



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO



FACULTAD DE
**CIENCIAS
AGRARIAS**

Selección de Indicadores de Restauración para las Vegas y Estepas de Altura del Parque Provincial Aconcagua, Mendoza, Argentina

Martinez Bello, Constanza

Tesina de Grado de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables

Diciembre 2021

Directora: Dra. Pissolito, Clara

Co-directora: Dra. Barros, Agustina

Resumen

El uso turístico de las áreas naturales protegidas genera impactos positivos en las sociedades brindando bienestar humano y generando ingresos a la comunidad local pero, por otro lado, el turismo puede generar impactos ambientales negativos si no se gestiona adecuadamente su uso. Los impactos del turismo en áreas protegidas pueden afectar negativamente la biodiversidad, el suelo y los cuerpos de agua, alterando la integridad ecológica del sistema.

El turismo genera impactos ambientales negativos sobre el ecosistema como la fragmentación, destrucción de hábitat y alteración de la hidrología debido al tránsito de los turistas y el pastoreo y pisoteo generado por los animales de carga. La restauración ecológica puede utilizarse para revertir estos impactos, siendo la etapa de monitoreo fundamental. En la actualidad existe muy poca información de base sobre la selección de indicadores de restauración ecológica. El Parque Provincial Aconcagua de la provincia de Mendoza, Argentina, se considera un atractivo turístico y las actividades que se llevan a cabo en él han afectado el sistema de vegas del Valle de Horcones. Por ende se plantea un proyecto de restauración pasiva para su recuperación.

El objetivo de esta tesina es el de seleccionar e integrar indicadores de restauración ecológica aplicables al programa de monitoreo de restauración de las vegas de Horcones, del Parque Provincial Aconcagua. Se plantea como hipótesis que es posible la selección de indicadores de restauración que reflejen el nivel de degradación y recuperación de las vegas de Horcones, según las diferentes escalas espaciales.

Los diversos muestreos y la metodología propuesta fueron sugeridos por profesionales en el tema. Se elaboró una línea de base para el proyecto de restauración de las vegas de Horcones durante la estación de crecimiento de las plantas (2019-2020) que incluyó el análisis de tres escalas espaciales: 1-paisaje que considera variables climáticas e índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), 2- unidades de vegetación en las que se evaluó el uso antrópico, componentes de fauna y vegetación, e incluyó las unidades de estepas y vegas presentes en el sistema y 3- la Laguna de Horcones en la que se relevaron parámetros físicos, químicos y biológicos y el ensamble de comunidades de macroinvertebrados. Por último, para la selección de los indicadores de restauración ecológica se adaptó la metodología propuesta por Sarandón y Flores (2009) para ponderar y seleccionar los indicadores más efectivos para el área estudiada.

Se encontraron diversos niveles de disturbio en la vegetación de vega (nulo-bajo, medio y alto) y en estepa (medio y alto). En el verano 2021 se repitió el relevamiento de los componentes uso antrópico y altura por forma de vida vegetal. Se observó cómo en el segundo año de muestreo (2021), donde el Parque recibió una menor cantidad de turistas por la pandemia, las estepas disminuyeron su nivel de disturbio mientras que en las vegas no hubo cambios significativos en el uso antrópico debido a que el ganado doméstico no comercial siguió pastoreando en estos sectores.

Además, de un total de 43 indicadores evaluados, de los cuales 12 de ellos fueron evaluados tanto para las vegas como las estepas, se seleccionaron 29 en función a los valores de ponderación obtenidos. En cuanto a la variable uso antrópico, se seleccionaron como indicadores las pisadas tanto humanas como de animales y las heces de mulas. Considerando la variable vegetación, los indicadores seleccionados fueron la cobertura vegetal y la altura de la vegetación para ambos tipos de vegetación. En cuanto a fauna, los indicadores que tuvieron una

mayor ponderación fueron la abundancia total de artrópodos, la abundancia de solífugos, el éxito de captura de micromamíferos y el número de individuos observados de reptiles. Para la Laguna de Horcones, la saturación de oxígeno y conductividad fueron los indicadores con mayor ponderación. Por último, en cuanto a la variable paisaje, no se observó un efecto del NDVI a la escala de análisis utilizada por lo que se recomienda el nivel de fragmentación del paisaje como indicador. En conclusión, se puede decir que es factible tener un plan de monitoreo a mediano y/o largo plazo basado en la ponderación y selección de indicadores de restauración propuesta para el Valle de Horcones del Parque Provincial Aconcagua.

Palabras Claves: Restauración pasiva – Monitoreo – Disturbio antrópico – Ecología de la recreación – Flora y fauna altoandina

Abstract

Tourist usage of protected areas can have positive impacts in societies due to the provision of human well-being and the generation of economic income to local communities. However, it can also have negative impacts to the environment if tourism is not well managed. Tourism impacts in protected areas can affect negatively their biodiversity, soils and water sources, and as consequence affect the ecological integrity of these natural areas.

Tourism causes different negative impacts on the environment such as habitat fragmentation, habitat destruction and hydrological alterations, among others, due to hiking and pack animals trampling and grazing. Ecological restoration can contribute to reverse those impacts, being monitoring a fundamental stage to assess its effectiveness. Nowadays there is insufficient information on which to base a proper selection of ecological indicators for restoration programs. Aconcagua Provincial Park in the Arid Andes of Mendoza, Argentina, is considered a worldwide tourist and mountaineering attraction and these activities have negatively affected and impacted the wetland system of the Horcones Valley. In consequence, a passive ecological restoration project was implemented.

The general objective of this undergraduate thesis is the selection and integration of ecological indicators as baseline information for monitoring the long-term effectiveness of a restoration program in Horcones wetlands and surrounding vegetation in Aconcagua Provincial Park. It is proposed as a hypothesis that it is possible to select ecological indicators that reflect the level of human degradation and its reversibility under passive restoration activities at different spatial scales.

The proposed methodology and the sampling design and implementation were suggested by experts for the different components selected for the baseline study. The study was developed during the growing season of 2019-2020 in Horcones including three spatial scales: 1-landscape which includes climate variables and the normalized difference vegetation index, 2-vegetation units where anthropic use, fauna (micromammals, reptiles, arthropods) and vegetation were assessed, and 3- Horcones lake where physico-chemical and biological properties as well as macroinvertebrates assembles were surveyed. Finally, the methodology proposed by Sarandon and Flores (2009) aimed to select indicators for the sustainability of agroecosystems was adapted to prioritize the most relevant indicators to consider for the long term monitoring.

The results of the baseline study show that the study area has different disturbance levels including areas with null or low disturbance, medium and high disturbance in meadows. For steppe vegetation all areas were disturbed ranging from moderate to high human disturbance. In summer 2021, the survey assessing the level of disturbance and plant height was repeated. Lower levels of disturbance were observed for steppe vegetation in the second survey in 2021, as the Park received fewer tourists due to the restrictions imposed by COVID 19 pandemic while there were no significant changes in meadow vegetation because domestic livestock from local communities still graze in these sectors.

Furthermore, of a total of 43 ecological indicators assessed, 12 of which were both used in meadow and steppe vegetation, 29 were selected based on the weighting values obtained

through Sarandon & Flores (2009) methodology. Regarding human disturbance, human and animal trampling and mule dung were selected as indicators reflecting changes in vegetation and fauna parameters. Considering vegetation, plant cover and height for both types of vegetation were selected. Concerning fauna, the indicators with highest weighting were arthropods total abundance, solifugae abundance, micro-mammals capture success and the number of reptiles observed. For Horcones Lake, oxygen saturation and conductivity were the indicators with the highest weighting. Finally, for landscape metrics, at the scale of analysis used for this study, NDVI was not effective, thus it is recommended to use other landscape indicators such as fragmentation metrics. To conclude, the implementation of a medium or long term monitoring program based on the weighting and selection of ecological indicators for assessing the ecological restoration project in Horcones's wetland and surrounding vegetation is feasible.

Key words: Passive restoration – Monitoring – Anthropic disturbance – Recreation ecology – High Andean flora and fauna

Agradecimientos

A mi directora, Clara Pissolito, y co-directora, Agustina Barros, por su gran apoyo, dedicación, paciencia, consejos, cariño y acompañamiento en este hermoso proceso. Por su excelente calidad profesional y humana, y por haber confiado en mí para realizar esta tesina.

A mi familia, especialmente a mi mamá, mi papá y mi hermana, por ser mi pilar, por su apoyo incondicional y por todo su cariño, amor y fuerzas a lo largo de estos años de carrera sin importar la distancia.

A mis amigas de toda la vida y mi mejor amigo, Luz, Guada, Carli y Rodri, por su amistad infinita y ser el lugar seguro y tranquilo donde siempre pude parar a respirar y volver a juntar fuerzas para seguir.

A mis amigos y amigas de la facultad, Ro, Vane, Flor, Ari, Luisi, Gise, Seba, Ema, Agus y Marcos, por la ayuda recibida en todo el camino recorrido durante estos años, las largas horas de estudio y mates. Sin ellos hubiera sido muy difícil llegar hasta acá.

A Agus y a las personas que aparecieron en mi vida en el último tiempo que no dudaron ni un segundo en brindarme todo su apoyo, confianza y aliento en los momentos donde más necesitaba.

A los profesionales e investigadores que participaron en el proyecto, Dra. Emilia Fernandez, Dra. Erica Scheibler, Dra. Julieta Aranibar, Dra. Florencia Fernández Campón, Soledad Naiquén Gallardo Fernández, Dra. Nadia Vicenzi, Dra. Paola Sassi, Dra. Clara Rubio, Dra. Cecilia Rubio, Dr. Fabián Díaz, Ing. María Victoria Munafó, María Poca, Geol. Hernan Gargantini, Dr. Pierre Pitte y Dr. Mariano Masiokas, por los datos obtenidos en el campo, su tiempo y todas las explicaciones brindadas para poder interpretar la información obtenida y llevar a cabo esta tesina.

Al Cuerpo de Guardaparques de Aconcagua por la buena predisposición para recibirnos y la ayuda recibida en los días de muestreo, y a la Compañía de Cazadores de Montaña 8 “Tte Iro Ibañez” por recibirnos y permitirnos alojarnos en sus instalaciones.

Al IADIZA y IANIGLA por permitirnos realizar los viajes al Parque y utilizar los laboratorios para el análisis de datos.

Al Departamento General de Irrigación por brindarme los datos de precipitación nival y temperatura de la Estación Nivométrica Horcones.

A la Dirección de Recursos Naturales Renovables de la provincia y a The Nature Conservancy, María Poca del Instituto de Matemática Aplicada de San Luis (IMASL), por permitirnos llevar a cabo el estudio propuesto en esta tesina.

A los evaluadores, Dra. Guerrido Claudia, Dra. Natale Evangelina y Esp. Ing. Mastrantonio Leandro por su buena predisposición y ayuda para mejorar la calidad de mi tesina.

A la Facultad de Ciencias Agrarias, por su excelente educación superior y por brindarme todas las herramientas y conocimientos necesarios para permitir mi formación como ingeniera.

Índice general

Resumen	1
Abstract	3
Agradecimientos	5
Índice general	6
Índice de figuras	8
Índice de tablas	11
1. Introducción	13
1.1. Turismo en áreas naturales	13
1.2. Restauración ecológica	15
1.3. Aconcagua	17
<i>1.3.1. Proyecto de Restauración del Sistema de Vegas de Horcones del Parque Provincial Aconcagua</i>	<i>19</i>
1.4. Aportes de la tesina	20
1.5. Objetivos	22
<i>1.5.1. Objetivo general</i>	<i>22</i>
<i>1.5.2. Objetivos específicos</i>	<i>22</i>
1.6. Hipótesis	23
2. Metodología	24
2.1. Descripción del sitio de estudio	24
2.2. Toma de datos	26
2.3. Paisaje	27
2.4. Unidades de vegetación	27
<i>2.4.1. Vegetación</i>	<i>27</i>
<i>2.4.2. Fauna</i>	<i>29</i>
2.5. Laguna de Horcones	29
2.6. Análisis y síntesis de la información	30
<i>2.6.1. Paisaje</i>	<i>30</i>
<i>2.6.2. Vegetación</i>	<i>30</i>
<i>2.6.3. Fauna</i>	<i>31</i>
<i>2.6.4. Laguna de Horcones</i>	<i>31</i>
<i>2.6.5. Ponderación y selección de indicadores</i>	<i>32</i>
3. Resultados	35
3.1. Clima	35
3.2. Vegetación	36

3.2.1. Estado de la vegetación en función del nivel de disturbio por el método de parcelas	39
3.2.2. Comparación de los datos obtenidos a partir de la estimación por el muestreo de parcelas (estimación visual) y el muestreo por transectas (puntos de toque)	43
3.2.3. Niveles de disturbio y sus componentes	44
3.2.4. Comparación de las alturas medidas en las estepas y vegas del Valle de Horcones del periodo de muestreo 2019-2020 y 2021	48
3.3. Fauna	48
3.3.1. Artrópodos	48
3.3.2. Micromamíferos y Reptiles	51
3.4. Laguna de Horcones	53
3.5. Paisaje	55
4. Síntesis de resultados	59
4.1. Ponderación de indicadores de disturbio antrópico	59
4.2. Indicadores seleccionados en relación al disturbio antrópico	60
5. Discusión y conclusiones	64
5.1. Recomendaciones	68
6. Bibliografía	70
Anexos	75
Anexo 1	75
Anexo 2	82

Índice de figuras

- Figura 1: Zona de mayor degradación de la vega de Horcones del Parque Provincial Aconcagua. a) Laguna de Horcones y su sendero, b) Tránsito mular en la vega principal de Horcones, c) Sector central de la vega principal de Horcones. 199
- Figura 2: Etapas de un proyecto de restauración. Las flechas verdes ilustran los cinco pasos y la retroalimentación regional. Las flechas punteadas destacan que el monitoreo obliga la revisión constante de los tres primeros pasos (restauración adaptativa). Las flechas en rojo son un ejemplo de las posibles fuentes de recursos para llevar a cabo dicho proyecto (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015). En amarillo se observa la etapa en la que contribuye mi tesina. 21
- Figura 3: Diseño e implementación del programa de monitoreo. Las flechas indican la revisión y vínculo entre los diferentes pasos, así como el manejo adaptativo (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015). En amarillo se observan los pasos en los que contribuye mi tesina. 22
- Figura 4: Mapa de la ubicación de la Quebrada de Horcones del Parque Provincial Aconcagua, Mendoza, Argentina. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84. 24
- Figura 5: Mapa del área de muestreo del proyecto de monitoreo del área de uso intensivo del Valle de Horcones, Parque Provincial Aconcagua. Se hace referencia a las 7 unidades de vegetación que se han establecido en terreno (3 en estepa y 4 en vega) para la toma de datos. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84. 25
- Figura 6: Altura máxima de nieve (barras azules) para el período 2000-2020 y temperatura media mensual para el período 2007-2020 (línea roja). Datos obtenidos de la Estación Nivometeorológica Horcones, Sistema de Información Hidronivometeorológico (SIH), Departamento de Hidrología, Departamento General de Irrigación (DGI). En verde se observa los años de observación del componente de paisaje para esta tesina. 35
- Figura 7: Imagen de uno de los piezómetros instalados en la Vega 1 del Valle de Horcones junto a una transecta para el relevamiento de los parámetros de vegetación. 36
- Figura 8: Gráfico del nivel freático del piezómetro alto de la vega 1 del Valle de Horcones en los meses de diciembre 2020 a febrero 2021. 36
- Figura 9: Mapa de unidades de vegetación y niveles de disturbio de las parcelas de muestreo del valle de Horcones, Parque Provincial Aconcagua, Mendoza. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84. 37
- Figura 10: Gráficos de caja de los parámetros de vegetación medidos a campo por el método de parcelas para las vegas de altura en el Valle de Horcones. 40
- Figura 11: Gráficos de caja de los parámetros de vegetación medidos a campo por el método de parcelas para las estepas en el Valle de Horcones. 42

Figura 12: Gráfico de barras de la frecuencia total de los niveles de disturbios relevados por año de muestreo para la vegetación de vegas y estepas del valle de Horcones.	45
Figura 13: Gráfico de barras del promedio del nivel de disturbio relevado de las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones para las dos temporadas de verano de muestreo.	45
Figura 14: Gráfico de barras del promedio de la categoría de pisadas relevada en las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones.	46
Figura 15: Gráfico de barras del promedio de la categoría de heces de mulas relevadas en las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones.	46
Figura 16: Gráfico de barras del promedio de la categoría de heces de liebre relevadas en las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones.	46
Figura 17: Mapas de la interpolación de los niveles de disturbio muestreados en el 2019/2020 y en el 2021 para las vegas y estepas del Valle de Horcones. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.	47
Figura 18: Gráfico de barras del promedio de las diferencias de altura del año de muestreo 2021 con respecto al año de muestreo 2019-2020 para la vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones.	48
Figura 19: Mapa de los puntos de muestreo de artrópodos en las vegas del valle de Horcones junto al nivel de disturbio asignado. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.	49
Figura 20: Gráficos de caja de las diversas variables de artrópodos relevadas a campo por el método de transectas para las vegas de altura del Valle de Horcones.	50
Figura 21: Mapa de las transectas de muestreo realizadas para micromamíferos y reptiles junto a la asignación del nivel de disturbio del 2019 - 2020 a las mismas. Fuente: Elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.	51
Figura 22: Gráfico de barras del promedio del éxito de captura de los individuos de micromamíferos según el nivel de disturbio de las transectas de muestreo del Valle de Horcones.	52
Figura 23: Gráfico de barras del promedio del número de individuos de <i>Liolaemus fitzgeraldi</i> observados según el nivel de disturbio de las transectas de muestreo del Valle de Horcones.	52
Figura 24: Gráfico de líneas del NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) para las 4 temporadas analizadas para las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones. Fuente: elaboración propia.	56
Figura 25: Gráfico de cajas del NDVI en función al nivel de disturbio y al verano analizado de las parcelas relevadas en las unidades de vegetación de vegas del Valle de Horcones.	57

Figura 26: Gráfico de cajas del NDVI en función al nivel de disturbio y al verano analizado de las parcelas relevadas en las unidades de vegetación de estepas del Valle de Horcones. Las diferencias significativas solo fueron observadas en los veranos encuadrados en negro. 57

Figura 27: Comparación de imágenes satelitales del Verano 1 y 3 del Valle de Horcones. A la izquierda de cada imagen puede observarse el NDVI y a la derecha el falso color del mismo (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano). A) 15 de Diciembre del 2017. B) 12 de Diciembre del 2019. C) 14 de Enero del 2018. D) 11 de Enero del 2020. E) 13 de Febrero del 2018. F) 15 de Febrero del 2020. 58

Figura 28: Gráfico de los indicadores seleccionados para conformar el plan de monitoreo del Valle de Horcones con su respectivo valor de ponderación. 69

Figura A. 1: Gráficos de caja de las diversas variables medidas a campo por el método de transectas para las vegas de altura del Valle de Horcones. 82

Figura A. 2: Gráficos de caja de las diversas variables medidas a campo por el método de transectas para las estepas del Valle de Horcones. 83

Figura A. 3: Imagen compuesta de la Temporada 2017 - 2018 del NDVI y el falso color obtenido (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano) para la zona de estudio del Valle de Horcones. A) 15 de Diciembre del 2017. B) 30 de Diciembre del 2017. C) 14 de Enero del 2018. D) 26 de Enero del 2018. E) 13 de Febrero del 2018. F) 28 de Febrero del 2018. 84

Figura A. 4: Imagen compuesta de la Temporada 2018 - 2019 del NDVI y el falso color obtenido (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano) para la zona de estudio del Valle de Horcones. A) 10 de Diciembre del 2018. B) 27 de Diciembre del 2018. C) 11 de Enero del 2019. D) 31 de Enero del 2019. E) 10 de Febrero del 2019. F) 28 de Febrero del 2019. 85

Figura A. 5: Imagen compuesta de la Temporada 2019 - 2020 del NDVI y el falso color obtenido (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano) para la zona de estudio del Valle de Horcones. A) 12 de Diciembre del 2019. B) 30 de Diciembre del 2019. C) 11 de Enero del 2020. D) 26 de Enero del 2020. E) 15 de Febrero del 2020. F) 28 de Febrero del 2020. 86

Figura A. 6: Imagen compuesta de la Temporada 2020 - 2021 del NDVI y el falso color obtenido (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano) para la zona de estudio del Valle de Horcones. A) 11 de Diciembre del 2020. B) 31 de Diciembre del 2020. C) 15 de Enero del 2021. D) 28 de Enero del 2021. E) 14 de Febrero del 2021. F) 27 de Febrero del 2021. 87

Índice de tablas

Tabla 1: Escala categórica para la determinación del valor de los componentes de disturbio analizados por cada parcela de muestreo del Valle de Horcones. La clasificación se hizo en función al trabajo realizado por Barros & Pickering (2017).....	28
Tabla 2: Escala para la asignación del nivel de disturbio por parcelas según la suma de los valores asignados a cada componente de disturbio en el Valle de Horcones. La clasificación se hizo en función al trabajo realizado por Barros & Pickering (2017).....	28
Tabla 3: categorías de evaluación para los indicadores de restauración ecológica junto a los criterios para su valoración provenientes de la adaptación de la metodología propuesta por Sarandón & Flores (2009) para la evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas.....	33
Tabla 4: Resumen del promedio y desviación estándar de los parámetros de vegetación de las vegas de altura y estepas del Valle de Horcones, considerando ambos métodos de muestreo.	38
Tabla 5: Nivel de significancia obtenido para los diferentes parámetros de vegetación analizados según el método de muestreo de parcelas y transectas.	43
Tabla 6: Media y desviación estándar (D.E) entre paréntesis de las propiedades fisicoquímicas de la laguna de Horcones junto a la abundancia relativa de los macroinvertebrados encontradas en la misma para dos periodos de muestreo (2008 y 2020).....	53
Tabla 7: Ensamble de macroinvertebrados acuáticos que se tuvieron en cuenta a la hora de la construcción del WCVI Index.	54
Tabla 8: Indicadores relevados a campo para cada variable analizada en este trabajo.	59
Tabla 9: Matriz de selección y ponderación de los indicadores de las diversas variables muestreadas en el Valle de Horcones adaptando la metodología propuesta por Sarandón y Flores. En amarillo pueden observarse aquellos indicadores que obtuvieron un valor mayor o igual a 24 puntos en su ponderación.	61
Tabla A. 1: Listado de las 38 especies vegetales encontradas en los relevamientos de vegetación para el método de parcelas y transectas en las vegas y estepas del Valle de Horcones. “x” indica la presencia de la especie en el relevamiento de dicha unidad de vegetación. “-” indica la ausencia de la especie en el relevamiento de dicha unidad de vegetación.	75
Tabla A. 2: Resultados estadísticos obtenidos para las diversas variables de vegetación medidas en las vegas de altura del Valle de Horcones por el método de muestreo de parcelas.	76
Tabla A. 3: Resultados estadísticos obtenidos para las diversas variables de vegetación medidas en las estepas del Valle de Horcones por el método de muestreo de parcelas.	77

Tabla A. 4: Resultados estadísticos obtenidos para las diversas variables de vegetación medidas en las vegas de altura del Valle de Horcones por el método de muestreo de transectas.....	78
Tabla A. 5: Resultados estadísticos obtenidos para las diversas variables de vegetación medidas en las estepas del Valle de Horcones por el método de muestreo de transectas.....	79
Tabla A. 6: Resultados estadísticos obtenidos para las variables de artrópodos medidas en las vegas de altura del Valle de Horcones.	80
Tabla A. 7: Resultados estadísticos obtenidos para el análisis del NDVI en función del nivel de disturbio y del verano seleccionado de las parcelas relevadas en las vegas de altura del Valle de Horcones.	80
Tabla A. 8: Resultados estadísticos obtenidos para el análisis del NDVI en función del nivel de disturbio y del verano seleccionado de las parcelas relevadas en las estepas del Valle de Horcones.	81

1. Introducción

1.1. Turismo en áreas naturales

En la actualidad, prácticamente es difícil encontrar actividades humanas que no generen un impacto sobre el ecosistema. Tanto la producción, el transporte, la transformación y el consumo de los distintos recursos que se encuentran en la tierra, renovables como no renovables, generan impactos ambientales principalmente negativos sobre los ecosistemas (Bravo, 2015). El impacto en los ecosistemas se genera debido a la interacción que hay entre las actividades humanas y el entorno debido a la utilización de insumos, el espacio que se ocupa y los efluentes/emisiones que se emiten (Consigli, 2002).

Se encuentran ocho sectores claves que afectan a los ecosistemas los cuales son 1) la energía, el cual incluye tanto la producción de energía primaria, conversión en energía derivada (electricidad y calor) y su uso final; 2) la industria en términos de emisiones y vertidos, producción de residuos y utilización de recursos naturales; 3) el transporte; 4) la agricultura en cuanto a su estructura de producción y empleo, y las prácticas agrícolas que se han desarrollado para satisfacer la demanda humana; 5) la silvicultura en sus actividades y prácticas asociadas a la explotación forestal; 6) la pesca y acuicultura; 7) las unidades domésticas en términos de uso de recursos y emisión de residuos; y por último 8) el turismo y las actividades recreativas (European Environment Agency, 2008).

Teniendo en cuenta este último aspecto, en el 2019 se llegó al noveno año consecutivo de crecimiento sostenido del turismo internacional, incrementando en un 4% de forma anual. En América, los aumentos del turismo fueron alrededor de un 2% (Organización Mundial del Turismo, 2020). Cabe agregar que, actualmente, hay un creciente aumento sobre la importancia del medio ambiente en el área turística y principalmente sobre las áreas naturales protegidas (Petrovich, 2019). Estas últimas, entendiéndose como un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados (Dudley, 2008).

Por ende, los objetivos de las áreas protegidas son conservar la composición, estructura, función y potencial evolutivo de la biodiversidad; contribuir a las estrategias de conservación regionales (como reservas clave, corredores biológicos, zonas de refugio para especies migratorias, etc.); mantener la diversidad de paisajes o hábitats, y de las especies y ecosistemas asociados; ser de un tamaño suficiente como para asegurar la integridad y el mantenimiento a largo plazo de los objetivos de conservación especificados; mantener los valores que le han sido asignados a perpetuidad; funcionar de acuerdo con un plan de gestión y de un programa de monitoreo y evaluación que sirva de apoyo a una gestión adaptativa; y contar con un sistema de gobernanza claro y equitativo (Dudley, 2008).

El uso turístico de las áreas naturales protegidas genera impactos positivos en las sociedades brindando bienestar humano y generando ingresos a la comunidad local pero, por otro lado, el turismo puede generar impactos ambientales negativos si no se gestiona adecuadamente su uso. Dentro de los impactos más comunes del turismo en áreas protegidas, podemos nombrar impactos biofísicos tales como la degradación de la calidad del aire y el agua, perturbación o destrucción de hábitats de vida silvestre, habituación de animales, contaminación del suelo y cuerpos de agua, entre otros, todos ellos afectando al paisaje en su totalidad (Leung, Spenceley, Hvenegaard, & Buckley, 2019).

A su vez, el turismo puede afectar la flora, fauna y hábitats. Los impactos incluyen reducción de la cobertura y diversidad de la flora nativa, la introducción de especies exóticas invasoras o patógenas, erosión y compactación del suelo y fragmentación del paisaje a partir de la formación de senderos no planificados. Los impactos sobre la vida silvestre también pueden ocurrir de forma directa, como en los casos de mortalidad de animales por choque con vehículos, cacería y pesca, cambios en el comportamiento de algunas especies, entre otros (Leung et al., 2019).

Otro de los efectos negativos generados por el turismo son aquellos asociados a la infraestructura que se debe de realizar en las áreas protegidas tales como rutas para senderismo, paseos, puentes, caminos, miradores, señalización, campamentos, cabañas y centros para visitantes. Algunos de los impactos ambientales que se generan son contaminación del agua por descarga de efluentes, perturbación visual y auditiva por la concentración de visitantes, fragmentación de hábitats por la construcción de carreteras, senderos e infraestructura, entre otros (Leung et al., 2019). Debido a esto, es imperante la necesidad de conciliar objetivos de manejo para la conservación y el uso público de las áreas protegidas (Pabon-Zamora et al., 2008).

En el caso de Argentina, desde 1990 hay una fuerte tendencia de incremento del turismo en las áreas protegidas ya que son vistas como una oportunidad para el desarrollo económico a nivel nacional. Esto se debe a que los paisajes en los parques contienen gran parte de los principales atractivos turísticos, que resultan de alto interés tanto para el turismo interno como externo (Carpinetti, 2007). Aún con la situación actual debido a la pandemia causada por el COVID-19, el turismo interno en áreas protegidas ha aumentado significativamente puesto que es una actividad segura y las personas han tendido a acercarse más a la naturaleza (Galvani, Lew, & Perez, 2020). Si bien en un principio las áreas protegidas fueron cerradas debido a las restricciones impuestas por los gobiernos, posteriormente, y en reconocimiento de que las actividades al aire libre tienen bajo riesgo de contagio junto a diversos beneficios sociales y sobre la salud, se ha promovido su uso a nivel nacional e internacional.

Es por esto que muchas áreas protegidas están siendo visitadas por una mayor cantidad de turistas en comparación con los años anteriores, modificando sus patrones de uso, lo cual genera preocupación en cuanto a los impactos negativos que éstas puedan generar en los ecosistemas (Galvani et al., 2020). A su vez, se espera y puede evidenciar, un aumento del turismo local, lo cual impacta en las áreas protegidas propias de cada localidad (Bauza Martorell & Melgosa Arcos, 2020). Se debe tener en cuenta que los impactos negativos producidos por el turismo generalmente son menores que aquellos generados por cualquiera de las 7 actividades humanas listadas con anterioridad, dependiendo de su magnitud. Sin embargo, es de vital importancia estudiar y monitorear los diversos impactos generados por el turismo sobre las áreas protegidas.

En el caso de que los impactos negativos ocasionados por el turismo sean difíciles de revertir, es importante la implementación de acciones tendientes a la restauración ecológica de los ambientes degradados. Esta tesina se enmarca en un programa de restauración implementado para mitigar los impactos del turismo en el Parque provincial Aconcagua de la provincia de Mendoza, Argentina.

1.2. Restauración ecológica

La restauración ecológica es el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (Society for Ecological Restoration International - Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas, 2004), ubicando al sistema en una trayectoria de recuperación donde sus distintos componentes puedan adaptarse y evolucionar hacia un estado aproximado al ecosistema de referencia. Este último, representa una versión no degradada del ecosistema completo con la flora, fauna, elementos abióticos, funciones, procesos y estados sucesionales que se presentarían en el sitio si la degradación, daño o destrucción no hubieran ocurrido (McDonald, Gann, Jonson, & Dixon, 2016).

La restauración ecológica puede ser activa o pasiva. La primera consiste en la intervención directa del hombre sobre la estructura y características del ecosistema degradado, con el fin de reemplazarlo, rehabilitarlo o restaurarlo para garantizar la existencia de un ecosistema estructurado y funcional (Mola, De Torre, & Sopeña, 2018). Por otro lado, la restauración ecológica pasiva se centra en eliminar o minimizar las perturbaciones causantes de la degradación, dejando que el ecosistema degradado pueda recuperar por sí mismo su estructura y funcionalidad, destacando que esta posibilidad siempre debe contemplarse como primera opción, ya que en numerosas ocasiones sus resultados pueden ser comparables y con frecuencia superiores a los de la restauración activa (Mola et al., 2018).

Para el caso del Parque Provincial Aconcagua, se está llevando a cabo un proyecto de restauración pasiva. El mismo se implementará en la zona de mayor uso turístico y degradación antrópica, pero a la vez de alto valor para la conservación ya que alberga ambientes de vegas altoandinas los cuales son considerados ambientes claves en los Andes Áridos debido a su alta productividad vegetal, sus servicios ecosistémicos y su biodiversidad asociada (Barros et al., 2015).

La restauración pasiva fue decidida en función a que la misma requiere asistencia externa mínima, precisando sólo una medida inicial para que se inicie el proceso; los costos son menores comparados con una restauración activa; se utiliza diversidad genética auténtica debido a que se permite que las poblaciones de la vegetación local sean las que invadan el área degradada, resguardando y fomentando la diversidad genética local de las poblaciones, usando plantas que además funcionalmente podrían estar mejor adaptadas a las condiciones locales que las que se reintroducen artificialmente de origen desconocido; la existencia de bancos de semillas locales nativas en la zona; el tipo de disturbio que se lleva a cabo en el Parque y la ausencia de contaminación pronunciada, entre otras cosas (Ministerio de Agricultura de Chile, 2012).

En el proceso de restauración ecológica, se busca seguir estándares internacionales para su ejecución, incluyendo la etapa de planificación, implementación, monitoreo y evaluación de los proyectos de restauración. La etapa de planificación y diseño está compuesta por el involucramiento de las partes interesadas, la evaluación del contexto externo, el inventario del ecosistema en la línea de base, la identificación del ecosistema de referencia, determinación de los objetivos, metas e indicadores; recomendación de los tratamientos de restauración, la evaluación de la seguridad de la propiedad del sitio y de la calendarización del mantenimiento post tratamiento, el análisis de la logística y la calendarización del proceso de revisión (McDonald et al., 2016). En la etapa de implementación se busca asegurar que los trabajos no generen daños, que sean aplicados e interpretados correctamente, que se cumpla con la legislación, entre otras cosas. La etapa de monitoreo, documentación, evaluación y publicación es donde se

evalúa y analiza el progreso y se adoptan nuevos tratamientos si fuese necesario a través del manejo adaptativo (McDonald et al., 2016).

Con respecto al monitoreo, a pesar de que este aspecto es fundamental a la hora de la realización de un proyecto de restauración, son pocos los que contemplan la medición de indicadores que permitan determinar la efectividad del mismo (Mazón, Aguirre, Echeverría, & Aronson, 2019). Por último, se encuentra la etapa de mantenimiento post-implementación el cual previene impactos negativos y el regreso al estado dañado del ecosistema restaurado (McDonald et al., 2016).

El monitoreo es la recolección sistemática y repetida de datos, observaciones y estudios sobre un área o fenómeno determinado con el fin de caracterizar el estado actual, documentar los cambios que ocurren a lo largo del tiempo y analizar la información necesaria para entender la relación de dichos cambios con las presiones o factores que causan alteraciones en un ecosistema (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015).

Es un proceso esencial para medir el éxito de un proceso de restauración y sirve para orientar el curso de la restauración ecológica hacia su objetivo, el cual da alertas tempranas a lo largo del tiempo para corregir, ajustar, mejorar o complementar algunas técnicas o estrategias a partir del manejo adaptativo. Un beneficio adicional del monitoreo es la reducción de los costos en los futuros proyectos de restauración ecológica, pues es durante la evaluación y seguimiento donde se puede relacionar la inversión frente al beneficio obtenido (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015). Incluye el diagnóstico inicial del ecosistema a restaurar y el de referencia y la selección de objetivos y metas a partir de los cuales se determinan indicadores de restauración (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015).

Los indicadores de restauración representan de una forma cuantificable la estructura, composición, función y los aspectos socioeconómicos (criterios) que ocurren e inciden en las áreas en proceso de restauración (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015). A partir de la determinación de los indicadores, se realiza la comparación de estos entre el ecosistema que está siendo restaurado y el ecosistema de referencia para monitorear si se está logrando con éxito la regeneración natural del ecosistema a partir de las medidas implementadas y el cumplimiento de los objetivos del proyecto. Sin una buena selección de indicadores y/o la falta de estos, no se podría medir el avance de la restauración ni generar información confiable para la toma de decisiones necesarias para una buena gestión y adaptación del proyecto a medida que pasa el tiempo (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015).

El criterio de selección de indicadores debe contemplar una diversidad de aspectos para que los mismos sean acordes con los objetivos y metas de restauración. Entre los más importantes que resalta la literatura, podemos nombrar los siguientes aspectos: i) ser lo suficientemente sensibles como para proveer una alerta temprana de cambio, ii) estar repartidos en una amplia área geográfica o ser ampliamente aplicables a la heterogeneidad espacio-temporal, iii) ser capaces de proveer una evaluación continua del proceso de restauración y sobre un rango amplio de condiciones biofísicas, iv) ser relativamente independientes del tamaño de la muestra, v) no deben ser de carácter deductivo ni redundantes con otras variables utilizadas, vi) ser fáciles de tomar y relativamente rentables (buena relación costo-beneficio), vii) ser capaces de diferenciar entre ciclos naturales o tendencias y los inducidos por el hombre, viii) ser biofísica y socialmente relevantes, ix) deben corresponder o ser pertinentes a los fenómenos de respuesta del proceso de restauración y x) deben tener importancia ecológica para el mismo (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015).

En la actualidad, se cuenta con diversos sistemas y modelos de indicadores de restauración, los cuales, al contar con objetivos, estructuras, escalas y dimensiones diferentes, pueden generar confusión en cuanto a su uso (Simon, Garcia, Del Barrio, Ruiz, & Sanjuan, 2013). Esto se ve reflejado en que no existen, hasta el momento, estándares para la evaluación y verificación de la eficiencia de estos proyectos, incluyendo los indicadores ecológicos, su frecuencia y duración (Gatica-Saavedra et. al, 2017; Pandit et al., 2020; Block, Franklin, Ganey, Ward & White, 2001).

En estos proyectos, es común la selección de pocos indicadores, los cuales muchas veces están enfocados solamente en algunos componentes de la comunidad vegetal (Gatica-Saavedra et. al, 2017; Pandit et al., 2020), no permitiendo de esta forma observar la complejidad total del sistema ecológico y llevando a simplificaciones (Dale & Beyeler, 2001). Además, estos son muchas veces estimados mediante diversas metodologías que dificultan las comparaciones entre distintos proyectos (Murphy et al., 2019). La selección de los mismos, se basa en general en proyectos previamente realizados o en la evaluación intuitiva de los expertos y en el grado en que cumplen una serie de criterios individuales, en vez de basarse en cómo los indicadores en su conjunto generan respuestas a las preguntas ambientales (Niemeijer & Groot, 2008).

Esto demuestra las razones por las que los programas de manejo y los monitoreo carecen de rigor científico, siendo la falta de protocolos definidos para la identificación y selección de indicadores de restauración el principal problema (Dale & Beyeler, 2001). De esta forma, se dificulta la validación e interpretación de la información, siendo muchas veces los resultados especulativos (Dale & Beyeler, 2001). Esto genera una gran problemática en el monitoreo, ya que sin una buena selección de indicadores y/o la falta de estos, no se podría medir el avance de la restauración ni generar información confiable para la toma de decisiones necesarias para una buena gestión y adaptación del proyecto a medida que pasa el tiempo (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015).

1.3. Aconcagua

El Parque Provincial Aconcagua se encuentra en el departamento de Las Heras, al noroeste de la provincia de Mendoza, Argentina. El Parque corresponde, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), a la categoría 2 UICN (Barros, Aschero, Mazzolari, Cavieres, & Pickering, 2020). Este fue creado con el objetivo de preservar el paisaje, la biodiversidad, los recursos culturales y los glaciares los cuales son reservas de agua dulce para la provincia, permitiendo el posterior abastecimiento de agua para riego y consumo humano en el oasis norte (Fuentes, 2011).

El Parque ha presentado diversos usos a lo largo de la historia humana. En primer lugar, se encontró evidencia de sociedades agro-pastoriles junto a santuarios de comunidades preincaicas e incaicas en la zona junto con el hallazgo de una momia realizada en un ritual (De Oto, 2011). Posteriormente, el área fue utilizada como zona de tránsito y pastoreo en el verano para el traslado del ganado a Chile en la época de la colonización española (Ferrer, 2017). A fines del siglo XIX, con la construcción del ferrocarril trasandino, comenzó el proceso de creación y ocupación de las villas de alta montaña (Ferrer, 2017) junto a diversas expediciones con el fin de realizar investigaciones y llegar a cumbre (De Oto, 2011). Desde mediados del siglo XX hasta la creación del Parque en el año 1983, el área fue utilizada como campo de pruebas de tiro y de entrenamiento del personal militar junto a la construcción de refugios en alta montaña (Barros, 2004).

Desde 1970, gracias a la creación de la Ruta Nacional N°7, y hasta la actualidad, este Parque se considera como un atractivo turístico por los montañistas y amantes de la naturaleza (De Oto, 2011), siendo aproximadamente 30.000 turistas los que llegan de forma ocasional para transitar el sendero interpretativo hasta la Laguna de Horcones y 6.000 andinistas los cuales suben a los distintos campamentos encontrados en este recorrido. A su vez, aproximadamente 3.000 mulas atraviesan el Parque durante el verano llevando los equipos necesarios para los andinistas (Barros et al., 2020).

Hay que destacar que, las áreas protegidas de la provincia de Mendoza se autofinancian a partir de la creación del Fondo Permanente, el cual está conformado por las asignaciones presupuestarias anuales, los derechos de caza y pesca, el canon proveniente de las concesiones o permisos, las multas, las entradas de ingreso, entre otros (Provincia de Mendoza, 1993). El Parque Provincial Aconcagua, en cuanto a áreas protegidas, es la mayor atracción turística de la provincia ya que atrae turistas tanto nacionales como internacionales. Por lo tanto, el Parque es el que genera los mayores ingresos económicos y el que produce un mayor aporte al Fondo Permanente, del cual dependen el resto de las áreas protegidas provinciales. Esto deriva en conflictos de interés en cuanto a su manejo y uso (Fuentes, 2011).

Las actividades realizadas en el Parque generan una presión turística sobre los ambientes naturales del área, lo cual produce un impacto ambiental negativo sobre este ecosistema (De Oto, 2011). Como resultado del uso sostenido del Parque desde la década de los 90, el tránsito de animales de carga y la formación de senderos formales e informales, se han afectado aproximadamente más de 200 hectáreas de vegetación, siendo la zona más afectada el sistema de vegas del Valle de Horcones (Barros & Pickering, 2017).

Los caminos recreativos, tanto formales como informales, producen impactos ambientales negativos entre los que podemos nombrar la disminución en la cobertura y cambios en la estructura vegetal, cambios en la composición, incluyendo reducción de arbustos dominantes, aumento de especies herbáceas exóticas invasoras, pérdida y erosión del suelo. Estos impactos a su vez generan fragmentación, lo cual puede alterar la hidrología y el contenido de humedad en el suelo, alterar los patrones de movimiento de artrópodos, favorecer la dispersión de especies invasoras a través de los senderos y caminos, entre otros (Ballantyne & Pickering, 2015).

Sumado a los impactos generados por la construcción de caminos y senderos, hay que considerar los impactos que generan las mulas y caballos de carga, debido a que la magnitud del daño sobre la vegetación a través del pisoteo y pastoreo puede ser hasta 3 veces mayor que el impacto producido por los caminantes (Barros & Pickering, 2017). El tránsito de animales de carga puede acelerar los procesos de erosión y compactación del suelo, y potenciar la introducción de exóticas a través de la dispersión de semillas por heces y pelaje, junto a la adición de nutrientes a través de la orina y heces. El pastoreo intensivo y pisoteo también pueden afectar la anidación de aves y desplazar a herbívoros nativos que utilizan las vegas altoandinas como fuentes de alimentación (Loydi & Zalba, 2009).

En el Parque podemos distinguir dos grandes tipos de vegetación, la vegetación de estepa y de vega. En cuanto a la vegetación de vega, la misma cumple diversos servicios ecosistémicos de gran importancia como proveer hábitat para la fauna nativa de la zona, regulación hídrica y de la calidad del agua, acumulación de carbono, entre otros (Barros, 2014). Los impactos generados por el turismo y los animales de carga, anteriormente mencionados, afectan a los diversos servicios ecosistémicos que brindan las vegas altoandinas.

1.3.1. Proyecto de Restauración del Sistema de Vegas de Horcones del Parque Provincial Aconcagua

Debido a los impactos que el turismo genera en el Parque, y la necesidad de conservar los sistemas de humedales en los Andes áridos, distintos agentes de conservación (Dirección de Recursos Naturales Renovables) junto con organismos científicos (Universidad Nacional de San Luis) y organizaciones no gubernamentales (The Nature Conservancy) plantearon un proyecto de restauración en uno de los sectores de vegas más afectados del Parque Provincial Aconcagua, las vegas del sistema de Horcones. La zona de intervención, de una superficie aproximada de 50 hectáreas, se encuentra próxima al ingreso del Parque, siendo el objetivo principal del proyecto restablecer la funcionalidad hidrológica de la vega.

El proyecto plantea realizar una intervención pasiva, el cual consistirá en el establecimiento de 3.500 metros lineales de vallados en los senderos que rodean la vega principal de Horcones para restringir y direccionar el tránsito de turistas, de mulas de carga y dividir el tránsito de ambas en el sector compartido. Esto incluye la clausura del tránsito del sector central de la vega de mayor superficie y la cual ha sido más afectada por la erosión, la compactación del suelo y cortes en el flujo de drenaje de agua subsuperficial. Las acciones de separación del tránsito y clausura de vegas buscan restringir el impacto del pisoteo constante de los turistas y las mulas de carga sobre la vegetación y permitirá la restauración de la funcionalidad hidrológica a través de la conectividad del flujo de agua de la vega (Figura 1).

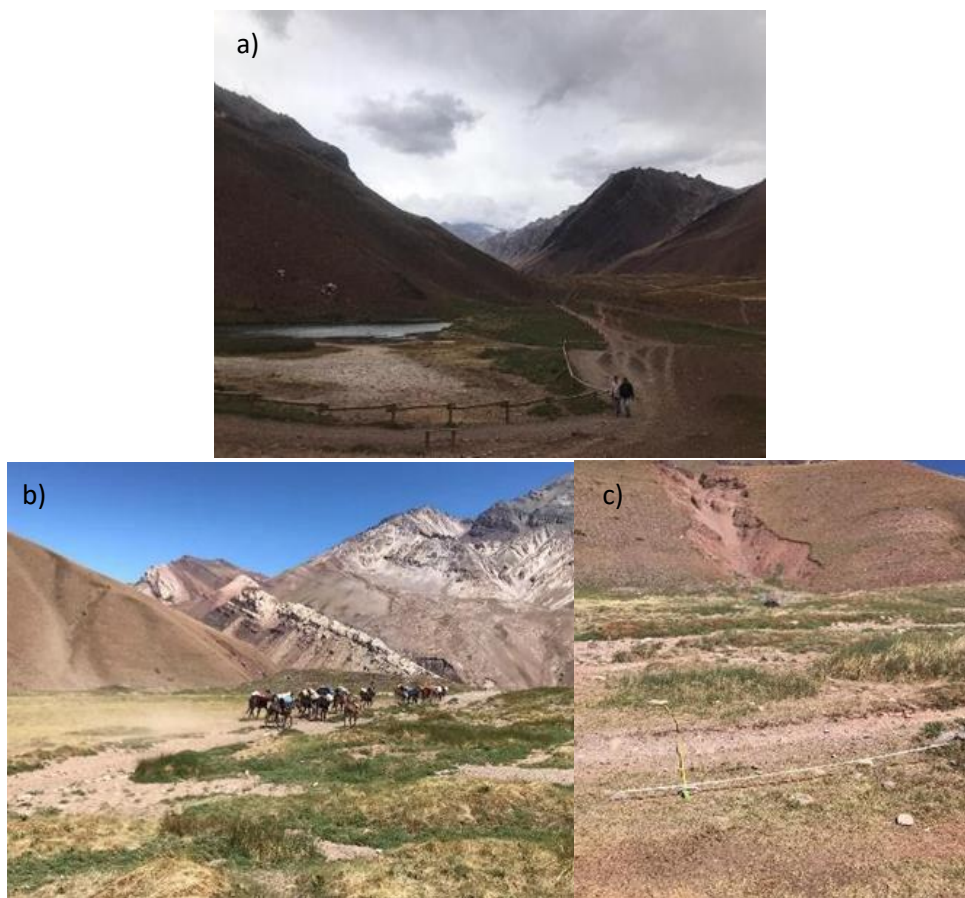


Figura 1: Zona de mayor degradación de la vega de Horcones del Parque Provincial Aconcagua. a) Laguna de Horcones y su sendero, b) Tránsito mular en la vega principal de Horcones, c) Sector central de la vega principal de Horcones.

1.4. Aportes de la tesina

Esta tesina realiza la integración y sistematización de los relevamientos realizados por los diversos investigadores para generar la línea de base del Valle de Horcones del Parque Provincial Aconcagua, junto a la selección y propuesta de indicadores de restauración para el plan de monitoreo del proyecto de restauración ecológica llevado a cabo en el mismo.

El proyecto de restauración presentado inicialmente, no incorporó el seguimiento de las medidas implementadas a partir de un programa de monitoreo, lo cual dificulta evaluar si estas son realmente efectivas y si el sistema puede recuperarse a partir de una restauración pasiva. Es por ello que desde el CONICET Mendoza (liderada por la co-directora propuesta para la tesina, la Dra. Agustina Barros) y de la Universidad Nacional de Río Negro (liderado por la directora de la tesina, Dra. Clara Pissolito) se presentó una propuesta de monitoreo en el área de intervención, poniéndose en marcha a fines del 2019 y la cual incluyó el desarrollo de una línea de base para componentes del paisaje, la vegetación, cuerpos de agua y fauna. Este plan, representa un antecedente valioso en el campo de la restauración ecológica ya que es poco frecuente que se evalúe la respuesta de múltiples componentes en un proyecto de restauración (Ruiz-JCaen & Aide, 2005).

Cada uno de los componentes fue evaluado por especialistas en cada área temática, incluyendo especialistas en teledetección para la evaluación de componentes del paisaje (Dra. Clara Rubio, Dra. Cecilia Rubio, Dr. Fabián Díaz y Ing. María Victoria Munafó), vegetación (Dra. Emilia Fernández, Dra. Clara Pissolito y Dra. Agustina Barros), limnología (Dra. Erica Scheibler y Dra. Julieta Aranibar); y fauna incluyendo artrópodos (Dra. Florencia Fernández Campón, estudiante Soledad Naiquén Gallardo Fernández), reptiles (Dra. Nadia Vicenzi) y micromamíferos (Dra. Paola Sassi y Dr. Rodolfo Carrara).

A pesar del gran valor de las acciones de restauración y de los relevamientos iniciados en el área, el plan de monitoreo se implementó como relevamientos independientes de los distintos componentes ambientales siendo necesario su integración y sistematización.

El proyecto propuesto busca integrar los indicadores tomados en campo y evaluar su efectividad para el monitoreo a largo plazo. El mismo se ajusta a los lineamientos propuestos por la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (Society for Ecological Restoration - SER), la cual es la organización más reconocida a nivel mundial sobre la elaboración de proyectos de restauración.

La necesidad de inversión y de generación de conocimiento sobre la implementación de planes de monitoreo para acciones de restauración, el progreso de las acciones de restauración y su sistematización, no es única en el Parque Provincial Aconcagua. Los mismos constituyen uno de los mayores desafíos que enfrenta la restauración ecológica como disciplina (Cooke, Bennett, & Jones, 2019; Gatica-Saavedra, Echeverría, & Nelson, 2017) y, a pesar de que estos planes son fundamentales para determinar la efectividad de los procesos de restauración, los mismos están contemplados en pocos proyectos (Mazón et al., 2019).

A su vez, estos vacíos, en cuanto a la selección de indicadores para el monitoreo y su integración, se ven aún más potenciados en las áreas de alta montaña, ya que las mismas se encuentran comparativamente menos estudiadas que otros tipos de ecosistemas y, que a la vez, concentran numerosos servicios ecosistémicos y biodiversidad (Martin-Lopez et al., 2019). Por esta razón, hay una necesidad de sintetizar la información sobre estos (Gatica-Saavedra et al., 2017).

A continuación, se presenta un diagrama conceptual sobre los pasos que conllevan los procesos de restauración (Figura 2) y el monitoreo (Figura 3), a través de un manejo adaptativo. En este caso, se muestra encuadrado las etapas con las que voy contribuir con mi tesina: los diferentes aspectos a considerar en el monitoreo.

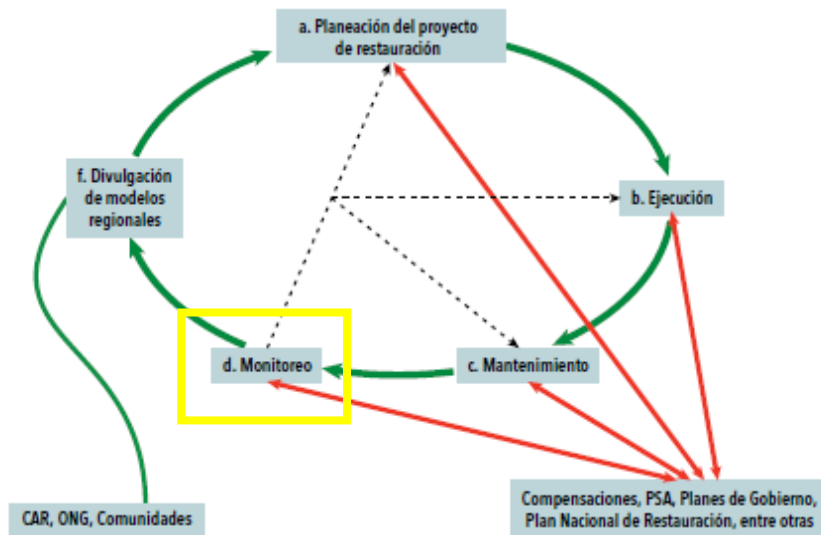


Figura 2: Etapas de un proyecto de restauración. Las flechas verdes ilustran los cinco pasos y la retroalimentación regional. Las flechas punteadas destacan que el monitoreo obliga la revisión constante de los tres primeros pasos (restauración adaptativa). Las flechas en rojo son un ejemplo de las posibles fuentes de recursos para llevar a cabo dicho proyecto (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015). En amarillo se observa la etapa en la que contribuye mi tesina.

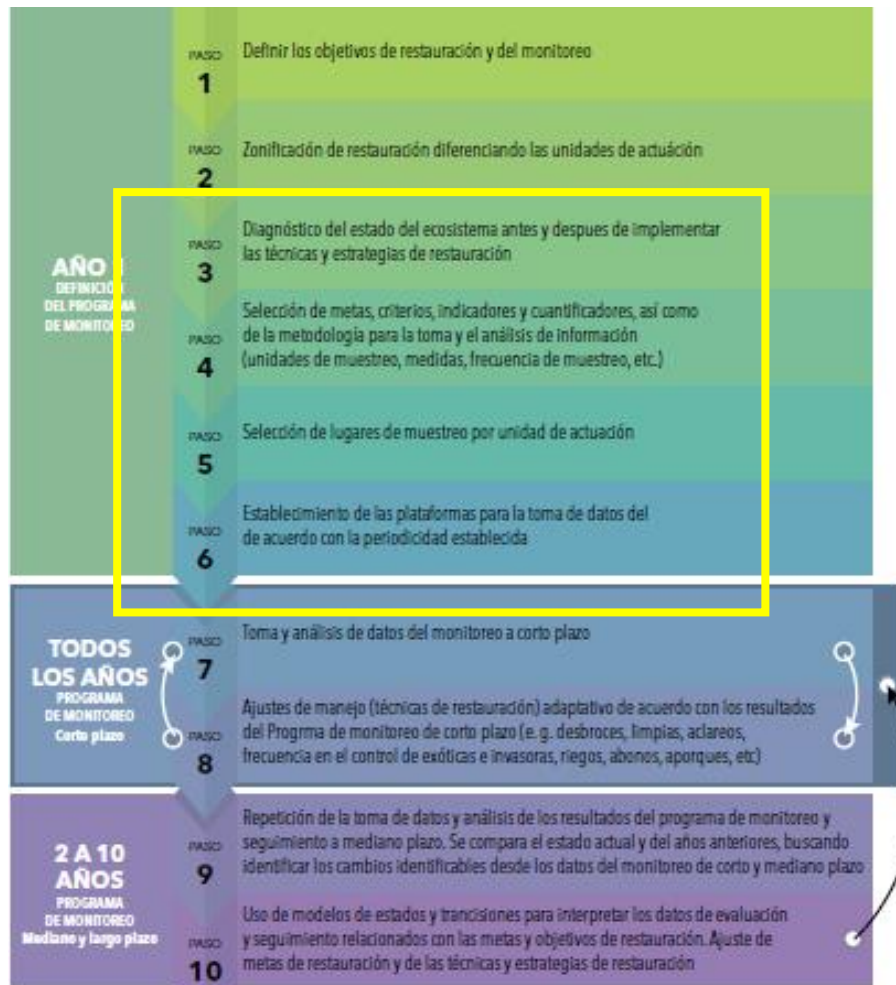


Figura 3: Diseño e implementación del programa de monitoreo. Las flechas indican la revisión y vínculo entre los diferentes pasos, así como el manejo adaptativo (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015). En amarillo se observan los pasos en los que contribuye mi tesina.

1.5. Objetivos

Esta tesina propone los siguientes objetivos con el fin de contribuir al proyecto de restauración de las vegas de Horcones a partir de aportes en la fase de monitoreo, específicamente en la selección de los indicadores de restauración ecológica.

1.5.1. Objetivo general

- Evaluar e integrar indicadores de restauración ecológica aplicables al programa de monitoreo de restauración de las vegas de Horcones del Parque Provincial Aconcagua.

1.5.2. Objetivos específicos

- Establecer un diseño de muestreo a partir del cual se pueda obtener datos para la selección de indicadores de restauración.
- Construir una línea de base incluyendo parámetros de vegetación, fauna y del cuerpo de agua (Laguna de Horcones) incluyendo sus comunidades acuáticas asociadas.

- Evaluar cambios en la productividad de la vegetación a partir del índice diferencial normalizado de vegetación (NDVI) a nivel de paisaje en el espacio y tiempo en la zona de estudio.
- Evaluar el efecto del disturbio antrópico sobre los parámetros de la línea de base.
- Seleccionar indicadores en función a su sensibilidad al disturbio antrópico, capacidad de ser replicables a largo plazo, su relación costo-beneficio, su utilidad y su capacidad de comparabilidad con otros proyectos de restauración para ser utilizados en planes de monitoreo.

1.6. Hipótesis

Existen indicadores de restauración que pueden reflejar el nivel de degradación y recuperación, según las diferentes escalas espaciales, del sistema de vegas de Horcones, del Parque Provincial Aconcagua.

2. Metodología

2.1. Descripción del sitio de estudio

Los diversos muestreos fueron realizados en aproximadamente 65 hectáreas de la entrada de la Quebrada de Horcones, coincidiendo con el área de uso intensivo del Parque Provincial Aconcagua, ubicada aproximadamente a 180 km de la capital de la provincia de Mendoza, Argentina (Figura 4). La misma se encuentra a 2.800 m.s.n.m y constituye el principal acceso al Parque Provincial Aconcagua para los ascensos por vía terrestre como trekkings a los campamentos de altura y al circuito de la Laguna de Horcones, entre otros.



Figura 4: Mapa de la ubicación de la Quebrada de Horcones del Parque Provincial Aconcagua, Mendoza, Argentina. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.

La Quebrada de Horcones se encuentra en la provincia biogeográfica Altoandina Cuyana, específicamente en el Distrito Cuyano (Arana et. al., 2021), caracterizándose por poseer temperaturas medias mensuales muy bajas, siendo menor a 0 ° Celsius entre los meses de abril a septiembre. En los meses restantes (octubre a marzo), encontramos mayores temperaturas, con una media de 11° Celsius, que permite el crecimiento de la vegetación en la zona. A su vez, la Quebrada presenta vientos intensos y constantes en dirección Oeste a Este (De Oto, 2011). En la misma encontramos una topografía ondulada producto de la acción de los grandes glaciares que están presentes en el parque como son el Horcones superior, el Cuerno, los Polacos, entre otros. Los mismos han erosionado los valles con forma de U y generado fuertes pendientes (De Oto, 2011).

La vegetación de la quebrada incluye: vegetación de estepa y de vegas (Figura 5). Los ecosistemas de vegas, son un tipo de vegetación azonal, la cual está asociada a cursos de agua.

Las mismas presentan una elevada cobertura vegetal y productividad, la cual puede ser de 3 a 5 veces mayor que en las estepas (Barros, 2014). Son humedales dominados por gramíneas, ciperáceas, juncáceas y herbáceas (Amaya et al., 2019), entre las que encontramos principalmente ejemplares de especies vegetales de ciperáceas como *Carex gayana* y *Eleocharis nubigena*, pastos como *Hordeum comosum* y Juncáceas como *Juncus balticus var andicola*. A su vez, las especies exóticas que predominan en estos ecosistemas son *Plantago lanceolata* y *Taraxacum officinale* (Barros & Pickering, 2014). Las vegas poseen una estacionalidad marcada, creciendo entre primavera y verano, y aletargando su actividad en los periodos invernales (Amaya et al., 2019).

Los ecosistemas de estepas generan una matriz circundante a las vegas (Amaya et al., 2019), donde encontramos diversas especies vegetales entre las que predominan ejemplares de gramíneas como *Bromus setifolius*, *Poa holciformis* y *Pappostipa chrysophylla var chrysophylla*; arbustos como *Adesmia aegiceras* y ejemplares de la herbácea endémica de los Andes de Argentina y Chile *Tropaeolum polyphyllum*. Dentro de las especies exóticas, encontramos principalmente ejemplares de *Convolvulus arvensis*. Las estepas presentan una baja cobertura vegetal con un promedio del 50% en el piso altoandino inferior (hasta 2800 m.s.n.m) (Barros, 2014; Benzaquen et al., 2017).

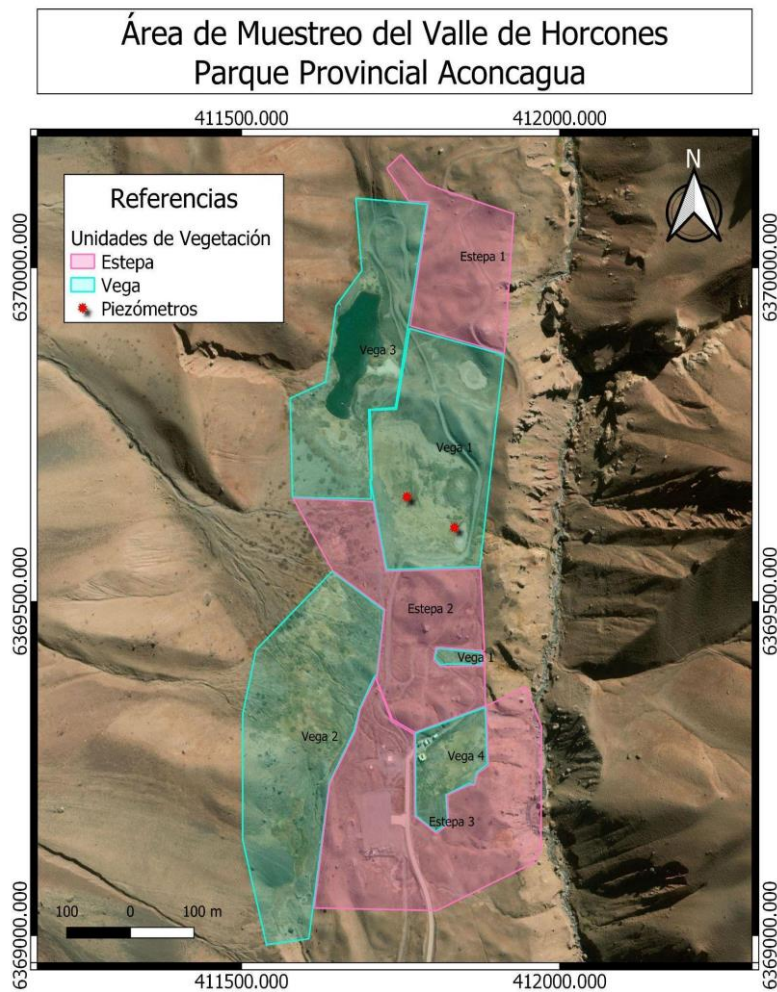


Figura 5: Mapa del área de muestreo del proyecto de monitoreo del área de uso intensivo del Valle de Horcones, Parque Provincial Aconcagua. Se hace referencia a las 7 unidades de vegetación que se han establecido en terreno (3 en estepa y 4 en vega) para la toma de datos. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.

Por otro lado, en cuanto a la actividad humana que se lleva a cabo en la Quebrada, consiste de uso recreativo, incluyendo el tránsito de personas, animales de carga, operación del helicóptero y de una central de guardaparques junto al centro de visitantes. Sin embargo, debido a los diversos usos que el Parque ha tenido con el paso de los años, los ecosistemas de vegas y estepas han sido afectados y alterados en distintos grados. Solo un sector del Parque que incluye vegetación de vega (Vega 4) fue cerrado al público debido a la alta degradación antrópica por tránsito desregulado y sobrepastoreo hace alrededor de unos 10 años y esta acción demostró una recuperación paulatina de la vega a nivel de cobertura vegetal.

2.2. Toma de datos

La metodología propuesta se desarrolla con el objetivo de proponer e integrar indicadores a tres escalas espaciales en el valle de Horcones. Los estudios de la línea de base se desarrollaron durante el verano previo a la intervención (Noviembre 2019 – Marzo 2020). Para el desarrollo de la línea de base del monitoreo se trabajó a 3 escalas: 1) paisaje, 2) unidades de vegetación y 3) Laguna de Horcones. A continuación, se describen las mismas:

Paisaje: agrupamiento de ecosistemas que son concertados (organizados) en patrones reconocibles y que intercambian organismos y materiales; corrientemente interpretado como un mosaico interactivo formado por ecosistemas naturales, sistemas de producción y espacios destinados a usos sociales y económicos (Aguilar Garavito & Ramirez, 2015). En el caso del Parque Provincial Aconcagua incluye el área de uso intensivo donde se desarrollará la intervención incluyendo vegetación de estepa y vegas con una superficie total de aproximadamente 65 has. A esta escala se evaluó el cambio en la productividad de la vegetación a partir del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI).

Unidad de vegetación: sinónimo de comunidad vegetal, entendiéndose como un conjunto de especies vegetales creciendo juntas en un lugar concreto que muestran una asociación o afinidad entre ellas (Alcaraz Ariza, 2013). Las unidades de vegetación en el Parque incluye vegetación de estepa, caracterizada por arbustos, pastos y herbáceas perennes, y vegetación de vega, de mayor cobertura vegetal y caracterizada por especies gramíneas y herbáceas. En cada unidad de vegetación se evaluó la cobertura y altura de la vegetación, densidad por grupo taxonómico, y el nivel de degradación por pisoteo y pastoreo.

Laguna de Horcones: incluye solo el cuerpo de agua, la vegetación riparia fue analizada en conjunto con la vegetación de vega. A esta escala se evaluaron propiedades físicas y químicas del agua junto a la abundancia relativa de macroinvertebrados.

El diseño general de muestreo fue elaborado por mí en función a las unidades de vegetación. El mismo incluyó 4 parches de vega y 3 de estepa (Figura 5) en los cuales se establecieron parcelas de muestreo para los relevamientos de vegetación y evaluación de los niveles de disturbio de cada sitio. Este diseño fue utilizado como base para los muestreos desarrollados por los diferentes expertos en fauna (reptiles, artrópodos y micromamíferos).

Además, se tuvieron en cuenta las variables climáticas incluyendo precipitación nival y temperatura durante el periodo de estudio, de la Estación Nivométrica Horcones del Departamento General de Irrigación (DGI) de la provincia de Mendoza, para poder contextualizar y entender los estados observados en las diversas variables relevadas a campo. Para complementar los datos de precipitaciones y conocer las fluctuaciones del agua subterránea que provee de humedad a las vegas del Valle de Horcones, se instalaron 2 piezómetros, uno al inicio y otro al final de la vega principal (Vega 1) coincidiendo con la pendiente (Figura 5), en donde se tomaron 14 mediciones en cada pozo a lo largo de un año (en

promedio una medición por mes), coordinados por la Dra. Maria Poca de la Universidad Nacional de San Luis, Geol. Hernan Gargantini, Dr. Pierre Pitte y Dr. Mariano Masiokas del IANIGLA.

A continuación se describe la metodología del trabajo de campo y de gabinete.

2.3. Paisaje

Se refiere a la totalidad del área a intervenir. A esta escala se realizó un relevamiento fotogramétrico con un VANT (Vehículo Aéreo no Tripulado), dron, para la detección del nivel de degradación del paisaje, la observación visual del mismo y para determinar las distintas unidades de vegetación del Valle de Horcones junto a las áreas de muestreo siendo aproximadamente de 65 has. Este componente fue coordinado por la Dra. Clara Rubio, Dra. Cecilia Rubio y Fabián Díaz utilizando los programas ESRI y www.qgis.org. A su vez, se utilizaron imágenes satelitales Sentinel 2 para determinar el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). Este componente fue coordinado por la Ing. María Victoria Munafó. Esta información servirá de base para conocer la efectividad de la intervención en la recuperación de la vegetación.

Mi trabajo consistió en determinar la metodología utilizada incluyendo la estimación del NDVI, sistematización de la información y su integración con los otros indicadores de la línea de base del monitoreo.

2.4. Unidades de vegetación

Dentro de las 65 hectáreas se identificaron 7 sitios que representan unidades de vegetación de vega y de estepa a partir de la observación visual de las imágenes obtenidas con el dron y de relevamiento a priori a campo. Cada uno de estos sitios fue de una superficie promedio aproximada de 8 hectáreas incluyendo 3 unidades de vegetación de estepa y 4 de vega (Figura 5). Estas unidades presentan diferente nivel de degradación, incluyendo sitios con poca evidencia de disturbio (aquellos más alejados de las sendas principales y/o cerrados al público y al ganado) y otros con alto nivel de degradación (cercanos a la Laguna de Horcones).

Este proyecto, no cuenta con un estado de referencia debido a los diversos usos que la zona ha tenido en el tiempo. Por ende, los sitios con menor nivel de disturbio serán considerados como estado de referencia para poder comparar diferencias entre sitios en el estudio de línea de base. También servirá para conocer el grado de recuperación de los sitios más afectados en el largo plazo. A esta escala se evaluaron los siguientes componentes:

2.4.1. Vegetación

En cada unidad de vegetación se instalaron al azar entre 3 a 5 parcelas de 25 m² (el número de parcelas se determinó en función al tamaño de la unidad de vegetación), realizando un total de 31 parcelas, con una distancia mínima de 50 metros entre ellas (73,5 m ± 23 m). Las mismas fueron georreferenciadas y se colocaron estacas fijas de medición para facilitar el monitoreo a largo plazo.

En las parcelas se observaron diversos componentes de disturbio a los cuales se les asignó un valor según una escala categórica creada con valores de 0 a 3 (0 nulo, 1 poco, 2 bastante y 3 mucho). Este muestreo se realizó en el verano 2019-2020 y nuevamente a fines del verano del 2021. Los componentes fueron la evidencia de pisoteo (humano y animal), número de heces de ganado doméstico y liebre, y cualquier otra evidencia de disturbio (ej. evidencia de sendas informales, movimiento de suelo, entre otros) (Tabla 1). A su vez, para determinar el

nivel general de disturbio de la parcela se realizó la suma de los valores asignados a cada componente y se generó una clasificación dependiendo la unidad de vegetación (Tabla 2).

Escala Categórica				
Componentes	0 (Nulo)	1 (Poco)	2 (Bastante)	3 (Mucho)
Pisadas	Sin evidencia	Menor a 3	3 a 5	Mayor a 5
Heces mula	Sin evidencia	Menor a 3	3 a 5	Mayor a 5
Heces liebre	Sin evidencia	Menor a 15	15 a 30	Mayor a 30

Tabla 1: Escala categórica para la determinación del valor de los componentes de disturbio analizados por cada parcela de muestreo del Valle de Horcones. La clasificación se hizo en función al trabajo realizado por Barros & Pickering (2017).

Nivel de Disturbio			
Unidad de Vegetación	Nulo Bajo	Medio	Alto
Vega	0 a 2	3 a 5	6 a 9
Estepa	0 a 3	4 a 5	6 a 9

Tabla 2: Escala para la asignación del nivel de disturbio por parcelas según la suma de los valores asignados a cada componente de disturbio en el Valle de Horcones. La clasificación se hizo en función al trabajo realizado por Barros & Pickering (2017).

Las variables de vegetación incluyeron la altura de la vegetación (estimada con puntos de toque con un total de 24 puntos por parcela, el cual fue repetido a fines de Marzo del 2021), cobertura vegetal total, cobertura por forma de vida, riqueza y diversidad.

Por último, se estimó la productividad a partir de la obtención de datos de biomasa vegetal aérea en cada unidad de vegetación de vega para la caracterización de la productividad de cada parche, totalizando 5 muestras por vega. La biomasa aérea se estimó a partir del corte al ras del suelo de la vegetación y colección de hojarasca en una cuadrícula 20 cm por 20 cm por parcela, ubicada en el centro de la misma. Lo recolectado se colocó en bolsas de papel madera etiquetadas con la fecha, número de vega y de muestra. Posteriormente, el material fue llevado al CONICET para ser secado en estufas durante 72 hs a 60 °C y su consiguiente pesado. Cada punto donde se recolectó biomasa fue georreferenciado.

A su vez, en cada unidad de vegetación se realizaron al azar entre 3 a 5 transectas lineales de 50 metros relevadas por point quadrat cada 50 cm, realizando 100 puntos de toque por transecta y totalizando 30 transectas entre los sectores de vega y estepa. Las mismas fueron georreferenciadas y se colocaron estacas fijas de medición para facilitar el monitoreo a largo plazo, las cuales son coincidentes con las estacas de las parcelas. Se determinó la cobertura vegetal, cobertura basal y solapada, riqueza de especies y el índice de diversidad Shannon-Wiener en cada una de las transectas.

El motivo de utilizar ambas metodologías de muestreo de vegetación para determinar cobertura, riqueza y diversidad es para conocer si hay diferencias en cuanto a la sensibilidad de los métodos para la medición de los indicadores propuestos. También se consideran otros aspectos como el insumo de tiempo requerido por cada metodología para, en función a ello, recomendar la metodología más eficaz.

A partir de estos datos se obtuvo información del disturbio y de las variables de vegetación a nivel de unidad de vegetación (ej. promedio de los datos obtenidos por cada

parcela en cada unidad de vegetación) y a nivel de parcela (datos de disturbio y de vegetación por cada parcela relevada). Los datos sobre nivel de disturbio por unidad de vegetación fueron utilizados como referencia para los otros componentes del monitoreo. Para este componente yo participé en el diseño de muestreo y en la colección de los datos, junto con la Dra. Emilia Fernández, Dra. Clara Pissolito, Dra. Agustina Barros y guardaparques de la seccional de Horcones. Para el desarrollo de mi tesina procesé, analicé y sintetice la información de los parámetros evaluados.

2.4.2. Fauna

Dentro de las 7 unidades de vegetación seleccionadas, se realizaron transectas fijas de muestreo, para medir abundancia y riqueza de especies que estarán sujetas a futuras intervenciones (ej. clausurado, entarimado, sin clausura). Esta línea de base se realizó previo a la intervención. La riqueza y abundancia fueron estimadas a través de observaciones directas y métodos de captura específicos para cada grupo estudiado. Los grupos de estudio incluyen reptiles (conteos por observación directa a lo largo de las transectas y hacia ambos lados hasta una distancia de 5 metros) para los cuales se realizaron dos muestreos por día (mañana y tarde) y se seleccionó el muestreo con mayor abundancia evitando así la pseudoreplica diaria, como las transectas fueron de diferente largo se calculó la densidad (individuos/m²) para poder comparar los datos. Para el muestreo de micromamíferos se utilizaron trampas sherman, colocando 10 trampas por transecta para realizar un conteo por captura y posterior liberación de los ejemplares. Por último, en cuanto a los artrópodos, fueron relevados en los ecosistemas de vegas utilizando trampas pitfall y su posterior conservación en recipientes con alcohol 70.

Se seleccionó el relevamiento de dichos taxones ya que los profesionales contaban con información de base sobre la autoecología de estas especies en el Parque Provincial Aconcagua y en la zona altoandina. Además, las mismas son especies potencialmente sensibles al disturbio antrópico (Abdala et al., 2012; Armitage, Ho, & Quigg, 2013; Martinez, 2019; Muñoz-Pedreros, 1992; Paschetta et al., 2013) y su monitoreo es de vital importancia. Por otro lado, se sabe que el Parque es un ecosistema fundamental para las aves migratorias y con categoría vulnerable y amenazadas según la UICN (Ferrer, 2016). Sin embargo, en este estudio no fueron consideradas debido a que no hubo al momento del muestreo un especialista que pudiera desarrollar su relevamiento.

Los relevamientos de artrópodos fueron coordinados por la Dra. Florencia Fernández Campón junto a Soledad Naiquén Gallardo Fernández, quien está realizando su tesina de Licenciatura en Ciencias Básicas con Orientación Biológica en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNCuyo. Por otro lado, los relevamientos de reptiles y micromamíferos fueron coordinados por la Dra. Nadia Vicenzi y la Dra. Paola Sassi respectivamente, ambas pertenecientes al IADIZA.

Para este componente mi rol fue el de sistematizar la información de los indicadores parámetros evaluados (ej. abundancia de artrópodos, micromamíferos y reptiles en cada unidad de vegetación), analizar e incorporar la información en la línea de base.

2.5. Laguna de Horcones

Para la línea de base se realizó un análisis de las propiedades físicas y químicas del agua (pH, temperatura del agua, saturación de oxígeno, salinidad, conductividad, nitrito (mg/l), nitrato (mg/l), fosfato (mg/l)) de la laguna de Horcones en 3 sitios del margen, 3 sitios del centro

y a 3 profundidades de la misma, utilizando equipos portátiles para la medición in situ y un espectrofotómetro HACH DR2800, con los kits de medición HACH para cada ion. A su vez, se realizó un estudio de abundancia relativa de los macroinvertebrados acuáticos en los mismos sitios de muestreo, realizando 3 réplicas por sitio, utilizando una red de mano (500 μm de apertura de malla) y posteriormente las muestras biológicas fueron preservadas en alcohol para luego procesarlas e identificar taxonómicamente los individuos en el laboratorio.

Además, se usó como referencia los resultados obtenidos en el trabajo realizado por la Dra. Erica Scheibler en el año 2007-2008 sobre los diversos parámetros fisicoquímicos medidos en la laguna de horcones (Scheibler, Melo, Montemayor, & Scollo, 2016) para la determinación del estado de la laguna. Los estudios fueron coordinados por la Dra. Erica Scheibler y la Dra. Julieta Aranibar.

Mi participación consistió en la sistematización de los datos de la línea de base e incorporación de estos indicadores (ej. abundancia, diversidad de macroinvertebrados, clasificación de las especies según su tolerancia o sensibilidad al impacto antrópico, etc) en la línea de base del monitoreo.

2.6. Análisis y síntesis de la información

Los datos recolectados por los expertos fueron sistematizados e incorporados en la línea de base del monitoreo a partir de análisis estadísticos y/o descriptivos en función de la calidad y cantidad de información disponible.

2.6.1. Paisaje

La imagen obtenida por el dron se utilizó para delimitar las unidades de vegetación y las áreas de muestreo. Además, se descargaron 6 imágenes satelitales (Sentinel 2) por temporada de verano analizada, incluyendo 2 imágenes por mes en los meses de Diciembre, Enero y Febrero del área de estudio, utilizando la página web U.S. Geological Survey. Las temporadas de verano analizadas fueron 2017-2018, 2018-2019, 2019-2020 y 2020-2021 y las imágenes seleccionadas no incluyeron obstrucciones de nubes en la zona de estudio. Se cortaron las bandas 8 y 4 con el área de estudio utilizando el programa Qgis. Posteriormente, se realizó el cálculo del NDVI utilizando el programa estadístico R (R Core Team, 2019) utilizando los paquetes estadísticos *glmTMB* (Brooks et. al., 2017), *multcomp* (Hothorn, Bretz & Westfall, 2008), *ggplot2* (Wickham, 2016).

Por otro lado, para observar el comportamiento del NDVI en función de las unidades de vegetación (vegas y estepas) y de las parcelas relevadas, se realizaron análisis descriptivos junto a la generación de modelos lineales generalizados (GLMs) utilizando la función *glm* en el programa estadístico R (R Core Team, 2019). Se utilizaron como variables explicatorias el nivel de disturbio de cada parcela junto al verano analizado (cuatro temporadas de verano) mientras que la variable respuesta fue el NDVI. Para el mismo, se utilizó la distribución Beta ya que es la recomendada para describir variables aleatorias que toman valores en el intervalo (0,1) (Zhang & Gutierrez, 2010). La información obtenida es relevante tanto para el proyecto de restauración como para el monitoreo del Valle de Horcones.

2.6.2. Vegetación

Para conocer el estado de la vegetación y si existen variaciones en cuanto a los parámetros medidos, se realizaron análisis descriptivos junto a la generación de modelos

lineales generalizados (GLMs) utilizando la función glm en el programa estadístico R (R Core Team, 2019). Se utilizó como variable explicatoria al nivel de disturbio y las variables respuestas fueron la riqueza de especies, diversidad, cobertura solapada y por forma de vida, biomasa, y altura total y por forma de vida.

Para las mismas se utilizaron la familia Poisson (riqueza), Gamma (diversidad), Beta (cobertura solapada), Binomial (cobertura por forma de vida: herbáceas nativas y exóticas, ciperáceas, juncáceas, arbustivas y gramíneas) y normal logarítmica (altura y biomasa). La distribución de Poisson es recomendada para el conteo de acontecimientos. Por otro lado, la distribución Gamma es utilizada con datos que muestran un coeficiente de variación constante, esto es, en donde la varianza aumenta según aumenta la media de la muestra de manera constante (Crawley, 2015).

Se aconseja la utilización de la distribución Beta para describir variables aleatorias que toman valores en el intervalo (0,1). La distribución binomial es sugerida cuando se utilizan proporciones (Zhang & Gutierrez, 2010). Se debe tener en cuenta que para poder hacer uso de esta última distribución, las coberturas por forma de vida se dividieron sobre la cobertura solapada, siendo posible obtener valores entre 0 y 1. Por último, la distribución normal logarítmica se utiliza cuando el logaritmo de la variable aleatoria está normalmente distribuido (Crawley, 2015).

Además, se compararon los resultados obtenidos por ambos métodos de transectas y parcelas y se determinó si hay diferencias o no en cuanto a la sensibilidad de cada método. Por último, se analizaron las diferencias entre las alturas medidas en ambos periodos de muestreo (verano 2019 - 2020 y verano 2021) junto a la comparación visual de la variación en el nivel de disturbio observado.

2.6.3. Fauna

En cuanto a los artrópodos, se asignó a cada punto de muestreo el nivel de disturbio teniendo en cuenta los encontrados en el relevamiento de vegetación. A su vez, para conocer si hay una relación entre ambos parámetros, se realizaron análisis descriptivos junto a la generación de modelos lineales generalizados (GLMs) utilizando la función glm en el programa estadístico R (R Core Team, 2019). Se utilizó como variable explicatoria al nivel de disturbio; las variables respuestas fueron la riqueza de arañas, abundancia total, abundancia de arañas, abundancia de ácaros y abundancia de solífugos. La distribución utilizada fue la de Poisson ya que la misma es recomendada para el conteo de acontecimientos (Crawley, 2015).

Por otro lado, tanto para micromamíferos como para reptiles, las transectas fueron relacionadas con el nivel de disturbio encontrado en el muestreo de vegetación. Para estas variables solo se realizaron análisis descriptivos de los resultados obtenidos debido a que el número de muestras no era suficiente para realizar análisis estadísticos.

2.6.4. Laguna de Horcones

Se realizó una comparación cualitativa (si los valores fueron similares, superiores o inferiores) y consulta con expertos de los parámetros fisicoquímicos y la abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos analizados en el 2020 con los obtenidos por la Dra. Erica Scheibler en la Laguna de Horcones en el 2007-2008.

2.6.5. Ponderación y selección de indicadores

Finalmente, los indicadores fueron incluidos en una matriz en la que se ponderó su utilidad, su replicabilidad a largo plazo, comparabilidad con otros sitios y relación costo-beneficio. Debido a la falta de una metodología estandarizada para la selección y ponderación de indicadores de restauración, se utilizó y adaptó la metodología propuesta por Sarandón & Flores (2009) sobre la evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas. De esta forma, se incorporó en la matriz 11 categorías de evaluación que deben cumplir los indicadores a seleccionar. A cada una se le asignó cuatro valores posibles (Tabla 3).

La valorización estándar (0 nulo, 1 poco, 2 medianamente y 3 altamente) se cumple en las categorías de evaluación habilidad predictiva, la cual tiene en cuenta los gráficos estadísticos obtenidos para los diversos indicadores y la capacidad de predecir lo que está pasando en el ambiente, fácil recolección/uso y confiables (considerando la necesidad de análisis complejos y/o en laboratorio), fácil de interpretar (teniendo en cuenta la necesidad o no de expertos para la interpretación de los resultados obtenidos), determinar valores umbrales, robustos e integradores y universales pero adaptables.

En cuanto a la categoría sensibles a amplias condiciones, se asignó el valor 0 cuando no se encuentran diferencias significativas, 1 cuando se encuentran diferencias significativa en el intercepto (disturbio nulo-bajo), 2 cuando hay diferencias significativas en dos niveles de disturbio y 3 cuando hay diferencias significativas en todos los niveles de disturbio.

Considerando la categoría sensible en el tiempo, se asignó el valor 0 cuando se ven variaciones recién dentro de más de 20 años, 1 cuando se ven variaciones entre 5 y 20 años, 2 cuando se ven variaciones entre 2 y 5 años, y 3 cuando se ven variaciones de 1 año a otro.

Teniendo en cuenta la categoría poca variabilidad natural durante el muestreo, el valor asignado fue inverso, siendo 0 a aquellos indicadores que son muy variables durante el muestreo, 1 a aquellos medianamente variables, 2 a los que poseen poca variabilidad y 3 a aquellos que no poseen variabilidad durante el periodo de muestreo.

Por otro lado, la categoría no ser sesgado en relación a la precisión en el método de medición (por ejemplo, estimación de la cobertura mediante la estimación visual puede ser más sesgado que la medición de la cobertura con el método point quadrat). La escala de valoración va desde 0 que corresponde a aquellos indicadores que son altamente sesgados, 1 medianamente sesgados, 2 poco sesgados y 3 aquellos que no son sesgados.

Por último, a las categorías propuestas por Sarandón y Flores, se agregó la categoría delegación la cual toma dos valores, 0 si el muestreo debe ser realizado por especialistas y 1 si el muestreo puede ser realizado por los guardaparques del área protegida.

Se debe tener en cuenta que el nivel de disturbio fue considerado para evaluar la sensibilidad de los indicadores propuestos en zonas con menor y mayor grado de conservación pero, a su vez, consideramos al mismo como un indicador en sí por cumplir con las distintas categorías de evaluación.

La ponderación se validó con expertos en las distintas variables analizadas. Los indicadores a seleccionar y proponer en el plan de monitoreo del Valle de Horcones son aquellos que en su ponderación obtuvieron un valor alto (mayor o igual a 24). Esto corresponde a aquellos indicadores que cumplen con más de 75% del puntaje máximo posible (31 puntos).

Tabla 3: categorías de evaluación para los indicadores de restauración ecológica junto a los criterios para su valoración provenientes de la adaptación de la metodología propuesta por Sarandón & Flores (2009) para la evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas.

Características de los Indicadores	Valorización			
	0	1	2	3
Sensibles a amplias condiciones	No se encuentran diferencias significativas en los análisis estadísticos.	Se encuentran diferencias significativas en el intercepto del análisis estadístico.	Hay diferencias significativas en dos niveles de disturbio del análisis estadístico.	Hay diferencias significativas en todos los niveles de disturbio del análisis estadístico.
Sensibles en el tiempo	Se ven variaciones recién dentro de más de 20 años.	Se ven variaciones entre los 5 y 20 años.	Se ven variaciones entre los 2 y 5 años.	Se ven variaciones de un año al otro.
Poca variabilidad natural durante el muestreo	Indicadores que son altamente variables durante el muestreo.	Indicadores medianamente variables durante el muestreo.	Indicadores que presentan poca variabilidad durante el muestreo.	Indicadores que no poseen variabilidad durante el muestreo.
Habilidad predictiva	Nula (los gráficos estadísticos y los resultados obtenidos no predicen lo que está pasando en el ambiente).	Poca (los gráficos estadísticos y los resultados obtenidos muestran una leve tendencia sobre lo que está pasando en el ambiente).	Medianamente (los gráficos estadísticos y los resultados obtenidos muestran una gran tendencia sobre lo que está pasando en el ambiente).	Altamente (los gráficos estadísticos y los resultados obtenidos predicen con exactitud lo que está pasando en el ambiente).
Fácil recolección, uso y confiables	No lo es (su análisis es muy complejo y requiere de laboratorio).	Un poco (su análisis es complejo o requiere de laboratorio).	Medianamente (su análisis no es muy complejo).	Altamente (su análisis es simple y no requiere de laboratorio).
No ser sesgados	Altamente sesgado.	Medianamente sesgado.	Un poco sesgado.	No es sesgado.
Fácil de interpretar	Nulo (los resultados no son fáciles de interpretar, si o si se necesita de expertos).	Poco (los resultados pueden interpretarse con asesoramiento).	Medianamente (los resultados pueden interpretarse buscando información sobre el tema).	Altamente (los resultados son fáciles de interpretar, los guardaparques están familiarizados con la información).

Determinar valores umbrales	No es probable.	Es poco probable.	Es medianamente probable.	Es altamente probable.
Robustos e integradores	Nulo (no es un buen indicador de la recuperación del sistema)	Poco (muestra una leve tendencia en la recuperación del sistema).	Medianamente (muestra una fuerte tendencia en la recuperación del sistema).	Altamente (muestra la recuperación del sistema).
Universales pero adaptables	No es universal ni adaptable.	Poco universal y adaptable.	Medianamente universal y adaptable.	Altamente universal y adaptable.
Capacidad de ser delegable	Debe ser relevado por especialistas.	Puede ser realizado por los guardaparques del área protegida.		

3. Resultados

3.1. Clima

Los datos de la estación nivometeorológica de Horcones muestran que la altura máxima de la nieve desde el año 2000 hasta el 2021 ha sufrido altas variaciones. Además, desde el año 2017 se observa un gran período de sequía. La altura de la nieve se encuentra actualmente por debajo del promedio histórico. En cuanto a la temperatura media anual, también observamos una tendencia de incremento en los últimos años (Figura 6).

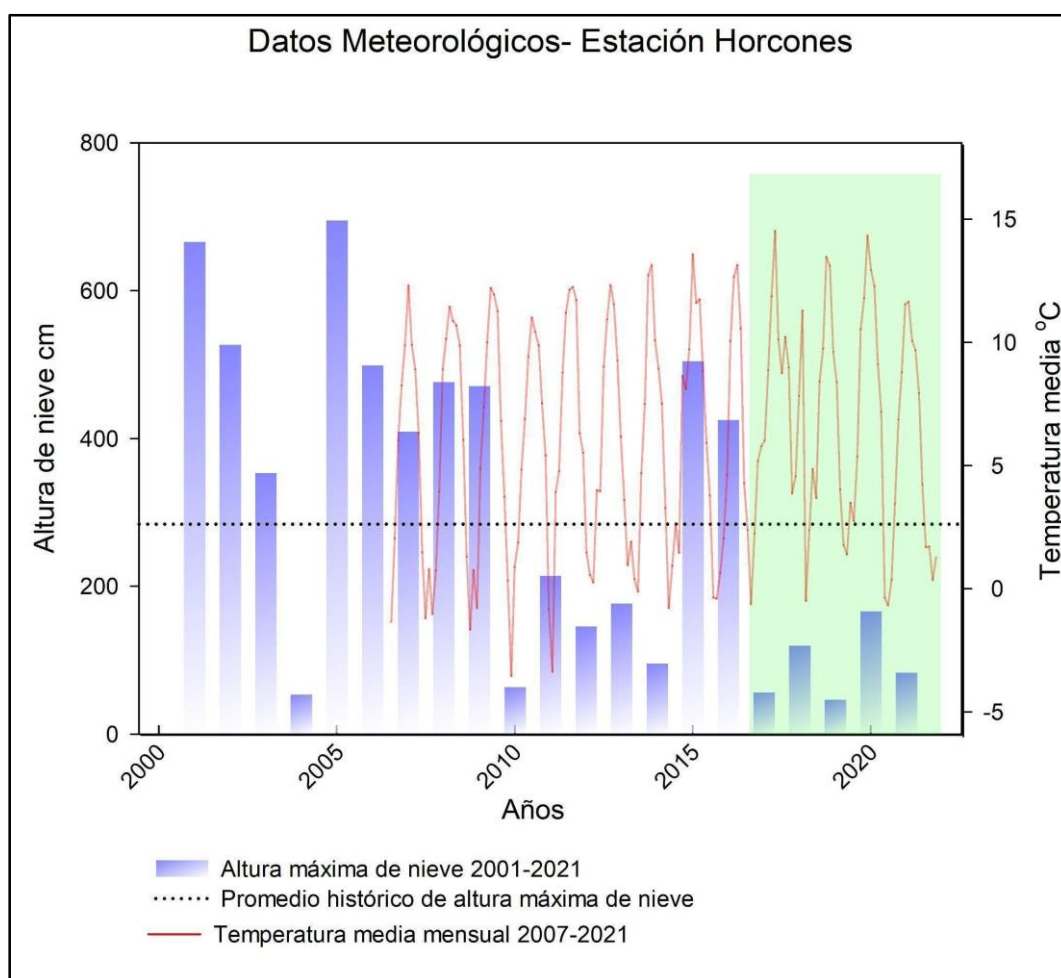


Figura 6: Altura máxima de nieve (barras azules) para el período 2000-2020 y temperatura media mensual para el período 2007-2020 (línea roja). Datos obtenidos de la Estación Nivometeorológica Horcones, Sistema de Información Hidronivometeorológico (SIH), Departamento de Hidrología, Departamento General de Irrigación (DGI). En verde se observa los años de observación del componente de paisaje para esta tesina.

En relación a los datos obtenidos a partir de los piezómetros colocados en las vegas de Horcones (Figura 7), se observó una disminución en el nivel del agua a lo largo del verano para uno de los pozos (pozo alto). Cabe destacar que sólo se pudieron obtener de las 14 mediciones 4 valores del nivel del agua desde diciembre del 2020 a febrero del 2021 (Figura 8) debido a que el resto del año el pozo alto quedó somero y no se llegó a tomar medidas del nivel freático. Con respecto al pozo bajo, la profundidad del caño no permitió tomar valores confiables del nivel freático. En este sentido, se recomienda profundizar el pozo para poder obtener valores de la variación del nivel de agua subterráneo, para así poder correlacionar con otras variables hidroclimáticas como así también con parámetros de vegetación como la productividad vegetal.



Figura 7: Imagen de uno de los piezómetros instalados en la Vega 1 del Valle de Horcones junto a una transecta para el relevamiento de los parámetros de vegetación.

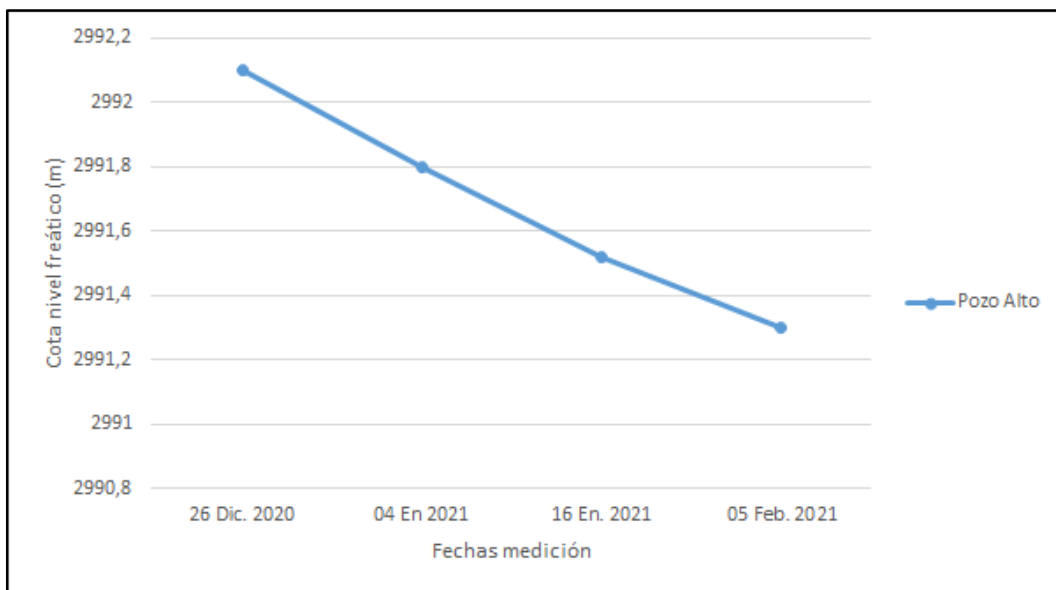


Figura 8: Gráfico del nivel freático del piezómetro alto de la vega 1 del Valle de Horcones en los meses de diciembre 2020 a febrero 2021.

3.2. Vegetación

El área relevada presenta niveles de disturbio que varían entre nulo-bajo (4 sitios en total), medio (15 sitios) y alto (12 sitios en total) en las unidades de vegetación. En general, los sitios de estepa presentaron un nivel de disturbio mayor encontrando 8 zonas con niveles de disturbio alto, 7 zonas con niveles medio y ninguna zona con nivel nulo-bajo. En la vegetación de vegas, encontramos 4 zonas con nivel de disturbio alto, 8 zonas con niveles medio y 4 zonas con niveles nulo-bajo, lo cual indica que su nivel de disturbio es menor (Figura 9). En el siguiente mapa observamos las diferentes unidades de vegetación de vegas y estepas de altura de la zona relevada junto a los puntos de las parcelas de muestreo con sus respectivos niveles de disturbio.

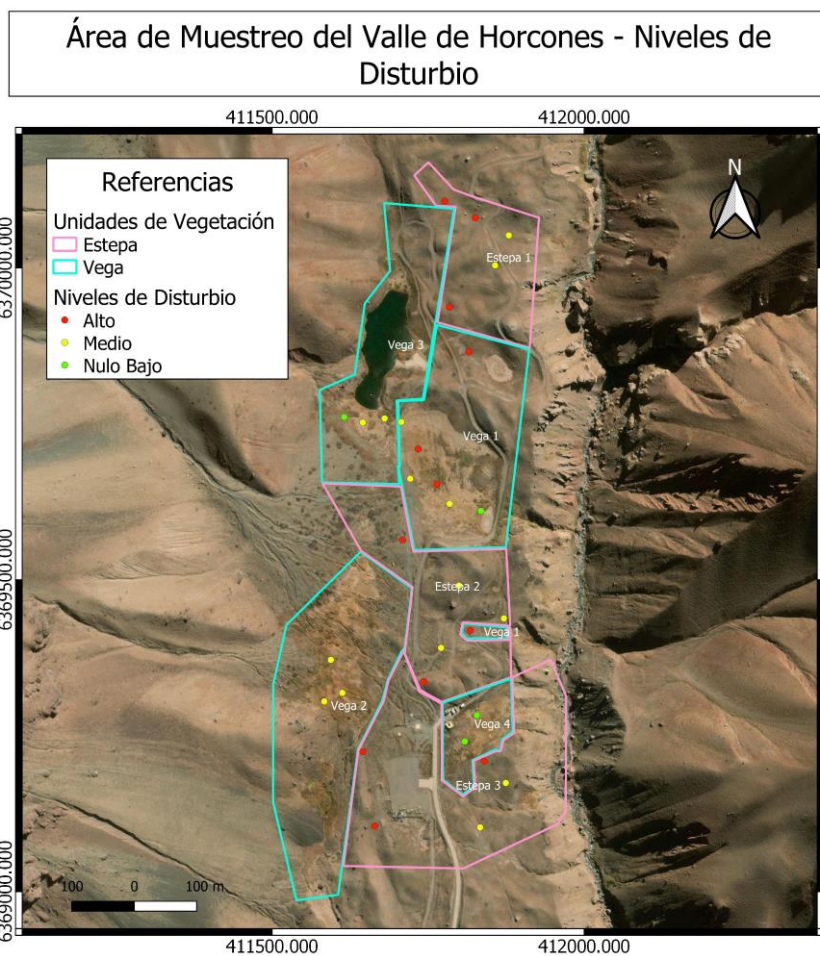


Figura 9: Mapa de unidades de vegetación y niveles de disturbio de las parcelas de muestreo del valle de Horcones, Parque Provincial Aconcagua, Mendoza. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.

En el área relevada, se registró un total de 38 especies vegetales (Tabla A.1, Anexo 1), de las cuales 4 (8,7%) fueron exóticas. Se registró un mayor número de especies en el ambiente de estepas (25 especies) en relación a las vegas (21 especies). En vegas la riqueza promedio fue de 5,94 por unidad de muestreo (parcela-transecta) y para estepas de 7,73 (Tabla 4). En cuanto al área de disturbio nulo-bajo de vegas, esta presentó una riqueza promedio de 6 especies por parcela y una cobertura solapada por encima del 100%. Por otro lado, para los ecosistemas de estepas, el menor nivel de disturbio encontrado fue el intermedio, el cual presentó una riqueza promedio de 7 especies por parcela y una cobertura solapada de 56%.

A continuación se presenta una tabla resumen de los parámetros de vegetación que fueron relevados a campo de las unidades de vegetación del Valle de Horcones (Tabla 4). En cuanto a las vegas, se pudo observar que tanto la cobertura solapada como la cobertura de nativas disminuyeron significativamente a medida que fue aumentando el nivel de disturbio. La cobertura de exóticas fue mayor en el nivel alto y la cobertura de gramíneas disminuyó drásticamente a medida que el nivel de disturbio aumentó. Además, se pudo observar que tanto la riqueza como la diversidad para los ecosistemas de vegas fueron mayores a niveles intermedios de disturbio. Considerando la altura total, se encontró menor valor en el disturbio medio, siendo aproximadamente similar en los disturbios nulo-bajo y alto. Por último, la variable biomasa fue mayor en los niveles de disturbio nulo-bajo disminuyendo con el aumento del disturbio.

Considerando la unidad de vegetación de estepas, se pudo observar que tanto la cobertura solapada, de nativas, arbustos y gramíneas disminuyeron con el aumento del disturbio de manera muy leve. La cobertura de exóticas fue mayor en el nivel de disturbio alto. En cuanto a la riqueza y diversidad, ambas fueron mayores en el nivel alto. Por último, se observó que la altura fue mayor en el nivel intermedio de disturbio comparado con el disturbio alto.

Tabla 4: Resumen del promedio y desviación estándar de los parámetros de vegetación de las vegas de altura y estepas del Valle de Horcones, considerando ambos métodos de muestreo.

Tipo de Vegetación	Nivel de Disturbio						Promedio
Vega	Nulo Bajo (n=8)		Medio (n=16)		Alto (n=7)		
	Parcelas	Transectas	Parcelas	Transectas	Parcelas	Transectas	
Cobertura Solapada	103,25 ± 13,99	126,75 ± 27,07	89,75 ± 20,95	136,00 ± 23,32	90,25 ± 6,65	67,00 ± 3,46	102,19
Cobertura de Nativas	97,50 ± 17,64	122,25 ± 29,57	83,13 ± 19,08	131,63 ± 21,62	79,50 ± 14,29	59,67 ± 4,62	96,09
Cobertura de Exóticas	5,75 ± 3,77	4,50 ± 3,11	3,63 ± 2,45	4,38 ± 2,92	10,75 ± 7,93	7,33 ± 7,02	6,14
Cobertura de Herbáceas Nativas	6,50 ± 12,34	11,75 ± 17,67	5,75 ± 8,83	16,00 ± 18,21	11,25 ± 14,36	18,00 ± 19,08	11,38
Cobertura de Gramíneas	92,25 ± 25,36	111,00 ± 42,59	76,88 ± 23,40	115,63 ± 29,83	68,25 ± 28,21	40,67 ± 23,12	84,77
Riqueza	5,25 ± 1,26	6,75 ± 1,26	6,25 ± 1,67	7,38 ± 1,85	4,00 ± 1,15	6,33 ± 2,89	5,94
Índice de Diversidad	0,44 ± 0,18	0,54 ± 0,19	0,53 ± 0,18	0,69 ± 0,08	0,51 ± 0,23	0,55 ± 0,31	0,54
Altura Vegetación	22,47 ± 13,05		8,84 ± 2,18		22,49 ± 11,47		17,93
Biomasa	Nulo-Bajo (n=9)		Medio (n=10)		Alto (n=4)		
	19,00 ± 8,21		20,63 ± 17,70		19,00 ± 12,30		25,29
Estepa	Nulo Bajo (n=0)		Medio (n=14)		Alto (n=16)		Promedio
	Parcelas	Transectas	Parcelas	Transectas	Parcelas	Transectas	
Cobertura Solapada			61,63 ± 19,82	50,86 ± 14,81	60,38 ± 19,15	48,00 ± 18,25	55,17
Cobertura de Nativas			40,86 ± 27,35	42,86 ± 12,36	30,50 ± 24,62	42,88 ± 18,90	41,28
Cobertura de Exóticas			20,57 ± 20,48	6,29 ± 6,18	21,88 ± 23,85	5,13 ± 4,67	13,47
Cobertura de Herbáceas Nativas			10,57 ± 10,01	14,43 ± 10,21	15,13 ± 7,97	16,50 ± 16,18	14,16
Cobertura de Arbustos			15,71 ± 29,18	6,29 ± 6,21	8,00 ± 8,45	9,38 ± 9,40	9,85
Cobertura de Gramíneas			14,57 ± 10,95	22,14 ± 9,56	15,38 ± 16,21	17,00 ± 6,65	17,28
Riqueza			6,29 ± 1,60	8,00 ± 1,91	7,75 ± 2,66	8,88 ± 2,42	7,73

Índice de Diversidad			0,60 ± 0,17	0,74 ± 0,11	0,68 ± 0,21	0,74 ± 0,12	0,69
Altura Vegetación			15,72 ± 9,74		10,69 ± 3,74		13,21

3.2.1. Estado de la vegetación en función del nivel de disturbio por el método de parcelas

La vegetación, tanto en ambientes de vegas como de estepa, estuvo afectada por el nivel de disturbio relevado en cada sitio. En los ambientes de **vega** se debe considerar que el nivel de disturbio nulo-bajo fue tomado como intercepto en los análisis estadísticos realizados. De esta forma, podemos observar que tanto la riqueza de especies, la diversidad vegetal y la biomasa no presentaron diferencias significativas en cuanto al nivel de disturbio (Figura 10).

En cuanto a la cobertura solapada, se observó una diferencia significativa en todos los niveles de disturbio (nulo-bajo $p < 0,001$; medio $p < 0,01$ y alto $p < 0,01$), siendo mayor en el nivel nulo-bajo. Considerando la cobertura de nativas, no se observaron diferencias significativas en ningún nivel. La cobertura de exóticas presentó una diferencia significativa menor en el nivel nulo-bajo ($p < 0,001$) y mayor en el alto ($p < 0,01$). La cobertura de herbáceas nativas también presentó el mismo comportamiento. En cuanto a la cobertura de gramíneas no se encontraron diferencias significativas en ningún nivel de disturbio.

A su vez, los análisis para las vegas mostraron que la altura total promedio presentó diferencias significativas en los niveles nulo-bajo ($p < 0,001$) y medio ($p < 0,05$), siendo aproximadamente igual en los niveles nulo-bajo y alto pero mayor en este último. Considerando la altura de gramíneas, la altura de herbáceas nativas y la altura de herbáceas exóticas no se encontraron diferencias significativas entre los tres niveles de disturbio. Los resultados estadísticos se encuentran en el Anexo 1 (Tabla A.2).

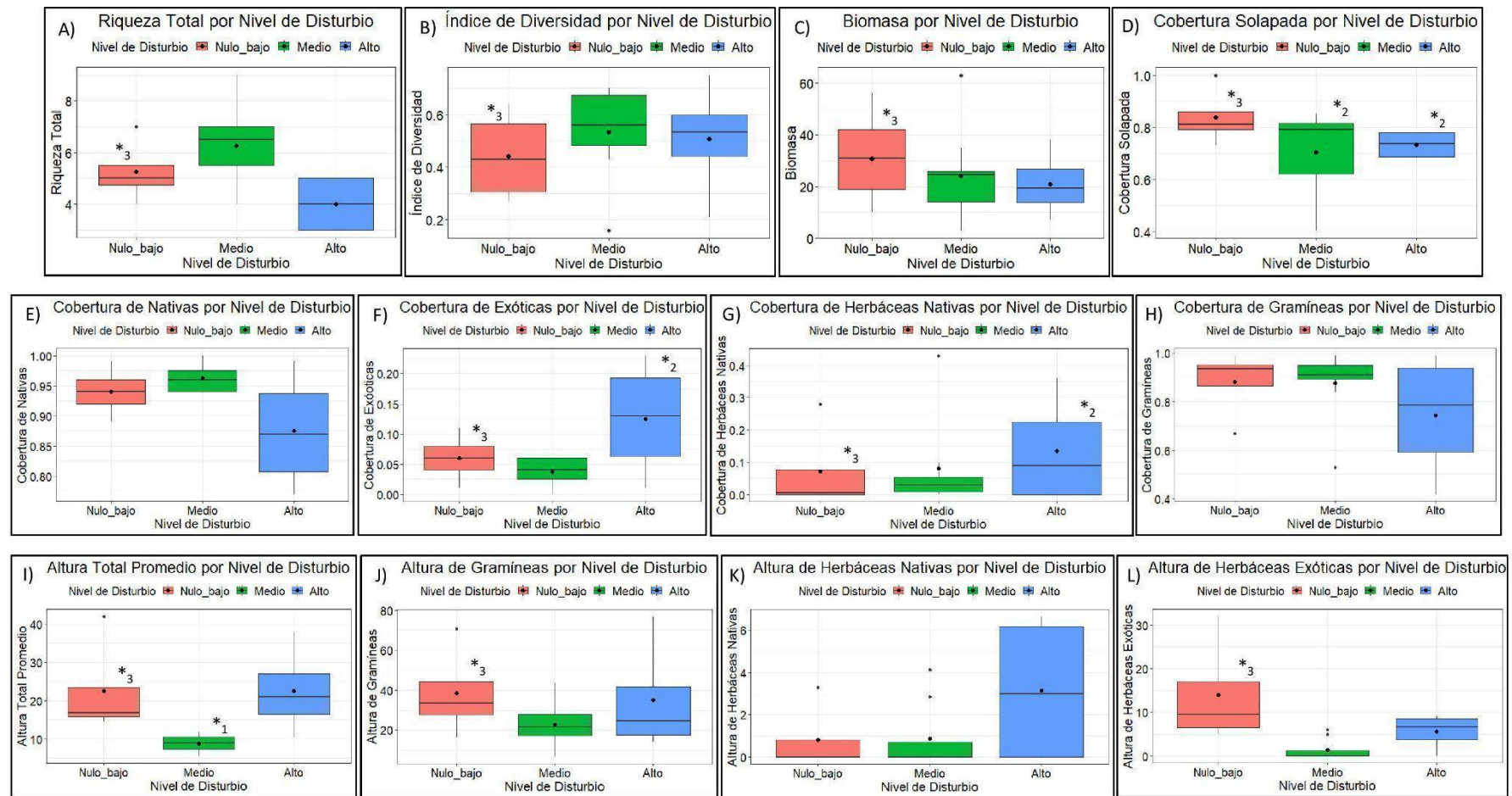


Figura 10: Gráficos de caja de los parámetros de vegetación medidos a campo por el método de parcelas para las vegas de altura en el Valle de Horcones. Los *3 corresponden a un p valor < 0,001; los *2 corresponden a un p valor < 0,01 y los *1 corresponde a un p valor < 0,05

Para la unidad de vegetación de **estepa** se debe considerar que el nivel de disturbio medio fue tomado como intercepto en los análisis estadísticos realizados. De esta forma, se obtuvieron los siguientes datos (Figura 11, Tabla A.3 del Anexo 1). La riqueza total junto con la diversidad de la vegetación, la cobertura solapada, la cobertura de gramíneas y la cobertura de nativas y de exóticas no presentaron diferencias significativas entre los niveles de disturbio medio y alto. A su vez, la cobertura de herbáceas nativas fue significativamente diferente en el nivel intermedio ($p < 0,001$) y en el nivel el alto ($p < 0,05$), siendo mayor en este último. En cuanto a la cobertura de arbustos, la misma presentó diferencias significativas en el nivel intermedio ($p < 0,001$) y en el alto ($p < 0,001$), siendo menor en el disturbio alto. A su vez, ninguna de las alturas relevadas para estepas (total, gramíneas, arbustos, herbáceas nativas y exóticas) presentó diferencias significativas entre los niveles de disturbio medio y alto.

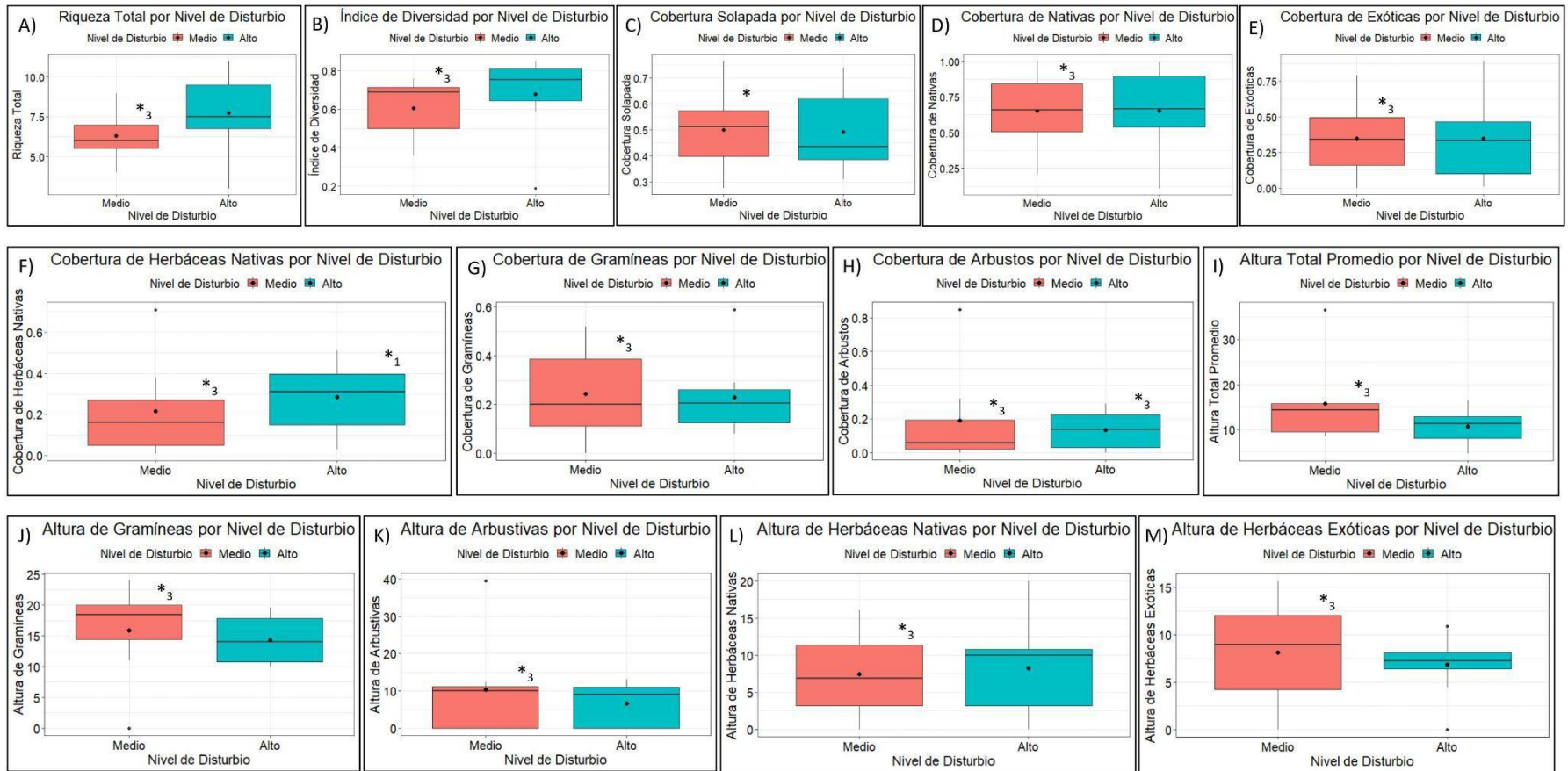


Figura 11: Gráficos de caja de los parámetros de vegetación medidos a campo por el método de parcelas para las estepas en el Valle de Horcones. Los *3 corresponden a un p valor < 0,001; los *1 corresponde a un p valor < 0,05 y los * corresponden a un p valor < 0,1.

3.2.2. Comparación de los datos obtenidos a partir de la estimación por el muestreo de parcelas (estimación visual) y el muestreo por transectas (puntos de toque)

Como fue mencionado en el apartado de metodología, se implementaron dos metodologías de estimación de los parámetros de vegetación: estimación visual en parcelas y por puntos de toque en transectas. La metodología por puntos de toque presenta las ventajas de ser más independiente del observador, sin embargo puede ser menos exhaustiva para algunas variables como riqueza. Los datos por puntos de toque, demostraron resultados similares a los analizados mediante parcelas (Tabla 5). A continuación se presenta una tabla comparativa de los resultados obtenidos de cada variable analizada por ambos métodos.

Considerando el método de muestreo por transectas, para las unidades de vegetación de vegas se obtuvieron los siguientes resultados: tanto la riqueza de especies como la diversidad vegetal y la cobertura de nativas no presentaron diferencias significativas entre los niveles de disturbio. Por otro lado, la cobertura solapada presentó diferencias significativas en los niveles nulo-bajo ($p < 0,001$) y alto ($p < 0,001$), siendo mayor en el disturbio intermedio. La cobertura de exóticas y la de herbáceas nativas presentaron diferencias significativas menores en los niveles nulo-bajo ($p < 0,001$) y mayores en el alto ($p < 0,001$). Por último, en cuanto a la cobertura de gramíneas, presentó diferencias significativas mayores en el nivel nulo-bajo ($p < 0,05$) y menores en el alto ($p < 0,01$). Para las unidades de vegetación de estepa se obtuvieron los siguientes resultados: la riqueza de especies, la diversidad vegetal, la cobertura solapada, de nativas, exóticas y de herbáceas nativas no presentaron diferencias significativas entre los niveles de disturbio medio y alto. La cobertura de gramíneas presentó una diferencia significativa mayor en el disturbio medio ($p < 0,001$) y menor en el alto ($p < 0,1$). Por último, la cobertura de arbustos presentó una diferencia significativa menor en el nivel medio ($p < 0,001$) y mayor en el alto ($p < 0,05$). La tabla estadística obtenida para cada variable (Tabla A.4. para vegas y Tabla A.5. para estepas) junto a sus gráficos (Figura A.1 para vegas y Figura A.2 para estepas), se pueden encontrar en el Anexo 1 y 2 respectivamente.

Tabla 5: Nivel de significancia obtenido para los diferentes parámetros de vegetación analizados según el método de muestreo de parcelas y transectas.

Variable	Método Parcelas	Método Transectas
Vegas		
Riqueza Total	X	X
Índice de Diversidad	X	X
Cobertura Solapada	XX	X
Cobertura de Nativas	0	0
Cobertura de Exóticas	X	X
Cobertura de Herbáceas Nativas	X	X
Cobertura de Gramíneas	0	X
Altura Total	X	*
Altura de Gramíneas	X	*
Altura de Herbáceas Nativas	0	*
Altura de Herbáceas Exóticas	X	*
Biomasa	X	*
Estepas		
Riqueza Total	X	X

Índice de Diversidad	X	X
Cobertura Solapada	(.)	X
Cobertura de Nativas	X	(.)
Cobertura de Exóticas	X	X
Cobertura de Herbáceas Nativas	XX	X
Cobertura de Gramíneas	X	XX
Cobertura de Arbustos	X	X
Altura Total	X	*
Altura de Gramíneas	X	*
Altura de Arbustos	X	*
Altura de Herbáceas Nativas	X	*
Altura de Herbáceas Exóticas	X	*

Referencias: (0) No presentaron diferencia significativa. (.) Presentaron una tendencia de diferenciación (X) Sí presentaron diferencia significativa. (XX) Presentaron una mayor diferencia significativa. (*) No se tomaron datos de altura en el método de transectas por lo cual no se incluye la comparación de esta variable.

La comparación de métodos muestra que, considerando el método de parcelas, algunas variables no presentaron diferencia significativa como la cobertura de nativas, cobertura de gramíneas y altura de herbáceas nativas para vegas. Considerando las estepas, presenta una tendencia en la cobertura solapada. A su vez, este método muestra una mayor sensibilidad a la variable cobertura solapada en vegas y cobertura de herbáceas nativas en estepas, en comparación con el método de transectas.

En cuanto al método de transectas, se observa que no dieron diferencias significativas las variables cobertura de nativas en vegas, coincidiendo con lo obtenido por el método de parcelas, y la variable cobertura de nativas estepas presentó una tendencia. El resto de las variables presentaron una diferencia significativa y sólo en la cobertura de gramíneas para estepas se obtuvo una mayor diferencia significativa en comparación con el método de parcela.

Podemos decir que ambos métodos son igualmente efectivos para determinar la sensibilidad de las variables en cuanto al nivel de disturbio observado en vegas y estepas de altura; presentando solo algunas variaciones sutiles en cuanto a las coberturas.

3.2.3. Niveles de disturbio y sus componentes

En cuanto a la determinación de los niveles de disturbio realizados a fines de 2019 y comienzos del 2020 junto al remuestreo de los mismos en el 2021, se realizó la comparación de los datos obtenidos. Se pudo observar que los sitios con nivel de disturbio nulo-bajo aumentaron y los sitios con niveles alto disminuyeron luego de un año en el cual el Parque no tuvo paso de mulas debido a la situación de pandemia de la temporada 2020-2021 donde se prohibieron las expediciones de montaña y el transporte por animales de carga (Figura 12). Además, se pudo observar que para los ecosistemas de estepa, el nivel de disturbio disminuyó en todas las estepas en el segundo año de muestreo. Por otro lado, en cuanto a los ecosistemas de vegas, observamos que la vega 1 y 4 mantuvieron el mismo nivel de disturbio o este disminuyó, mientras que para el resto de las vegas el nivel de disturbio aumentó en el segundo año de muestreo (Figura 13).

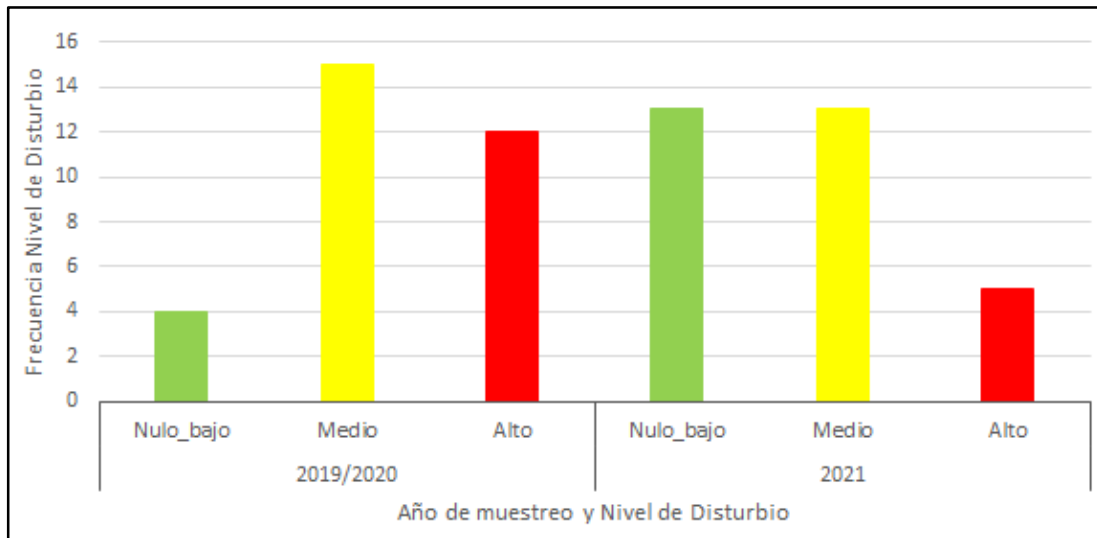


Figura 12: Gráfico de barras de la frecuencia total de los niveles de disturbios relevados por año de muestreo para la vegetación de vegas y estepas del valle de Horcones.

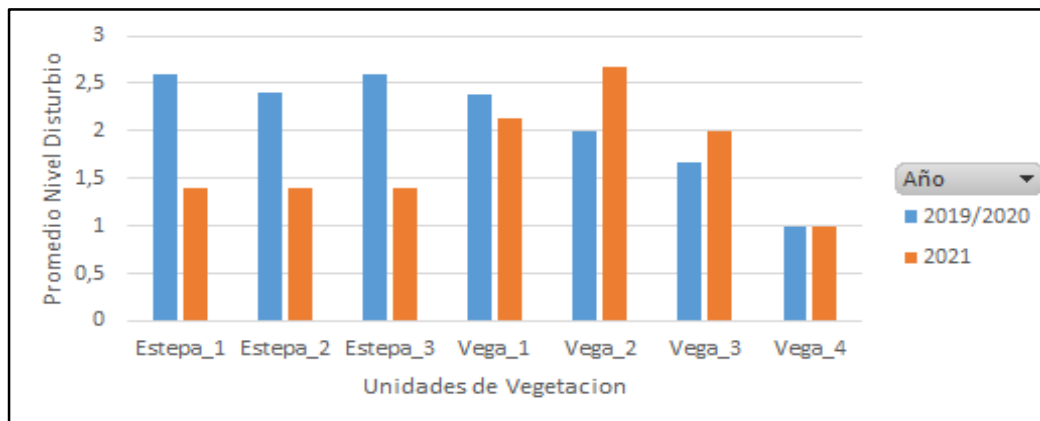


Figura 13: Gráfico de barras del promedio del nivel de disturbio relevado de las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones para las dos temporadas de verano de muestreo.

En cuanto a los componentes que conforman la categoría del nivel de disturbio, podemos observar que considerando las pisadas encontradas en las parcelas, las mismas disminuyeron en el segundo año de muestreo para los ecosistemas de estepa. En cambio, para los ecosistemas de vegas, se puede observar que las pisadas aumentaron en las vegas 3 y 4 después de un año de muestreo (Figura 14). Considerando las heces de mulas encontradas en las parcelas de muestreo, las mismas disminuyeron en la vegetación de estepa y aumentaron en la vega 2 y 3 en el segundo año de muestreo (Figura 15). Teniendo en cuenta el tercer componente del nivel de disturbio, las heces de liebres tuvieron pocas variaciones en los años de muestreo (Figura 16).

Con el fin de mostrar a nivel espacial el nivel de disturbio, se muestran dos mapas desarrollados a partir de la interpolación mediante la distancia inversa ponderada (IDW) de Horcones de los puntos de muestreo de los datos relevados en el 2019-2020 y 2021 para las vegas y estepas de la zona de estudio en el Valle de Horcones (Figura 17). En el mismo se observó que las zonas con niveles de disturbio alto disminuyeron y aumentaron las zonas con niveles nulos-bajos.

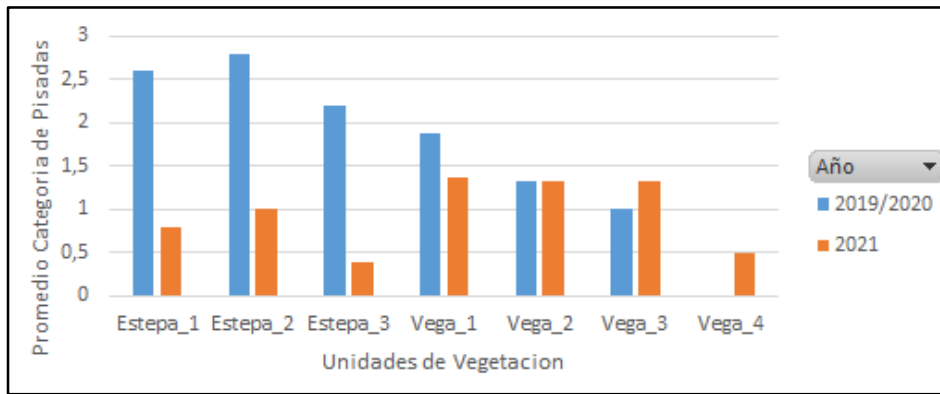


Figura 14: Gráfico de barras del promedio de la categoría de pisadas relevada en las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones.

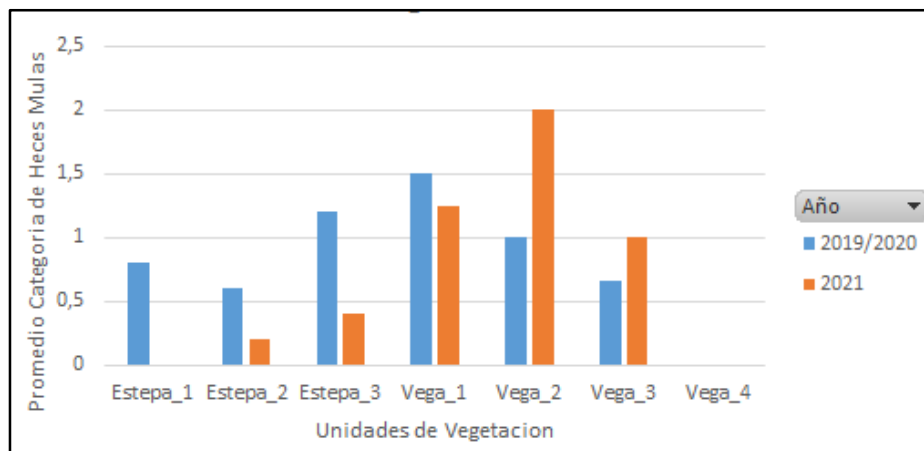


Figura 15: Gráfico de barras del promedio de la categoría de heces de mulas relevadas en las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones.

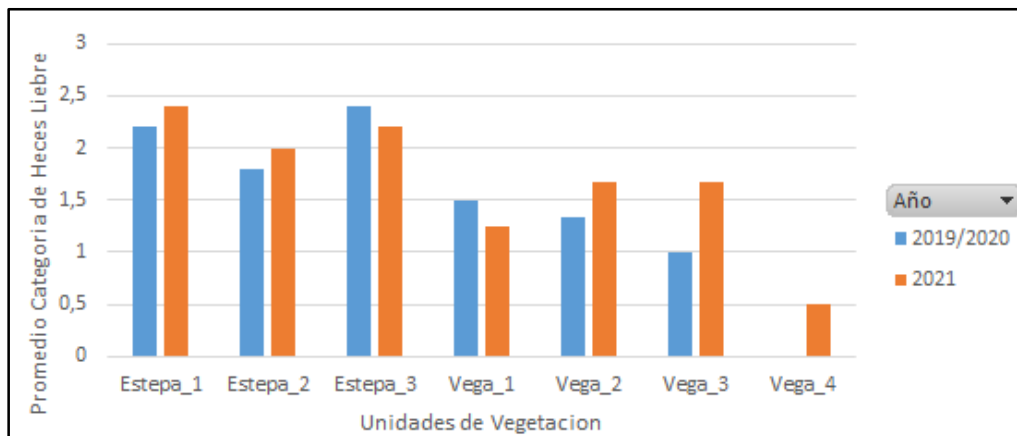


Figura 16: Gráfico de barras del promedio de la categoría de heces de liebre relevadas en las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones.

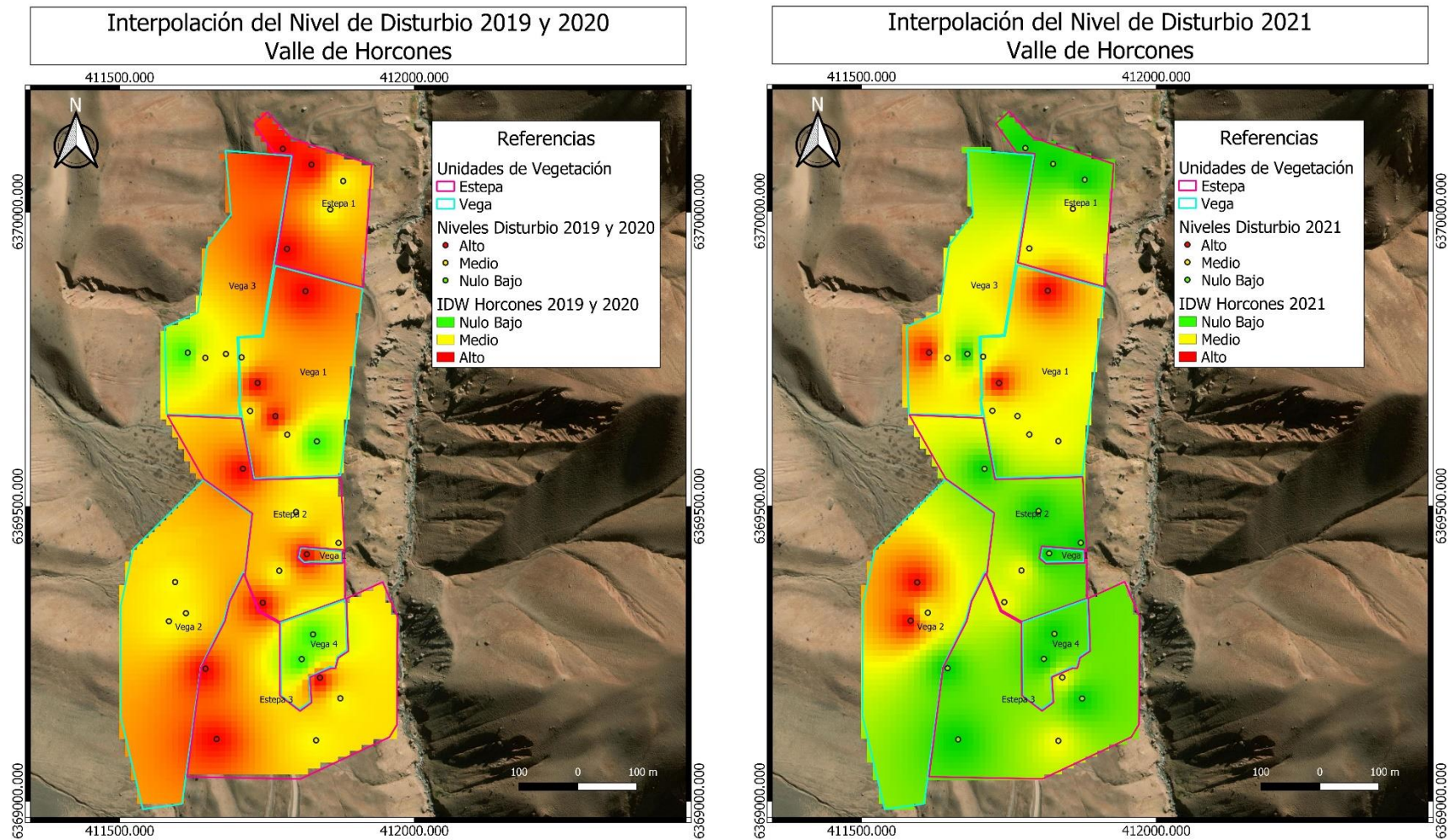


Figura 17: Mapas de la interpolación de los niveles de disturbio muestreados en el 2019/2020 y en el 2021 para las vegas y estepas del Valle de Horcones. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.

3.2.4. Comparación de las alturas medidas en las estepas y vegas del Valle de Horcones del periodo de muestreo 2019-2020 y 2021

Considerando las diferencias obtenidas en las alturas por parcela tanto en vegas como estepas, las alturas en vegas aumentaron en los niveles de disturbio nulo-bajo y medio en un año, en este último en mayor cantidad. A su vez, en aquellas vegas con disturbio alto, la altura disminuyó en gran medida. Por otro lado, en las estepas las alturas disminuyeron para ambos niveles de disturbio en un año (Figura 18).

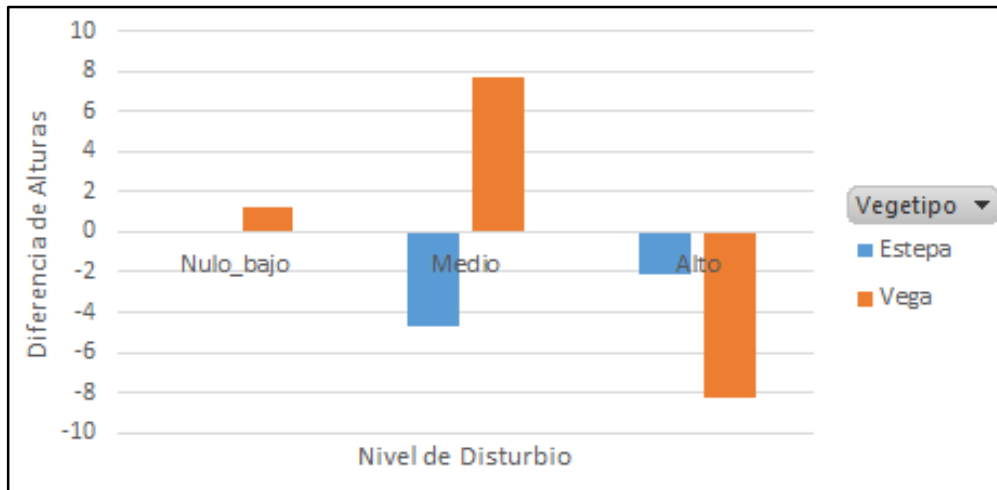


Figura 18: Gráfico de barras del promedio de las diferencias de altura del año de muestreo 2021 con respecto al año de muestreo 2019-2020 para la vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones.

3.3. Fauna

3.3.1. Artrópodos

En las vegas del valle de Horcones se obtuvieron un total de 100 muestras, entre las cuales 19 muestras fueron en el nivel de disturbio nulo-bajo, 37 muestras en el medio y 44 muestras en el nivel alto (Figura 19). Dentro de la clase arácnidos, se encontraron ejemplares de los órdenes arañas, ácaros, solífugos, escorpiones y pseudoescorpiones. A su vez, dentro de las arañas, se encontraron individuos de 12 especies, siendo las más abundantes *Petrichus funebris*, *Cybaeodamus sp.* y *Sanogasta cf. alticola*.

Mapa Muestreo Artrópodos - Vegas del Valle de Horcones

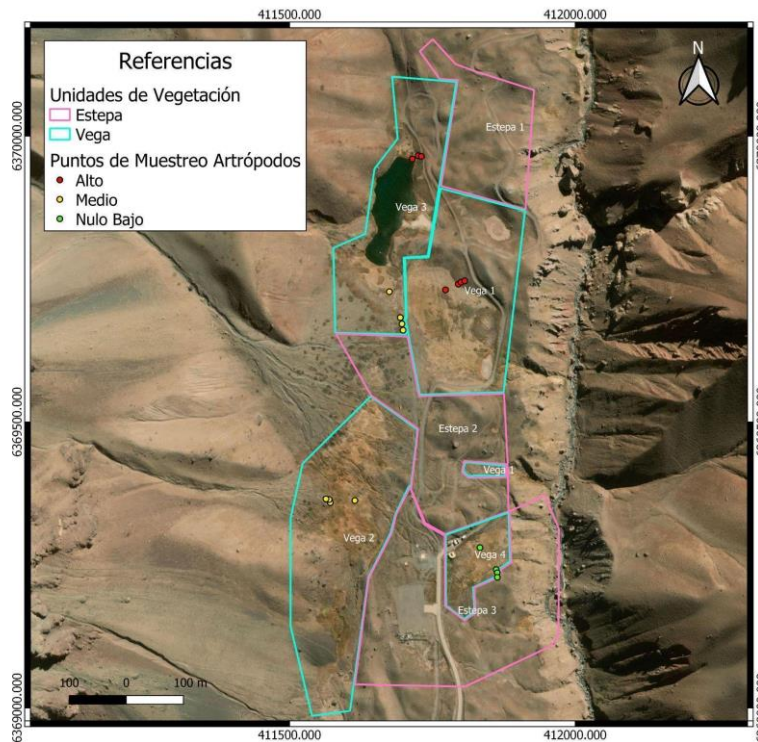


Figura 19: Mapa de los puntos de muestreo de artrópodos en las vegas del valle de Horcones junto al nivel de disturbio asignado. Fuente: elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.

Se debe considerar que el nivel de disturbio nulo-bajo fue tomado como intercepto en los análisis estadísticos realizados. Podemos observar que para la variable riqueza de arañas, los análisis estadísticos dieron diferencias significativas en los tres niveles de disturbio (nulo-bajo $p < 0,001$; medio $p < 0,05$ y alto $p < 0,05$), siendo la riqueza de arañas mayor en el nivel de disturbio nulo-bajo. En cuanto a la variable abundancia total, se encontró el mismo patrón que la variable riqueza de arañas (nulo-bajo $p < 0,001$; medio $p < 0,01$ y alto $p < 0,001$). Considerando la abundancia de arañas, no presentó diferencias significativas entre los niveles de disturbio. La abundancia de ácaros presentó una diferencia significativa mayor en el nivel nulo-bajo ($p < 0,001$) y menor en el alto ($p < 0,001$). La abundancia de solífugos, presentó diferencias significativas en los tres niveles de disturbio (nulo-bajo $p < 0,001$; medio $p < 0,01$ y alto $p < 0,05$) siendo mayor en el nivel nulo-bajo (Figura 20). Los resultados estadísticos obtenidos para cada análisis de las variables se encuentran en el Anexo 1 (Tabla A.6).

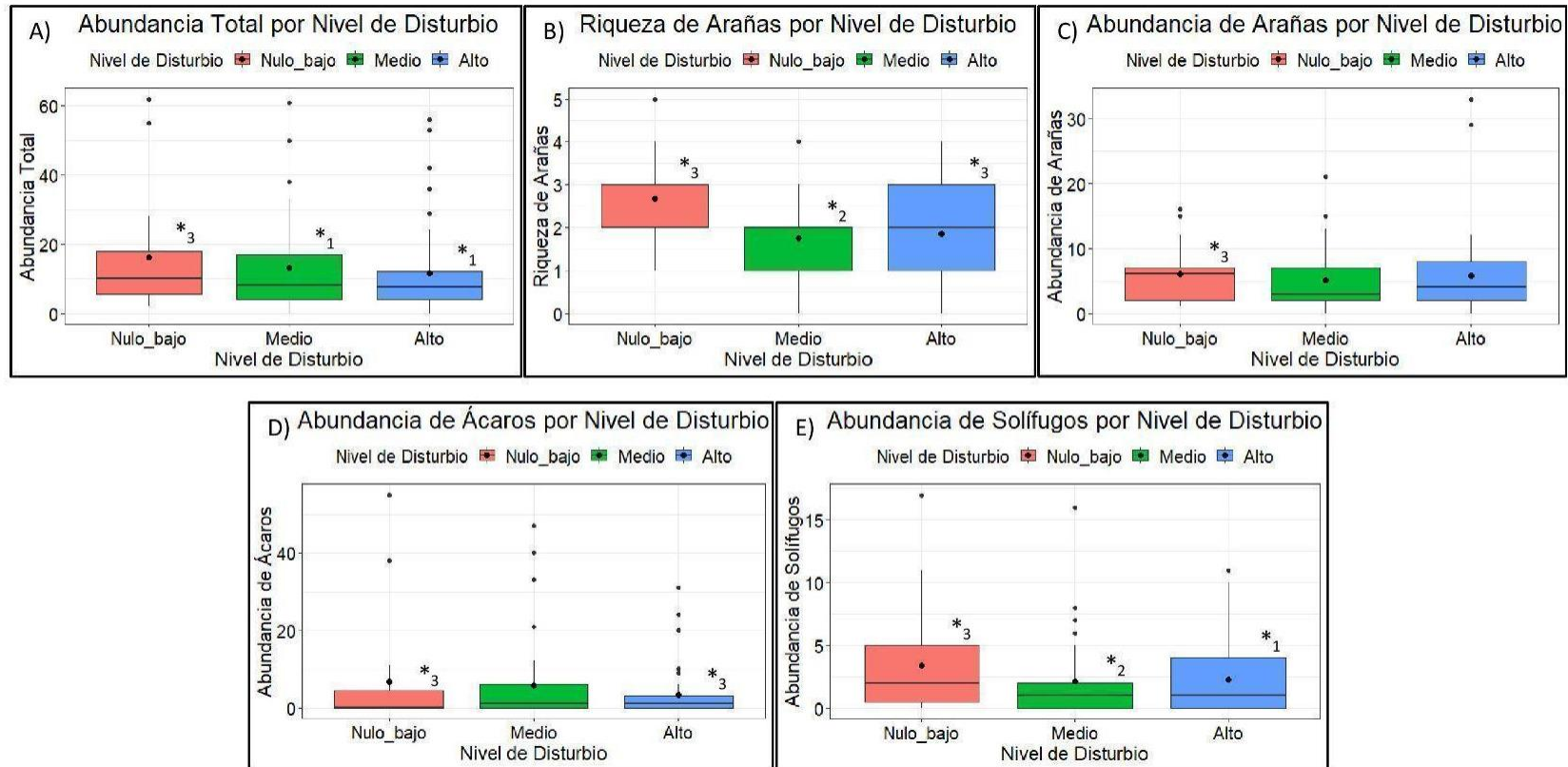


Figura 20: Gráficos de caja de las diversas variables de artrópodos relevadas a campo por el método de transectas para las vegas de altura del Valle de Horcones. Los *3 corresponden a un p valor < 0,001; los *2 corresponden a un p valor < 0,01 y los *1 corresponde a un p valor < 0,05.

3.3.2. Micromamíferos y Reptiles

A las 7 transectas realizadas en el muestreo de micromamíferos y reptiles, se les asignó el nivel de disturbio en función a la interpolación de Horcones de la primera temporada de muestreo (2019-2020) (Figura 21). Del total de las 7 transectas, dos fueron en el disturbio nulo-bajo, 3 en el medio y 2 en el nivel alto.

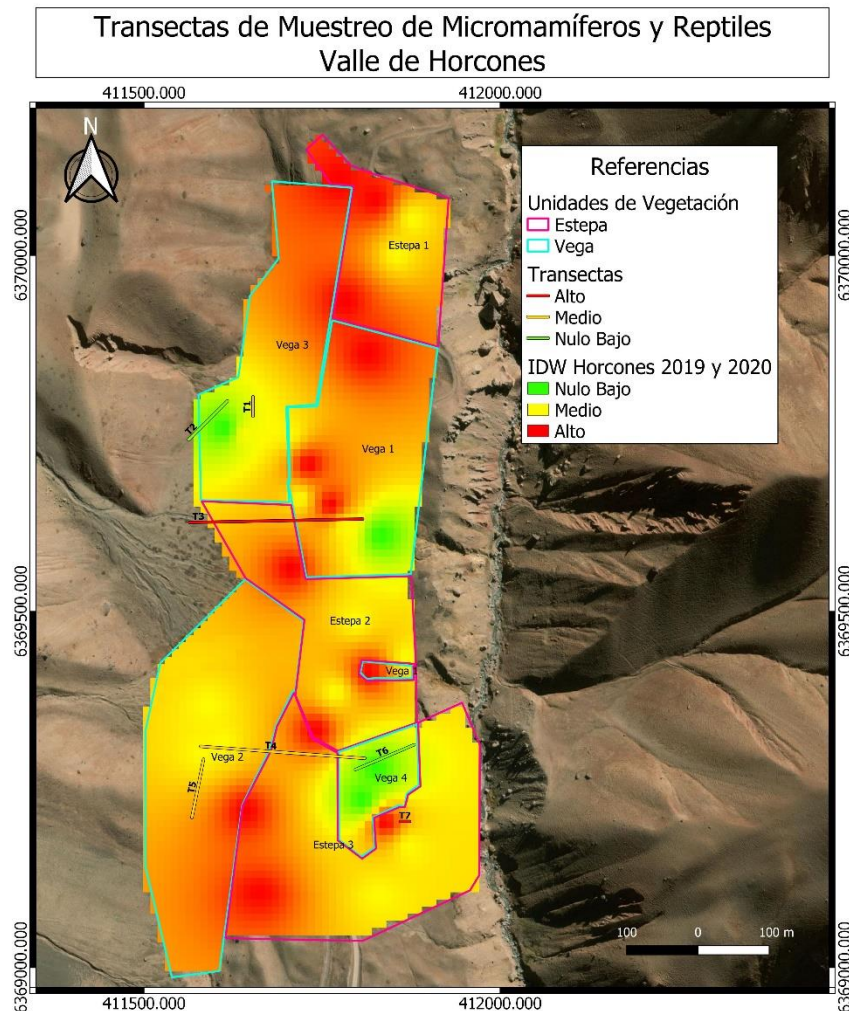


Figura 21: Mapa de las transectas de muestreo realizadas para micromamíferos y reptiles junto a la asignación del nivel de disturbio del 2019 - 2020 a las mismas. Fuente: Elaboración propia. Proyección UTM 19 Sur, Datum WGS84.

Micromamíferos

El muestreo incluyó la colocación de 20 trampas en el nivel de disturbio nulo-bajo, 30 en el nivel medio y 20 en el alto. Se encontraron dos especies en los relevamientos: *Abrothrix sp.* y *Phyllotis xanthopygus*. Se observó que el éxito de captura fue mayor en el nivel de disturbio nulo-bajo siendo el mismo de 65% (13 capturas) con respecto al nivel medio (30%, 9 capturas) y al nivel alto (20%, 4 capturas) (Figura 22). En cuanto a los individuos de *Abrothrix sp.*, el número total de individuos capturados fue de 24, siendo 13 hembras y 11 machos. A su vez, el 31 % de las hembras (4 individuos) estaban preñadas. Teniendo en cuenta la consulta con los expertos que realizaron el relevamiento y, frente a la información disponible, se puede decir que la población de esta especie en el Valle de Horcones es viable reproductivamente. Por último, la

especie *Phyllotis xanthopygus* fue capturada únicamente en 2 ocasiones coincidente con el nivel de disturbio alto (transecta 7).

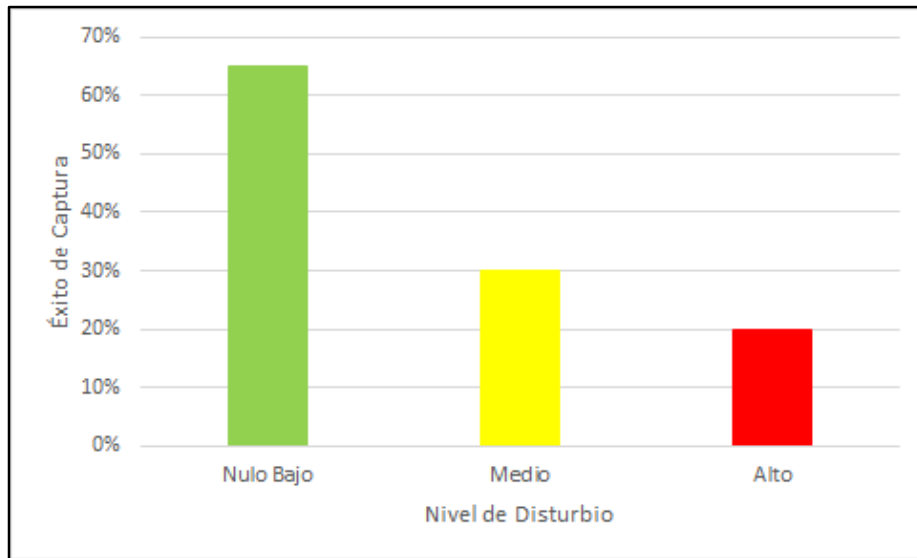


Figura 22: Gráfico de barras del promedio del éxito de captura de los individuos de micromamíferos según el nivel de disturbio de las transectas de muestreo del Valle de Horcones.

Reptiles

Se observaron en total 87 individuos de *Liolaemus fitzgeraldi* a lo largo de las 7 transectas. En el nivel nulo-bajo se observaron una mayor cantidad de individuos (42 individuos, 21 individuos promedio por transecta) con respecto a los otros dos niveles de disturbio y hubo una tendencia de menor número de individuos a medida que aumenta el nivel de disturbio (Figura 23). En el disturbio nulo-bajo se encontró un promedio de 21 individuos por transecta (0,025 individuos/m²), 32 individuos en las transectas de nivel intermedio con un promedio de 11 individuos por transecta (0,025 individuos/m²) y 13 individuos en las transectas con nivel de disturbio alto con un promedio de 7 individuos por transecta (0,033 individuos/m²).

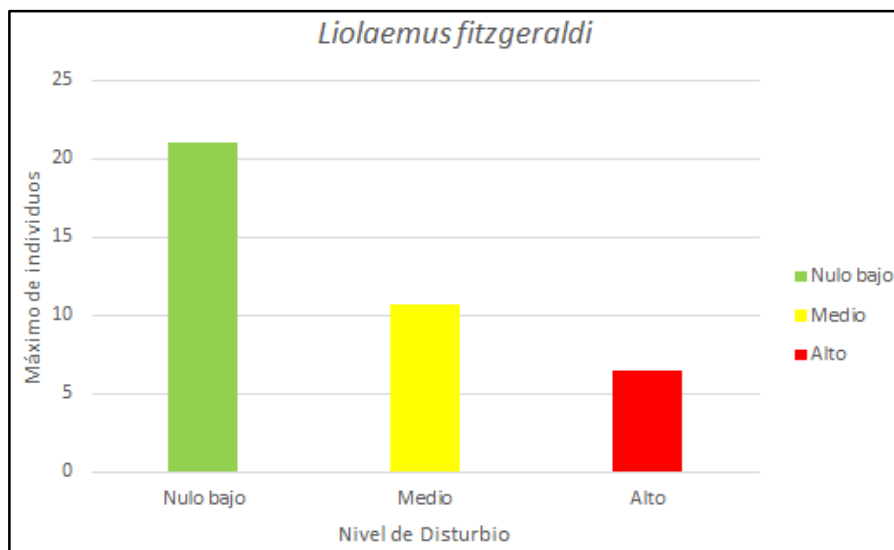


Figura 23: Gráfico de barras del promedio del número de individuos de *Liolaemus fitzgeraldi* observados según el nivel de disturbio de las transectas de muestreo del Valle de Horcones.

3.4. Laguna de Horcones

La laguna de Horcones (2981 m.s.n.m) es una laguna de altura permanente de origen glaciar (Scheibler et al., 2016). La misma se encuentra aislada debido a que solo es abastecida por agua subterránea, indicando que la misma posee naturalmente una menor diversidad comparada a otros ecosistemas alimentados por diversas fuentes (Lomolino, 2001). A esto se suma el estrés climático dado por las bajas temperaturas y cobertura nívea durante el invierno, estando la laguna congelada durante este período (Scheibler et al., 2016). La laguna es oligotrófica lo cual se evidencia con los bajos valores de nutrientes observados (nitrato, nitrito y fosfato) en el muestreo del año 2020 (Tabla 6). Se considera que la laguna no está contaminada orgánicamente en función a los parámetros físicos y químicos analizados.

En relación a variaciones de los parámetros físico químicos en el tiempo, se observó que no hubo grandes variaciones entre el muestreo realizado en el año 2008 por Scheibler y colaboradores en la Tabla 2 (Scheibler et al., 2016, p. 270) y el año 2020 tanto para pH, temperatura del agua y la saturación de oxígeno. En el caso de la conductividad eléctrica, la misma aproximadamente se duplicó desde el muestreo del 2008 hasta el del 2020. Lo mismo puede estar relacionado con la disminución del tamaño de la laguna en el tiempo, lo cual produce una mayor concentración de salinidad en la laguna cuando el agua se evapora. A su vez, se debe considerar el estrés hídrico que presenta la laguna debido a la disminución de la precipitación nívea.

Tabla 6: Media y desviación estándar (D.E) entre paréntesis de las propiedades fisicoquímicas de la laguna de Horcones junto a la abundancia relativa de los macroinvertebrados encontradas en la misma para dos periodos de muestreo (2008 y 2020).

	Laguna de Horcones	
	2008	2020 (centro)
Área de la laguna (ha)	1,12	0,84*
Tipo de laguna	Permanente/natural	Permanente/natural
Propiedades fisicoquímicas (media y D.E)		
pH	8,62 (0,73)	9,62 (0,13)
Temperatura del agua (°C)	14,80 (4,70)	17,67 (0,85)
Saturación de Oxígeno (%)	80,34 (21,39)	106,64 (7,01)
Salinidad (ppm)	-	664,55 (75,4)
Conductividad (µS/cm)	650,60 (45,66)	1377,28 (124,48)
Nitrito (mg/l)	-	0,015 (0,01)
Nitrato+nitrito (mg/l)	-	0,99 (0,315)
Nitrato (mg/L)	-	0,975 (0,31)
Fosfato (mg/L)	-	0,125 (0,065)
Transparencia (m)	0,29 (0,08)	-
Profundidad (m)	0,29 (0,11)	-
Humedad ambiental (%)	32,60 (8,90)	-
Sustrato % valores medios (% D.E.)	Areno-limoso 99 (8)	-
Especies de macroinvertebrados (abundancia relativa)		
<i>Ectemnostega quadrata</i>	36,79	10,69
<i>Hyalella kochi</i>	61,35	82,15

<i>Lancetes varius</i>	1,24	6,97
------------------------	------	------

Referencias: (*) el área de la laguna en el año 2020 fue calculada a partir de la imagen obtenida por el dron.

Si consideramos los macroinvertebrados acuáticos encontrados en la laguna podemos decir que para *Hyaella kochi* la abundancia relativa aumentó aproximadamente en un 20% desde el muestreo del 2008 hasta el 2020. En cuanto a *Lancetes varius*, la abundancia relativa también aumentó para las mismas fechas en un 5% aproximadamente. En cambio, para *Ectemnostega quadrata* la abundancia relativa disminuyó aproximadamente en un 26% desde el muestreo del 2008 al del 2020.

El Biological Monitoring Working party index (BMWP index) de Miserendino & Pizzolón (1999) asigna valores a las distintas especies de macroinvertebrados acuáticos según su tolerancia a la contaminación orgánica, siendo 10 el más sensible y 1 el más tolerante. Considerando el mismo, se observó que *Hyaella kochi* recibe un valor de tolerancia de 6 lo cual indica que esta especie se considera moderadamente sensible a la contaminación. Por otro lado, *Ectemnostega quadrata* y *Lancetes varius* son bastantes tolerantes a cambios ambientales (valor de tolerancia de 3).

La Laguna de Horcones, en muestreos de un ciclo anual (N=14) se encuentra conformada por 15 especies (Tabla 7). Con ese ensamble de especies, profesionales construyeron el WCVI index que tiene en cuenta un componente biológico conformado por el tipo de dispersión de las especies (especies fuertemente voladoras, medianamente voladoras y no móviles) junto a los valores tolerancia o sensibilidad del BMWP. A su vez, el índice también tiene en cuenta un componente ambiental el cual considera la conectividad de los humedales (conectados, aislados, conectados a ríos o no) y el índice de aridez. De esta forma, la laguna se categorizó con un valor de 0,61. Esto indica que es un ambiente con una baja resiliencia constituido por una comunidad moderadamente sensible/tolerante a los cambios climáticos y polución orgánica.

Tabla 7: Ensamble de macroinvertebrados acuáticos que se tuvieron en cuenta a la hora de la construcción del WCVI Index.

Clase	Orden	Familia	Especie
Insecta	Odonata	Aeshnidae	<i>Rhionaeschna absoluta</i>
	Hemiptera	Corixidae	<i>Ectemnostega quadrata</i>
	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Andesiops peruvianus</i>
		Leptophlebiidae	<i>Massartellopsis irarrazavali</i>
	Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Metrichia neotropicalis</i>
	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Liodessus flavofasciatus</i>
			<i>Lancetes varius</i>
	Diptera	Chironomidae	<i>Tropisternus lateralis</i>
			<i>Chironomus decorus</i>
			<i>Parametriocnemus sp. 1</i>
<i>Parametriocnemus sp.</i>			
			<i>Cricotopus sp. 2</i>
Gastropoda		Lymnaeidae	<i>Lymnaea viator</i>
Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	<i>Hyaella kochi</i>
Clitellata	Subclase: Oligochaeta		<i>Oligochaeta</i>

Frente a los resultados obtenidos y la consulta con expertos (Dra. Erica Scheibler), se concluye que la laguna no posee un impacto antrópico mediante la observación de los ensamblajes de especies que la misma posee y, frente a la comparación con otros humedales de la provincia de Mendoza, encontrándose la misma en buen estado de conservación, pero con alto estrés hídrico, tal como lo indica el aumento en la conductividad eléctrica.

3.5. Paisaje

En cuanto al NDVI obtenido en las unidades de vegetación de vegas y estepas, se observaron diferencias entre estos tipos de vegetación y años. El promedio de NDVI observado a lo largo de las 4 temporadas analizadas para las unidades de vegetación de vegas junto a su desviación estándar es de $0,29 \pm 0,089$ y para las unidades de vegetación de estepas fue de $0,27 \pm 0,086$. Se pudo observar también que las temporadas con mayor NDVI fueron la del 2018-2019 seguida por la 2017-2018, lo cual es coincidente con las mayores precipitaciones níveas durante esos años (Figura 6). En cambio, en la temporada 2019-2020, el valor de NDVI fue menor y coincidió con la mayor sequía registrada ese año en función a los datos de precipitación nívea en el Valle de Horcones. Por último, la temporada 2020-2021 presentó un aumento en el NDVI comparado al año anterior (Figura 24).

En cuanto al nivel de disturbio en parcelas de vegetación de vegas, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas para el NDVI. En cuanto a la temporada de muestreo, los valores de NDVI mostraron diferencias entre los veranos en sentido $1 > 2 > 4 > 3$. Hubo diferencias significativas en el NDVI entre el Verano 3 (Temporada 2019 - 2020) y el Verano 1 (Temporada 2017 - 2018) (Figura 25). No hubo interacción entre el nivel de disturbio y la temporada analizada.

En cuanto a las parcelas relevadas en las unidades de vegetación de estepa, no se encontró una diferencia significativa en el nivel de disturbio y si se encontraron diferencias significativas según el verano analizado. Los valores de NDVI mostraron diferencias entre los veranos en sentido $2 > 1 > 4 > 3$. Hubo una mayor diferencia estadística entre el Verano 3 con el Verano 1, seguido por una menor diferencia estadística entre el Verano 4 con el Verano 1 y, por último, una tendencia positiva del Verano 2 con respecto al Verano 1. Este resultado puede estar respondiendo a la variación de precipitación nívea que ocurre cada año. No hubo interacción entre las variables explicatorias nivel de disturbio y temporada analizada (Figura 26).

En el Anexo 1 se encuentran los resultados estadísticos obtenidos para cada análisis (Tabla A.7 vegas y Tabla A.8 estepas).

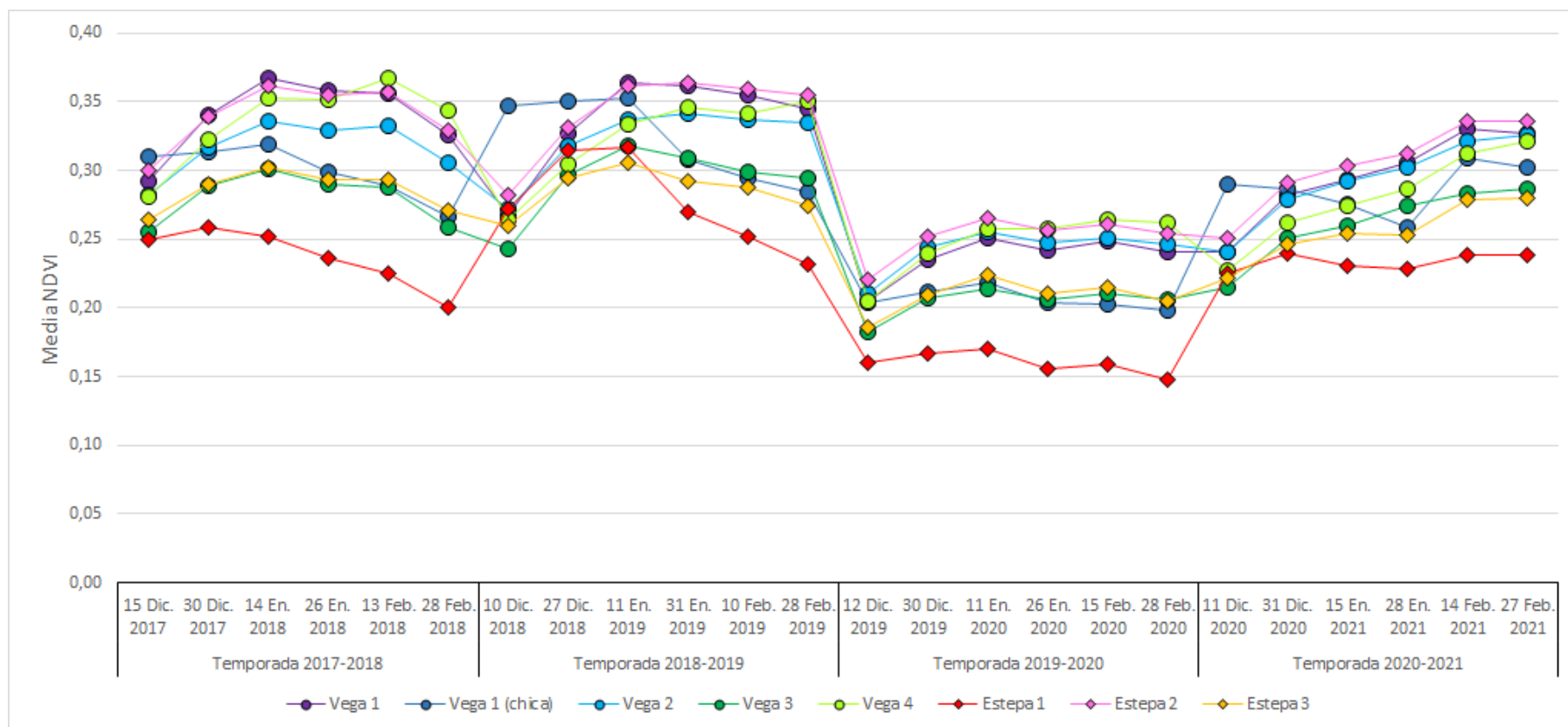


Figura 24: Gráfico de líneas del NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) para las 4 temporadas analizadas para las unidades de vegetación de vegas y estepas del Valle de Horcones. Fuente: elaboración propia.

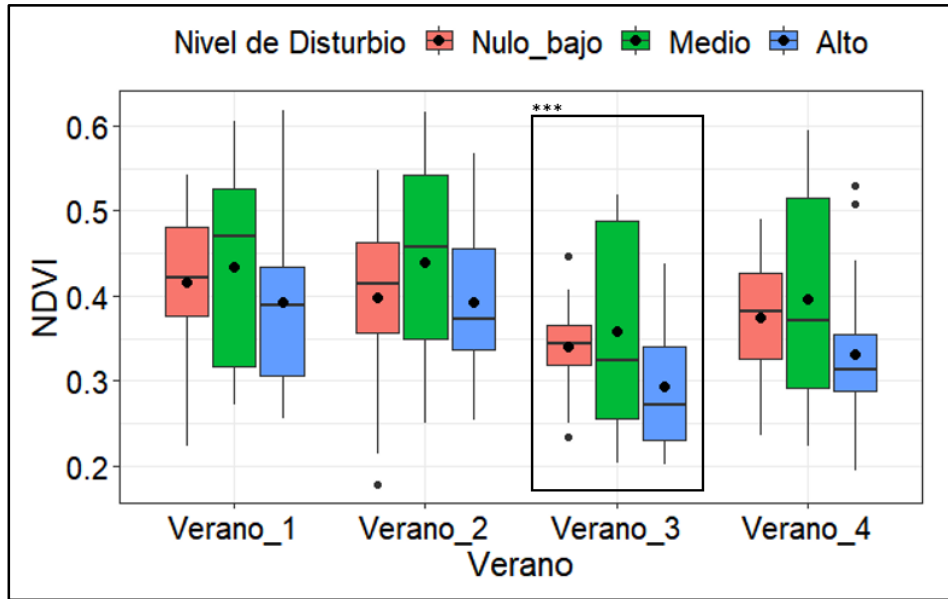


Figura 25: Gráfico de cajas del NDVI en función al nivel de disturbio y al verano analizado de las parcelas relevadas en las unidades de vegetación de vegas del Valle de Horcones. La diferencia significativa se observa en el verano encuadrado en negro y los (***) corresponde a un p valor < 0,001.

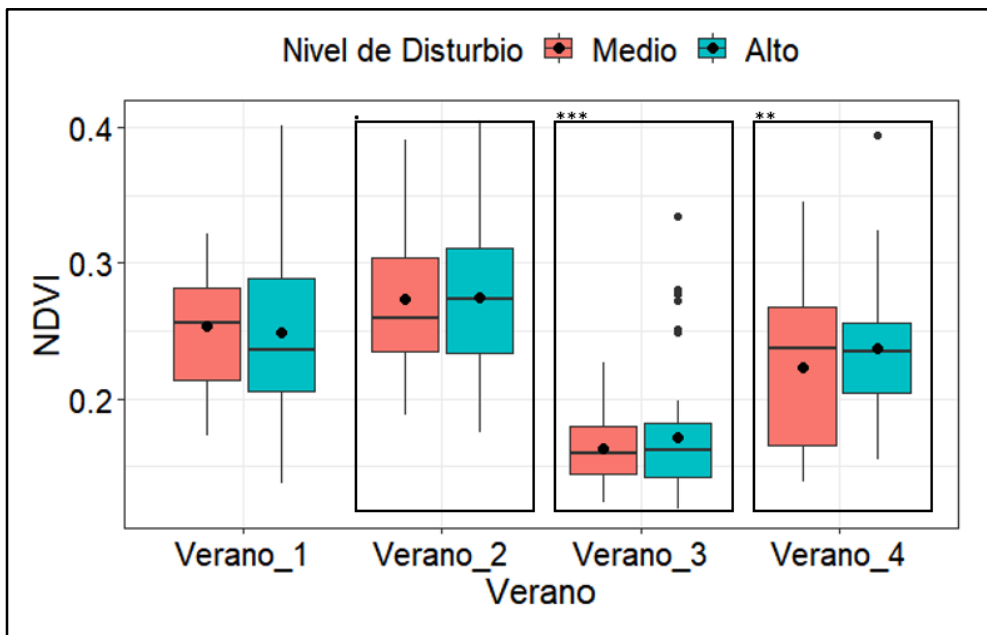


Figura 26: Gráfico de cajas del NDVI en función al nivel de disturbio y al verano analizado de las parcelas relevadas en las unidades de vegetación de estepas del Valle de Horcones. Las diferencias significativas solo fueron observadas en los veranos encuadrados en negro. Los (***) corresponde a un p valor < 0,001; (**) corresponde a un p valor < 0,01 y (.) corresponde a un p valor < 0,1.

A modo de ejemplo se presenta en la Figura 27 resultados del procesamiento de imágenes satelitales del verano 1 y 3. En las mismas se observa un mayor NDVI en el verano 1 (Temporada 2017 - 2018) comparado con el verano 3 (Temporada 2019 - 2020), el cual coincide con el año de menor precipitación nívea (ver sección 5.1, Figura 6). A su vez se observan variaciones dentro de la misma estación de muestreo, con mayor valores de NDVI en Diciembre con respecto a Febrero (Figura 27). En el Anexo 2 se adjuntan los valores de NDVI y el falso color obtenido para las seis imágenes satelitales procesadas por cada verano analizado (Figura A.3 a la Figura A.6).

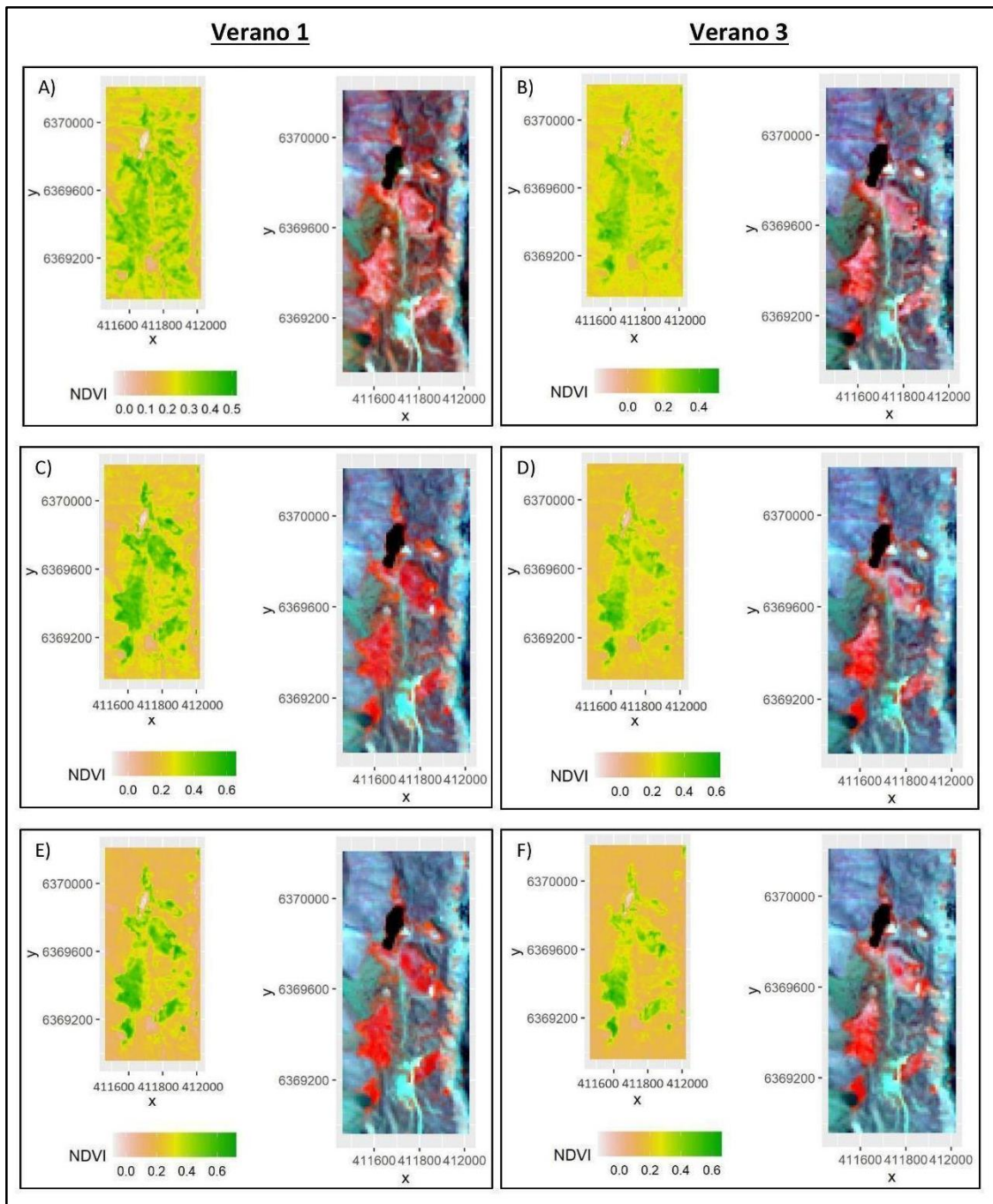


Figura 27: Comparación de imágenes satelitales del Verano 1 y 3 del Valle de Horcones. A la izquierda de cada imagen puede observarse el NDVI y a la derecha el falso color del mismo (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano). A) 15 de Diciembre del 2017. B) 12 de Diciembre del 2019. C) 14 de Enero del 2018. D) 11 de Enero del 2020. E) 13 de Febrero del 2018. F) 15 de Febrero del 2020.

4. Síntesis de resultados

A partir del análisis y los resultados obtenidos de los indicadores relevados a campo se procedió a realizar su ponderación para la posterior selección de indicadores a conformar el plan de monitoreo de mediano y largo plazo del Valle de Horcones.

4.1. Ponderación de indicadores de disturbio antrópico

Para poder integrar la información de los indicadores medidos a campo y seleccionar los más efectivos por cada componente se adaptó la metodología de Sarandón & Flores (2009) sobre la evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas. El trabajo realizado incluyó el análisis de 43 indicadores incluyendo el análisis de verdor a nivel de paisaje, 14 parámetros de vegetación, 10 indicadores para fauna incluyendo reptiles, micromamíferos y artrópodos; 15 indicadores para la Laguna de Horcones incluyendo parámetros físicos químicos y biológicos, y ensamble de macroinvertebrados. También se consideraron 3 indicadores indirectos del uso antrópico que reflejan el nivel de disturbio a nivel de parcela (Tabla 8).

Tabla 8: Indicadores relevados a campo para cada variable analizada en este trabajo.

Variable		Indicadores
Paisaje		NDVI
Vegetación		Cobertura solapada
		Cobertura de nativas
		Cobertura de exóticas
		Cobertura de herbáceas nativas
		Cobertura de gramíneas
		Cobertura de arbustos
		Riqueza
		Índice de diversidad
		Altura total
		Altura de gramíneas
		Altura de herbáceas nativas
		Altura de herbáceas exóticas
		Altura de arbustos
		Biomasa
Fauna	Reptiles	Número de individuos observados
		Densidad
	Micromamíferos	Éxito de captura
		Porcentaje de hembras preñadas
		Número de individuos
	Artrópodos	Riqueza de arañas
		Abundancia total
		Abundancia de arañas
		Abundancia de ácaros
		Abundancia de Solífugos
Laguna de Horcones		Nutrientes (nitrato, nitrito, fosfato)
		pH
		Temperatura
		Saturación de oxígeno
		Conductividad

		Transparencia
		Profundidad
		Humedad
		Sustrato %
		Abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos
		BMWP Index
		WCVI Index
Uso antrópico	Nivel de disturbio	Pisadas
		Heces mulas
		Heces liebre

Por cada indicador se realizó una ponderación considerando los siguientes aspectos: si son sensibles a amplias condiciones, sensibles en el tiempo, presentan poca variabilidad natural durante el muestreo, tienen habilidad predictiva, son de fácil recolección/uso y confiables, no son sesgados, fáciles de interpretar, permiten determinar valores umbrales, robustos e integradores, universales pero adaptables y su capacidad de ser delegables (ver apartado 2.6.5, Tabla 3).

La puntuación máxima posible es de 31. En función a ello se determinaron los indicadores por componente que obtuvieron un valor mayor o igual a 24, ya que cumplen con la mayoría de los requisitos propuestos por Sarandón & Flores (2009).

4.2. Indicadores seleccionados en relación al disturbio antrópico

Los indicadores que obtuvieron un valor de ponderación mayor o igual a 24 fueron el nivel de disturbio, incluyendo las pisadas y las heces de mulas. Con respecto a la vegetación, los indicadores con mayor valor de ponderación en vegas y estepas fueron la cobertura de nativas y de exóticas, de herbáceas nativas y altura total de la vegetación y por forma de vida. Para vegas, la biomasa fue un buen indicador junto con la cobertura solapada y para estepas la cobertura de arbustos. En cuanto a fauna, en artrópodos el indicador con un valor mayor de ponderación fue la abundancia total al igual que la abundancia de solífugos. Para micromamíferos, el éxito de captura; y para reptiles el número de individuos observados (Tabla 9).

En cuanto a los indicadores relacionados a la Laguna de Horcones, los indicadores seleccionados fueron las propiedades fisicoquímicas, incluyendo nutrientes (nitrito, nitrato, fosfato), pH, saturación de oxígeno, conductividad, transparencia, profundidad y la abundancia relativa de macroinvertebrados. Por último, considerando la variable paisaje, observamos que el nivel de verdor no fue un buen indicador del nivel de disturbio (Tabla 9).

Tabla 9: Matriz de selección y ponderación de los indicadores de las diversas variables muestreadas en el Valle de Horcones adaptando la metodología propuesta por Sarandón y Flores. En amarillo pueden observarse aquellos indicadores que obtuvieron un valor mayor o igual a 24 puntos en su ponderación.

Variable	Indicador		Características Indicadores										Ponderación	Época de muestreo	Periodicidad de muestreo recomendada		
			Sensibles a amplias condiciones	Sensibles en el tiempo	Poca variabilidad natural durante muestreo	Habilidad predictiva	Fácil recolección, uso y confiables	No ser sesgados	Fácil de interpretar	Determinar valores umbrales	Robustos e integradores	Universales pero adaptables				Capacidad de ser delegable	
Vegetación	Cobertura Solapada	Vegas	3	2	3	3	3	2	3	3	3	3	3	1	29	Enero	Anual
		Estepa	0	2	3	0	3	2	3	3	3	3	3	1	23	Enero	Anual
	Cobertura Nativas	Vegas	0	2	3	1	3	2	3	3	3	3	3	1	24	Enero	Anual
		Estepa	1	2	3	0	3	2	3	3	3	3	3	1	24	Enero	Anual
	Cobertura Exóticas	Vegas	2	2	3	2	3	2	3	3	3	3	3	1	27	Enero	Anual
		Estepa	1	2	3	1	3	2	3	3	3	3	3	1	25	Enero	Anual
	Cobertura Herbáceas Nativas	Vegas	2	2	3	3	3	2	2	3	2	3	3	1	26	Enero	Anual
		Estepa	2	2	3	3	3	2	2	3	2	3	3	1	26	Enero	Anual
	Cobertura Gramíneas	Vegas	0	2	3	1	3	2	2	3	2	3	3	1	22	Enero	Anual
		Estepa	1	2	3	1	3	2	2	3	2	3	3	1	23	Enero	Anual
	Cobertura Arbustos (Estepa)			2	2	3	2	3	2	2	3	3	3	1	26	Enero	Anual
	Riqueza	Vegas		1	1	3	2	3	2	2	3	2	3	1	23	Enero	Cada 5 años
		Estepa		1	1	3	2	3	2	2	3	2	3	1	23	Enero	Cada 5 años
	Índice de Diversidad	Vegas		1	1	3	2	3	2	2	3	2	3	1	23	Enero	Cada 5 años
		Estepa		1	1	3	2	3	2	2	3	2	3	1	23	Enero	Cada 5 años
	Altura Vegetación	Total	Vegas	2	3	2	1	3	3	3	3	3	3	1	27	Enero	Anual
			Estepas	1	3	2	3	3	3	3	3	3	3	1	28	Enero	Anual
		Gramíneas	Vegas	1	3	2	2	3	3	3	3	3	3	1	27	Enero	Anual
			Estepas	1	3	2	3	3	3	3	3	3	3	1	28	Enero	Anual
		Herbáceas Nativas	Vegas	0	3	2	2	3	3	3	3	3	3	1	26	Enero	Anual
Estepas			1	3	2	2	3	3	3	3	3	3	1	27	Enero	Anual	
Herbáceas Exóticas		Vegas	1	3	2	3	3	3	3	3	3	3	1	28	Enero	Anual	
		Estepas	1	3	2	2	3	3	3	3	3	3	1	27	Enero	Anual	
Arbustos (Estepas)			1	3	2	1	3	3	3	3	3	3	1	26	Enero	Anual	
Biomasa (Vegas)			1	3	2	3	2	3	2	3	3	3	1	26	Marzo	Anual	

Variable	Indicador	Características Indicadores											Ponderación	Época de muestreo	Periodicidad de muestreo recomendada	
		Sensibles a amplias condiciones	Sensibles en el tiempo	Poca variabilidad natural durante muestreo	Habilidad predictiva	Fácil recolección, uso y confiables	No ser sesgados	Fácil de interpretar	Determinar valores umbrales	Robustos e integradores	Universales pero adaptables	Capacidad de ser delegable				
Uso Antrópico	Nivel Disturbio	Pisadas	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	1	30	Marzo	Anual
		Heces Liebre	0	0	0	0	3	3	3	0	0	3	1	13	Marzo	Anual
		Heces Mulas	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	1	30	Marzo	Anual
Fauna	Artrópodos (Vegas)	Riqueza Arañas	3	1	3	2	1	3	0	3	1	3	0	20	Fin prim. / Inicio ver. y fin ver.	Anual
		Abundancia Total	3	3	2	3	1	3	0	3	3	3	0	24	Fin prim. / Inicio ver. y fin ver.	Anual
		Abundancia Arañas	1	3	2	2	1	3	0	3	3	3	0	21	Fin prim. / Inicio ver. y fin ver.	Anual
		Abundancia Ácaros	2	3	2	3	1	3	0	3	3	3	0	23	Fin prim. / Inicio ver. y fin ver.	Anual
		Abundancia Solífugos	3	3	2	3	1	3	0	3	3	3	0	24	Fin prim. / Inicio ver. y fin ver.	Anual
	Micromamíferos	Éxito de Captura	3	3	2	2	1	3	3	1	3	3	1	25	Enero	Cada 2/3 años (por 10 años)
		% Hembras Preñadas	1	3	2	2	1	3	2	1	1	3	1	20	Enero	Cada 2/3 años (por 10 años)
		Número de individuos	3	3	2	2	1	3	3	1	2	3	1	24	Enero	Cada 2/3 años (por 10 años)
	Reptiles	Número Individuos Observados	3	3	2	2	3	3	3	1	2	3	1	26	Enero	Anual (por 10 años)
		Densidad	1	3	2	1	3	3	3	1	3	3	1	24	Enero	Anual (por 10 años)

Variable	Indicador		Características Indicadores										Ponderación	Época de muestreo	Periodicidad de muestreo recomendada	
			Sensibles a amplias condiciones	Sensibles en el tiempo	Poca variabilidad natural durante muestreo	Habilidad predictiva	Fácil recolección, uso y confiables	No ser sesgados	Fácil de interpretar	Determinar valores umbrales	Robustos e integradores	Universales pero adaptables				Capacidad de ser delegable
Laguna	Nutrientes	Nitrito	3	3	2	3	1	3	1	3	3	3	0	25	Variación estacional	Cada 5 años *
		Nitrato	3	3	2	3	1	3	1	3	3	3	0	25	Variación estacional	Cada 5 años *
		Nitrito + Nitrato	3	3	2	3	1	3	1	3	3	3	0	25	Variación estacional	Cada 5 años *
		Fosfato	3	3	2	3	1	3	1	3	3	3	0	25	Variación estacional	Cada 5 años *
	pH		3	2	2	3	2	3	1	3	3	3	1	26	Variación estacional	Cada 5 años *
	Temperatura		1	2	2	2	2	3	1	3	2	3	1	22	Variación estacional	Cada 5 años *
	Saturación Oxígeno		3	3	2	3	2	3	1	3	3	3	1	27	Variación estacional	Cada 5 años *
	Conductividad		3	3	2	3	2	3	1	3	3	3	1	27	Variación estacional	Cada 5 años *
	Transparencia		3	3	2	2	2	3	1	3	3	3	1	26	Variación estacional	Cada 5 años *
	Profundidad		3	3	2	2	2	3	1	3	3	3	1	26	Variación estacional	Cada 5 años *
	Humedad		0	2	3	1	2	3	1	3	2	3	1	21	Variación estacional	Cada 5 años *
	Sustrato %		0	0	3	1	1	3	1	3	2	3	0	17	Variación estacional	Cada 5 años *
	Abundancia Relativa de Macroinvert.	<i>Ectemnostega quadrata</i>	3	3	2	3	1	3	0	3	3	3	0	24	Enero	Cada 5 años *
		<i>Hyalella kochi</i>	3	3	2	3	1	3	0	3	3	3	0	24	Enero	Cada 5 años *
		<i>Lancetes varius</i>	3	3	2	3	1	3	0	3	3	3	0	24	Enero	Cada 5 años *
BMWP Index		0	0	3	3	1	3	0	3	2	3	0	18	Variación estacional	Única vez	
WCVI Index		3	1	3	3	1	3	0	3	3	3	0	23	Variación estacional	Única vez	
Paisaje	NDVI	Vegas	0	3	0	1	2	3	1	0	3	3	1	17	Anual / Cada 5 años	Cada 5 años
		Estepas	0	3	0	0	2	3	1	0	3	3	1	16	Anual / Cada 5 años	Cada 5 años

Referencias: (*) indica una periodicidad de muestreo recomendada cada 5 años salvo la ocurrencia de un disturbio antrópico puntual en la laguna.

5. Discusión y conclusiones

El turismo puede causar diversos impactos ambientales negativos en las áreas protegidas si no se gestiona de forma adecuada. El mismo puede afectar diferentes componentes del ecosistema como la flora, fauna y la calidad del agua debido a la destrucción y fragmentación del hábitat, introducción de especies exóticas, contaminación, cambios en el comportamiento de especies por interacciones entre los turistas y los animales de carga, entre otros (Leung et al., 2019). A su vez, la severidad del impacto producido depende del tipo de hábitat y la sensibilidad que tiene el ecosistema a las perturbaciones (Leung et al., 2019), siendo las vegas altoandinas vulnerables al tránsito humano y pastoreo (Barros, 2014; Holmquist & Schmidt-Gengenbach, 2008; Weaver & Dale, 1978). De los resultados de este estudio se encontraron diferencias entre la vegetación de vega y de estepa, siendo ambas afectadas por el disturbio antrópico con distintos niveles. En las vegas, se encontraron algunos ambientes con bajo nivel de disturbio debido a acciones previas de conservación como la exclusión, como así también ambientes con disturbio medio y alto. En las estepas únicamente se encontraron ambientes con nivel medio y alto de disturbio en el muestreo realizado en el periodo 2019-2020. Este resultado indica que las estepas están en general más impactadas que las vegas.

En estudios llevados a cabo con anterioridad en el Parque (Barros, 2014), en el cual se determinó el nivel de disturbio y se evaluaron cambios sobre la vegetación, se observó que la valoración cualitativa del nivel de disturbio, a partir de la cuantificación de heces y evidencia de pisoteo, son indicadores que reflejan importantes cambios en la vegetación, tal como observamos en este estudio. Al igual que lo observado en el estudio de Barros et al. (2014), se encontró que el disturbio antrópico alto afectó la cobertura de las formas de vida dominantes, de plantas nativas y exóticas y la riqueza vegetal. Sumado a esto, en este estudio se pudo evaluar si otros componentes, además de la vegetación, se veían afectados por este tipo de disturbios. Los resultados mostraron que el disturbio ejercido por el tránsito de caminantes y pastoreo de animales de carga afectó también a la fauna, incluyendo una disminución en la abundancia de artrópodos, micromamíferos y reptiles en sitios de alto disturbio antrópico.

Asimismo, también se observaron cambios a corto plazo (1 año) en cuanto al nivel de disturbio en relación al manejo del área. En el año 2021 debido a las restricciones impuestas por el COVID 19, donde no se permitieron expediciones de montaña y animales de carga, se observaron cambios en el nivel del disturbio. En el caso de las estepas, las mismas evidenciaron menor uso antrópico pasando a tener solamente niveles de disturbio nulo-bajo y medio de un año a otro. En cambio, en el caso de las vegas, se observaron pocos cambios en cuanto a la evidencia de disturbio antrópico, principalmente en relación al pastoreo de ganado doméstico. Esto se debe a que aun cuando fue restringido el uso de animales de carga, los militares y puesteros locales siguieron utilizando las vegas como sitios de pastoreo para sus animales.

Debido a que los indicadores indirectos de disturbios reflejan importantes cambios en la vegetación y biodiversidad asociada, se considera que son importantes indicadores a considerar en el monitoreo continuo de las acciones de restauración. Por otro lado, las heces de liebres no serían un buen indicador de cambios en el manejo impuestos por la zonificación y clausura de sitios degradados, debido a que las liebres pueden utilizar estos espacios aun cuando estén cercados (Bonino, 2006).

Considerando los componentes de **vegetación**, en el caso de las vegas la cobertura solapada fue mayor y significativa en el nivel de disturbio nulo-bajo con respecto a los otros

niveles de disturbio. Esto se debe a que naturalmente las vegas presentan una alta cobertura solapada, y el tránsito intensivo de caminantes y mulares puede influir significativamente sobre esta variable (Barros, 2004; Barros & Pickering, 2014; Holmquist & Schmidt-Gengenbach, 2008; Weaver & Dale, 1978). Por otro lado, la cobertura solapada en estepas no fue un indicador sensible debido a que las estepas de altura no presentan cobertura solapada, sino que las mismas llegan a una cobertura promedio del 50% aproximadamente (Benzaquen et al., 2017). Para este tipo de vegetación las variables más sensibles en cuanto a cobertura fueron la de herbáceas nativas y de arbustos.

Otras variables de vegetación importantes a considerar para el monitoreo fueron la cobertura de plantas nativas y exóticas. En este estudio observamos que la cobertura de nativas fue mayor en las zonas con menor nivel de disturbio mientras que la cobertura de exóticas fue mayor a niveles de disturbio alto. Este tipo de patrón ha sido observado en diversos estudios (Barros, 2004; Barros, 2014; Leung & Marion, 2000) en donde el disturbio por tránsito limita la cobertura de nativas y promueve el establecimiento de plantas exóticas, las cuales son comúnmente especies ruderales adaptadas al tránsito y pastoreo. El aumento en la cobertura de especies exóticas también está favorecido por la apertura de nuevas áreas para su colonización, el aumento de la disponibilidad de recursos y la disminución de la competencia con otras especies, entre otros (Chiuffo, 2009). En el caso de las herbáceas nativas, las mismas no fueron afectadas por el disturbio, resultado que coincide con estudios anteriores realizados en el valle de Horcones (Barros et al. 2020). Esto puede deberse a que las especies herbáceas nativas abundantes, incluyendo algunas ruderales como *Acaena magellanica*, son especies adaptadas al disturbio antrópico. En el caso de las gramíneas, se observó el mismo patrón, con pocas variaciones en la cobertura en función al disturbio, coincidiendo con estudios previos (Barros et al. 2020).

En cuanto a la cobertura de arbustos en estepas, los mismos son la forma de vida dominante y son sensibles al disturbio, debido a que los tallos leñosos pueden quebrarse fácilmente ante el pisoteo intensivo de personas y animales y a su baja resiliencia una vez impactados (Barros et al. 2020). En nuestro estudio observamos que esta variable fue sensible al disturbio. En cuanto a la productividad vegetal, la biomasa fue sensible ante el disturbio, siendo un 10% mayor en los sitios de poco disturbio con respecto a sitios con disturbio alto. Este resultado coincide con estudios previos en el Parque (Barros et al. 2014) que encontraron que la productividad vegetal con exclusión de pastoreo puede aumentar un 30%. Sumado al impacto en la productividad vegetal por el pastoreo y pisoteo (Newsome, Cole, & Marion, 2004), la sequía también puede afectar la productividad de las mismas.

La altura de la vegetación es uno de los parámetros más sensibles al disturbio antrópico, observándose diferencias positivas entre 1 año y otro frente a la eliminación del mismo (Barros, 2014; Holmquist & Schmidt-Gengenbach, 2008; Monz & D'Antonio, 2013). En general, la altura de la vegetación en estepas fue mayor a menores niveles de disturbio, salvo para las herbáceas nativas que fueron resistentes al tránsito y pastoreo. En cuanto a la riqueza y diversidad vegetal, se observaron patrones diferentes entre vegas y estepas. En las vegas la riqueza y diversidad vegetal fue mayor en el disturbio intermedio con respecto al bajo y el alto, mientras que en la estepa fue mayor en el disturbio alto. Estudios previos muestran que la diversidad puede ser mayor ante disturbios intermedios, lo cual está relacionado con la hipótesis que establece que

la diversidad es máxima a niveles intermedios de frecuencia e intensidad de una perturbación y mínima a niveles muy bajos o altos de perturbación (Fariña, Castilla, & Camus, 1997). Este patrón coincide con lo observado en el ambiente de vegas. En relación a esto, futuros estudios deberían considerar los rasgos funcionales de las plantas, ya que nos brindan información sobre los mecanismos de las especies ante cambios ambientales, incluyendo el disturbio, lo cual nos podría dar una indicación adicional a la riqueza o identidad de las especies (Carlucci et al., 2020). De esta forma se observó que hay ciertos componentes más sensibles que otros frente al disturbio. En cuanto al tipo de metodología más efectiva para medir los parámetros de vegetación, los resultados obtenidos fueron similares entre el método de observación visual en parcelas y puntos de toque en transectas, salvo ciertas variaciones encontradas en cuanto a la cobertura demostrando tener aproximadamente la misma sensibilidad. Considerando ésto, el método de parcela fue más rápido y completo que el método de transectas.

Considerando el componente **fauna**, en cuanto a los *micromamíferos*, se sabe que las poblaciones de las especies encontradas en el Parque son fluctuantes en el tiempo y hay poca información de base sobre el efecto del disturbio sobre estas especies (Martinez, 2019; Muñoz-Pedreras, 1992). Los resultados obtenidos en este trabajo mostraron que la abundancia y el éxito de captura fueron mayor a menores niveles de disturbio. Esto puede deberse a que los micromamíferos prefieren zonas con mayor altura y estructura vegetal debido a un aumento en la disponibilidad de alimentos y recursos, y a un aumento de sitios para refugiarse de los depredadores (Scott, Joyce, & Burnside, 2008). Estudios realizados en Dinamarca y Estonia, por ejemplo, mostraron una relación negativa entre el pastoreo y, la densidad y abundancia relativa de los micromamíferos (Schmidt, Olsen, Bildsøe, Sluydts, & Leirs, 2005; Scott et al., 2008). Es por esto que continuar con los relevamientos y monitoreo de los micromamíferos permitirá obtener mayor información para determinar si lo que ocurre en los Andes Áridos es similar a lo observado en otras regiones o si las observaciones realizadas están afectadas por otras variables no consideradas en este estudio.

En cuanto a los *reptiles*, nuevamente hay poca información de base sobre la especie analizada (Abdala et al., 2012) y, por ende, no se sabe las fluctuaciones poblacionales que puede tener. Observando el número de individuos relevados durante el muestreo, se puede decir que hay más individuos en las transectas con niveles nulo-bajo, sin embargo, al considerar la densidad, podemos observar que el nivel de disturbio alto posee una mayor densidad. Esto puede deberse a que en los niveles con alto disturbio es más fácil la observación directa de los reptiles mientras que en aquellas áreas con menor disturbio, los reptiles pueden no identificarse por la mayor cobertura y estructura vegetal. Además, la especie *Liolaemus fitzgeraldi* es endémica de los Andes centrales de Argentina y Chile (Abdala et al., 2012), por lo que es de relevante importancia su estudio, monitoreo y comportamiento ante el disturbio.

Por otro lado, considerando los *artrópodos*, los mismos son utilizados como indicadores de cambios en el ambiente debido a sus características y requerimientos ecológicos (Wettstein & Schmid, 1999). Diversos estudios muestran cómo la diversidad, densidad, riqueza y abundancia de artrópodos disminuye con el aumento del pastoreo debido a que se generan impactos negativos en cuanto a su depredación, la disponibilidad de recursos y modificación de las condiciones abióticas (Armitage, Ho, & Quigg, 2013; Dennis, Skartveit, Kunaver, & Mccracken, 2015; Holmquist & Schmidt-Gengenbach, 2008; Klink, Plas, Noordwijk, Wallisdevries, & Olff, 2014; Paschetta et al., 2013), coincidiendo con los resultados obtenidos en

este estudio. Por otro lado, se debe tener en cuenta que el muestreo de la riqueza de arañas depende del tipo y esfuerzo de muestreo, incluyendo especies raras y/o únicas que no son tan fieles al ambiente, pudiendo causar diferencias notorias frente a comparaciones (Wettstein & Schmid, 1999).

En este estudio no se consideraron las *aves* debido a que no hubo al momento del muestreo un especialista que pudiera desarrollar los relevamientos en Aconcagua. Sin embargo, se sabe que el Parque se utiliza como sitio de estadía de aves migratorias y de nidificación, y como lugar de resguardo para aves con categoría vulnerable y amenazadas según la UICN (Ferrer, 2016). Además, se sabe que las aves son impactadas por el pisoteo y la presencia de animales de carga y de turistas causando disminución de la vegetación, que afecta la nidificación y alimentación (Barros, 2014), cambios en el comportamiento y en los procesos fisiológicos causando efectos a nivel poblacional a largo plazo, entre otros (Steven, Pickering, & Castley, 2011). Es por esto, que se recomienda agregar el relevamiento de aves al monitoreo.

Analizando los componentes evaluados en **Laguna de Horcones**, se sabe que la misma es un sistema clave en el Parque ya que sirve de hábitat para especies endémicas y brinda diversos servicios ecosistémicos (Barros, 2004; Scheibler et al., 2016). Los turistas y las mulas de carga pueden impactar de forma negativa a la laguna a través de la introducción de nutrientes y/o sedimentos los cuales pueden causar eutrofización y cambios en la interacción y ecología de los organismos incluyendo su riqueza y biodiversidad (Barros, 2004; Hadwen, Arthington, & Boon, 2008; Prideaux, Timothy, & Cooper, 2009). Debido a esto, es de especial relevancia continuar con el monitoreo de la laguna. Actualmente la laguna se encuentra conservada en comparación a otras lagunas de altura como las analizadas en Plaza de Mulas del Parque (Barros, 2004).

Considerando la **variable paisaje**, se puede observar que el índice de verdor (NDVI) no mostró diferencias en relación al nivel de disturbio, al menos a la escala espacial utilizada en este estudio. Sin embargo, sí se encontró una fuerte relación del NDVI con la variable climática (verano). Esto puede deberse a que el NDVI mide la actividad fotosintética de la cubierta vegetal (fenología foliar) y se relaciona con la evapotranspiración, la cual se ve afectada por el aumento o disminución de las precipitaciones y, por ende, de la disponibilidad hídrica (Arboit & Maglione, 2018). No obstante, estudios realizados con anterioridad en el Valle de Horcones muestran cómo los caminos formales e informales y la infraestructura presente en el Parque han fragmentado 20 has de ecosistemas de vegas (21 parches) y 217 has de estepas (68 parches), siendo el grado de fragmentación mayor en las vegas. Además, se observa como el mismo está correlacionado con el nivel de disturbio encontrado en zonas aledañas (Barros, 2014). Por ello se considera que futuros monitoreos deben considerar como indicador el nivel de fragmentación del paisaje e indicadores asociados.

Se puede observar cómo las escalas de análisis varían en función al taxón estudiado, lo cual es importante considerar para el diseño del monitoreo de indicadores que midan la efectividad de la restauración. Para el uso antrópico y las variables de vegetación, la escala utilizada fue la parcela y/o transecta. Considerando los artrópodos, los mismos se analizaron en las unidades de vegetación de vegas, mientras que los micromamíferos y reptiles fueron estudiados considerando ambas unidades de vegetación (estepas y vegas). Por otro lado, los parámetros de la laguna de Horcones fueron analizados a la escala de la misma y el efecto del disturbio en el NDVI fue examinado a nivel de paisaje.

De esta forma y, frente a los resultados presentados, se acepta la *hipótesis* planteada de que es posible la selección de indicadores de restauración que reflejen el nivel de degradación y recuperación, según las diferentes escalas espaciales, del sistema de vegas de Horcones, del Parque Provincial Aconcagua.

En la Figura 31 pueden observarse los indicadores seleccionados para conformar el plan de monitoreo del Valle de Horcones del Parque Provincial Aconcagua, ordenados según el valor de ponderación que obtuvo cada uno.

5.1. Recomendaciones

Se recomienda relevar los siguientes indicadores propuestos (Figura 28) y se dan las siguientes sugerencias:

- ❖ *Considerando la variable uso antrópico: los componentes heces de mulas y pisadas del nivel de disturbio de forma anual.*
- ❖ *Considerando la variable vegetación utilizando el método de parcelas (estimación visual): la cobertura solapada en vegas; la cobertura de nativas, exóticas y de herbáceas nativas en vegas y estepas, la cobertura de arbustos en estepas; la altura total, de gramíneas, herbáceas nativas y herbáceas exóticas en vegas y estepas, la altura de arbustos en estepas y la biomasa en vegas. Se recomienda el monitoreo anual de los indicadores.*
- ❖ *Considerando la variable fauna: la abundancia total de artrópodos y la de solífugos de forma anual, el éxito de captura y el número de individuos de micromamíferos cada 2/3 años por un mínimo de 10 años, el número de individuos observados y la densidad de reptiles de forma anual por un mínimo de 10 años. Si se quisiera incorporar el indicador riqueza de arañas no se deberían considerar las especies raras y/o únicas. De ser posible, incorporar el análisis de aves.*
- ❖ *Considerando la variable laguna: los nutrientes (nitrito, nitrato, nitrito + nitrato, fosfato), pH, saturación de oxígeno, conductividad, transparencia, profundidad y abundancia relativa de macroinvertebrados cada 5 años salvo perturbaciones antrópicas puntuales.*
- ❖ *Considerando la variable paisaje: no se recomienda utilizar el indicador analizado NDVI. Se sugiere incorporar el indicador nivel de fragmentación del hábitat y monitorearlo cada 5 años.*
- ❖ *Considerando el análisis de datos meteorológicos: se aconseja el continuo análisis de los datos de precipitación nívea y temperatura de la Estación Nivometeorológica Horcones. Estos factores son muy importantes ya que la severidad climática afecta la severidad de los impactos antrópicos.*
- ❖ *Considerando el análisis del nivel freático: se sugiere instalar un caño más largo para evitar el error obtenido en el pozo bajo y, de ser posible, automatizar las medidas. Sería óptima la toma de un dato semanal del nivel freático en ambos pozos en el invierno y dos datos semanales durante el verano, prestando especial atención a los días en que haya precipitaciones.*

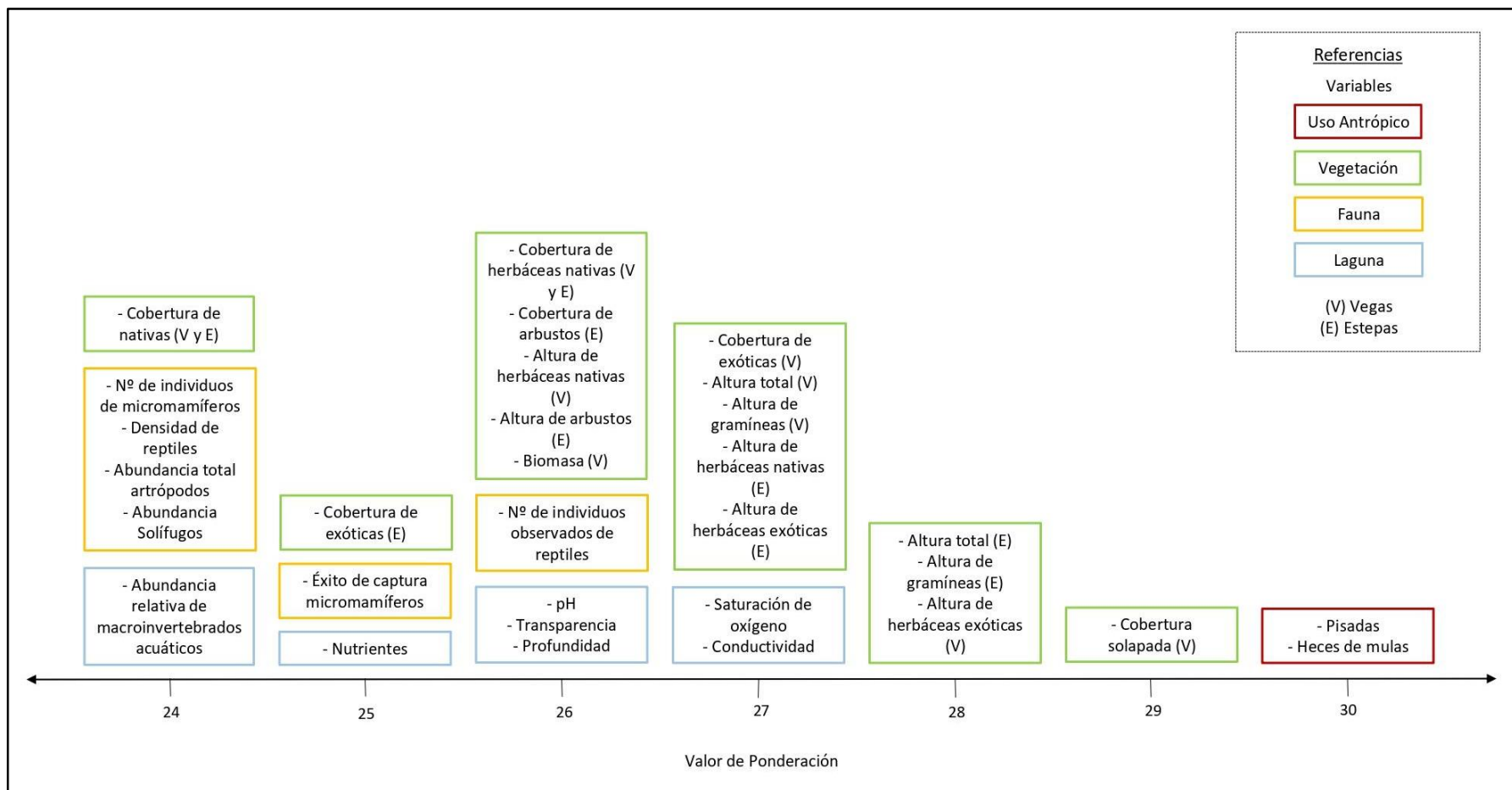


Figura 28: Gráfico de los indicadores seleccionados para conformar el plan de monitoreo del Valle de Horcones con su respectivo valor de ponderación.

6. Bibliografía

- Abdala, C. S., Acosta, J. L., Acosta, J. C., Álvarez, B. B., Avila, L. J., Blanco, M. G., ... Zalba, S. M. (2012). Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 26(1), 215–248.
- Aguilar Garavito, M., & Ramirez, W. (2015). *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres* (M. Aguilar-Garavito & R. Wilson, Eds.). Bogota D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).
- Alcaraz Ariza, J. F. (2013). *Fundamentos de la clasificación de la vegetación*. España.
- Amaya, N., Blanco, D., Cuestas, A. C., Gonnet, J., Hegoburu, C., & Sosa, H. (2019). Conservación y manejo de vegas altoandinas en Argentina y Perú. Dos estudios de caso. Buenos Aires, Argentina: Fundación Humedales / Wetlands International.
- Arana, M. D., Natale, E. S., Ferretti, N. E., Romano, G. M., Oggero, A. J., Martínez, G., ... & Morrone, J. J. (2021). Esquema biogeográfico de la República Argentina. *Opera lilloana*, 56, Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Arboit, M. E., & Maglione, D. S. (2018). Análisis multitemporal y multiespacial del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y del índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI) en centros urbanos forestados y oasis irrigados, con climas secos. *Boletín de Estudios Geográficos*, 109, 13–60.
- Armitage, A. R., Ho, C., & Quigg, A. (2013). The Interactive Effects of Pulsed Grazing Disturbance and Patch Size Vary among Wetland Arthropod Guilds. *PLOS ONE*, 8(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076672>
- Ballantyne, M., & Pickering, C. M. (2015). The impacts of trail infrastructure on vegetation and soils - current literature and future directions. *Journal of Environmental Management*, 164(1), 53–64.
- Barros, A. (2004). *El impacto del uso público sobre el suelo, la vegetación y las comunidades acuáticas de la Quebrada de Horcones, Parque Provincial Aconcagua (Mendoza, Argentina)*. Universidad Nacional de Córdoba.
- Barros, A. A. (2014). *Ecological impacts of visitor use, Aconcagua Provincial Park, Argentina*. Griffith University, Gold Coast, Australia.
- Barros, A. A., Aschero, V., Mazzolari, A., Cavieres, L. A., & Pickering, C. M. (2020). Going off trails : How dispersed visitor use affects alpine vegetation. *Journal of Environmental Management*, 267(1), 110546. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110546>
- Barros, A., & Pickering, C. M. (2017). How networks of informal trails cause landscape level damage to vegetation. *Journal of Environmental Management*, 60(1), 57–68. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0865-9>
- Bauza Martorell, F. J., & Melgosa Arcos, F. J. (2020). *Turismo post Covid-19, El turismo después de la pandemia global - Análisis, perspectivas y vías de recuperación*. España: Asociación Española de Expertos Científicos en Turismo.
- Benzaquen, L., Blanco, D., Bo, R., Kandus, P., Lingua, G., Minotti, P., & Quintana, R. (2017). Regiones de humedales de la Argentina. Fundación Humedales / Wetlands International.
- Bonino, N. (2006). Estado actual del conocimiento sobre la liebre europea y el conejo europeo

- introducidos en la Argentina. *INTA, Bariloche (in Spanish)*.
- Bravo, V. (2015). *Introducción de los impactos ambientales sobre los recursos naturales*. Retrieved from <http://fundacionbariloche.org.ar/wp-content/uploads/2016/12/INTRODUCCION-A-LOS-IMPACTOS-AMBIENTALES-VB-2015.docx1 .pdf>
- Brooks, M.E., Kristensen, K., Van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., ... Bolker, B.M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378-400.
- Carlucci, M.B., Brancalion, P.H., Rodrigues, R.R., Loyola, R. and Cianciaruso, M.V., 2020. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), pp.1372-1383.
- Carpinetti, B. (2007). *Informe nacional sobre las áreas protegidas en la Argentina*. Bariloche, Argentina.
- Chiuffo, M. C. (2009). *Ruderales exóticas versus ruderales nativas : respuesta a disturbios, retroalimentaciones planta-suelo y rasgos de historia de vida*. Universidad Nacional de La Pampa.
- Consigli, R. E. (2002). Impacto ambiental de las actividades agropecuarias. *Sitio Argentino de Producción Animal*, 12(107), 37–40.
- Cooke, S. J., Bennett, J. R., & Jones, H. P. (2019). We have a long way to go if we want to realize the promise of the “ Decade on Ecosystem Restoration .” *Conservation Science and Practice*, 1(e129), 1–5. <https://doi.org/10.1111/csp2.129>
- Crawley, M. J. (2015). *Statistics an introduction using R (Second ed.)*. Wiley, UK.
- Dale, V. H., & Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1(June 2018), 3–10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
- Dennis, P., Skartveit, J., Kunaver, A., & Mccracken, D. I. (2015). The response of spider (Araneae) assemblages to structural heterogeneity and prey abundance in sub-montane vegetation modified by conservation grazing. *Global Ecology and Conservation*, 3, 715–728. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.007>
- De Oto, L. (2011). El ojo del Condor, una mirada diferente de nuestra geografía. *Instituto Geográfico Nacional (IGN)*, 1, 26–31.
- Dudley, N. (2008). *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas* (N. Dudley, Ed.). Gland, Suiza: UICN.
- Etter, A. (1991). *Introducción a la ecología de paisaje: Un marco de integración para los levantamientos ecológicos*. <https://doi.org/10.13140/2.1.4464.5121>
- European Environment Agency (EEA). (2008). *Actividades humanas*. Dinamarca.
- Fariña, J. M., Castilla, J. C., & Camus, P. A. (1997). Los conceptos de equilibrio y no-equilibrio en ecología de comunidades. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70, 321–339.
- Ferrer, D. G. (2016). Nuevo listado de aves del Parque Provincial Aconcagua, Monumento Natural Puente del Inca y zonas aledañas, Las Heras, Mendoza, Argentina. *Notulas Faunísticas*, 192(2), 1–9.
- Ferrer, D. G. (2017). Propuesta para el manejo y conservación de las vegas altoandinas en el

- Parque Provincial Aconcagua , Las Heras, Mendoza. Universidad Nacional de Córdoba.
- Fuertes, M. E. (2011). *Áreas protegidas como espacio social de legitimación simbólica. El caso del Parque Provincial Aconcagua*. Universidad Nacional de Cuyo.
- Galvani, A., Lew, A. A., & Perez, M. S. (2020). COVID-19 is expanding global consciousness and the sustainability of travel and tourism. *Tourism Geographies*, 0(0), 1–10. <https://doi.org/10.1080/14616688.2020.1760924>
- Gatica-saavedra, P., Echeverría, C., & Nelson, C. R. (2017). Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration : a world review. *Restoration Ecology*, 25(6), 850–857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>
- Hadwen, W. L., Arthington, A. H., & Boon, P. I. (2008). *Detecting visitor impacts in and around aquatic ecosystems within protected areas*. Australia: Sustainable Tourism CRC.
- Holmquist, J., & Schmidt-Gengenbach, J. (2008). *Effects of experimental trampling addition and reduction on vegetation, soils, and invertebrates and assessment of current conditions in Tuolumne Meadows*. University of California.
- Hothorn, T., Bretz, F. & Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346--363.
- Klink, R. Van, Plas, F. Van Der, Noordwijk, C. G. E. T. Van, Wallisdevries, M. F., & Olf, H. (2014). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 000–000. <https://doi.org/10.1111/brv.12113>
- Leung, Y., & Marion, J. L. (2000). Recreation Impacts and Management in Wilderness: A State-of-Knowledge Review. *Proceedings RMRS*, 5(15), 23–45.
- Leung, Y., Spenceley, A., Hvenegaard, G., & Buckley, R. (2019). *Gestión del turismo y de los visitantes en áreas protegidas: directrices para la sostenibilidad* (C. Groves, Ed.). Gland, Suiza: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN).
- Lomolino, M. V. (2001). Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and biogeography* , 10(1), 3-13.
- Loydi, A., & Zalba, S. M. (2009). Feral horses dung piles as potential invasion windows for alien plant species in natural grasslands Feral horses dung piles as potential invasion windows for alien plant species in natural grasslands. *Plant Ecology*, 201(2), 471–480. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9468-0>
- Martin-Lopez, B., Leister, I., Cruz, P. L., Palomo, I., Gret-Regamey, A., Harrison, P. A., ... Walz, A. (2019). Nature's contributions to people in mountains: A review. *Plos One*, 14(6), 1–24. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25137.84321.Funding>
- Martinez, C. A. (2019). *Estructura genética de Phyllotis xanthopygus (Rodentia : Cricetidae) a lo largo de un gradiente altitudinal en ambientes áridos en los Andes centrales, Mendoza*. Universidad Nacional de Cuyo.
- Mazón, M., Aguirre, N., Echeverría, C., & Aronson, J. (2019). Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. *Restoration Ecology*, 27(5), 992–999. <https://doi.org/10.1111/rec.12986>
- Mcdonald, T., Gann, G. D., Jonson, J., & Dixon, K. W. (2016). Estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica - Incluyendo acerca de la sociedad para la restauración ecológica. In *Society for Ecological Restoration*. Retrieved from www.ser.org

- Ministerio de Agricultura de Chile. (2012). Implementación de un estudio a largo plazo del potencial de restauración pasiva del bosque esclerófilo de Chile central. In *Concurso fondo de investigación del bosque nativo - Corporación nacional forestal*.
- Miserendino, M.L, Pizzolon, L.A. (1999). Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: A family level biotic index for the patagonic andean zona. *Acta Limnologica Brasileria*, 11(2), 137-148.
- Mola, I., De Torre, R., & Sopeña, A. (2018). *Guía práctica de restauración ecológica*. España: Fundación Biodiversidad, Ministerio para la Transición Ecológica.
- Monz, C., & D'Antonio, A. (2013). *Yosemite National Park Trampling Study*. Utah State.
- Muñoz-Pedrerros, A. (1992). Ecología del ensamble de micromamíferos en un agroecosistema forestal de Chile central: una comparación latitudinal. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65, 417–428.
- Murphy, S. D., Torezan, J. M., Overbeck, G. E., Fennessy, S., Durigan, G., & Prach, K. (2019). A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Journal of Environmental Management*, 27(1), 917–923. <https://doi.org/10.1111/rec.13011>
- Newsome, D., Cole, D. N., & Marion, J. L. (2004). Environmental Impacts Associated with Recreational Horse-riding. *Environmental Impacts of Ecotourism*, 61–82. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851998107.0061>
- Niemeijer, D., & Groot, R. S. De. (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Organización Mundial del Turismo (OMT). (2020). *Turismo internacional 2019 y perspectivas 2020*.
- Pabon-Zamora, Bezaury, L. j., Leon, F., Gill, L., Stolton, S., Groves, A., ... Dudley, N. (2008). Valorando la Naturaleza: Beneficios de las áreas protegidas. In J. E. Arlington (Ed.), *The Nature Conservancy*. Retrieved from www.protectedareatools.org
- Pandit, R., Parrotta, J. A., Chaudhary, A. K., Karlen, D. L., Mascia Vieira, D. L., Anker, Y., ... Ntshotsho, P. (2020). A framework to evaluate land degradation and restoration responses for improved planning and. *Ecosystems and People*, 15(1), 1–18. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1697756>
- Paschetta, M., Morgia, V. La, Masante, D., Negro, M., Rolando, A., & Isaia, M. (2013). Grazing history influences biodiversity: A case study on ground-dwelling arachnids (Arachnida: Araneae, Opiliones) in the Natural Park of Alpi Marittime (NW Italy). *Journal of Insect Conservation*, 17(2), 339–356. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9515-y>
- Petrovich, M. G. A. (2019). *El rol del Turismo en la conservación de las áreas naturales protegidas*. Universidad Nacional de la Plata, Argentina.
- Prideaux, B., Timothy, D. J., & Cooper, M. (2009). Introducing river tourism: physical, ecological and human aspects. In *River Tourism* (pp. 1–22). CAB International.
- Provincia de Mendoza, S. y C. de D. *Ley Provincial N° 6.045 de Protección de áreas naturales provinciales*, (1993).
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

- Ruiz-jaen, M. C., & Aide, T. M. (2005). Restoration Success : How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*, 13(3), 569–577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>
- Sarandón, S. J., & Flores, C. C. (2009). Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: una propuesta metodológica. *Agroecología*, 4, 19–28.
- Scheibler, E. E., Melo, M. C., Montemayor, S. I., & Scollo, A. M. (2016). Abundance, richness, seasonal and altitudinal dynamics of aquatic true bugs (Heteroptera) in mountain wetlands of Argentina. *Wetlands*, 36(2), 265-274.
- Schmidt, N. M., Olsen, H., Bildsøe, M., Sluydts, V., & Leirs, H. (2005). Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. *Basic and Applied Ecology*, 6, 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.09.009>
- Scott, D. M., Joyce, C. B., & Burnside, N. G. (2008). The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian Journal of Ecology*, 57(4), 279–295. <https://doi.org/10.3176/eco.2008.4.05>
- Simon, J. C., Garcia, R., Del Barrio, G., Ruiz, A., & Sanjuan, M. E. (2013). *Diseño de una metodología para la aplicación de indicadores del estado de conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Society for Ecological Restoration (SER) International - Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. (2004). *Principios de SER Internacional sobre la Restauración Ecológica* (Vol. 2). Retrieved from www.ser.org.
- Steven, R., Pickering, C., & Castley, J. G. (2011). A review of the impacts of nature based recreation on birds. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2287–2294. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.005>
- Weaver, T., & Dale, D. (1978). Trampling effects of hikers, motorcycles and horses in meadows and forests. *Journal of Applied Ecology*, 15, 451–457.
- Wettstein, W., & Schmid, B. (1999). Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36, 363–373. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Zhang, H. & Gutierrez, H.A. (2010). *Teoría estadística: aplicaciones y métodos*. Universidad Santo Tomas. Bogotá, D.C.

Anexos

Anexo 1

Tabla A. 1: Listado de las 38 especies vegetales encontradas en los relevamientos de vegetación para el método de parcelas y transectas en las vegas y estepas del Valle de Horcones. "x" indica la presencia de la especie en el relevamiento de dicha unidad de vegetación. "-" indica la ausencia de la especie en el relevamiento de dicha unidad de vegetación.

Especies	Unidad de Vegetación	
	Vega	Estepa
<i>Acaena magellanica</i>	X	X
<i>Acaena pinnatifida</i>	-	X
<i>Acaena splendens</i>	-	X
<i>Adesmia aegiceras</i>	X	X
<i>Arjona patagonica</i>	-	X
<i>Astragalus cruckshanksii</i>	X	X
<i>Azorella sp</i>	X	-
<i>Berberis empetrifolia</i>	-	X
<i>Bromus setifolius</i>	-	X
<i>Carex gayana</i>	X	-
<i>Convolvulus arvensis</i>	-	X
<i>Descurainia canescens</i>	-	X
<i>Deyeuxia velutina</i>	X	-
<i>Eleocharis nubigena</i>	X	-
<i>Erigeron patagonicus</i>	X	-
<i>Festuca sp</i>	-	X
<i>Gamocarpha ventosa</i>	X	-
<i>Gentianella magellanica</i>	X	-
<i>Hordeum comosum</i>	X	X
<i>Jaborosa laciniata</i>	-	X
<i>Juncus balticus var andicola</i>	X	-
<i>Lobelia oligophylla</i>	X	-
<i>Melosperma andicola</i>	-	X
<i>Montiopsis gilliesii</i>	-	X
<i>Musgo sp</i>	X	-
<i>Nastanthus sp</i>	-	X
<i>Nicotiana corymbosa</i>	-	X
<i>Perezia pungens</i>	-	X
<i>Phacelia secunda</i>	-	X
<i>Plantago lanceolata</i>	X	-
<i>Plantago uniglumis</i>	X	X
<i>Poa holciformis</i>	X	X
<i>Poa pratensis</i>	X	-
<i>Senecio glandulosus</i>	-	X
<i>Pappostipa chrysophylla var chrysophylla</i>	X	X
<i>Taraxacum officinale</i>	X	X
<i>Triglochin palustris</i>	X	-

<i>Tropaeolum polyphyllum</i>	-	x
-------------------------------	---	---

Tabla A. 2: Resultados estadísticos obtenidos para las diversas variables de vegetación medidas en las vegas de altura del Valle de Horcones por el método de muestreo de parcelas.

Unidad de Vegetación	Variable	Parámetro Estadístico	Nivel de Disturbio		
			Nulo-Bajo	Medio	Alto
Vega	Riqueza Total	Estimado	1,6582	0,1744	-0,2719
		Error Estándar	0,2182	0,260	0,3318
		Valor Z	7,5990	0,670	-0,8190
		Pr (> z)	0,000	0,503	0,413
	Diversidad	Estimado	-0,8153	0,1875	0,1371
		Error Estándar	0,1883	0,2306	0,2663
		Valor Z	-4,330	0,813	0,515
		Pr (> z)	0,00082	0,43085	0,61540
	Biomasa	Estimado	3,4268	-0,2446	-0,3823
		Error Estándar	0,1734	0,2724	0,4188
		Valor Z	19,763	-0,898	-0,913
		Pr (> z)	1,36e-14	0,380	0,372
	Cobertura Solapada	Estimado	2,6036	-1,7797	-1,7341
		Error Estándar	0,5237	0,5713	0,6298
		Valor Z	4,971	-3,115	-2,754
		Pr (> z)	0,00000	0,00184	0,00589
	Cobertura de Nativas	Estimado	-0,05730	0,01462	-0,06953
		Error Estándar	0,07061	0,08905	0,10440
		Valor Z	-0,812	0,164	-0,666
		Pr (> z)	0,417	0,870	0,505
	Cobertura de Exóticas	Estimado	-2,8880	-0,2872	0,7603
		Error Estándar	0,2142	0,2860	0,2682
		Valor Z	-13,480	-1,004	2,835
		Pr (> z)	<2E-16	0,31533	0,00458
	Cobertura de Herbáceas Nativas	Estimado	-2,76535	0,05152	0,68314
		Error Estándar	0,20220	0,25311	0,25666
		Valor Z	-13,677	0,204	2,662
		Pr (> z)	< 2e-16	0,83870	0,00778
	Cobertura de Gramíneas	Estimado	-0,11265	-0,00819	-0,16675
		Error Estándar	0,07163	0,09054	0,10754
		Valor Z	-1,573	-0,091	-1,551
		Pr (> z)	0,116	0,928	0,121
Altura Total	Estimado	3,11218	-0,93289	0,00077	
	Error Estándar	0,18906	0,38887	0,26727	
	Valor Z	16,461	-2,399	0,003	
	Pr (> z)	4,36e-10	0,0321	0,9977	
Altura Gramíneas	Estimado	3,65085	-0,53047	-0,09715	
	Error Estándar	0,25682	0,40154	0,38217	

		Valor Z	14,216	-1,321	-0,254
		Pr (> z)	2,67e-09	0,209	0,803
	Altura Herbáceas Nativas	Estimado	-0,19539	0,06045	-1,34676
		Error Estándar	1,38503	1,66378	1,43111
		Valor Z	-0,141	0,036	0,941
		Pr (> z)	0,890	0,972	0,364
	Altura Herbáceas Exóticas	Estimado	2,6391	-2,3206	-0,9194
		Error Estándar	0,2333	1,6954	0,6298
		Valor Z	11,313	-1,369	-1,460
		Pr (> z)	4,22e-08	0,194	0,168

Tabla A. 3: Resultados estadísticos obtenidos para las diversas variables de vegetación medidas en las estepas del Valle de Horcones por el método de muestreo de parcelas.

Unidad de Vegetación	Variable	Parámetro Estadístico	Nivel de Disturbio	
			Medio	Alto
Estepas	Riqueza Total	Estimado	1,8383	0,2094
		Error Estándar	0,1508	0,1971
		Valor Z	12,194	1,062
		Pr (> z)	<2e-16	0,288
	Diversidad	Estimado	-0,5013	0,112
		Error Estándar	0,1134	0,1553
		Valor Z	-4,42	0,721
		Pr (> z)	0,000692	0,483627
	Cobertura Solapada	Estimado	0,51219	-0,06771
		Error Estándar	0,29569	0,40165
		Valor Z	1,732	-0,169
		Pr (> z)	0,0832	0,8661
	Cobertura de Nativas	Estimado	-0,40779	-0,04212
		Error Estándar	0,0763	0,10554
		Valor Z	-5,344	-0,399
		Pr (> z)	9,07e-08	0,69
	Cobertura de Exóticas	Estimado	-1,09397	0,07874
		Error Estándar	0,09628	0,13059
		Valor Z	-11,363	0,603
		Pr (> z)	<2e-16	0,547
	Cobertura de Herbáceas Nativas	Estimado	-1,7597	0,3755
		Error Estándar	0,1259	0,1618
		Valor Z	-13,982	2,321
		Pr (> z)	<2e-16	0,0203
Cobertura de Gramíneas	Estimado	-1,43881	0,07098	
	Error Estándar	0,11013	0,14943	
	Valor Z	-13,064	0,475	
	Pr (> z)	<2e-16	0,635	
Cobertura de Arbustos	Estimado	-1,3633	-0,6578	

		Error Estándar	0,1068	0,1706	
		Valor Z	-12,759	-3,855	
		Pr (> z)	<2e-16	0,000116	
	Altura Total	Estimado	2,7548	-0,3855	
		Error Estándar	0,1722	0,2929	
		Valor Z	15,994	-1,316	
		Pr (> z)	6,24e-10	0,211	
		Altura de Gramíneas	Estimado	2,7665	-0,1038
			Error Estándar	0,1464	0,2109
	Valor Z		18,901	-0,492	
		Pr (> z)	7,74e-11	0,631	
		Altura de Arbustos	Estimado	2,3296	-0,4316
			Error Estándar	0,3827	0,6711
	Valor Z		6,087	-0,643	
		Pr (> z)	3,86e-05	0,531	
		Altura de Herbáceas Nativas	Estimado	2,0021	0,1069
			Error Estándar	0,3266	0,4267
	Valor Z		6,129	0,251	
		Pr (> z)	3,61e-05	0,806	
		Altura de Herbáceas Exóticas	Estimado	2,0989	-0,1772
Error Estándar			0,2139	0,3207	
Valor Z	9,811		-0,553		
	Pr (> z)	2,24e-07	0,59		

Tabla A. 4: Resultados estadísticos obtenidos para las diversas variables de vegetación medidas en las vegas de altura del Valle de Horcones por el método de muestreo de transectas.

Unidad de Vegetación	Variable	Parámetro Estadístico	Nivel de Disturbio		
			Nulo-Bajo	Medio	Alto
Vegas	Riqueza Total	Estimado	1,90954	0,08855	-0,06372
		Error Estándar	0,19245	0,23235	0,29945
		Valor Z	9,922	0,381	-0,213
		Pr (> z)	<2e-16	0,703	0,831
	Diversidad	Estimado	-0,62083	0,25338	0,02903
		Error Estándar	0,14985	0,18352	0,22889
		Valor Z	-4,143	1,381	0,127
		Pr (> z)	0,00136	0,19256	0,90117
	Cobertura Solapada	Estimado	-9,61962	0,08500	-0,75163
		Error Estándar	0,08839	0,10658	0,17155
		Valor Z	-108,83	0,80	-4,38
		Pr (> z)	<2e-16	0,425	1,18e-05
	Cobertura de Nativas	Estimado	-0,036149	0,003451	-0,079771
		Error Estándar	0,063383	0,076721	0,120744
		Valor Z	-0,57	0,045	-0,661
		Pr (> z)	0,568	0,964	0,509

	Cobertura de Exóticas	Estimado	-3,33814	-0,09861	1,12588
		Error Estándar	0,23985	0,29499	0,32857
		Valor Z	-13,918	-0,334	3,427
		Pr (> z)	<2e-16	0,738168	0,000611
	Cobertura de Herbáceas Nativas	Estimado	-2,3784	0,2383	1,064
		Error Estándar	0,1525	0,1788	0,2162
		Valor Z	-15,599	1,333	4,922
		Pr (> z)	<2e-16	0,183	8,58e-07
	Cobertura de Gramíneas	Estimado	-0,13269	-0,02962	-0,3666
		Error Estándar	0,065	0,0789	0,1319
		Valor Z	-2,041	-0,375	-2,779
		Pr (> z)	0,04121	0,70738	0,00545

Tabla A. 5: Resultados estadísticos obtenidos para las diversas variables de vegetación medidas en las estepas del Valle de Horcones por el método de muestreo de transectas.

Unidad de Vegetación	Variable	Parámetro Estadístico	Nivel de Disturbio	
			Medio	Alto
Estepa	Riqueza Total	Estimado	2,0614	0,1218
		Error Estándar	0,1348	0,1796
		Valor Z	15,288	0,678
		Pr (> z)	<2e-16	0,498
	Diversidad	Estimado	-0,31667	0,01556
		Error Estándar	0,05886	0,08059
		Valor Z	-5,38	0,193
		Pr (> z)	0,000125	0,849842
	Cobertura Solapada	Estimado	-0,84945	-0,05376
		Error Estándar	0,16269	0,22298
		Valor Z	-5,221	-0,241
		Pr (> z)	1,78e-07	0,809
	Cobertura de Nativas	Estimado	-0,13686	0,02395
		Error Estándar	0,079	0,10844
		Valor Z	-1,732	0,221
		Pr (> z)	0,0832	0,8252
	Cobertura de Exóticas	Estimado	-2,0565	-0,1806
		Error Estándar	0,1601	0,2294
		Valor Z	-12,844	-0,787
		Pr (> z)	<2e-16	0,431
	Cobertura de Herbáceas Nativas	Estimado	-1,2255	0,1577
		Error Estándar	0,1132	0,1516
		Valor Z	-10,83	1,04
		Pr (> z)	<2e-16	0,298
	Cobertura de Gramíneas	Estimado	-0,79722	-0,24077
		Error Estándar	0,09674	0,13898
		Valor Z	-8,241	-1,732

	Cobertura de Arbustos	Pr (> z)	<2e-16	0,0832
		Estimado	-2,0565	0,4233
		Error Estándar	0,1601	0,2039
		Valor Z	-12,844	2,076
		Pr (> z)	<2e-16	0,0379

Tabla A. 6: Resultados estadísticos obtenidos para las variables de artrópodos medidas en las vegas de altura del Valle de Horcones.

Unidad de Vegetación	Variable	Parámetro Estadístico	Nivel de Disturbio		
			Nulo-Bajo	Medio	Alto
Vegas	Riqueza de Arañas	Estimado	0,9874	-0,4239	-0,3649
		Error Estándar	0,14	0,1871	0,1783
		Valor Z	7,051	-2,266	-2,046
		Pr (> z)	1,77e-12	0,0234	0,0408
	Abundancia Total	Estimado	2,78241	-0,21124	-0,32243
		Error Estándar	0,05707	0,07296	0,0721
		Valor Z	48,752	-2,895	-4,472
		Pr (> z)	<2e-16	0,00379	7,76e-06
	Abundancia de Arañas	Estimado	1,79176	-0,16093	-0,02687
		Error Estándar	0,09366	0,11859	0,11253
		Valor Z	19,131	-1,357	-0,239
		Pr (> z)	<2e-16	0,175	0,811
	Abundancia de Ácaros	Estimado	1,90759	-0,14787	-0,67450
		Error Estándar	0,08839	0,11164	0,12014
		Valor Z	21,582	-1,325	-5,614
		Pr (> z)	<2e-16	0,185	1,98e-08
	Abundancia de Solífugos	Estimado	-1,2299	-0,4588	-0,4090
		Error Estándar	0,1240	0,1670	0,1593
		Valor Z	9,917	-2,748	-2,567
		Pr (> z)	<2e-16	0,0060	0,0103

Tabla A. 7: Resultados estadísticos obtenidos para el análisis del NDVI en función del nivel de disturbio y del verano seleccionado de las parcelas relevadas en las vegas de altura del Valle de Horcones.

Unidad de Vegetación	Condición Analizada	Parámetro estadístico			
		Estimado	Error Estándar	Valor Z	Pr (> z)
Vegas	Intercepto	-0,339897	0,081055	-4,193	2,75e-05
	Nivel Disturbio Medio	0,071724	0,099102	0,724	0,46923
	Nivel Disturbio Alto	-0,093660	0,115093	-0,814	0,41578
	Verano 2	-0,073854	0,114984	-0,642	0,52068
	Verano 3	-0,303528	0,116583	-2,604	0,00923
	Verano 4	-0,163384	0,115521	-1,414	0,15727
	Nivel Disturbio Medio : Verano 2	0,097388	0,140416	0,694	0,48795
	Nivel Disturbio Alto : Verano 2	0,074540	0,163019	0,457	0,64749

	Nivel Disturbio Medio : Verano 3	-0,015784	0,142480	-0,111	0,91179
	Nivel Disturbio Alto : Verano 3	-0,121876	0,166730	-0,731	0,46479
	Nivel Disturbio Medio : Verano 4	0,002088	0,141184	0,015	0,98820
	Nivel Disturbio Alto : Verano 4	-0,088755	0,164715	-0,539	0,59000
	Inferencias Simultáneas				
	Nivel Disturbio Alto - Medio	-0,16538	0,09965	-1,660	0,219
	Nivel Disturbio Alto - Nulo-Bajo	-0,09366	0,11509	-0,814	0,693
	Nivel Disturbio Medio - Nulo-Bajo	0,07172	0,09910	0,724	0,748
	Verano 2 – Verano 1	-0,07385	0,11498	-0,642	0,9183
	Verano 3 – Verano 1	-0,30353	0,11658	-2,604	0,0457
	Verano 4 – Verano 1	-0,16338	0,11552	-1,414	0,4903
	Verano 3 – Verano 2	-0,22967	0,11694	-1,964	0,2017
	Verano 4 – Verano 2	-0,08953	0,11588	-0,773	0,8669
	Verano 4 – Verano 3	0,14014	0,11746	1,193	0,6312

Tabla A. 8: Resultados estadísticos obtenidos para el análisis del NDVI en función del nivel de disturbio y del verano seleccionado de las parcelas relevadas en las estepas del Valle de Horcones.

Unidad de Vegetación	Condición Analizada	Parámetro estadístico			
		Estimado	Error Estándar	Valor Z	Pr (> z)
Estepa	Intercepto	-1,07851	0,03988	-27,044	< 2e-16
	Nivel Disturbio Alto	-0,03291	0,05478	-0,601	0,54796
	Verano 2	0,09914	0,05574	1,779	0,07531
	Verano 3	-0,53349	0,06110	-8,732	< 2e-16
	Verano 4	-0,17628	0,05767	-3,057	0,00224
	Nivel Disturbio Alto : Verano 2	0,03442	0,07647	0,450	0,65265
	Nivel Disturbio Alto : Verano 3	0,07472	0,08349	0,895	0,37082
	Nivel Disturbio Alto : Verano 4	0,12228	0,07867	1,554	0,12010
	Inferencias Simultáneas				
	Nivel Disturbio Alto - Medio	-0,03292	0,05478	-0,601	0,548
	Verano 2 – Verano 1	0,09914	0,05574	1,779	0,2832
	Verano 3 – Verano 1	-0,53349	0,06110	-8,732	<0,001
	Verano 4 – Verano 1	-0,17628	0,05767	-3,057	0,0121
	Verano 3 – Verano 2	-0,63263	0,06052	-10,453	<0,001
Verano 4 – Verano 2	-0,27542	0,05706	-4,827	<0,001	
Verano 4 – Verano 3	0,35721	0,06229	5,734	<0,001	

Anexo 2

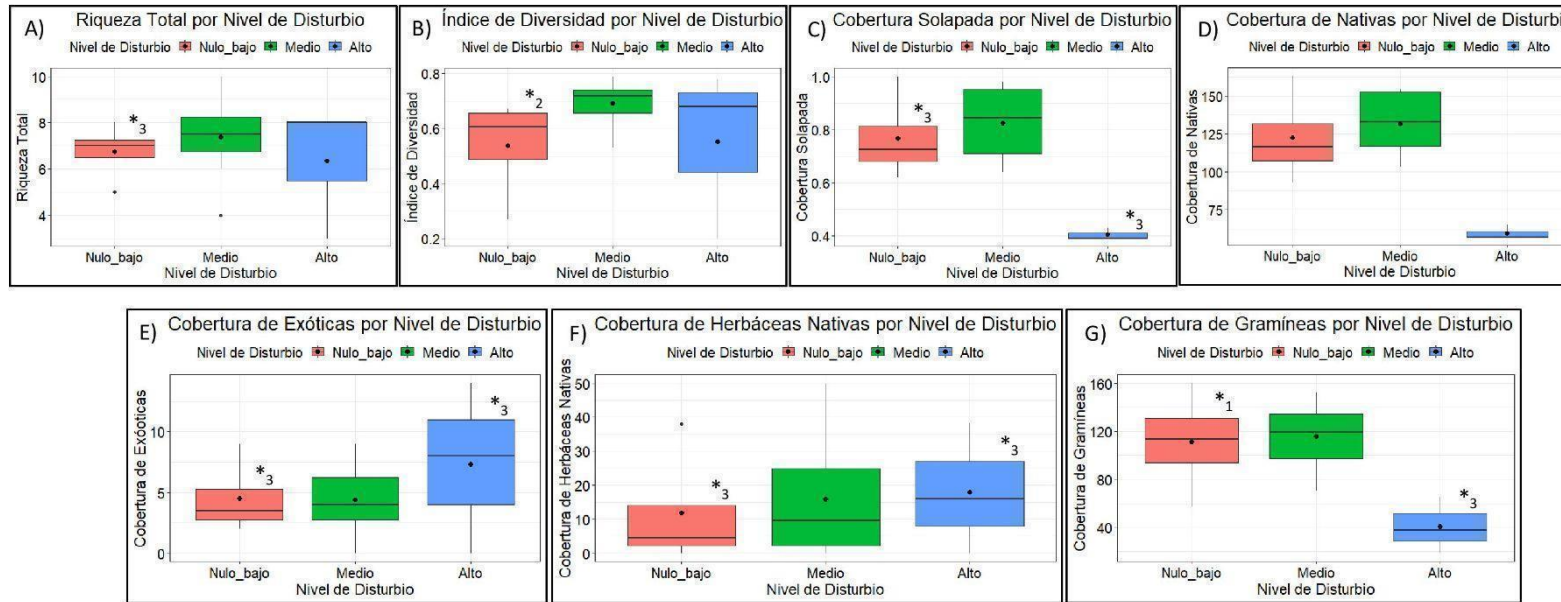


Figura A. 1: Gráficos de caja de las diversas variables medidas a campo por el método de transectas para las vegas de altura del Valle de Horcones. Los *3 corresponden a un p valor < 0,001; los *2 corresponden a un p valor < 0,01 y los *1 corresponde a un p valor < 0,05.

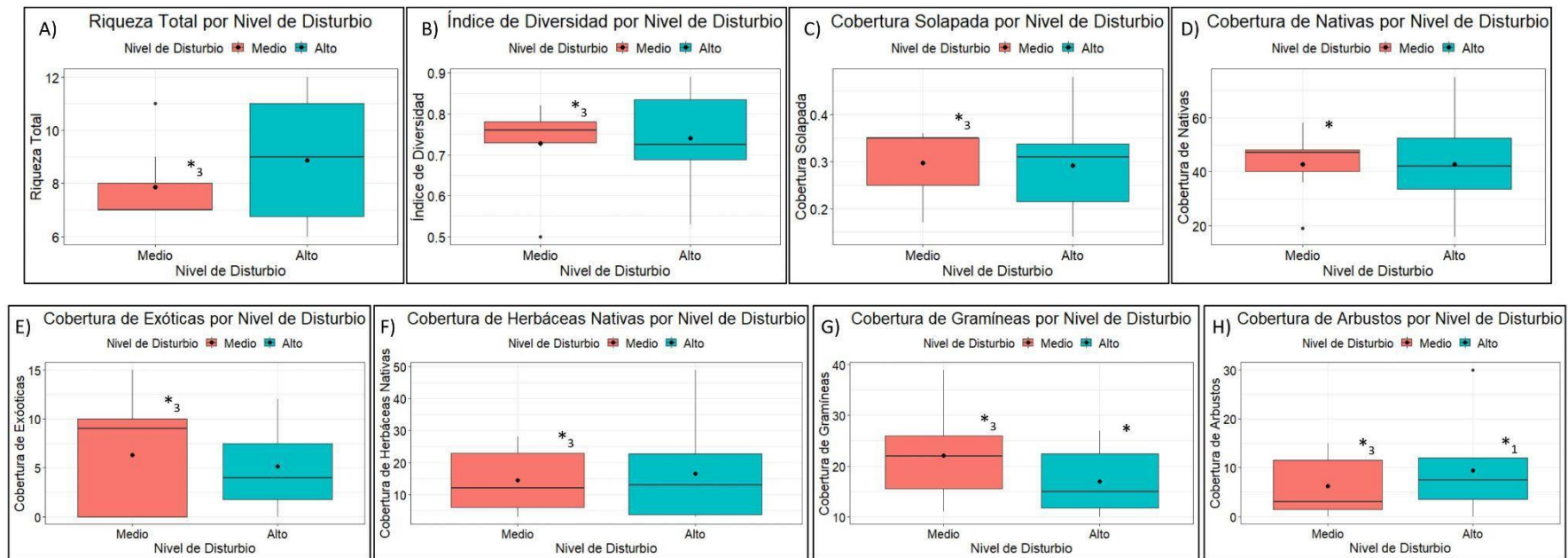


Figura A. 2: Gráficos de caja de las diversas variables medidas a campo por el método de transectas para las estepas del Valle de Horcones. Los *3 corresponden a un p valor < 0,001; los *1 corresponde a un p valor < 0,05 y los * corresponden a un p valor < 0,1 (tendencia).

Temporada 2017 – 2018

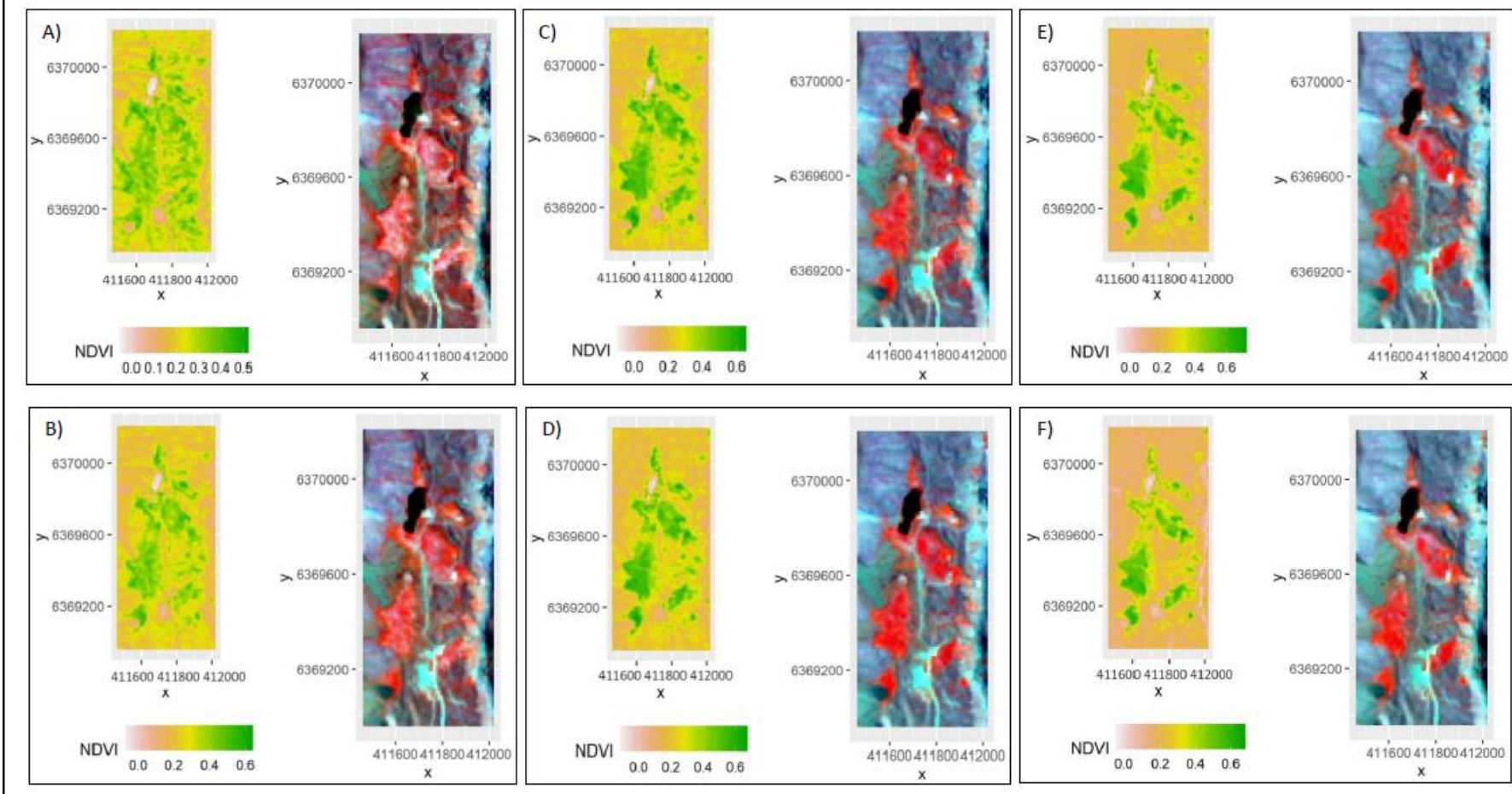


Figura A. 3: Imagen compuesta de la Temporada 2017 - 2018 del NDVI y el falso color obtenido (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano) para la zona de estudio del Valle de Horcones. A) 15 de Diciembre del 2017. B) 30 de Diciembre del 2017. C) 14 de Enero del 2018. D) 26 de Enero del 2018. E) 13 de Febrero del 2018. F) 28 de Febrero del 2018.

Temporada 2018 – 2019

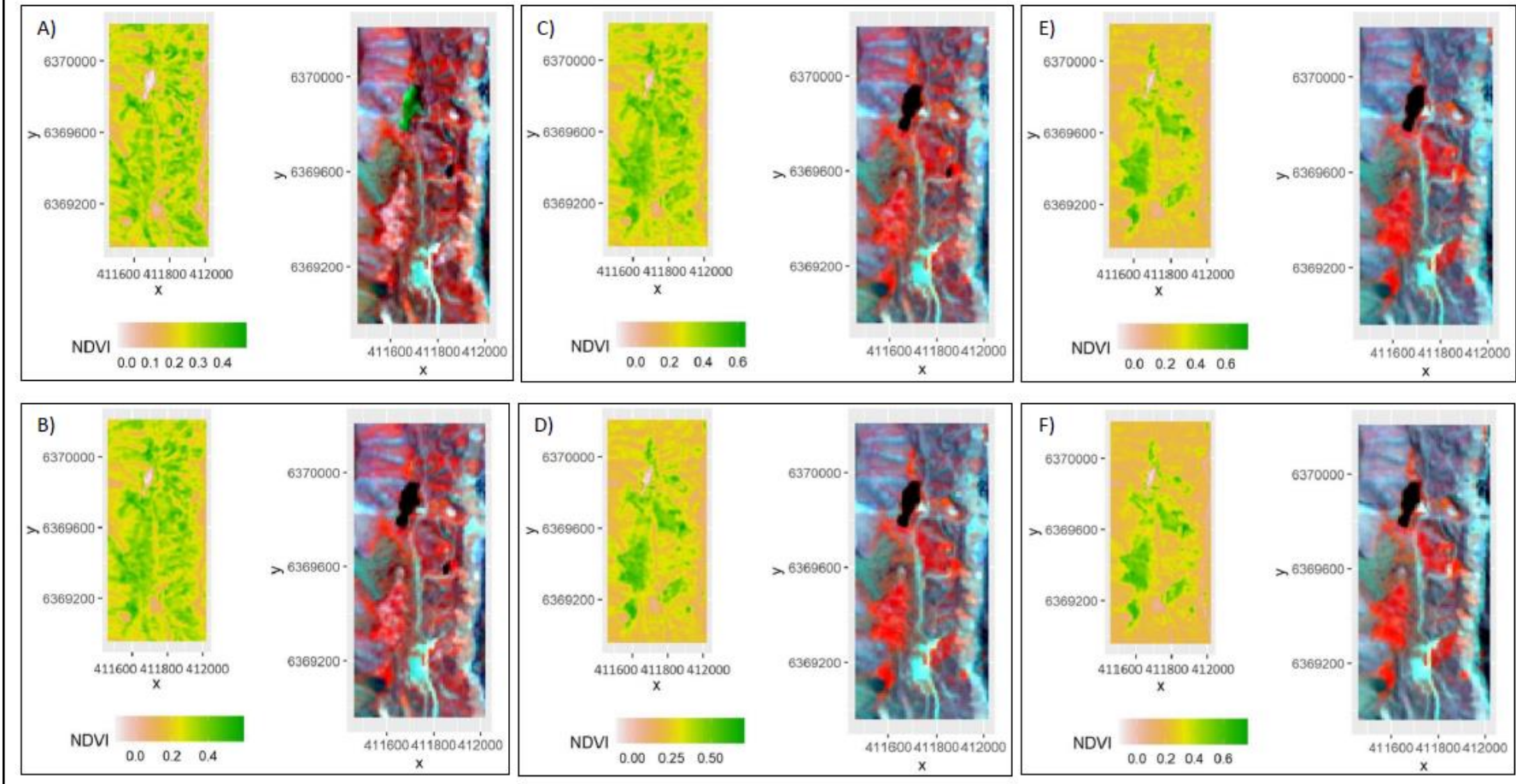


Figura A. 4: Imagen compuesta de la Temporada 2018 - 2019 del NDVI y el falso color obtenido (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano) para la zona de estudio del Valle de Horcones. A) 10 de Diciembre del 2018. B) 27 de Diciembre del 2018. C) 11 de Enero del 2019. D) 31 de Enero del 2019. E) 10 de Febrero del 2019. F) 28 de Febrero del 2019.

Temporada 2019 – 2020

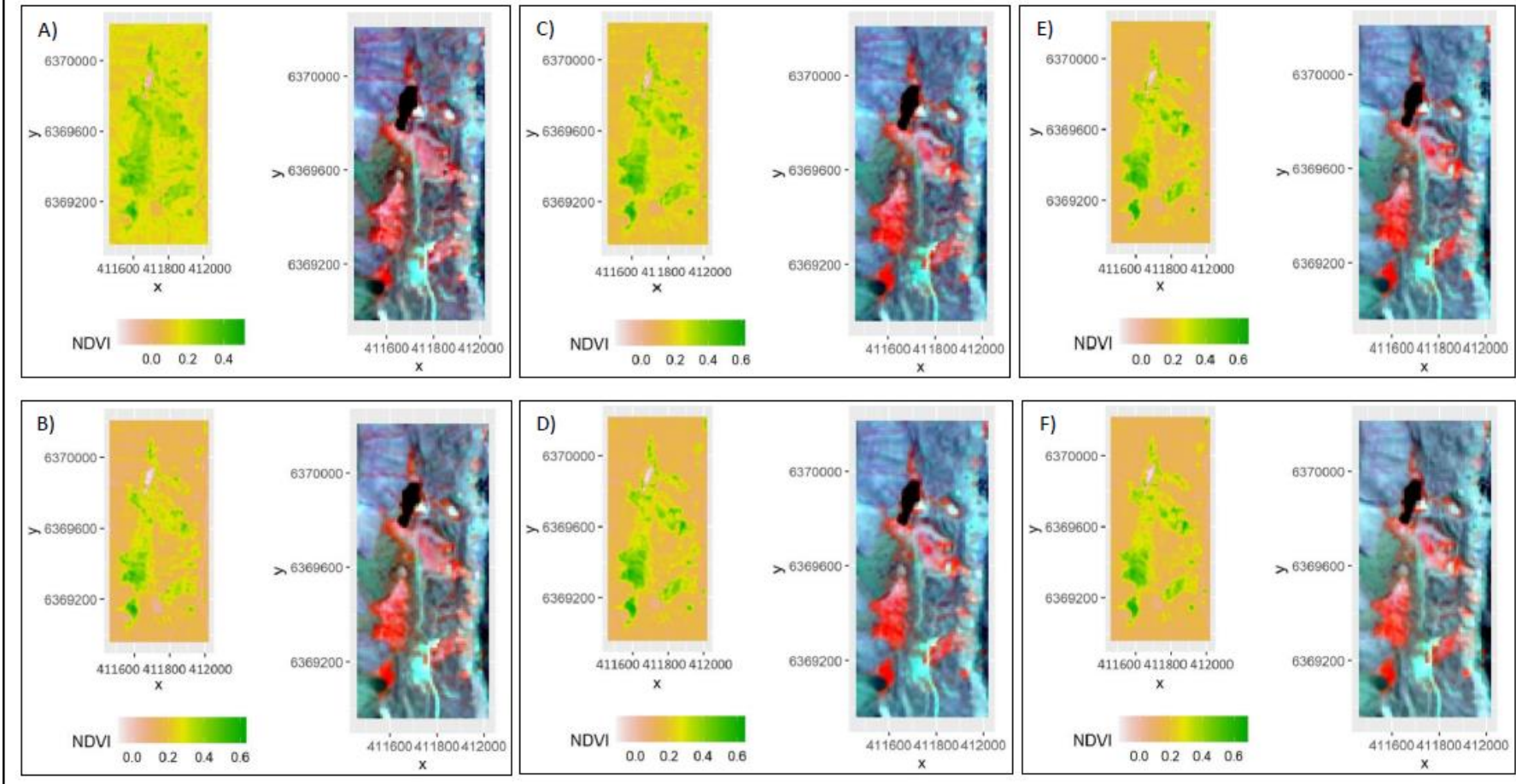


Figura A. 5: Imagen compuesta de la Temporada 2019 - 2020 del NDVI y el falso color obtenido (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano) para la zona de estudio del Valle de Horcones. A) 12 de Diciembre del 2019. B) 30 de Diciembre del 2019. C) 11 de Enero del 2020. D) 26 de Enero del 2020. E) 15 de Febrero del 2020. F) 28 de Febrero del 2020.

Temporada 2020 – 2021

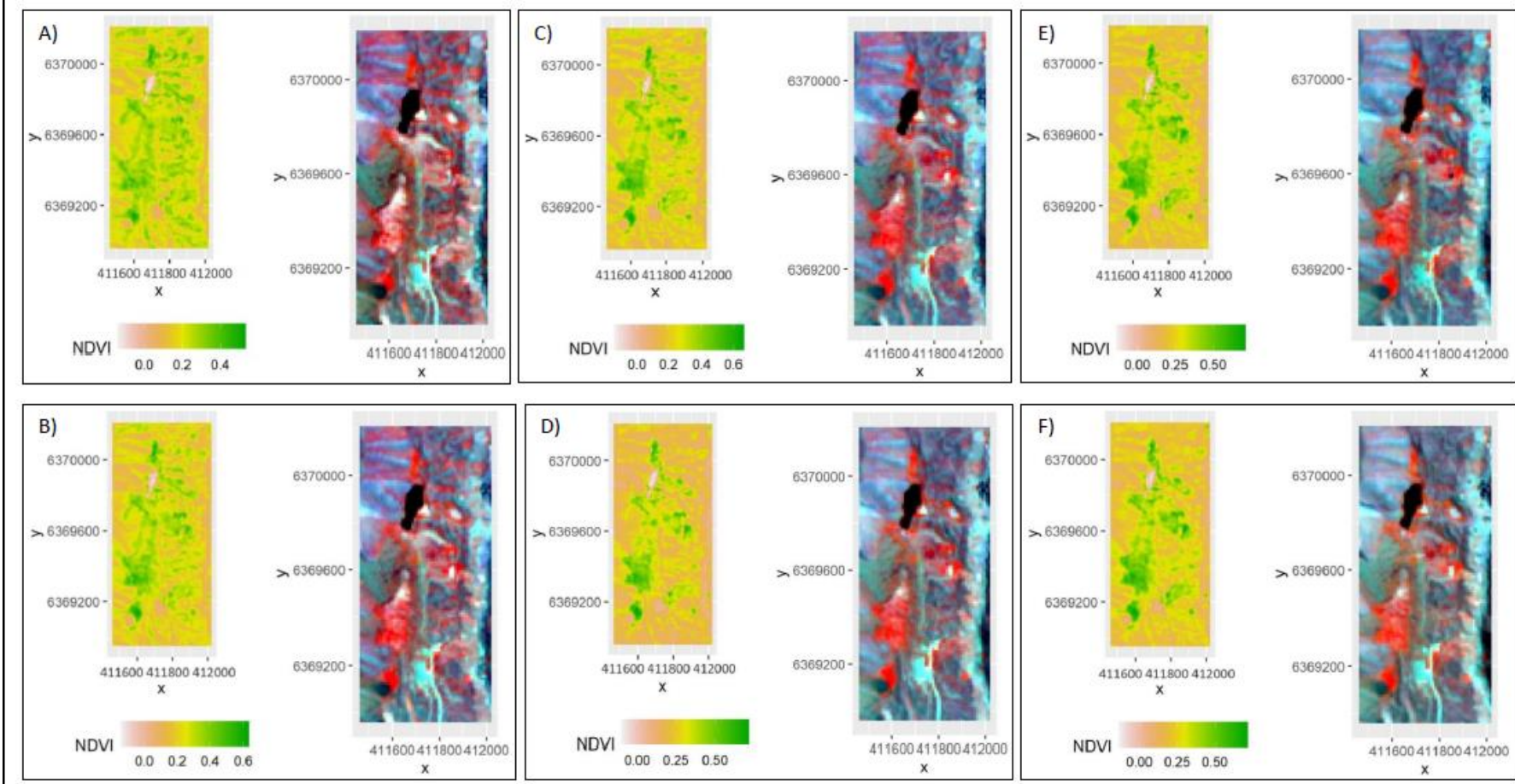


Figura A. 6: Imagen compuesta de la Temporada 2020 - 2021 del NDVI y el falso color obtenido (las bandas utilizadas fueron la roja, verde y del infrarrojo cercano) para la zona de estudio del Valle de Horcones. A) 11 de Diciembre del 2020. B) 31 de Diciembre del 2020. C) 15 de Enero del 2021. D) 28 de Enero del 2021. E) 14 de Febrero del 2021. F) 27 de Febrero del 2021.