

Recuperación de la cubierta vegetal y evidencia de restauración pasiva en pastizales de la estepa magallánica tras 27 años de un ducto subterráneo

ERWIN DOMÍNGUEZ¹, MILENKA SEGUICH², SEBASTIÁN PÉREZ³

¹ [HTTPS://ORCID.ORG/0000-0002-1907-8399](https://ORCID.ORG/0000-0002-1907-8399)

² [HTTPS://ORCID.ORG/0009-0004-8696-8617](https://ORCID.ORG/0009-0004-8696-8617)

³ [HTTPS://ORCID.ORG/0009-0009-1435-0961](https://ORCID.ORG/0009-0009-1435-0961)

OPEN ACCESS

RESUMEN

Recibido:

03/11/2025

Revisado:

23/12/2025

Aceptado:

26/12/2025

Publicado en línea:

31/12/2025

Editor Jefe

Dr. Américo Montiel San Martín

ISSN 0718-686X

Los pastizales de la estepa patagónica austral son ecosistemas fundamentales para la conservación de la biodiversidad y el sustento de las actividades productivas, aunque presentan alta sensibilidad a las perturbaciones antrópicas. Este estudio evaluó la recuperación de la cubierta vegetal en un tramo del ducto de hidrocarburos Dungeness–Daniel Este 8", Región de Magallanes (Chile), con el objetivo de determinar la resiliencia ecológica del coironal tras casi tres décadas desde su construcción.

La caracterización de la cubierta vegetal se realizó mediante 72 parcelas tipo Parker modificada de 1 m² (2 × 0,5 m). En cada una se registró la presencia y cobertura de todas las especies vasculares y criptógamas, además del mantillo, vegetación muerta en pie, suelo desnudo, piedras y heces. Treinta y seis parcelas se establecieron a lo largo del eje del ducto (línea de flujo) y treinta y seis en un área de referencia no intervenida, a 20–25 m de distancia, pero con uso ganadero. Se calcularon riqueza de especies, cobertura vegetal, suelo desnudo e índices de diversidad (Shannon y Pielou). Los datos se analizaron mediante pruebas no paramétricas (Kruskal–Wallis) y análisis multivariados (PCA, ANOSIM y SIMPER).

Se identificaron 66 especies, de las cuales el 81,8 % fueron nativas. La cobertura vegetal alcanzó 67,8 % en la línea de flujo y 73,9 % en la referencia, superando el umbral del 60 % exigido por la Resolución de Calificación Ambiental. La riqueza y diversidad de especies fueron estadísticamente similares entre ambas áreas, lo que refleja una composición florística equivalente. Las especies dominantes *Festuca gracillima* y *Baccharis magellanica* explicaron el 40 % de la disimilitud total, junto a



Vegetation cover recovery and evidence of passive restoration in Magellanic steppe grasslands 27 years after underground pipeline installation

Contribuciones de los autores

E.D: realizó muestreo, identificación de especies, elaboración datos, redacción general del manuscrito, análisis de la información, confección de tablas y figuras, análisis estadístico, discusión.

M.S y S.P: tabularon los datos y realizaron los análisis estadísticos.

Conflictos de intereses

Los autores declaran que la investigación se llevó a cabo en ausencia de cualquier relación comercial o financiera que pudiera interpretarse como un posible conflicto de intereses.

Financiamiento

Este trabajo fue realizado con el apoyo del proyecto: Monitoreo de la cubierta vegetal en instalaciones de ENAP Magallanes" No MA31102627..

colonizadoras como *Acaena magellanica* y *Rumex acetosella*, reflejando un proceso avanzado de sucesión secundaria. Destacó la presencia de *Chloraea magellanica*, orquídea de distribución restringida, como indicador de microhábitats funcionales y asociaciones micorrícas en recuperación.

Los resultados demuestran que, pese a las condiciones áridas y la presión ganadera, la vegetación ha restablecido su estructura y función mediante procesos de restauración pasiva. Este caso aporta evidencia empírica de que los ductos subterráneos, cuando mantienen conectividad ecológica, pueden integrarse al paisaje sin pérdida significativa de biodiversidad.

Palabras clave: pastizales patagónicos, restauración pasiva, sucesión secundaria, ductos subterráneos.

ABSTRACT

The southern Patagonian steppe grasslands are fundamental ecosystems for biodiversity conservation and the maintenance of productive activities, although they are highly sensitive to anthropogenic disturbances. This study assessed vegetation cover recovery along a section of the Dungeness–Daniel Este 8" hydrocarbon pipeline, Magallanes Region (Chile), to determine the ecological resilience of coironal grassland nearly three decades after its construction.

Vegetation characterization was performed using 72 modified Parker plots of 1 m² (2 × 0.5 m). In each plot, the presence and cover of all vascular and cryptogamic species were recorded, together with litter, standing dead vegetation, bare soil, stones, and feces. Thirty-six plots were placed randomly along the pipeline axis (flow line), and thirty-six in a non-intervened reference area located 20–25 m away but under grazing use. Species richness, vegetation cover, bare soil, and diversity indices (Shannon and Pielou) were calculated. Data were analyzed using non-parametric tests (Kruskal–Wallis) and multivariate analyses (PCA, ANOSIM, and SIMPER).

A total of 66 species were identified, 81.8% of which were native. Vegetation cover reached 67.8% along the pipeline and 73.9% in the reference area, exceeding the 60% threshold required by the Environmental Qualification Resolution. No significant differences in richness or diversity were detected, indicating a comparable floristic

structure. Dominant species *Festuca gracillima* and *Baccharis magellanica* accounted for 40% of total dissimilarity, together with colonizing species such as *Acaena magellanica* and *Rumex acetosella*, indicating an advanced stage of secondary succession. The occurrence of *Chloraea magellanica*, a rare orchid with restricted distribution, highlights the presence of functional microhabitats and recovering mycorrhizal associations.

Results demonstrate that, despite arid conditions and grazing pressure, vegetation has re-established its structure and function through passive restoration processes. This case provides empirical evidence that underground pipelines, when maintaining ecological connectivity, can be integrated into the landscape without significant biodiversity loss.

Keywords: Patagonian grasslands, passive restoration, secondary succession, underground pipelines.

INTRODUCCIÓN

Los pastizales cubren cerca del 40 % de la superficie terrestre y proporcionan servicios ecosistémicos esenciales, como el secuestro de carbono, la regulación hidrálica, el mantenimiento de la biodiversidad y la provisión de forraje que sostiene tanto la ganadería como la fauna silvestre (UNCCD, 2022). La vegetación de estos ecosistemas está adaptada a condiciones ambientales severas caracterizadas por precipitaciones bajas y variables, suelos pobres en nutrientes y alta evapotranspiración (Wu *et al.*, 2024). Sin embargo, a pesar de estas adaptaciones, los pastizales se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables al cambio climático y a las actividades humanas (Smith *et al.*, 2019; Zhu *et al.*, 2024). Se distribuyen principalmente en regiones áridas y semiáridas, mostrando inestabilidad ante la escasez de precipitaciones y el aumento de las temperaturas (Acharya *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2024). La degradación de los pastizales constituye una amenaza no solo para la economía rural, sino también para su rol como reservorios de biodiversidad (Bengtsson *et al.*, 2019; Bardgett *et al.*, 2021). Tras la declaración del Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas 2021-2030 (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2022), los responsables políticos están apoyando de forma proactiva estos sistemas para combatir la crisis de la biodiversidad, aunque la restauración de los pastizales generalmente ha recibido menos atención en comparación con la restauración de los bosques o los hábitats de agua dulce (Török *et al.*, 2022).

A nivel global, actividades como la ganadería intensiva (Han *et al.*, 2025), la minería (Brehm & Culman, 2022) y el desarrollo de infraestructura energética amenazan la integridad ecológica de estos ecosistemas (Zhao *et al.*, 2025). En particular, el sobrepastoreo y la extracción de recursos reducen la capacidad de regeneración, la producción de biomasa y el retorno de nutrientes al suelo, alterando la estructura y composición de las comunidades vegetales (Brehm & Culman, 2022; Niu *et al.*, 2025). Comprender cómo la diversidad y la composición florística responden a estas perturbaciones resulta clave para entender los cambios en el funcionamiento de los pastizales y orientar estrategias de manejo adaptativo.

En la estepa patagónica austral, la instalación de ductos de hidrocarburos comenzó hace más de 80 años, mientras que la ganadería extensiva se practica desde hace más de 140. Ambas actividades han generado perturbaciones históricas sobre el suelo y la cubierta vegetal (CIREN, 2020; Domínguez, 2023). Pese al tiempo transcurrido, sigue siendo necesario evaluar el grado de recuperación de la vegetación, especialmente en áreas donde los ductos permanecen

operativos, ya que su uso continuo puede incidir en la dinámica y resiliencia de los pastizales nativos en ecosistemas áridos de la Región de Magallanes.

La instalación de infraestructura energética, como gasoductos y oleoductos, altera la cubierta vegetal y desencadena procesos de sucesión secundaria (Brehm & Culman, 2022; Zhao *et al.*, 2025). El seguimiento de estas dinámicas permite evaluar el grado de resiliencia ecológica y recuperación estructural de los pastizales, proporcionando información valiosa para la gestión ambiental y el cumplimiento normativo.

Este estudio aborda la incertidumbre sobre la capacidad de los pastizales nativos intervenidos para restituir sus atributos estructurales y funcionales, como: cobertura vegetal y biodiversidad florística, tras casi tres décadas de instalación de ductos. Se plantea como hipótesis que las áreas intervenidas han alcanzado niveles de cobertura y diversidad comparables a los sitios de referencia no perturbados, superando el umbral mínimo del 60 % de cobertura comprometido ante el Servicio de Evaluación Ambiental.

El objetivo general fue evaluar la recuperación de la cubierta vegetal en áreas intervenidas por el ducto, en comparación con la vegetación de referencia. Los objetivos específicos fueron: (1) cuantificar la composición y abundancia de la cubierta vegetal en la línea de flujo y en el área de referencia; (2) evaluar la biodiversidad mediante índices comunitarios y parámetros estructurales; y (3) analizar la dinámica de repoblamiento y el rol de especies clave en la sucesión secundaria.

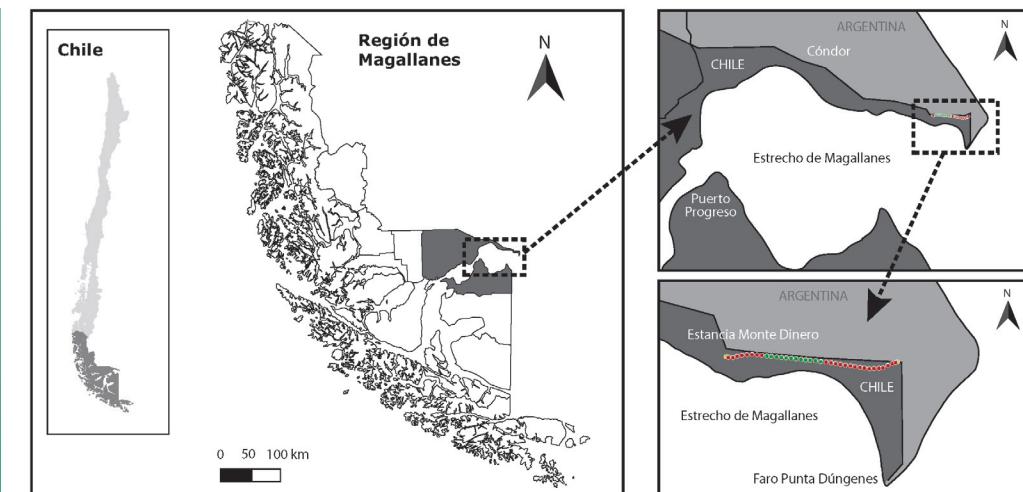
MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El monitoreo se realizó en la estepa patagónica continental, sector Las Barrancas, comuna de San Gregorio, Región de Magallanes, en el trazado del ducto Dungeness–Daniel Este 8" (10.690 m lineales) (Fig. 1). Según el Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA, 1982), ambas zonas pertenecen al distrito agroclimático de Cerro Sombrero, caracterizado por un período de crecimiento de 200 a 250 días, un déficit hídrico de siete meses, una precipitación anual promedio de 294 mm y una evapotranspiración potencial de 866 mm año⁻¹. De acuerdo con Santibáñez *et al.*, (2017), en el Atlas Agroclimático de Chile, el área se ubica en el Distrito 12-5 (Villa Tehuelches), clasificada como estepa fría de humedad semiárida (BSkSa), sin condiciones agronómicas favorables para cultivos agrícolas.

La construcción del tramo "Línea de Flujo Dungeness–Daniel Este 8" fue aprobada en 1998 y ejecutada en un plazo aproximado de cuatro meses mediante el método de tendido subterráneo. Para ello se despejó una franja de servidumbre de 15 m de ancho y se excavó una zanja de 1 m de ancho por 1,5 m de profundidad destinada a la instalación del ducto. Como parte de los compromisos ambientales, se implementó un Plan de Intervención de Cubierta Vegetal (PICV) orientado a asegurar una cobertura mínima del 60 % respecto a la línea base. Las medidas de mitigación incluyeron siembras al voleo y fertilización localizada, la cual se realizó después de 24 meses.

Fig. 1. Las líneas continuas de color rojo (línea de flujo) y verde (línea de referencia) corresponden al área de monitoreo de la cubierta vegetal ducto Dungeness – Daniel Este 8", ubicada en el Bloque Continente (Instalación de ENAP en Magallanes).



Identificación taxonómica y control de calidad de datos

Los trabajos de identificación de plantas se realizaron con claves de acuerdo a la Flora Patagónica de INTA (Correa, 1969, 1971, 1978, 1984, 1985, 1988, 1999). En los casos donde no fue posible asignar un nombre específico, los taxones se nombran a nivel de género (p.ej. *Festuca* sp.). Luego fueron clasificados según su origen geográfico en especies nativas, endémicas e introducidas. La nomenclatura, el hábito de crecimiento y el origen geográfico de las plantas superiores, se basó en el Catálogo de la Flora Vascular de Chile (Rodríguez *et al.*, 2018).

Diseño de muestreo y análisis estadístico

La caracterización de la cubierta vegetal se realizó estableciendo 72 parcelas en total, tipo Parker modificado de acuerdo a Domínguez *et al.*, (2023) de un tamaño de 1 m² (2 x 0,5 m). En cada una de ellas se registró la presencia y cobertura de todas las especies vegetales, incluyendo las criptógamas, así como el mantillo, la vegetación muerta en pie, el suelo desnudo, las piedras y las heces. Se utilizó la escala de abundancia-cobertura de Braun-Blanquet (1979), modificada según van der Maarel (2007). 36 parcelas fueron ubicadas al azar a una distancia de entre 40 y 45 metros a lo largo del eje del ducto, mientras que otras 36 parcelas se ubicaron al azar perpendicularmente a una distancia de entre 20 y 25 metros desde la parcela instalada en la línea de flujo del ducto, en sectores adyacentes no intervenidos, pero con uso ganadero. En cada parcela se registró la riqueza de especies, la cobertura vegetal relativa (escala de Braun-Blanquet modificada). Las especies fueron clasificadas como nativas, introducidas o endémicas, y se verificó su estado de conservación de acuerdo con el Reglamento de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente (MMA).

Para comparar los indicadores comunitarios como: riqueza de especies (S), cobertura vegetal (%), suelo desnudo (%), índice de Shannon (H') y equitatividad de Pielou (J') entre la línea de flujo y la referencia, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, dado que los datos no presentaron distribución normal (prueba de Shapiro-Wilk) ni homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). El grado de intervención antrópica se determinó según la escala de González (2000), basada en el porcentaje de especies introducidas.

Los datos de riqueza y cobertura se organizaron en una matriz especie-parcela. Sobre esta matriz se aplicaron análisis multivariados utilizando el índice de disimilitud de Bray-Curtis y un Análisis de Componentes Principales (PCA) para identificar gradientes ecológicos. Para evaluar diferencias en composición florística entre grupos se empleó un Análisis de Similitud (ANOSIM; Clarke & Green, 1988), bajo la hipótesis nula de ausencia de diferencias entre comunidades. Finalmente, mediante un Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER; Clarke, 1993) se cuantificó la contribución de cada especie a la disimilitud entre grupos. Los análisis univariados y multivariados se realizaron utilizando los programas PAST v5.3 (Hammer *et al.*, 2001) y INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2011).

RESULTADOS

Se registraron 66 especies, de las cuales el 81,8 % (54 spp.) correspondió a nativas y el 16,7 % (11 spp.) a introducidas y el 1,5 % corresponde a una especie endémica *Galium araucanum* Phil (Rodríguez *et al.*, 2018). La riqueza promedio por m² fue de $10,5 \pm 4,4$ en la línea de flujo y $12,1 \pm 4,4$ en la referencia. La cobertura vegetal alcanzó 67,8 % en la línea de flujo, superando el umbral mínimo establecido en la RCA (60 %), y 73,9 % en el área de referencia. El índice de Shannon fue similar entre ambas áreas (1,52 vs. 1,61), al igual que la equitatividad de Pielou (0,68 vs. 0,69), sin diferencias significativas ($p > 0,05$) (Tabla 1).

Tabla 1. Promedio (\pm EE) de los parámetros comunitarios de biodiversidad: riqueza de especies (S), cobertura vegetal (%), suelo desnudo (%), índice de Shannon-Wiener (H') e índice de Pielou (J') para los coironales de Línea de flujo (LF) y Área de referencia (R).

Parámetros comunitarios	LF	R	p-valor
Riqueza de especies (S)	$10,53 \pm 0,73$	$12,14 \pm 0,73$	0,1421
Cobertura vegetal (%)	$67,78 \pm 3,91$	$73,88 \pm 3,78$	0,485
Suelo desnudo (%)	$32,22 \pm 3,91$	$26,12 \pm 3,8$	0,914
Shannon - Wiener (H')	$1,52 \pm 0,08$	$1,61 \pm 0,06$	0,1446
Pielou (J')	$0,68 \pm 0,03$	$0,69 \pm 0,04$	0,1432

Se registró la presencia de *Adesmia boronoides* (paramela) en una parcela de referencia, especie clasificada como de Preocupación Menor (LC) según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), oficializado por el D.S. N.º 16/2016 del MMA. En la línea de flujo se observó *Chloraea magellanica* (orquídea porcelana), especie de distribución restringida en la estepa magallánica, cuyo hallazgo constituye el segundo registro en ambientes xéricos. Aunque carece de categoría oficial de conservación, su rareza y sensibilidad al pastoreo la convierten en un indicador de integridad florística, reflejando condiciones microambientales favorables y asociaciones micorrícticas en recuperación (Fig. 2).

El área evaluada se clasifica como de bajo nivel de intervención según la escala de González (2000), debido a la escasa proporción de especies introducidas, lo que sugiere procesos de restauración pasiva bajo condiciones de pastoreo moderado.

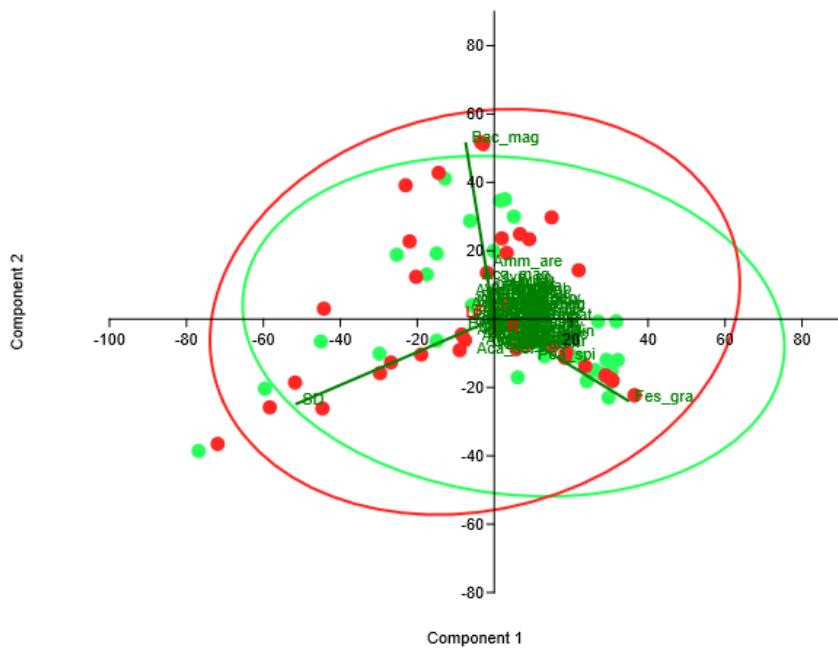
El Análisis de Componentes Principales (PCA) mostró una alta superposición entre las parcelas de la línea de flujo y las de referencia, sin una segregación florística clara en el plano definido por los dos primeros componentes, los cuales explicaron un 58,7 % de la varianza total. El Componente 1 (36,6 %) reflejó un gradiente de perturbación física y florística: hacia el eje

Fig. 2.

Especies de interés ecológico registradas en el área de estudio: (A) *Adesmia boronioides* (paramela), clasificada como de Preocupación Menor (LC) observada en una parcela de referencia; (B) *Chloraea magellanica* (orquídea porcelana), especie de distribución restringida, registrada en la línea de flujo, correspondiente al segundo registro en ambientes xéricos de la estepa magallánica.

Fig. 3.

Ordenación mediante un Análisis de Componentes Principales (PCA) de los inventarios florísticos realizados en Dungeness – Daniel Este 8 (coironal). Los puntos representan las parcelas muestreadas, diferenciándose las parcelas de la línea de flujo (color rojo) y las parcelas de referencia (color verde). Los círculos rojo y verde corresponden a elipses de dispersión multivariada, que representan la variabilidad interna y la estructura composicional de cada grupo de parcelas en el espacio definido por los dos primeros componentes principales. La amplia superposición entre ambas elipses indica que no existe una segregación florística clara entre las parcelas intervenidas y de referencia, sugiriendo que las diferencias observadas responden principalmente a la heterogeneidad natural del coironal más que a un efecto diferencial atribuible a la presencia de la línea de flujo.



negativo se asoció la variable suelo desnudo (SD), mientras que hacia el eje positivo predominó *Festuca gracillima*, representando sectores con mayor cobertura de gramíneas perennes y mejor conservación del suelo. El Componente 2 (22,1 %) explicó un gradiente estructural vinculado a la presencia de especies arbustivas y criptogámicas: en los valores positivos se ubicaron *Baccharis magellanica* y *Vicia bijuga*, asociadas a mayor biomasa aérea y heterogeneidad estructural, mientras que en los negativos destacaron *Usnea* sp. y variables relacionadas con menor cobertura vegetal y mayor exposición (Fig. 3).

El análisis ANOSIM indicó diferencias significativas entre los grupos ($R = 0,06$; $p < 0,05$), aunque el bajo valor de R evidencia un fuerte solapamiento composicional, lo que sugiere una diferenciación florística leve y sin relevancia ecológica mayor.

El análisis SIMPER determinó que la disimilitud promedio entre línea de flujo y referencia fue explicada principalmente por un reducido conjunto de especies dominantes. *Festuca gracillima* y *Baccharis magellanica* contribuyeron en conjunto con un 39,8 % de la disimilitud total, seguidas por *Ammophila arenaria*, *Poa spiciformis*, *Acaena magellanica* y *Senecio patagonicus*, que representaron cerca del 60 % de la diferencia acumulada (Tabla 2).

En el área de referencia se observó mayor abundancia de *Festuca gracillima*, *Berberis microphylla* y *Adesmia boronoides*, mientras que en la línea de flujo predominaron especies colonizadoras como *Acaena magellanica*, *Hordeum pubiflorum* y *Rumex acetosella*. Este patrón sugiere un proceso de sucesión secundaria equilibrada, donde las especies pioneras contribuyen a la estabilización del suelo y facilitan la recolonización por gramíneas perennes nativas.

Especie	Disimilitud promedio (Av. diss)	Contribución %	Acumulado %	Abundancia media referencia	Abundancia media línea de flujo
<i>Festuca gracillima</i> Hook.f. var. <i>gracillima</i>	16,04	20,84	20,84	24	12,3
<i>Baccharis magellanica</i> (Lam.) Pers	14,61	18,97	39,81	15,4	16,4
<i>Ammophila arenaria</i> (L.) Link	3,854	5,005	44,81	2,08	3,24
<i>Poa spiciformis</i> (Steud.) Hauman & Parodi var. <i>spiciformis</i>	3,767	4,892	49,7	5	2,69
<i>Acaena magellanica</i> (Lam.) Vahl	3,729	4,843	54,55	0,972	4,82
<i>Senecio patagonicus</i> Hook. & Arn. var. <i>patagonicus</i>	3,727	4,84	59,39	2,76	4,03
<i>Acaena sericea</i> J. Jacq.	3,642	4,73	64,12	0,592	4,58
<i>Syntrichia</i> sp.	1,939	2,518	66,63	1,99	1,34
<i>Berberis microphylla</i> G. Forst.	1,835	2,383	69,02	2,33	0,528
<i>Acaena</i> sp.	1,792	2,327	71,34	0,294	2,38
<i>Acaena pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	1,78	2,311	73,65	1,82	1,28

Tabla 2. Resultados del análisis SIMPER para los grupos: referencia y línea de flujo. Se presentan las especies con mayor contribución a la disimilitud promedio acumulada.

<i>Hordeum pubiflorum</i> Hook.f. subsp. <i>pubiflorum</i>	1,423	1,847	75,5	0	2,06
<i>Juncus bufonius</i> L.	1,241	1,611	77,11	0,572	1,25
<i>Perezia recurvata</i> (Vahl) Less. subsp. <i>recurvata</i>	1,219	1,584	78,7	1,19	0,694
<i>Rytidosperma virescens</i> (E. Desv.) Nicora	1,19	1,546	80,24	0,806	0,944
<i>Adesmia boronoides</i> Hook.f.	0,9204	1,195	81,44	1,25	0
<i>Adesmia lotoides</i> Hook.f.	0,9086	1,18	82,62	0,306	1,08
<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer	0,905	1,175	83,79	1,26	0,25
<i>Viola maculata</i> Cav. var. <i>maculata</i>	0,8884	1,154	84,95	0,786	1,07
<i>Armeria maritima</i> (Mill.) Willd.	0,8435	1,095	86,04	0,975	0,597
<i>Empetrum rubrum</i> Vahl ex Willd.	0,8372	1,087	87,13	0,972	0
<i>Senecio miser</i> Hook.f.	0,691	0,8974	89,02	0,267	0,708
<i>Azorella monantha</i> Clos	0,6104	0,7927	89,81	0,731	0,192
<i>Rumex acetosella</i> L.	0,6001	0,7793	90,59	0,753	0,125
<i>Luzula alopecurus</i> Desv.	0,4463	0,5797	91,17	0,614	0,156
<i>Valeriana carnosa</i> Sm.	0,4314	0,5603	91,73	0,625	0
<i>Hieracium pilosella</i> L. subsp. <i>euronotum</i> Nägeli & Peter	0,4259	0,5531	92,29	0,603	0,0361
<i>Geranium core-core</i> Steud.	0,3928	0,5101	92,8	0,00833	0,539
<i>Poa pratensis</i> L. subsp. <i>pratensis</i>	0,3666	0,4761	93,27	0,194	0,353
<i>Hypochaeris incana</i> (Hook. & Arn.) Macloskie var. <i>incana</i>	0,3665	0,476	93,75	0,508	0,0556
<i>Aira praecox</i> L.	0,3597	0,4672	94,21	0,475	0,0861
<i>Acaena poeppigiana</i> Gay.	0,3346	0,4346	94,65	0	0,417
<i>Arjona patagonica</i> Hombr. & Jacq. ex Decne.	0,3315	0,4305	95,08	0,314	0,339
<i>Cerastium arvense</i> L.	0,3215	0,4176	95,5	0,319	0,25
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	0,2696	0,3501	95,85	0,147	0,194
<i>Nardophyllum bryoides</i> (Lam.) Cabrera	0,2681	0,3482	96,2	0,425	0
<i>Festuca pyrogea</i> Speg.	0,2604	0,3382	96,53	0,106	0,272
<i>Cladonia</i> sp.	0,2326	0,302	96,84	0,311	0,0583
<i>Nassauvia darwinii</i> (Hook. & Arn.) O. Hoffm. & Dusén	0,198	0,2571	97,09	0,206	0,111

<i>Silene magellanica</i> (Desr.) Bocquet	0,1958	0,2543	97,35	0,278	0
<i>Trisetum spicatum</i> (L.) K. Richt. subsp. <i>cumingii</i> (Nees ex Steud.) Finot	0,19	0,2467	97,59	0,0972	0,203
<i>Azorella acaulis</i> (Cav.) Drude	0,1638	0,2128	97,81	0,222	0,0222
<i>Colobanthus subulatus</i> (d'Urv.) Hook.f.	0,1493	0,1939	98	0,00833	0,203
<i>Anemone multifida</i> Poir.	0,1375	0,1786	98,18	0,111	0,0556
<i>Galium araucanum</i> Phil.	0,1295	0,1682	98,35	0,133	0,0611
<i>Oxalis enneaphylla</i> Cav.	0,1289	0,1674	98,51	0,153	0,05
<i>Azorella filamentosa</i> Lam.	0,1241	0,1611	98,68	0,169	0,0278
<i>Azorella trifurcata</i> (Gaertn.) Pers.	0,1157	0,1502	98,83	0,147	0,0278
<i>Calceolaria uniflora</i> Lam.	0,1149	0,1492	98,98	0,0417	0,139
<i>Carex austroamericana</i> G.A. Wheeler	0,09561	0,1242	99,1	0	0,139
<i>Aira caryophyllea</i> L.	0,09561	0,1242	99,22	0	0,139
<i>Peltigera</i> sp.	0,08187	0,1063	99,33	0,0806	0,05
<i>Myosotis stricta</i> Link ex Roem. & Schult.	0,0818	0,1062	99,44	0,103	0,0306
<i>Olsynium biflorum</i> (Thunb.) Goldblatt	0,06649	0,08635	99,52	0,1	0
<i>Juncus scheuchzerioides</i> Gaudich.	0,06552	0,08509	99,61	0	0,0833
<i>Cetraria aculeata</i> (Schreb.) Fr.	0,05344	0,06941	99,68	0,075	0
<i>Erigeron patagonicus</i> Phil.	0,04981	0,06469	99,74	0,0444	0,0333
<i>Chiliotrichum diffusum</i> (G. Forst.) Kuntze	0,02556	0,0332	99,77	0,0278	0,0139
<i>Chloraea magellanica</i> Hook. f.	0,02554	0,03317	99,81	0,0139	0,0278
<i>Plantago barbata</i> G. Forst. subsp. <i>muscoides</i> (Hook.f.) Rahn	0,02317	0,03009	99,84	0,00833	0
<i>Usnea</i> sp.	0,01647	0,02139	99,86	0,025	0
<i>Vicia bijuga</i> Gillies ex Hook. & Arn.	0,01598	0,02075	99,88	0	0,025
<i>Pseudocyphellaria</i> sp.	0,01435	0,01863	99,9	0,0222	0
<i>Vicia graminea</i> Sm.	0,01159	0,01505	99,91	0,00833	0,00833
<i>Euphorbia collina</i> Phil.	0,009708	0,01261	99,93	0	0,0139
<i>Scutellaria nummulariifolia</i> Hook.f.	0,00968	0,01257	99,94	0	0,0139

<i>Lathyrus magellanicus</i> Lam. var. <i>magellanicus</i>	0,006699	0,008701	99,95	0,00833	0
<i>Phacelia secunda</i> J.F. Gmel.	0,006136	0,007969	99,96	0,00833	0
<i>Draba verna</i> L.	0,005912	0,007678	99,96	0,00833	0
<i>Vicia</i> sp.	0,005907	0,007672	99,97	0	0,00833
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	0,005808	0,007542	99,98	0	0,00833
<i>Deschampsia patula</i> (Phil.) Pilg. ex Skottsb.	0,005653	0,007341	99,99	0,00833	0
<i>Noccaea magellanica</i> (Comm. ex Poir.) Holub	0,00538	0,006987	99,99	0,00833	0
<i>Bryum</i> sp. (Briófita)	0,00538	0,006987	100	0,00833	0

DISCUSIÓN

El muestreo intensivo y la amplitud de datos obtenidos permitieron profundizar en los efectos ecológicos asociados a la instalación de ductos de hidrocarburos sobre los pastizales de la estepa magallánica, un tema escasamente abordado para ecosistemas australes. En general, se ha documentado que este tipo de perturbaciones tiende a reducir la riqueza y cobertura vegetal, además de modificar la composición florística y funcional (Olson & Doherty, 2012; Naeth *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2025). Sin embargo, los resultados de la línea de flujo Dungeness–Daniel Este 8" muestran un escenario distinto: los indicadores de biodiversidad no difieren significativamente entre el área intervenida y la de referencia, evidenciando un grado avanzado de recuperación estructural y funcional.

La cobertura vegetal en la línea de flujo alcanzó un promedio de 67,8 %, superando el umbral mínimo del 60 % exigido por la Resolución de Calificación Ambiental (RCA) y aproximándose al 73,9 % de la vegetación de referencia. Este resultado sugiere que, pese a las condiciones climáticas adversas y la limitada fertilidad de los suelos glacifluviales, los procesos de recolonización y estabilización vegetal han sido eficaces después de 27 años. En ecosistemas áridos y fríos, la recuperación natural suele ser lenta y puede requerir entre una y cinco décadas para restablecer comunidades similares a las originales (Haddad *et al.*, 2003; Naeth *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2022). En este caso, el tiempo transcurrido ha sido suficiente para que la comunidad vegetal recupere una estructura y riqueza comparables a las del sitio de referencia, demostrando una resiliencia ecológica superior a la esperada. Este comportamiento podría atribuirse a las condiciones climáticas (déficit hídrico) que llevado a la disminución de la presión de pastoreo y la alta disponibilidad de propágulos desde la vegetación adyacente.

Durante la década de 1990, el despeje de la franja de servidumbre alcanzaba 15 m de ancho, lo que implicó una remoción total de la cubierta vegetal. Aun así, la vegetación circundante habría actuado como fuente de semillas, facilitando el reclutamiento de especies nativas, tal como se ha descrito en procesos de restauración pasiva (Prach *et al.*, 2020). Además, el relieve suavemente ondulado del sector Las Barrancas podría favorecer la retención de humedad y la formación de microhábitats aptos para el establecimiento de plántulas, en concordancia con lo reportado por Kowaljow & Rostagno (2013) para la estepa argentina.

A nivel composicional, la flora de la línea de flujo estuvo dominada por especies estructurales nativas típicas de los coironales, como *Festuca gracillima* y *Baccharis magellanica*,

que también fueron las principales responsables de la disimilitud florística entre áreas (SIMPER). La presencia de estas especies indica que la comunidad ha recuperado funcionalmente el rol de las gramíneas perennes y arbustos bajos que constituyen la estructura ecológica de la estepa. La contribución de *Festuca gracillima* (20,8 %) y *Baccharis magellanica* (19 %) a la disimilitud refleja ligeras diferencias en dominancia entre la línea de flujo y la referencia, sin evidencia de pérdida de especies clave. Por el contrario, la coexistencia con colonizadoras oportunistas como: *Acaena magellanica*, *Hordeum pubiflorum* y *Rumex acetosella* sugiere un proceso de sucesión secundaria equilibrada, donde las especies pioneras facilitan la estabilización del suelo y la expansión posterior de las gramíneas nativas perennes.

El análisis multivariado (PCA) mostró una alta superposición entre parcelas de ambos sectores, indicando una convergencia estructural de las comunidades vegetales. Este resultado se confirma con el valor de ANOSIM ($R = 0,06$; $p < 0,05$) que, si bien detecta una diferencia estadísticamente significativa, refleja un solapamiento elevado en composición. Ecológicamente, esto implica que la intervención no produjo un cambio de estado permanente en la comunidad, sino una perturbación transitoria dentro del rango de variabilidad natural. Este patrón de resiliencia ha sido descrito en pastizales sometidos a disturbios moderados, donde la cercanía de fuentes de propágulos y la persistencia del banco de semillas facilitan la recuperación funcional (Han *et al.*, 2025). Resultados similares fueron reportados por Domínguez (2023) en pastizales de *Festuca gracillima* afectados por la instalación de un ducto de hidrocarburos en la estepa magallánica en el sector de San Gregorio, donde el PCA y el ANOSIM ($R = 0,32$; $p < 0,05$) mostraron una diferenciación estadística leve entre el ducto y la vegetación de referencia, pero con una amplia zona de solapamiento composicional. Al igual que en este estudio, esa convergencia estructural fue interpretada como evidencia de un proceso de resiliencia funcional, impulsado por la cercanía de fuentes de propágulos y la persistencia del banco de semillas, lo que sugiere que la intervención generó una perturbación transitoria dentro del rango de variabilidad natural y no un cambio de estado permanente en la comunidad vegetal.

El alto porcentaje de especies nativas (81,8 %) y la baja proporción de introducidas (16,7 %) clasifican el área como “poco intervenida” (González, 2000), lo que refuerza la hipótesis de una recuperación pasiva efectiva bajo condiciones de pastoreo controlado. Este resultado adquiere relevancia considerando que amplios sectores de la estepa magallánica presentan degradación moderada a severa por sobrepastoreo histórico (CIREN, 2010; Golluscio *et al.*, 2011). En este contexto, la recolonización natural de especies nativas demuestra que las infraestructuras lineales, si se manejan adecuadamente, no necesariamente implican una pérdida irreversible de biodiversidad, sino que pueden integrarse al paisaje como corredores de regeneración vegetal.

Los valores de diversidad ($H' = 1,52$ en la línea de flujo y $1,61$ en la referencia) y equitatividad ($J' = 0,68$ y $0,69$, respectivamente) confirman una distribución homogénea de abundancias entre especies. Aunque los valores absolutos son moderados, se sitúan dentro del rango esperado para pastizales áridos con limitación hídrica y presión de pastoreo. Estudios en coironales de *Festuca gracillima* en Santa Cruz (Argentina) muestran índices de Shannon entre 1,5 y 1,8 (Oliva *et al.*, 2016), mientras que valores similares (1,13–1,14) se han reportado en coironales de San Gregorio (Domínguez, 2023). La estabilidad observada refleja la capacidad funcional de las comunidades para mantener su estructura y diversidad frente a condiciones climáticas extremas y la presión del pastoreo doméstico y silvestre.

La presencia de *Chloraea magellanica*, orquídea de distribución restringida y rara en la estepa xérica, es un hallazgo de particular relevancia. Su establecimiento indica la existencia de microhábitats funcionales y asociaciones micorrícticas activas (Herrera *et al.*, 2022). Este tipo

de especies puede considerarse un bioindicador de resiliencia florística, ya que su regeneración requiere condiciones edáficas y biológicas específicas. La coexistencia de especies estructurales, colonizadoras y raras evidencia que los procesos de sucesión secundaria han avanzado hacia una fase de madurez ecológica, caracterizada por el restablecimiento de funciones ecosistémicas clave.

En Chile, para la construcción de ductos soterrados, planchadas y caminos, la normativa ambiental exige recuperar al menos el 60 % de la cobertura vegetal declarada al inicio del proyecto al segundo año de la intervención (Servicio de Evaluación Ambiental. (2021). Guía para la descripción de proyectos de desarrollo minero de petróleo y gas en el SEIA (2a ed.). Cabeza S.A. <https://www.sea.gob.cl/guia-proyectos-petroleo-gas>). Si ese umbral no se alcanza, el titular debe ejecutar una intervención agronómica que, por lo general, incluye la siembra con especies agronómicas (no nativas), el uso de fertilizantes sintéticos y maquinaria pesada. Diversos autores han señalado que estas prácticas pueden implicar un doble impacto sobre el suelo y la vegetación, además de entorpecer la restauración pasiva de la cubierta vegetal (Avímed *et al.*, 2014; Xiao *et al.*, 2016; Domínguez, 2023).

Una alternativa más sostenible consiste en priorizar la regeneración pasiva en sectores con menor alteración, apoyada por bancos de semillas nativas locales, y reservar las acciones de siembra y fertilización solo para los sitios más degradados, siguiendo un enfoque adaptativo que ha mostrado buenos resultados en otros contextos internacionales (Xiao *et al.*, 2016). Esta estrategia favorece la recolonización natural de especies nativas adaptadas a las condiciones locales, promueve la conectividad ecológica y reduce la dependencia de insumos externos, contribuyendo así a una restauración más resiliente y de bajo costo.

Desde una perspectiva de gestión ambiental, los resultados de este estudio son significativos porque demuestran que la recuperación de la cubierta vegetal en ductos de hidrocarburos puede alcanzar niveles comparables a la vegetación natural en menos de tres décadas, siempre que se mantenga la conectividad ecológica. Ello respalda la eficacia de las estrategias de restauración basadas en la regeneración natural, especialmente en ecosistemas áridos y fríos donde las intervenciones activas suelen ser costosas y de éxito limitado. Asimismo, subraya la necesidad de integrar la evaluación de la biodiversidad funcional y la composición florística en los programas de seguimiento ambiental exigidos por la legislación chilena (SEA, 2021), fortaleciendo así la toma de decisiones orientadas a la restauración ecológica y la resiliencia de los pastizales nativos.

En conjunto, la evidencia obtenida demuestra que los pastizales magallánicos presentan una alta capacidad de resiliencia frente a perturbaciones lineales de baja magnitud, y que los procesos de recolonización vegetal pueden conducir hacia un equilibrio dinámico similar al de las comunidades no intervenidas. Estos hallazgos contribuyen a una mejor comprensión de las trayectorias sucesionales y proporcionan una base empírica para el diseño de medidas de restauración ecológica que prioricen el uso de especies nativas y la mantención de la conectividad paisajística en los ecosistemas áridos de la Patagonia austral.

CONCLUSIONES

La instalación de ductos de hidrocarburos en la estepa magallánica no ha provocado una pérdida significativa de biodiversidad, ya que los niveles de riqueza, diversidad y cobertura vegetal son comparables entre las áreas intervenidas y los sitios de referencia. Este resultado evidencia una alta capacidad de resiliencia ecológica frente a disturbios lineales de baja magnitud, incluso bajo condiciones de aridez y presión ganadera.

La composición florística de la línea de flujo refleja la coexistencia entre especies estructurales y colonizadoras, destacando *Festuca gracillima* y *Baccharis magellanica* como especies dominantes, acompañadas por *Acaena magellanica* y *Rumex acetosella*. Este patrón confirma un proceso de sucesión secundaria equilibrada, en el que las especies pioneras contribuyen a la estabilización del suelo y facilitan la recolonización por gramíneas nativas perennes.

El predominio de especies nativas (81,8 %) y la baja proporción de introducidas (16,7 %) indican un estado de intervención leve, coherente con una restauración pasiva efectiva bajo condiciones de pastoreo controlado y continuidad ecológica con la vegetación circundante.

La presencia de *Chloraea magellanica*, especie rara y sensible al disturbio, actúa como indicador de integridad florística y funcional, demostrando la recuperación de microhábitats y asociaciones micorrícticas esenciales para la regeneración vegetal.

Desde una perspectiva de gestión ambiental, los resultados demuestran que la restauración pasiva constituye una estrategia viable y sustentable en ecosistemas áridos y fríos como la estepa magallánica. Cuando se preserva la conectividad del paisaje y se regula la herbivoría, la vegetación puede alcanzar un estado ecológico comparable al original en un periodo inferior a tres décadas, evitando la necesidad de medidas agronómicas costosas o invasivas.

Finalmente, este estudio aporta evidencia empírica para orientar políticas de restauración ecológica y seguimiento ambiental en proyectos de infraestructura energética, subrayando la importancia de conservar la diversidad florística, la riqueza de especies nativas y la funcionalidad ecosistémica en los pastizales de la Patagonia austral.

LITERATURA CITADA

- Acharya, B. S., Rasmussen, J., & Eriksen, J. (2012). Grassland carbon sequestration and emissions following cultivation in a mixed crop rotation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 153, 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.008>
- Avirmed, O.I., Burke, C., Mobley, M.L., Lauenroth, W.K., & Schlaepfer, D.R. (2014). Natural recovery of soil organic matter in 30–90-year-old abandoned oil and gas wells in sagebrush steppe. *Ecosphere*, 5: 24. <https://doi.org/10.1890/ES13-00272.1>
- Bardgett, R. D., Bullock, J. M., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N., Chomel, M., Durigan, G., Fry, E. L., Johnson, D., Lavallee, J. M., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., Ren, W., ... Li, Y. (2021). Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(10), 720–735. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2>
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P. J., Smith, H. G., & Lindborg, R. (2019). Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, 10(2), e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Brehm, T., & Culman, S. (2022). Efectos de la instalación de tuberías en suelos y plantas: una revisión y síntesis cuantitativa. *Agrosistemas, Geociencias y Medio Ambiente*, 5, e20312. <https://doi.org/10.1002/agg2.20312>
- CIREN. (2010). Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. Región de Magallanes y de la Antártica Chilena: Síntesis de resultados (Publicación N.º 153). Centro de Información de Recursos Naturales.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K. R., & Green, R. H. (1988). Statistical design and analysis for a “biological effects” study. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 213–226. <https://doi.org/10.3354/meps046213>

- Correa, M.N. (1969, 1971, 1978, 1984, 1985, 1988, 1999). *Flora Patagónica I-VIII*. Colección Científica INTA.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2011). InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. <http://www.infostat.com.ar>
- Domínguez, E. (2023). Dinámica de la cubierta vegetal en pastizales nativos de la estepa magallánica perturbados por la construcción de un ducto de hidrocarburos, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 51(3), e202351003. <https://doi.org/10.22352/aip202351003>
- Golluscio, R. A., Cavagnaro, F. P., & Valenta, M. D. (2011). Arbustos de la estepa patagónica: ¿Adaptados a tolerar la sequía o el pastoreo? *Ecología Austral*, 21(1), 61–70.
- González, A. (2000). Evaluación del recurso vegetacional en la cuenca del río Budi, situación actual y propuestas de manejo [Tesis de licenciatura, Universidad Católica de Temuco].
- Haddad, N. M., Bowne, D. R., Cunningham, A., Danielson, B. J., Levey, D. J., Sargent, S., & Spira, T. (2003). Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84(3), 609–615. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0609:CUDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0609:CUDT]2.0.CO;2)
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1–9.
- Han, X., Ochoa-Hueso, R., Ding, Y., Li, X., Jin, K., van der Putten, W. H., & Struik, P. C. (2025). Grazing intensity by sheep affects spatial diversity in botanical composition of Inner Mongolian grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 378, 109311. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109311>
- Herrera, H., Sanhueza, T., da Silva Valadares, R. B., Matus, F., Pereira, G., Atala, C., Mora, M. de la L., & Arriagada, C. (2022). Diversity of root-associated fungi of the terrestrial orchids *Gavilea lutea* and *Chloraea collicensis* in a temperate forest soil of south-central Chile. *Journal of Fungi*, 8(8), 794. <https://doi.org/10.3390/jof8080794>
- Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). (1982). Zonificación agroclimática de la Región de Magallanes y Antártica Chilena. Ministerio de Agricultura, Chile.
- Kowaljow, E., & Rostagno, C. (2013). Soil evolution along restoration chronosequences of semi-arid steppes in Patagonia: Influence of plant cover and litter. *Catena*, 104, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.014>
- Liu, P., Chi, Y., Huang, Z., Zhong, D., & Zhou, L. (2024). Multidimensional response of China's grassland stability to drought. *Global Ecology and Conservation*, 52, e02961. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02961>
- Naeth, M. A., Wilkinson, S. R., Locky, D. A., Bryks, C. L., Low, C. H., & Nannt, M. R. (2020). Pipeline impacts and recovery of dry mixed-grass prairie soil and plant communities. *Rangeland Ecology & Management*, 73(5), 619–628. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.03.004>
- Niu, W., Liu, P., Han, X., Chi, Y., & Zhou, L. (2025). Global effects of livestock grazing on ecosystem functions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 378, 109296. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109296>
- Oliva, G., Ferrante, D., Paredes, P., Humano, G., & Cesa, G. (2016). A conceptual model for changes in floristic diversity under grazing in semi-arid Patagonia using the State and Transition framework. *Journal of Arid Environments*, 127, 120–127. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.11.002>
- Olson, E. R., & Doherty, J. M. (2012). The legacy of pipeline installation on the soil and vegetation of southeast Wisconsin wetlands. *Ecological Engineering*, 39, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.003>
- Prach, K., Sebelíková, L., Rehounková, K., & del Moral, R. (2020). Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. *Landscape Research*, 45(2), 247–253. <https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1593335>
- Santibáñez, F., Santibáñez, P., Caroca, C., & González, P. (2017). Atlas agroclimático de Chile. Estado actual y tendencias del clima. Tomo VI: Regiones de Aysén y Magallanes. Universidad de Chile. <http://www.agrimed.cl/atlas/tomo6.html>
- Servicio de Evaluación Ambiental (SEA). (2021). Guía para la descripción de proyectos de desarrollo minero de petróleo y gas en el SEIA (2.a ed.). https://www.sea.gob.cl/sites/default/files/imce/archivos/2021/03/12/guia_dp_petroleo_y_gas_en_el_seia_compressed.pdf
- Smith, W. K., Dannenberg, M. P., Yan, D., *et al.* (2019). Remote sensing of dryland ecosystem structure and function: Progress, challenges, and opportunities. *Remote Sensing of Environment*, 233, 111401. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111401>
- Török, P., Brudvig, L.A., Kollmann, J., Price, J.N. and Tóthmérész, B. (2021). The present and future of grassland restoration. *Restoration Ecology*, 29 (S1), 1 – 6. <https://doi.org/10.1111/rec.13378>

- UNCCD. (2022). The Global Land Outlook (2nd ed.). United Nations Convention to Combat Desertification. <https://www.unccd.int/resources/global-land-outlook>
- Van der Maarel, E. (2007). Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science*, 18(5): 767-770. [Links]
- Wu, B., Smith, W. K., & Zeng, H. (2024). Dryland dynamics and driving forces. En B. Fu & M. Stafford-Smith (Eds.), *Dryland social-ecological systems in changing environments* (pp. 25–52). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-99-9375-8_2
- Xiao, J., Shi, P., Wang, Y., & Yang, L. (2016). The vegetation recovery pattern and affecting factors after pipeline disturbance in Northwest China. *Journal for Nature Conservation*, 29, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.12.009>
- Zhao, F., Wang, N., Liu, J., & Zhou, Z. (2022). Effects of vegetation type and topography on vegetation restoration after pipeline construction in the Northern Shaanxi Loess Plateau, China. *Ecological Research*, 38(1), 177–187. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12392>
- Zhao, X., Li, F., Yuan, Y., Ari, G., Yan, Y., Zhang, Q., Olhnuud, A., & Liu, P. (2025). Wind farms reduce grassland plant community diversity and lead to plant community convergence. *BMC Ecology and Evolution*, 25(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s12862-025-02350-6>
- Zhu, K., Song, Y., Lesage, J.-C., et al. (2024). Cambios rápidos en las comunidades de pastizales impulsados por el cambio climático. *Nature Ecology & Evolution*, 8(10), 2252–2264. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02552-z>

Letra afiliación	Nombre de la institución y/u organización
1	Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Chile
2	Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Chile
3	Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Chile
Autor	Afiliación
Erwin Domínguez	1
Milena Seguich	2
Sebastián Pérez	3