

Dinámica de la cubierta vegetal en pastizales nativos de la estepa Magallánica perturbados por la construcción de un ducto de hidrocarburo, Chile

ERWIN DOMÍNGUEZ¹

¹ <https://orcid.org/0000-0002-1907-8399>

OPEN ACCESS

Recibido:

22/02/2023

Revisado:

13/07/2023

Aceptado:

17/07/2023

Publicado en línea:

11/08/2023

Editor en Jefe:

Dr. Américo Montiel San Martín

ISSN 0718-686X



RESUMEN

La instalación de tuberías subterráneas es una infraestructura necesaria para la conexión de la matriz energética en la mayoría de los países. Sin embargo, se desconoce en detalle cuáles son los cambios de la composición a largo plazo y la estructura temporal de la cubierta vegetal, así como los efectos sobre la biodiversidad en ecosistemas áridos en la estepa magallánica. Para mitigar esto, se propone evaluar la recuperación de la cubierta vegetal un pastizal nativo (coironal) que forma parte de estos ecosistemas. El objetivo del estudio es identificar los efectos producidos por la instalación de un ducto de hidrocarburos con el método de elevación doble y posterior de revegetación con siembra de una mezcla de semillas agronómicas, sobre la composición, estructura y diversidad en comparación con un pastizal no perturbado adyacente (sitios de referencia) durante un periodo de 7 años. Se estudió el área del Bloque Coirón, en las cumbres de San Gregorio, región de Magallanes, Chile. Se identificaron 28 taxones en el área modificada por el ducto y 39 en la vegetación de referencia. La biodiversidad fue mayor en la vegetación de referencia en comparación al ducto, donde se observó una disminución del número de especies y porcentaje de cobertura. El análisis de Componentes Principales (PCA) y el análisis SIMPER permitieron identificar cuales especies contribuyeron más significativamente a la similitud dentro de cada grupo. Los resultados mostraron que se necesitan al menos 7 años para recuperar las áreas intervenidas por la instalación de un ducto de hidrocarburos y que la presión del pastoreo y eventos climáticos como el déficit hídrico, pueden estar interfiriendo en la recuperación de la cubierta vegetal.

Palabras clave: regeneración de la cubierta vegetal, diversidad florística, ducto de hidrocarburos en la Patagonia.

Dynamics of vegetation cover in native grasslands of the Magellanic steppe disturbed by the construction of a hydrocarbon pipeline, Chile

Contribución de los autor

ED: Muestreo, identificación de especies, elaboración datos, redacción general del manuscrito, análisis de la información, confección de tablas y figuras, discusión.

Declaración de intereses:

El autor declara no tener conflicto de intereses

Financiamiento:

Este trabajo fue realizado con el apoyo del proyecto: Monitoreo de la cubierta vegetal en instalaciones de ENAP Magallanes" No 3100096485. .

ABSTRACT

The installation of underground pipelines is necessary infrastructure for connecting the energy matrix in most countries. However, detailed knowledge about the long-term changes in vegetation composition and temporal structure, as well as the effects on biodiversity in arid ecosystems like the Magellanic steppe, remains unknown. To address this, the recovery of vegetation cover in a native grassland (coironal) that is part of these ecosystems is proposed to be evaluated. The study aims to identify the effects produced by the installation of a hydrocarbon pipeline using the double-lift method and subsequent re-vegetation with sowing of an agronomic seed mix, comparing it with an adjacent undisturbed grassland (reference sites) over a period of 7 years. The study area was the Coirón Block, located in the summits of San Gregorio, Magallanes region, Chile. A total of 28 taxa were identified in the area affected by the pipeline, while 39 taxa were found in the reference vegetation. Biodiversity was higher in the reference vegetation compared to the pipeline area, where a decrease in the number of species and percentage of coverage was observed. Principal Component Analysis (PCA) and SIMPER analysis allowed for the identification of the species that contributed most significantly to the similarity within each group. The results showed that at least 7 years are needed to recover the areas intervened by the installation of a hydrocarbon pipeline and that grazing pressure and climatic events such as water deficit may be interfering with vegetation recovery.

Key words: vegetation cover regeneration, floristic diversity, Patagonia hydrocarbon pipeline.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento global de la industria de petróleo y gas natural ha requerido la creación de vastas redes de tuberías subterráneas. En la actualidad, existen 7 millones de kilómetros de tuberías en todo el mundo y cada año se siguen instalando nuevos ductos para conectar la matriz energética en la mayoría de los países (Elsinger *et al.* 2023; Brehm & Culman, 2022). Sin embargo, la instalación de una tubería conlleva inevitablemente a perturbaciones ecológicas potenciales (Olson & Doherty, 2012; Xiao *et al.* 2014), ya que el proceso de construcción implica el desbroce de la cubierta vegetal, la excavación y la compactación del suelo (Tekeste *et al.* 2020). Además, debido a la disposición lineal de las tuberías, varias zonas naturales y cultivos en ecosistemas boreales, han sido afectados por la fragmentación del hábitat y las presiones sobre la diversidad biológica (Xiao *et al.* 2014; Shi *et al.* 2015; Naeth *et al.* 2020).

La instalación de una tubería ocurre dentro de un área denominada servidumbre, que contiene cuatro componentes: 1) una trinchera donde se coloca la tubería, 2) un área de trabajo donde se produce el tráfico de maquinaria pesada, 3) un área donde se coloca la capa superior del suelo (suelo orgánico) y 4) otra donde se coloca el subsuelo o material estéril. Esta técnica es conocida como "elevación doble", la que tiene por objeto evitar la mezcla de la materia orgánica y del material estéril que forma el suelo, durante el proceso de instalación (Neilsen *et al.* 1990). Se cree que esta técnica, actualmente en uso, disminuye la mezcla entre las capas que forman el suelo, las que a menudo difieren en sus características químicas, textura, porosidad y contenido de materia orgánica (Desserud *et al.* 2010; Shi *et al.* 2015). A nivel global, los problemas ambientales relacionados con la construcción de ductos han recibido cada vez más atención debido a la compactación del suelo por el tráfico de maquinaria pesada, el levantamiento ineficaz de las capas de suelo, errores en su almacenamiento y restitución (Tekeste *et al.* 2020). Sin embargo, a pesar del cuidado que se tenga, los ductos o líneas de flujo generan perturbaciones en la cubierta vegetal, debido a la eliminación mecánica de la vegetación.

Sus efectos han sido reportados en diversos estudios a nivel global, pero pocos han llevado a cabo una comparación de la composición y estructura de la comunidad luego de la recuperación natural en el tiempo (Neville *et al.* 2014). Los umbrales de éxito en la recuperación de la cubierta vegetal varían de un mínimo de 10 a un máximo de 60 años, dependiendo de la complejidad de la comunidad vegetal y de las condiciones ambientales (Haddad *et al.* 2003; Kowaljow & Rostagno, 2013; Naeth *et al.* 2020; Zhao *et al.* 2022). La evaluación del impacto ambiental de este tipo de perturbaciones se está convirtiendo en un componente común de los proyectos de desarrollo de mediana o gran escala a nivel global. Sin embargo, las evaluaciones de impacto frecuentemente carecen de información básica sobre procesos dinámicos como la recuperación de la vegetación, que son necesarios para estimar la resiliencia de los ecosistemas y los impactos ecológicos a largo plazo.

En los ecosistemas de estepa de la región de Magallanes y de la Antártica Chilena, existen aproximadamente 9.500 kilómetros de tuberías de oleoductos construidos principalmente por ENAP-Magallanes y otras empresas de hidrocarburos. Se espera que esta cifra aumente en el futuro debido a la construcción de acueductos, amonioductos y redes de alta tensión requeridas por la industria de energías renovables. Para los ductos soterrados en Chile la normativa ambiental exige, un 60% de la cobertura vegetal declarada al inicio del proyecto, la cual debe ser obtenida al segundo año de la instalación del ducto, si esto no ocurre, el titular del proyecto debe realizar una

siembra o revegetación activa, utilizando especies agronómicas (no nativas), fertilizantes de origen mineral y maquinaria pesada. Esto genera un doble impacto como la mezcla de los horizontes del suelo (Avirmed *et al.* 2014). Por otra parte, diversos estudios plantean que la regeneración natural es más favorable para recuperar la biodiversidad, los procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos para una amplia gama de ecosistemas incluyendo pastizales (Elsinger *et al.* 2022). Esto se debe a que aumenta el establecimiento de los propágulos nativos, los cuales están mejor adaptados a las condiciones locales que los propágulos introducidos (Soulodre *et al.* 2022).

Actualmente, se desconoce si las perturbaciones revegetadas mediante siembra conducen a una comunidad más diversa o similar al pastizal no perturbado de la estepa Magallánica. Es necesario llevar a cabo investigaciones que determinen el impacto de las perturbaciones causadas por los oleoductos en los pastizales, así como las estrategias para mitigar y restaurar estos efectos. Para esto, se ha propuesto evaluar el restablecimiento de la cubierta vegetal en un pastizal nativo, donde los procesos de recuperación pueden verse afectados por las duras condiciones ambientales y las características de la vegetación adyacente, tal como se ha descrito en diversos estudios (Kowaljow & Rostagno, 2013; Naeth *et al.* 2020; Zhao *et al.* 2022). En este escenario, es prioritario conocer las principales especies de plantas involucradas en la dinámica de regeneración en pastizales a una escala temporal y espacial apropiada.

Para esto, se plantea evaluar la dinámica de repoblamiento de la cubierta vegetal en un área intervenida por un ducto y contrastarla con la vegetación de referencia o sin intervención. La hipótesis de trabajo es que la instalación de un ducto genera diferencias espaciotemporales en la composición y estructura florística de la cubierta vegetal, la cual va disminuyendo con el tiempo. Es decir, estos cambios no serían permanentes, sino más bien transitorios, hasta volver a un estado similar a la trayectoria de la vegetación de referencia. Los objetivos de este estudio son: 1) evaluar los efectos de un oleoducto sobre la cobertura vegetal, riqueza y diversidad en un pastizal nativo y 2) evaluar la similitud o diferencias de la vegetación establecida en un ducto versus la vegetación de referencia.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en un pastizal nativo ubicado en la estepa magallánica, un ecosistema caracterizado por su aridez y clima frío. Este pastizal se encuentra en el sector de exploración de ENAP-Magallanes, específicamente en el Bloque Coirón, localizado en las cumbres de San Gregorio, en la región de Magallanes y de la Antártica Chilena (52°22'13,52" S, 70°10'57,37" O) (Fig. 1). El área está inserta dentro del contexto bioclimático de dos zonas: 1) estepa mediterránea templada oriental de *Festuca gracillima* (piso de vegetación N°124) y 2) estepa templada oriental de *Festuca gracillima* y *Empetrum rubrum* (piso de vegetación N°125) según la clasificación de Luebert & Pliscoff (2017). De acuerdo con INIA, 1982, ambas zonas se encuentran en el distrito agroclimático de Cerro Sombrero (S.C.) caracterizado por presentar entre 200 a 250 días de crecimiento, 7 meses de déficit hídrico, 294 mm de precipitación anual y 866 mm de evapotranspiración potencial anual, medidas en milímetros por año. Por su parte, Santibañez *et al.* (2017), en el Atlas Agroclimático de Chile, clasifica este sector en el Distrito 12-5, Villa Tehuelches, dentro del tipo Estepa fría de humedad semiárido (BSkSa), el cual no tiene condiciones

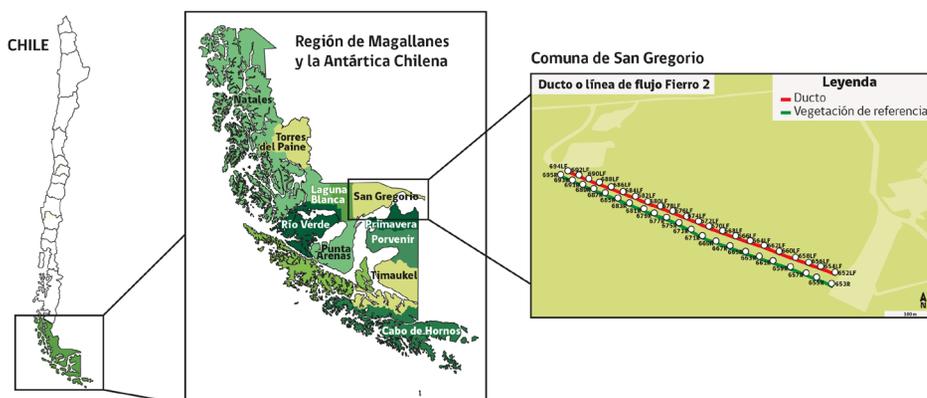


Figura 1. Ducto en Bloque Coirón ubicado en las cumbres de San Gregorio. Las líneas continuas de color rojo corresponden al ducto El Fierro 2 y la línea verde corresponde a la vegetación de referencia formada por un pastizal nativo de *Festuca gracillima* (Coironal).

agronómicas apropiadas para el desarrollo de cultivos. La vegetación se caracteriza por mezclas densas a dispersas de hierbas y subarbustos bajos, las especies de plantas comunes incluyen *Festuca gracillima* y *Empetrum rubrum*.

La construcción del oleoducto comenzó el año 2016 y tomó aproximadamente 1 mes. Para el tendido de la tubería se abrió una trinchera de 1,5 m de ancho, toda la vegetación y el suelo orgánico fue acopiado a la izquierda de la zanja, y a la derecha se depositó el suelo mineral, esta técnica es conocida como “elevación doble” (Neilsen *et al.* 1990). La tubería de 4 pulgadas de diámetro fue enterrada a una profundidad de 1,5 m en promedio. Luego el ducto fue abandonado y monitoreado cada año. Al segundo año, al no recuperar el 60% de la cobertura vegetal exigida por la autoridad ambiental local, se procedió a ejecutar el Plan de Intervención de la Cubierta Vegetal (PICV) de ENAP, el cual consiste en fertilizar el suelo con NPK y sembrar con regeneradora, una mezcla de semilla comerciales de especies forrajeras introducidas con valor agronómico tales como: *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* y *Trifolium repens*.

Diseño de muestreo y análisis estadístico

El 26 de noviembre de 2021 se evaluó el ducto El Fierro 2, que tiene por objetivo transportar la producción de hidrocarburos (gas) del pozo El Fierro 2 hacia el Clúster El Fierro. La longitud de este ducto es de 947 m y la edad de la tubería soterrada es de 7 años. Para su construcción se empleó la técnica de elevación doble descrita por Neilsen *et al.* (1990). La caracterización de la cubierta vegetal se realizó estableciendo 44 parcelas en total, tipo Parker modificado de acuerdo a Domínguez *et al.* (2022) 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). Veintidós parcelas fueron ubicadas al azar a una distancia de entre 40 y 45 metros a lo largo del eje del ducto, mientras que otras 22 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 (Fig. 2). Para cada sitio, se estimó la curva de rarefacción, con el fin de evaluar la eficacia de muestreo, utilizando los siguientes estimadores no paramétricos: Chao 1, Jackknife 1 y Bootstrap (Colwell & Coddington, 1994). Cada unidad muestral, fue georreferenciada utilizando un GPS (Garmin Oregon 600).

Cuantificación de la composición y estructura de la vegetación

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* spp.). 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 las plantas vasculares de Chile (Rodríguez & Marticorena, 2019). Las categorías de amenaza asignadas fueron evaluadas según su estado de conservación de acuerdo con el Reglamento de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente (MMA, Chile). Con los datos de origen, se determinó el grado de intervención antrópica de la zona, mediante la metodología de González (2000). Se calculó la riqueza específica (S), la cobertura vegetal (%) y la diversidad mediante los índices de: Diversidad de Shannon-Wiener (H') y el índice de Equidad de Pielou (J') para el ducto y la vegetación de referencia.

Clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales

Los datos de riqueza y cobertura de especies de las parcelas evaluadas fueron tabulados, en planilla Excel (Microsoft), creando una matriz recíproca. A partir de esta información se realizó la prueba de Kruskal-Wallis con la corrección de Bonferroni, para detectar diferencias entre el ducto y la vegetación de referencia, debido a que los datos no mostraron distribución normal (prueba de Shapiro-Wilk). Con la matriz recíproca se realizaron análisis exploratorios, utilizando índices de distancia de Bray-Curtis y Análisis de Componentes Principales (PCA) con el fin de establecer en forma exploratoria gradientes ecológicas. Para probar las diferencias entre grupos se realizó un ANOSIM (Clarke & Green, 1988), bajo la hipótesis nula de que no hay diferencias en la composición florística entre los dos grupos. Finalmente, para determinar la contribución de las especies en la estructuración de los grupos, se realizó un análisis SIMPER (Clarke 1993), de modo de indicar cuantitativamente qué especies vegetales explican las diferencias entre grupos. Los análisis, tanto univariados como multivariados, se realizaron con el programa PAST (Palaeontological Statistics) v 4.0 (Hammer *et al.* 2001) y el análisis no paramétrico de varianza se calculó con el programa INFOSTAT (Di Rienzo *et al.* 2011).

RESULTADOS

Cuantificación de la composición y estructura de la vegetación

Se presenta una tabla comparativa de datos (Tabla 1), con el fin de tener una mejor claridad de la dinámica de la vegetación respecto a los parámetros comunitarios evaluados entre el ducto y la vegetación de referencia. Para el ducto se registraron 28 taxones, 26 especies, 11 familias, 20 géneros y dos especímenes no pudieron ser identificados a nivel específico. Para la vegetación de referencia se identificaron un total de 39 taxones, 36 especies, 16 familias y 29 géneros, mientras que tres especímenes no pudieron ser identificados a nivel específico. La Tabla 1 muestra indicios de recuperación en términos de composición. Los índices de rarefacción de Chao 1 y Bootstrap superaron el 90% mostrando la eficiencia de muestreo. El ducto presenta una cobertura vegetal de 47,74% y la vegetación de referencia presenta un 59,60%, existiendo una diferencia de 11,86% respecto a la vegetación de referencia o sin intervención. La riqueza de especies en el ducto fue $6 \pm 1,79$ (promedio \pm D.E) por m^2 y $8 \pm 2,06$ para la vegetación de referencia, existiendo diferencias

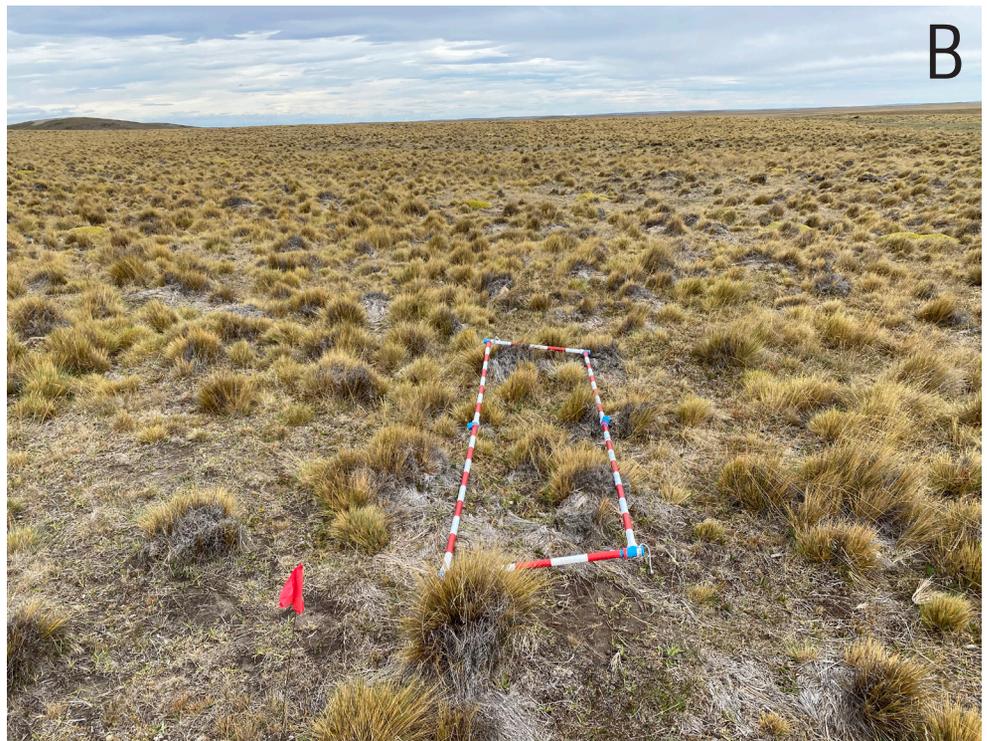


Figura 2.

Muestra vegetación:
A) ducto o línea de
flujo y B) vegetación de
referencia o testigo.

significativas entre ambas. Sin embargo, no se encontró diferencias significativas para los índices de Shannon-Weaver (H') y de Equitatividad de Pielou (J') (Tabla 1). En el ducto se registraron 21 especies nativas y 32 en la vegetación de referencia, de las cuales sólo *Austrolycopodium alboffii* (Rolleri) Holub ha sido mencionada en el Decreto Supremo No 38/2015 MMA, del proceso 11o del Inventario Nacional de Especies del Ministerio del Medio Ambiente, como de PREOCUPACIÓN MENOR (LC). Dado que no cumple con los umbrales de ninguno de los criterios para ser clasificada en alguna de las categorías de amenaza de UICN 3.1. Las especies introducida reportadas en el ducto fueron cinco: *Taraxacum officinale*, *Cerastium arvense*, *Rumex acetosella*, *Poa pratensis* y *Phleum pratense*, solo esta última no fue registrada en la vegetación de referencia (Tabla 2). El hábito de crecimiento de la flora, descrita en el ducto está dominada por las hierbas perennes con 22 especies, 2 arbustos y 2 subarbustos. Para la vegetación de referencia también dominan las hierbas perennes con 24 especies, 6 subarbustos y 3 arbustos. También se registró un total de tres líquenes a nivel de especie (*Cetraria islandica*, *C. aculeata* y *Thamnolia vermicularis*) y un líquen identificado a nivel de género (*Pseudocyphellaria* sp.).

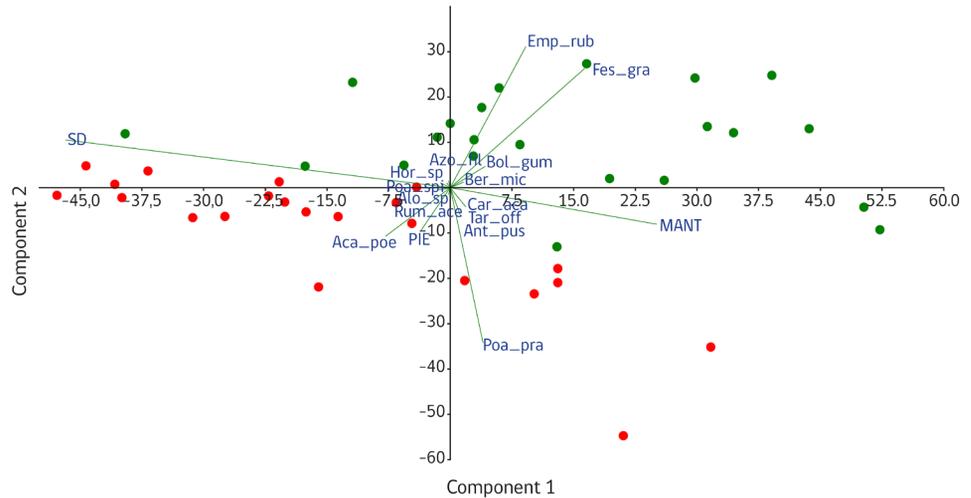
Tabla 1. Comparación de parámetros taxonómicos y comunitarios para la cubierta vegetal del ducto o línea de flujo y de la vegetación de referencia y promedio (\pm DE).

Parámetros comunitarios	Ducto o línea de flujo	Vegetación de Referencia
Nro. de Taxones	28	39
Nro. de Familias	11	16
Nro. de Géneros	20	29
Nro. de Especies	26	36
Especies Nativas	21	32
Especies Introducidas	5	4
Grado de intervención antrópica	Poco intervenido (19%)	No intervenido (11%)
Chao 1 (Riqueza estimada y % de eficiencia del muestreo)	30 – 93%	41 – 90%
Jackknife 1 (Riqueza estimada y % de eficiencia del muestreo)	34 – 83%	45 – 83%
Bootstrap (Riqueza estimada y % de eficiencia del muestreo)	31 – 91%	41 – 90%
Riqueza específica estimada (S)	6 \pm 1,79 ^a	8 \pm 2,06 ^b
Cobertura vegetal (%)	47,74 \pm 17,44 ^a	59,60 \pm 18,76 ^b
Shannon-Wiener (H')	1,14 \pm 0,44 ^a	1,33 \pm 0,31 ^a
Equidad de Pielou (J')	0,64 \pm 0,19 ^a	0,66 \pm 0,13 ^a
Suelo desnudo (incluye mantillo, piedra, heces o fecas y muerto en pie) (%)	52,26	40,40

Letras minúsculas distintas representan diferencias significativas ($p < 0,05$).

N° de Taxones = Incluye a los especímenes identificados a nivel de especies y a nivel de género.

Figura 3. Ordenación mediante un Análisis de Componentes Principales (PCA) para los inventarios realizados en la línea de flujo del ducto de hidrocarburo El Fierro 2 que corresponde a un coironal. Muestra la formación de 2 grupos: Grupo 1 (círculos verdes) corresponde a las parcelas de vegetación de referencia o testigo; Grupo 2: (círculos rojos) corresponde a las parcelas de línea de flujo.



Clasificación de las especies de acuerdo a sus respuestas funcionales

El PCA muestra la segregación de las parcelas de muestreo en el plano formado por los dos primeros componentes principales, que suman una varianza acumulada de 54%. El componente 1, explica un 39% de variación y el componente 2 explica el 15%. Las parcelas forman tres grupos; en el eje x (componente 1) el primero se ubica a la derecha y está representado por las parcelas de la vegetación de referencia o testigo (círculos de color verde) y a la izquierda del mismo eje, se ubican las parcelas de la línea de flujo del ducto (x de color rojo). Luego sigue una zona intermedia formada por ambos grupos. El Componente 1 (eje x), representa un gradiente de intervención, muestra que el suelo desnudo (SD) es mayor en cobertura a la izquierda y menor hacia la derecha (52,26 y 40,40 %). Inversamente ocurre lo mismo con el mantillo (MANT) siendo este más importante en cobertura a la derecha donde están agrupadas las parcelas en el coironal sin intervención. El Componente 2 (eje y) indica un gradiente de especies nativas dominantes, en este caso la hierba perenne *Festuca gracillima* y el subarbusto *Empetrum rubrum* siendo ambas importantes en cobertura en los pastizales nativos no intervenidos por la actividad minera (Fig. 2B). Dentro de las especies introducidas también destaca la presencia de *Poa pratensis*, la que adquiere importancia en el área intervenida por el ducto (Fig. 3). Por otra parte, los resultados obtenidos con ANOSIM indican que la hipótesis de no diferencia en la composición florística entre la vegetación de referencia y ducto, debe ser rechazada, porque resultaron ser significativamente diferentes ($R=0,32$; $p<0,05$). Las especies que contribuyen de manera más significativa tanto en la similitud dentro de cada grupo como en la disimilaridad de acuerdo a SIMPER, fueron: *Festuca gracillima* (11,93%) la especie más importante, en términos de abundancia promedio respecto al resto de especies (20,1%). Luego le sigue *Empetrum rubrum* (15,5%), en el grupo 1. En el sector de línea de flujo o ducto (grupo 2), destacan las especies que se relacionan al proceso de recuperación de la cubierta vegetal, siendo las más importantes en cobertura: *Acaena poeppigiana* (10,9%) y *Poa pratensis* (9,45%) (Tabla 2).

Tabla 2. Taxones y especies que contribuyen a diferenciar la composición florística de los grupos identificados de acuerdo al análisis SIMPER (Grupo 1 = Vegetación de referencia en coironales, Grupo 2 = Vegetación de línea de flujo en coironales). Las especies que contribuyen con mayor porcentaje a cada grupo están marcadas en gris. Origen (N = Nativa; I = Introducida). Hábito de crecimiento (Ar = Arbusto, SubAr = Subarbusto, Hp = Hierba perenne, L = Liqueños).

Taxones-especies	Grupo 1 Vegetación de referencia abundancia promedio	Grupo 2 Vegetación de línea de flujo abundancia promedio	Origen	Hábito de crecimiento
<i>Festuca gracillima</i> Hook.f. var. <i>gracillima</i>	20,1	3,02	N	Hp
<i>Empetrum rubrum</i> Vahl ex Willd.	15,5	0	N	SubAr
<i>Bolax gummifera</i> (Lam.) Spreng.	4,77	0	N	SubAr
<i>Berberis microphylla</i> G. Forst.	2,27	2,27	N	Ar
<i>Gaultheria pumila</i> (L.f.) D.J. Middleton var. <i>pumila</i>	1,98	1,86	N	SubAr
<i>Acaena poeppigiana</i> Gay	1,73	10,9	N	Hp
<i>Anthoxanthum pusillum</i> (Hack. ex Dusén) Veldkamp	1,66	3,25	N	Hp
<i>Berberis empetrifolia</i> Lam.	1,59	0,205	N	Ar
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	1,39	3,11	I	Hp
<i>Carex acaulis</i> d'Urv.	1,27	0,682	N	Hp
<i>Acaena pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	1	0,841	N	HP
<i>Cerastium arvense</i> L.	0,932	0,75	I	Hp
<i>Azorella filamentosa</i> Lam.	0,864	0,0227	N	Hp
<i>Azorella lycopodioides</i> Gaudich.	0,818	0	N	SubAr
<i>Colobanthus subulatus</i> (d'Urv.) Hook.f.	0,727	0,5	N	Hp
<i>Austrolycopodium alboffi</i> (Rolleri) Holub	0,682	0	N	Hp
<i>Senecio magellanicus</i> Hook. & Arn.	0,273	0	N	Hp

<i>Pseudocypbellaria</i> sp.	0,25	0	N	L
<i>Nassauvia darwinii</i> (Hook. & Arn.) O. Hoffm. & Dusén	0,227	1,64	N	Hp
<i>Rumex acetosella</i> L.	0,205	1,32	I	Hp
<i>Poa pratensis</i> L. subsp. <i>pratensis</i>	0,182	9,45	I	Hp
<i>Nassauvia aculeata</i> (Less.) Poepp. & Endl. var. <i>aculeata</i>	0,182	0,909	N	Hp
<i>Hypochaeris incana</i> (Hook. & Arn.) Macloskie	0,182	0,0455	N	Hp
<i>Perezia pilifera</i> (D. Don) Hook. & Arn.	0,159	0,545	N	Hp
<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer	0,136	0	N	Hp
<i>Primula magellanica</i> Lehm.	0,0909	0	N	Hp
<i>Cetraria islandica</i> (L.) Ach.	0,0682	0	N	L
<i>Cetraria aculeata</i> (Schreb.) Fr.	0,0682	0	N	L
<i>Poa spiciformis</i> (Steud.) Hauman & Parodi var. <i>spiciformis</i>	0,0455	2,18	N	Hp
<i>Erigeron patagonicus</i> Phil.	0,0455	0,0909	N	Hp
<i>Leucheria hahnii</i> Franch.	0,0455	0	N	Hp
<i>Thamnotia vermicularis</i> (Sw.) Schaer.	0,0455	0	N	L
<i>Adesmia pumila</i> Hook.f.	0,0455	0	N	Hp
<i>Micromeria darwinii</i> Benth.	0,0455	0	N	SubAr
<i>Chilotrichum diffusum</i> (G. Forst.) Kuntze	0,0455	0	N	Ar
<i>Alopecurus</i> sp.	0,0227	1,59	N	Hp
<i>Hordeum</i> sp.	0,0227	1,59	N	Hp
<i>Oxalis enneaphylla</i> Cav.	0,0227	0,0909	N	Hp
<i>Senecio alloephyllus</i> O. Hoffm.	0,0136	0	N	SubAr

<i>Azorella monantha</i> Clos	0	0,545	N	SubAr
<i>Festuca magellanica</i> Lam.	0	0,136	N	Hp
<i>Phleum pratense</i> L.	0	0,0909	I	Hp
<i>Festuca pyrogea</i> Speg.	0	0,0455	N	Hp
<i>Geranium core-core</i> Steud.	0	0,0227	N	Hp

DISCUSIÓN

La intensidad y esfuerzo de muestreo realizado en este estudio permitió incrementar el conocimiento sobre los efectos, poco conocidos, de la instalación de ductos de hidrocarburos sobre los coironales de la estepa Magallánica. Generalmente se espera una disminución en la riqueza de especies como ha sido reportado para otras localidades por Olson & Doherty, 2012; Kowaljow & Rostagno, 2013; Naeth *et al.* 2020; Zhao *et al.* 2022. Para el presente estudio, se ha observado una recuperación del 58% de las especies presentes en el área de referencia adyacente al ducto, en tan solo 7 años transcurridos desde la construcción, esto demuestra que los procesos de recuperación en estos ambientes hostiles no son tan lentos. Sin embargo, otros estudios en el hemisferio norte han mostrado que la recuperación natural es un proceso lento, que a veces toma entre 10 a 50 años, para que se desarrollen las comunidades vegetales respecto a la trayectoria original (Haddad *et al.* 2003; Naeth *et al.* 2020; Zhao *et al.* 2022). Es probable que existan condiciones particulares de sitio, que impulsen la recuperación más rápida en los ductos (Kowaljow & Rostagno, 2013). Si bien no es un enfoque de este estudio, tales factores podrían incluir la disponibilidad de humedad del suelo y la rugosidad de la superficie, así como la disponibilidad de fuentes de semillas de plantas cercanas (Pinno & Errington, 2015; Prach *et al.* 2020). En este estudio una condición aparentemente ideal, ha sido que el área de perturbación directa es reducida en tamaño, midiendo 1,5 m lo que corresponde al ancho de pala de la excavadora y la franja de servidumbre es de 15 metros de ancho para un tubo de 4", esto hace que las fuentes de semillas de plantas estén disponibles más próximas al sector intervenido, lo cual permitiría una mejor recuperación de la riqueza taxonómica (Xiao *et al.* 2014). Respecto a la cobertura vegetal en este estudio se halló una diferencia entre el ducto respecto a la vegetación de referencia de un 11,86%. De acuerdo a las exigencias de las autoridades ambientales y sectoriales de Chile, se habría cumplido con el 60% de la cobertura original. Sin embargo, el problema es que, de acuerdo con lo exigido por el Servicio de Evaluación Ambiental de Chile, esta cobertura se debe lograr a los 24 meses después de la instalación del ducto. Esto generalmente, no se cumple, debido a la presencia de un suelo muy delgado de origen glaciar y a las condiciones climáticas propias de la estepa Magallánica, caracterizadas por bajas temperaturas, una escasa precipitación y fuertes vientos. A ello se debe agregar que una gran parte de los pastizales nativos o "coironales" se encuentran en un grado de deterioro de moderado a grave (CIREN 2010), como consecuencia de más de un siglo de cargas ovinas altas y pastoreo continuo como ha sido reportado en Argentina (Golluscio *et al.* 2011).

Una parte importante de la cobertura vegetal presente en el ducto está integrada por especies nativas propias de los coironales. Entre ellas destacan: *Acaena poeppigiana* con un 10,9% cobertura y *Anthoxanthum pusillum* con un 3,5%, junto a las especies introducidas *Poa pratensis* que presentó un 9,45% de cobertura (Fig. 3) y *Taraxacum officinale* con 3,1 % ambas han sido

clasificadas como invasoras de valor agronómico para la ganadería en Magallanes (Dominguez & Santis 2021). Estas plantas producen un gran número de pequeñas semillas y tienen una fuerte capacidad de propagación lo que aumenta la probabilidad de establecimiento en distintos hábitats (Sokoly *et al.* 2017; Wang *et al.* 2020). Además, se caracterizan por una alta producción de semillas, plasticidad ecológica y la capacidad de adaptarse a hábitats perturbados, como ha sido descrito por Desserud *et al.* (2010), Turuga *et al.* (2008) y Grant *et al.* (2020).

Los parámetros comunitarios de riqueza de especie (S) presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el ducto con $6 \pm 1,79$ especies a escala de 1m^2 y $8 \pm 2,06$ para la vegetación de referencia. Esta diferencia se debería principalmente a la ausencia de especies leñosas especialmente *Empetrum rubrum*, un subarbolito codominante en el coironal de referencia (Tabla 2, Fig. 3) y aparentemente sensible a los cambios en las características fisicoquímicas del suelo, como el pH, la textura, la densidad, la porosidad y el contenido de carbono orgánico (Naeth *et al.* 1987). Otros estudios han demostrado que las variaciones interanuales de precipitación y temperatura del aire pueden estar afectando la recuperación de algunas especies (Bayramov *et al.* 2011; Xiao *et al.* 2016). Esto es especialmente importante en ambientes áridos y semiáridos, donde los procesos de recuperación pueden ser muy lentos para algunas especies (Cortina *et al.* 2011). También cabe destacar la ausencia de líquenes los que juegan un rol importante en el reciclado de los nutrientes y la fijación de nitrógeno en el suelo (Maestre *et al.* 2011), quizás la ausencia se deba a la contaminación provocada por el uso de fertilizantes minerales los que generan cambios severos en el metabolismo de los líquenes (Gutiérrez-Larruga *et al.* 2020). Esto puede estar relacionado a los trabajos de recuperación de la cubierta vegetal realizados por ENAP – Magallanes, que contempla la fertilización con macronutrientes primarios NPK (40 unidades/ha) para la siembra de especies agronómicas como: *Festuca arundinacea* (6 kg/ha), *Dactylis glomerata* (6 kg/ha), *Trifolium repens* (4 kg/ha) entre otras, para tratar de alcanzar el 60% de cobertura vegetal exigido por el Servicio de Evaluación Ambiental de Chile, sin considerar los efectos que puede generar estos fertilizantes sobre la costra biológica en el suelo removido y sobre la vegetación adyacente. Es importante destacar, que a pesar de que el área fue intervenida agronómicamente con especies forrajeras introducidas para establecer una cubierta vegetal, no se registró la presencia de ninguna de estas tres especies, seguramente esto se debe al pastoreo ovino selectivo.

La diversidad estimada mediante los índices de Shannon (H') y de Equitatividad de Pielou (J') fue menor para el ducto ($H' = 1,14 \pm 0,44$; $J' = 0,64 \pm 0,19$) que para la vegetación de referencia ($H' = 1,33 \pm 0,31$; $J' = 0,66 \pm 0,13$); sin embargo, no existe diferencias estadísticas entre ellas. Oliva *et al.* 2016 reportaron para coironales de *Festuca gracillima* en la provincia de Santa Cruz, Argentina, un valor mayor para el índice Shannon ($H' = 1,79 \pm 0,09$) que la hallada en este estudio, para la vegetación de referencia. Por otra parte, los datos obtenidos el año 2016 con los Monitores Ambientales de Regiones Áridas y Semiáridas (MARAS) instalados en coironales en Magallanes muestran también valores superiores con un $H' = 2,33$ para la Estancia Cañadón Grande y un $H' = 2,24$ para la Estancia Punta Delgada (Dominguez, datos no publicados, registrados en <https://maras.inta.gob.ar/>). Tal vez, el valor tan bajo obtenido para el índice de Shannon, tanto para la vegetación de referencia y como para el ducto, responde a un factor climático como es el estrés hídrico que ha afectado a la región durante los últimos 5 años y el sobrepastoreo histórico (CIREN 2010; Golluscio *et al.* 2011). A largo plazo, también habría que tomar en consideración las alteraciones climáticas que podrían estar indicando los efectos del cambio climático en estas latitudes.

El propósito de este estudio es proporcionar evidencia empírica sobre la dinámica de la cubierta vegetal en pastizales nativos que han sido perturbados por la construcción de un ducto de hidrocarburos. Los resultados indican que la recuperación de la composición y cobertura de un coironal se ve impulsada por la cercanía a fuentes potenciales de semillas. Esto sugiere que las perturbaciones por oleoductos podrían ser manejadas y restauradas con vegetación nativa, lo que podría llevar a un estado ecológico similar al original en un plazo de 7 años o más.

CONCLUSIONES

La composición florística en el ducto mostró valores próximos a la vegetación de referencia, lo que estaría indicando que se necesita a lo menos 7 años, para que se pueda recuperar la composición, estructura y la biodiversidad de un coironal en una franja perturbada por la instalación de un ducto de hidrocarburo. Las especies más importante en cobertura en la recuperación de la cubierta vegetal fueron *Acaena poeppigiana* con 10,9% hierba nativa, seguida por la especie introducida, naturalizada y de valor agronómico *Poa pratensis* con 9,45% en la franja del ducto. La cobertura vegetal mostró diferencias de 11,86% entre el ducto (47,74%) y la vegetación de referencia (59,60%), esto se puede deber a la presión de pastoreo (doméstico y silvestre) y a eventos climáticos como el déficit hídrico, que puede estar interfiriendo en la recuperación de la cubierta vegetal.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a quienes colaboraron con el trabajo de campo (Ángel Suárez y Joaquín Romo), tabulación de datos (Mariana Alarcón y Milenka Seguich).

LITERATURA CITADA

- Avirmed, O.I., Burke, C., Moberly, 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>
- Bayramov, E., Buchroithner, M.F., & McGurty, E. (2011). Determination of main climate and ground factors controlling vegetation cover regrowth along oil and gas pipelines using multiple, spatial and geographically weighted regression procedures. *Environmental Earth Sciences*, 66: 2047–2062.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume Ediciones.
- Brehm, T., & Culman, S. (2022). Pipeline installation effects on soils and plants: A review and quantitative synthesis. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 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 Antártica Chilena. Síntesis de Resultados – diciembre 2010*. Centro de Información de Recursos Naturales. Publicación No 153. Pp. 50.
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Australian Journal of Ecology*: 18: 117-143.
- Clarke, K.R., & Green, R.H. (1988). Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 213-226.
- Colwell, R.K., & Coddington, J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 345: 101–118. <http://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Cortina, J., Amat, B., Castillo, V.M., Fuentes, D., Maestre, F.T., Padilla, F.M., & Rojo, L. (2011). The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments*, 75: 1377-1384.

- Correa, M.N. (1969, 1971, 1978, 1984, 1985, 1988, 1999). *Flora Patagónica I-VIII*. Colección Científica INTA.
- Desserud, P., Gates, C.C., Adams, B., & Revel, R.D. (2010). Restoration of foothills rough fescue grassland following pipeline disturbance in southwestern Alberta. *Journal of Environmental Management*, 91 (12): 2763–2770. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.006>
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M., & Robledo, C. (2011). InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com>.
- Dominguez, E., & Santis, P. (2021). Plantas naturalizadas e introducidas de la región de Magallanes, asociadas a la actividad silvoagropecuaria y áreas protegidas: atributos de vida, distribución y estatus de invasión. *Chloris Chilensis*, 24 (2): 21-47. URL: <http://www.chlorischile.cl>.
- Dominguez, E., Suárez, A., Navarro, E., Romo, J., Alarcón, M., & Seguich, M. (2022). Monitoreo de la cubierta vegetal para evaluar la sucesión secundaria de los pastizales nativos en la línea de flujo ducto Dorado Sur ZG-1 (ex A) [en línea]. Punta Arenas, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Informativo INIA Kampenaike N° 123. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.14001/68709> (Consultado: 5 febrero 2023).
- Elsinger, M.E., Dhar, A., & Naeth, M.A. (2023). Plains rough fescue grassland restoration using natural regeneration after pipeline disturbances. *Restoration Ecology*, 31 (3): 1-9. <https://doi.org/10.1111/rec.13703>.
- Elsinger, M.E., Dhar, A., & Naeth, M.A. (2022). Recovery of plains rough fescue grass- lands on reclaimed well sites. *Journal for Nature Conservation*, 66: 126122. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126122>
- 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 vegetal en la cuenca del río Budi, situación actual y propuestas de manejo*. [Tesis Licenciatura en Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Católica de Temuco, Chile. 110 pp.]
- Grant, T.A., Shaffer, T.L., & Flanders, B. (2020). Resiliency of native prairies to invasion by Kentucky bluegrass, smooth brome, and woody vegetation. *Rangeland Ecology and Management*, 73: 321–328. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.10.013>
- Gutiérrez-Larruga, B., Estébanez-Pérez, B., & Ochoa-Hueso, R. (2020). Efectos de la deposición de nitrógeno sobre la abundancia y el metabolismo de los líquenes: un metanálisis. *Ecosistemas*, 23: 783–797. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00431-4>
- 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, 609–615.
- Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1): 1-9.
- INIA (1982). Plan de Estudio Desarrollo Tecnológico Agropecuario XII Región. Vol VI Unidad de Trabajo N° 3. Distritos Agroclimáticos. Secretaría de Planificación y Coordinación Regional de Magallanes y Antártica Chilena.
- Kowaljow, E., & Rostagno, C.M. (2013). Enramado y riego como alternativas de rehabilitación de regiones semiáridas afectadas por el tendido de ductos. *Ecología Austral*, 23 (1): 62–69. <https://doi.org/10.25260/EA.13.23.1.0.1193>
- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2017). <https://www.ide.cl/index.php/flora-y-fauna/item/1524-pisos-vegetacionales-luebert-pliscoff-2017>
- Maestre, F.T., Bowker, M.A., Cantón, Y., Castillo-Monroy, A.P., Cortina, J., Escolar, C., Escudero, A., Lázaro, R., & Martínez, I. (2011). Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. *Journal of Arid Environments*, 75: 1282-1291.
- Naeth, M.A., McGill, W.B., & Bailey, A.W. (1987). Persistence of changes in selected soil chemical and physical properties after pipeline installation in Solonchic native rangeland. *Canadian Journal of Soil Science*, 67: 747-763.
- 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.
- Neilsen, D., MacKenzie, A.F. & Stewart, A. (1990). The effects of buried pipeline installation and fertilizer treatments on corn productivity on three eastern Canadian soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 70 (2): 169–179. <https://doi.org/10.4141/cjss90-019>

- Neville, M., Lancaster, J., Adams, B. & Desserud, P. (2014). Recovery strategies for industrial development in native prairie for the Mixedgrass Natural Subregion of Alberta. First approximation. Prepared for Range Resource Management Branch, Public Lands Division, Alberta Environment and Sustainable Resource Development. Lethbridge, Canada
- 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.
- 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.
- Pinno, B.D., & Errington, R.C. (2015). Maximizing natural trembling aspen seedling establishment on a reclaimed boreal Oil Sands site. *Ecological Restoration*, 33: 43-50. <https://doi.org/10.3368/er.33.1.43>
- Prach, K., Šebelíkova, L., Řehouňkova, K., & del Moral, R. (2020). Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. *Landscape Research*, 45: 247-253. <https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1593335>
- Rodríguez, R., & Marticorena, A. (Eds.). (2019). *Catálogo de las plantas vasculares de Chile*. Universidad de Concepción.
- 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. <http://www.agrimed.cl/atlas/tomo6.html>
- Shi, P., Huang, Y., Chen, H., Wang, Y., Xiao, J., & Chen, L. (2015). Quantifying the effects of pipeline installation on agricultural productivity in west China. *Agronomy Journal*, 107 (2): 524-531. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0023>
- Sonkoly, J., Deak, B., Valko, O., Molnar, A., Tothmérész, B., & Török, P. (2017). Do large-seeded herbs have a small range size? The seed mass-distribution range trade-off hypothesis. *Ecology and Evolution*, 19: 11204-11212. <https://doi.org/10.1002/ece3.3568>
- Soulodre, E.M.J., Dhar, A., & Naeth, M.A. (2022). Plant community development trends on mixed grass prairie well sites 5 years after reclamation. *Ecological Engineering*, 179:106635 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106635>
- Turuga, L., Albulescu, M., Popovici, H. & Puscas, A. (2008). *Taraxacum officinale* in phytoremediation of contaminated soils by industrial activities. *Annals of West University of Timisoara, Series Chemistry*, 17 (2): 39-44.
- Tekeste, M.Z., Ebrahimi, E., Hanna, M.H., Neideigh, E.R., & Horton, R. (2020). Effect of subsoil tillage during pipeline construction activities on near-term soil physical properties and crop yields in the right-of-way. *Soil Use and Management* 37(3): 545-555. <https://doi.org/10.1111/sum.12623>
- 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.
- Wang, N., He, X.Y., Zhao, F.W., Wang, D.L., & Jiao, J.Y. (2020). Soil seed bank in different vegetation types in the Loess Plateau region and its role in vegetation restoration. *Restoration Ecology*, 28: A5-A12. <https://doi.org/10.1111/rec.13169>
- Xiao, J., Wang, Y., Shi, P., Yang, L., & Chen, L.D. (2014). Potential effects of large linear pipeline construction on soil and vegetation in ecologically fragile regions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (11): 8037-8048. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3986-0>
- 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.

Apéndice: Afiliación declara por cada uno de los autores

Número afiliación	Nombre de la institución y/o organización Afiliación
1	Instituto de Investigaciones Agropecuarias – INIA. ✉ edominguez@inia.cl
Autor	Afiliación
E. Domínguez	1