-35	-47,02404695	-22,97595305	2,63E-08	****
Abundancia	P1	RH	14,85714286	1,785756101	27,92852961	0,019	*
Abundancia	P1	T1	50,66666667	33,90326382	67,43006952	1,42E-09	****
Abundancia	P2	P3	-41,85714286	-50,25947462	-33,4548111	0	****
Abundancia	P2	RH	8	-1,995401137	17,99540114	0,17	ns
Abundancia	P2	T1	43,80952381	29,06002227	58,55902535	1,29E-08	****

Abundancia	P3	RH	49,85714286	40,774018	58,94026771	0	****
Abundancia	P3	T1	85,66666667	71,44158564	99,8917477	3,54E-14	****
Abundancia	RH	T1	35,80952381	20,72972078	50,88932684	0,000000884	****

.y.	group1	group2	estimate	conf.low	conf.high	p.adj	p.adj.signif
Riqueza	P1	P2	-0,238095238	-2,74839623	2,272205754	0,999	ns
Riqueza	P1	P3	-6,619047619	-8,72191713	-4,516178108	4,73E-10	****
Riqueza	P1	RH	-10	-11,87382372	-8,126176283	1,22E-13	****
Riqueza	P1	T1	1,904761905	-0,47080766	4,28033147	0,169	ns
Riqueza	P2	P3	-6,380952381	-8,74251646	-4,019388302	3,42E-08	****
Riqueza	P2	RH	-9,761904762	-11,93113933	-7,592670197	1,27E-12	****
Riqueza	P2	T1	2,142857143	-0,455884867	4,741599153	0,149	ns
Riqueza	P3	RH	-3,380952381	-5,022763834	-1,739140928	0,00000923	****
Riqueza	P3	T1	8,523809524	6,309572364	10,73804668	2,2E-12	****
Riqueza	RH	T1	11,9047619	9,902197765	13,90732604	5,78E-14	****

Anexo 8: Estimaciones de riqueza de especies asintótica basadas en el método de interpolación y extrapolación (iNEXT).

Assemblage	Diversity	Observed	Estimator	s.e.	LCL	UCL
P1	Species richness	326	379,2214296	15,59628843	348,653266	409,7895932
P1	Shannon diversity	216,5331562	259,3142175	7,500077915	244,6143349	274,0141001
P1	Simpson diversity	152,2715876	174,532854	7,364123647	160,0994368	188,9662711
P2	Species richness	321	348,5074076	12,04453152	324,9005596	372,1142556
P2	Shannon diversity	227,4903261	262,9269555	5,718427985	251,7190426	274,1348684
P2	Simpson diversity	174,7963493	201,071104	6,517862949	188,2963274	213,8458807
P3	Species richness	187	252,7320305	19,17956837	215,1407672	290,3232937
P3	Shannon diversity	149,8286124	205,7376507	9,231319801	187,6445963	223,830705
P3	Simpson diversity	123,6707022	169,8766667	9,405415105	151,4423918	188,3109415
RH	Species richness	116	130,508833	9,177826273	116	148,497042
RH	Shannon diversity	43,09320439	45,21146124	1,329204529	42,60626823	47,81665424
RH	Simpson diversity	30,69379977	31,31452558	0,766002116	29,81318902	32,81586214
T1	Species richness	366	387,7967642	11,19406416	366	409,7367268
T1	Shannon diversity	215,8287502	236,8838656	5,154783405	226,7806757	246,9870554
T1	Simpson diversity	127,1933379	134,7509711	5,096560815	124,7618955	144,7400467

Anexo 9: Evaluación de la eficiencia temporal del protocolo de censo: contribución del intervalo 5-10 minutos en la detección de nuevas especies e individuos.

Hábitat	Promedio Especies Nuevas (5-10 min)	% Especies Nuevas (del total)	Promedio Individuos Adicionales (5-10 min)	% Individuos Adicionales (del total)
P1	1,38	8,91%	12,9	22,26%

P2	1	5,89%	15,19	23,97%
P3	1,33	14,97%	4,81	23,16%

Anexo 10: Registro fotográfico de las actividades de terreno y especies avistadas (Fotografías del autor).



**Colonia de Cormorán lile
en Roca hueca**



Cormorán lile



Quettehue



Bandada de Gaviota dominicana



Guía de campo en Pílocura

